



Endbericht für das Projekt

"AQUELLA" Wien

Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben

MA 22 – 3869/03

Erstellt von

H. Bauer, I. Marr, A. Kasper-Giebl, A. Limbeck,
A. Caseiro, M. Handler, N. Jankowski, B. Klatzer, P. Kotianova,
P. Pouresmaeil, Ch. Schmidl, M. Sageder, H. Puxbaum

und dem AQUELLA - TEAM

Wien, 31.12.2006

Bericht UA/AQWien 2006r – 174 S

Technische Universität Wien
Institut für Chemische Technologien und Analytik
Arbeitsgruppe für Umweltanalytik
1060 Wien, Getreidemarkt 9/164 UPA

INHALT

1	PROJEKTDATEN	4
2	EINFÜHRUNG UND AUFGABENSTELLUNG	6
2.1	Einführung zur Feinstaubproblematik	6
2.2	Anwendung von Quellenmodellen	7
2.3	Aufgabenstellung des gegenständlichen Projektes	8
2.4	CMB in AQUELLA	9
3	QUELLENANALYSE MIT TRACERN	15
3.1	PM10 Messstellen im Raum Wien	15
3.2	Begleitende Messparameter im Raum Wien	17
3.3	Probenahme und Analytik	17
3.3.1	Filterbehandlung	17
3.3.2	Poolen der Filter	18
3.3.3	Analysenplan	19
3.3.4	Analytische Methoden	27
3.3.5	Nachweisgrenzen	32
3.4	Qualitätssicherung	33
3.5	Herstellung von PM10 – Proben aus gekehrten Staubproben	35
3.6	Entwicklung eines Macrotracer-Modells	36
3.7	Zeitverläufe von PM10	39
3.8	Analysenergebnisse / Quellen	43
3.9	Analysenergebnisse Raum Wien	45
3.9.1	Monatsmittelwerte der jahreszeit-typischen Monate (Saison-Monate)	45
3.9.2	Metalle	46
3.9.3	Organische Tracer	48
3.9.4	Zeitverläufe	58
3.10	Quellenanalyse mit dem Makrotracer-Modell	65
3.10.1	Mittelwert der Überschreitungstage	65
3.10.2	Quellenanteile der Überschreitungsperioden	70
3.10.3	Quellenanteile Saison-Mittelwerte	75
3.10.4	Vergleiche von Tagen mit und ohne Überschreitung	78
3.10.5	„Sommer – Winter“ Vergleich	82
3.11	Quellenanalyse mit dem CMB-Modell	85
3.11.1	Modellparameter	85
3.11.2	Ergebnisse der Saison-Monate	85
3.11.3	CMB Analyse von Überschreitungsperioden	90
3.11.4	CMB – Massenbilanzen	93
3.12	Datenvergleiche	95
3.12.1	Vergleich von CMB und Makrotracer-Ergebnissen	95
3.12.2	Der spezielle Fall des Holzrauchs	104

3.12.3	Die Aufteilung des Verkehrs-Beitrags	106
3.12.4	Die Mineralstaubanteile	107
3.13	Städtevergleich Wien – Graz – Salzburg	109
3.14	Überschreitungen – Einfluss der Vorbelastung	111
3.14.1	Der Beitrag der Vorbelastung	111
3.14.2	Überlegungen zu einer zulässigen Zusatzbelastung in einem Ballungsgebiet	113
3.14.3	Die Hauptkomponenten an den belasteten Messstellen an Überschreitungstagen	114
3.15	Schlussfolgerungen aus der Quellen-Modellierung	116
4	PM10 UND METEOROLOGISCHE EINFLÜSSE	117
4.1	Vorbetrachtungen	117
4.2	Die Witterung des Jahres 2004 im Wiener Raum	119
4.3	Topographische Einflüsse	120
4.4	Inversionen in Wien	121
4.5	PM10 – Windrosen	121
4.6	Analyse ausgewählter Überschreitungsepisoden im Raum Wien	125
4.6.1	Analyse der Episode 1 (7.-10.01.2004)	125
4.6.2	Analyse der Episode 2 (23. bis 28.01.2004)	135
4.6.3	Analyse der Episode 3 (10. bis 19.03.2004)	144
4.7	Monate geringerer PM10 Belastung	151
4.8	Zusammenfassung der meteorologischen Analyse	152
5	ANALYSE VON STADT- UND IMPORTANTEILEN	153
6	ZUSAMMENFASSUNG	161
7	VERZEICHNISSE	164
7.1	Verzeichnis der Abbildungen	164
7.2	Verzeichnis der Tabellen	169
7.3	Verzeichnis der Abkürzungen	171
8	LITERATUR	172

1 Projektdaten

Auftragnehmer:

Technische Universität Wien
Institut für Chemische Technologien und Analytik
Getreidemarkt 9/164 UPA
A-1060 Wien

Titel des Projektes:

AQUELLA – Aerosolquellenanalyse für Wien; Methodenentwicklung und Erstellung von Quellenprofilen

Laufzeit:

20. Oktober 2003 bis 28. April 2006

Projektleiter:

Ao Prof. Dr. Hans Puxbaum
+43 1 58801 15170

Koordination:

Dr. Heidi Bauer
+43 1 58801 15177

Analytische Betreuer:

Heidi Bauer (EC/OC, Kohlenstoffspezifizierung, Filter Pooling)
Anne Kasper-Giebl (Ionenchromatographie, Anhydrozucker, Cellulose)
Andreas Limbeck (ICP-OES, AAS, Pd)
Iain Marr (Qualitätskontrolle)

Wissenschaftliche Mitarbeiter:

Yo Abé (Emissionsprofile Kochen, Holzbearbeitung, Tierhaltung)
Alexandre Caseiro (HPLC-E-Chem.Detektion, Anhydrozucker, Cellulose)
Markus Handler (ICP-OES, Filter Transport, Straßenstaubsammlung)
Nicole Jankowski (Straßenstaubprofile)
Barbara Klatzer (TOC, HULIS, Filter Pooling)
Petra Kotianova (GC-MS (non-polar))
Parissa Pouresmaeil (Thermographie, EC/OC, Filter Management)
Christoph Puls (AAS – As, Sb, Pb)

Barbara Rollinger (GC-MS polar)

Markus Sageder (Meteorologische Analyse)

Christoph Schmidl (Holzrauchprofile)

Johannes Zbiral (RFA – Si, Al, Fe)

Externe Beratung / Mitarbeit

Prof. Axel Berner (PM10 Emissionssammler Design, PM10 ambient sampler Design)

Johannes Frank (Konstruktion von Eigenbau-Geräten)

Prof. James J. Schauer (Externe Beratung, GC-MS Kalibrierung, Auswertung, CMB Beratung)

Prof. Vasil Simeonow (CMB AQUELLA Modellierung)

Weitere Mitarbeiter:

Katrin Fizzor, Ute Wolfesberger (EC/OC)

Christian Effenberger, Carlos Ramirez Santa Cruz (Ionenchromatographie)

Lorena Andrade Sanchez (Filteraliquotisierung)

2 Einführung und Aufgabenstellung

2.1 Einführung zur Feinstaubproblematik

Bis 2004 galt in Österreich als gesetzlich zu erfassende Staubfraktion Gesamtschwebestaub oder auch abgekürzt TSP (für „total suspended particles“). Da feinere Teilchen tiefer in den Atemtrakt gelangen und in epidemiologischen Untersuchungen auch eine höhere Wirkung auf Atemtrakt- und Herz-Kreislaufkrankungen aufzeigen^[1], wurden in den USA bereits vor längerer Zeit Grenzwerte für die feineren Staubfraktionen unter 10 µm („PM10“) und unter 2,5 µm („PM2,5“) eingeführt. Seitens der EU wurde am 22. April 1999 die Richtlinie 1999/30/EG erlassen, in welcher die Grenzwerte für Partikel in der Luft neu behandelt wurden. Die Bezeichnung „Partikel“ für Schwebestaub wurde in Anlehnung an US-Bezeichnungen für Staubkollektive bestimmter Obergrenzen der bei der Sammlung zu erfassenden Größenfraktionen eingeführt. Als „PM10“ in der erwähnten EU-Richtlinie wird „Particulate Matter mit einem mittleren aerodynamischen Abscheiddurchmesser von 10 µm“ gemeint, somit der amerikanische Begriff der Schwebestaubsammlung mit einer definierten Teilchenobergrenze übernommen. Die Referenzmethode hierzu ist in der CEN-Norm EN 12341 beschrieben. Als Grenzwert zum Schutz des Menschen ist im IG-L ein JMW von 40 µg/m³ und ein TMW von 50 µg/m³, dieser jedoch verknüpft mit Überschreitungskriterien, angegeben. Ein Grenzwert für PM2,5 ist seitens der EU im Entwurfstadium.

Der PM10 Standard mit einem Grenzwert von 50 µg/m³ als TMW, der pro Jahr 35 Mal überschritten werden darf, wurde mit dem IG-Luft 2001 in Bezug auf die Überschreitungshäufigkeit verschärft in österreichisches Recht übernommen. Dieser Grenzwert ist in vielen Ballungsräumen Europas mit großer Wahrscheinlichkeit überschritten. In Wien wurden mehrfach Überschreitungen des PM10 Grenzwertkriteriums beobachtet. In Österreich führt eine Überschreitung eines IG-Luft Grenzwerts zur Statuserhebung mit einer Analyse der Verursacher und zur Einleitung von geeigneten Maßnahmen, um die Überschreitungen in Zukunft vermeiden zu können. Während nun bei gasförmigen Luftschadstoffen auf Basis der Emissionskataster auf Anteile von Verursacherquellen geschlossen werden kann, ist dies bei Partikeln PM10 nicht in gleichartiger Weise möglich. Zum einen, da Partikel aus vielfältigen chemischen Verbindungen bestehen, zum zweiten, da diese chemischen Verbindungen jeweils aus verschiedenen Quellen stammen. Zum dritten wird ein erheblicher Anteil der Partikel in der Luft sekundär gebildet und scheint in den Emissionskatastern nicht auf. Zum vierten erfassen die Emissionskataster nicht oder sehr unvollständig fugitive Emissionen, die z.B. durch Straßenabrieb, Bautätigkeit, Erosion von offenen Flächen etc. verursacht werden. Dadurch wird die Erkennung von Quellenbeiträgen zum PM10 Aerosol ein mehrdimensionales Problem, das nicht mehr durch Betrachten der Messwerte selbst gelöst werden kann. Als Lösungsmöglichkeit wird die Anwendung eines Chemischen Massenbilanzmodells (CMB) vorgeschlagen, welches mit Hilfe eines statistischen Verfahrens und der Anwendung von gemessenen Quellenprofilen eine Rekonstruktion der Beiträge der wichtigsten, in einer Vorauswahl ermittelten Aerosolquellen ermöglicht. Basierend auf den Erfahrungen mit dem CMB-Modell wurde im Rahmen von

AQUELLA ein eigenes Aerosolquellen-Modell, das Makrotracer-Modell entwickelt und erfolgreich angewendet.

2.2 Anwendung von Quellenmodellen

Die Frage der Herkunft des atmosphärischen Staubes in Ballungszentren aber auch an Hintergrundmessstellen war in den USA schon in der Dekade 1970 – 1980 heftig diskutiert. Aus dieser Zeit stammen auch die ersten Aerosol-Quellenmodelle basierend auf chemischen Immissionsmessdaten. So begründete z.B. Friedlander 1973 die Methode der „Chemischen Element-Bilanz“ ^[ii]. Da man von der Immissionsmessung an der Einwirkstelle (Rezeptor) auf die Herkunft der Partikel schloss, wurden die Modelle auch als Rezeptormodelle bezeichnet (Gordon 1980 ^[iii], Cooper und Watson 1980 ^[iv]). Die Idee dieser Modelle war es, ausgehend von Immissionsmessdaten auf die Anteile von Verursachern zurück zu schließen. Ausgangspunkt der CMB Modelle ist die Identifizierung von Quellen durch Vergleich von Profilen der Aerosoleigenschaften am Rezeptor mit jenen der Quellen, ihren „Fingerabdrücken“.

Als wichtigste Aerosolquellenmodell-Typen werden von Cooper und Watson (1980) genannt:

- Analyse der Anreicherungsfaktoren
- Zeitreihenuntersuchungen
- Konzentrationswindrosen (Untersuchung der räumlichen Verteilung)
- Chemische Massenbilanzen (CMB)
- Multivariate statistische Verfahren (Faktorenanalyse und verwandte Methoden)

Auch an der TU Wien wurden in der Frühzeit der Rezeptormodellierung Arbeiten mit multivariaten statistischen Verfahren durchgeführt (Wopenka 1982 ^[v]; Puxbaum und Wopenka 1984 ^[vi]). Zu dieser Zeit basierten die Quellenanalysen auf anorganischen Parametern (Schwermetalle, Ionen) und für den Kfz-Verkehr diente Blei als Tracer.

Einen Durchbruch in der Aerosolquellenanalyse erzielte Glen Cass mit seiner Arbeitsgruppe am CALTECH, Pasadena, durch die Einbeziehung von organischen Tracern zur Chemischen Massenbilanz – „CMB“. Ohne die zahlreichen Arbeiten im Einzelnen zu zitieren, sind Bernd Simoneit, Monica Mazurek, Lynn Hildemann, Wolfgang Rogge, und James Schauer besonders hervorzuheben. Die erste Schlüsselarbeit diesbezüglich ist die Quellenanalyse des Aerosols von ausgewählten Messorten in Los Angeles (Schauer et al., 1996 ^[vii]), eine weitere über Aerosol in kleineren Städten und der ländlichen Region stammt von Zheng et al., 2002 ^[viii]. Diese Arbeiten waren von Serien von Publikationen über die Zusammensetzung von Aerosolquellen begleitet, da zur Anwendung der CMB die Zusammensetzung der wesentlichen verursachenden Quellen bekannt sein muss. Auf dem Sektor der Quellenprofile und der Modellanwendung vom CMB sind John Watson, Wolfgang Rogge und Philip Fine hervorzuheben. Die Verbesserung der Quellenprofile ist Bestandteil laufender Forschungsarbeiten in den USA. Die Verwendung von CMB als Quellenmodell

wird von der USEPA unterstützt. Quellenprofile sind unter der Domäne SPECIATE abrufbar. Das Modell CMB VII und CMB VIII steht von der EPA kostenlos zur Verfügung.

Auch auf dem Sektor der multivariaten statistischen Verfahren gab es eine interessante Entwicklung in den vergangenen Jahren, etwa dadurch, dass bestimmte Quellenprofile als Ziele mit einbezogen wurden (z.B. Target-Transformations Faktorenanalyse). Inhärenter Nachteil der Faktorenanalyse und der verwandten Verfahren ist die Anwendungen von Vermutungen bei der Zuordnung von Quellen zu erzielten Faktoren. Die Methode kommt insbesondere dann in Probleme, wenn der überwiegende Anteil der Konzentrationsschwankungen durch meteorologische Faktoren verursacht wird. Gerade dies ist aber bei Feinstaub der Fall.

Die Konzentrationsschwankungen von Aerosolkomponenten von Tag zu Tag ergeben sich vor allem infolge der Schwankungen der meteorologischen Situation. In solchen Fällen ist die Unterscheidung von Quellen nur aufgrund der Varianz des analytischen Datensatzes meist nicht eindeutig. Die Chemische Massenbilanz ermöglicht in diesen Fällen eine Lösung, vorausgesetzt, dass die Zusammensetzung der Partikel-Emissionen, wie sie nach Verlassen der Emissionsstelle auftritt, bekannt ist.

Wir haben uns daher in AQUELLA für die aufwendigere CMB Methode entschieden. Für die Schaffung eigener Quellenprofile werden zwei spezielle Projekte vom BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft („AQUELLIS – Kraftfahrzeuge“ und „AQUELLIS – Industrie, Gewerbe, Landwirtschaft“) sowie eines vom Bundesministerium für Verkehr, Technologie und Innovation (Emissionsprofile der Kfz Flotte im Kaisermühlentunnel) bearbeitet. Profile von Straßenstäuben werden im Rahmen des gegenständlichen Projektes erstellt. AQUELLA – Projekte werden derzeit für die Länder Wien, Steiermark, Salzburg, Niederösterreich, Kärnten und Oberösterreich durchgeführt.

Aus den Erfahrungen mit den Quellenprofilen entstand im Rahmen von AQUELLA ein eigenes Quellenmodell, das Makrotracer-Modell. Das Makrotracer-Modell basiert auf dem CMB Ansatz, wobei die Zahl der Tracerkomponenten auf eine möglichst geringe reduziert wird. Als Tracerkomponenten werden jedoch soweit als möglich Makrokomponenten herangezogen, die sich als besonders zuverlässig hinsichtlich der Quellenidentifizierung erwiesen haben.

2.3 Aufgabenstellung des gegenständlichen Projektes

Im Raum Wien wurden die zulässigen Überschreitungen des Tagesmittelwertes von PM₁₀ überschritten. Im Rahmen des gegenständlichen Projektes sollen die Hauptverursacher der PM₁₀ Überschreitungen in der Stadt Wien ermittelt werden. Damit sollen grundlegende Daten für wirksame Maßnahmenkataloge zur Einhaltung der PM₁₀ Immissionswerte dem Land zur Verfügung gestellt werden. Zur Ermittlung der Hauptverursacher der PM₁₀

Überschreitungen ist die Erstellung eines Aerosolquellenmodells für PM₁₀ zur Anwendung zur Quellenanalyse in Wien geplant. Hierfür ist es erforderlich, einen geeigneten Tracersatz zu erstellen, der als Grundlage der Quellenanalyse mit dem Chemischen Massenbilanzmodell dient. Der Tracersatz ist dann in Quellenproben zu analysieren, daraus resultieren die Quellenprofile. In selektierten Immissionsproben werden dann ebenso die Konzentrationswerte der Tracerkomponenten im Verhältnis zur PM₁₀ Konzentration bestimmt. Mit Hilfe des Makrotracer-Modells und des CMB-Modells werden dann die Anteile der wichtigsten Aerosolquellen ermittelt.

Die Anwendung des Aerosolquellenmodells für Wien soll insbesondere der Analyse von Situationen dienen, die zur Überschreitung der IG-Luft Grenzwerte von PM₁₀ führen. Das Quellenmodell, das für die gegenständliche Arbeit herangezogen wird, basiert auf den aktuellsten Arbeiten der führenden Gruppen auf diesem Gebiet (Glen Cass und James Schauer), wird aber für die Anwendung auf ein mitteleuropäisches Stadtaerosol hinsichtlich der Quellenprofile entsprechend modifiziert und hinsichtlich der Anwendung von organischen Tracern, Ionen, Metallen und der Kohlenstoffparameter adaptiert. Mit diesem „Mixed Model“ werden Überschreitungssituationen und auch Tage geringer Belastung untersucht und die jeweiligen Hauptquellen als Beiträge zu PM₁₀ dargestellt. Durch Einbeziehen von Vorbelastungsmessstellen soll es auch möglich sein, den eigentlichen Stadteinfluss als „Urban Impact“ für die Überschreitungsepisoden herauszufiltern.

2.4 CMB in AQUELLA

Eine schematische Darstellung der Abläufe in der Chemischen Massenbilanz Modellierung ist in Abbildung 1 dargestellt.

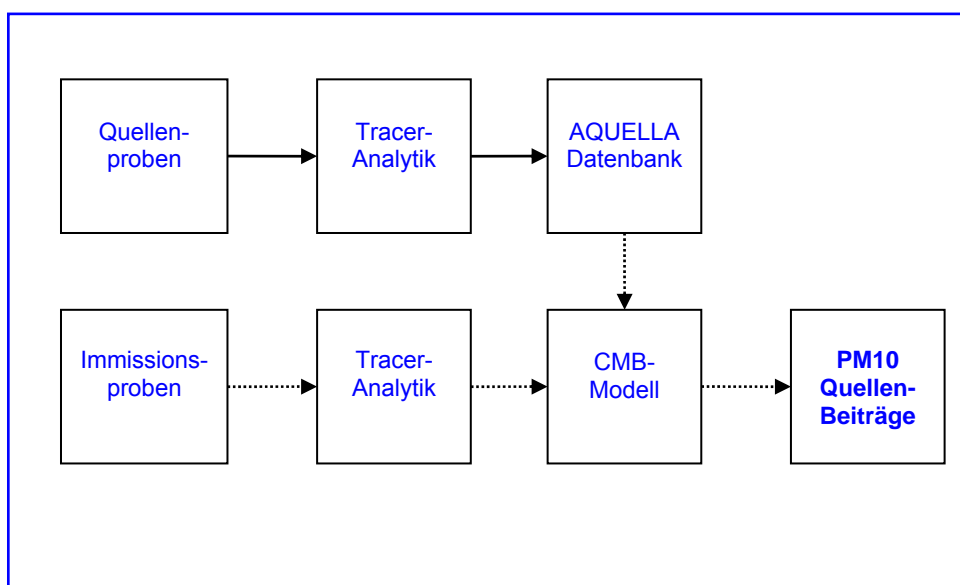
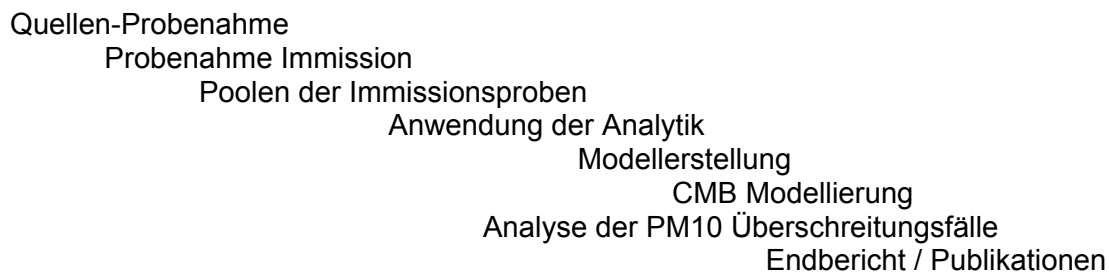


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Aktivitäten im CMB Modell. Durchgezogene Pfeile: AQUELLIS – Bereich; Gepunktete Pfeile: AQUELLA – Bereich

Quellen- und Immissionsproben werden auf denselben Tracersatz analysiert. Die Daten der Quellenprofile befinden sich in einer Datenbank und werden bei der Anwendung des CMB Modells verwendet. Die Bestimmung der Quellenbeiträge erfolgt für individuelle, meist „gepoolte“ Immissionsproben. Als „Pools“ sind zusammengefasste Proben von zwei bis mehreren Tagen mit ähnlichem Verhalten zu verstehen.

Der zeitliche Ablauf des AQUELLA – Projektes stellt sich folgendermaßen dar:

SCHEMATISCHE ENTWICKLUNG DES PROJEKTES:



Tatsächlich sind die Abläufe mehr verwoben, da Probenlieferungen zu verschiedenen Zeiten einlangen. Unter Modellerstellung ist zu verstehen, dass für die verschiedenen AQUELLA-Projekte individuelle Straßenstaub-Profile erhalten werden, die mit den anderen zum Einsatz gelangenden Profilen auf Ko-Korrelation untersucht werden müssen. Erst nach statistischen Eignungstests können dann neue Profile im CMB Modell eingesetzt werden.

Auswahl der Quellen

Die Auswahl der zu verwendenden Hauptquellen erfolgte zum einen anhand der Staubemissionsinventur für Österreich vom ARC ^[ix], zum anderen aus Schlüssen, die aus den Ergebnissen des AUPHEP – Projektes ^[x] und der US-Studien ^[vii] gezogen werden konnten.

Als Hauptquellen aus dem ARC Emissionskataster ergeben sich die Quellentypen von Straßenabrieb und Resuspension, Prozesse der Holz-, Papier-, Zellulose- und Nahrungsindustrie, Land- und Forstwirtschaftliche Aerosole, Kommerzielle und Haushalts-Verbrennungsanlagen, Kraftfahrzeuge Abgas-, Bremsen- und Reifenabriebsemissionen, Prozessemissionen, Stationäre Verbrennungsanlagen, Emissionen der Eisen- und Stahlindustrie, Eisenbahn- und Luftverkehr, Anlagen der Energieerzeugung (Abbildung 2).

Aerosol Reconstruction - Secondary measured, Primary Emission Inventory ARC

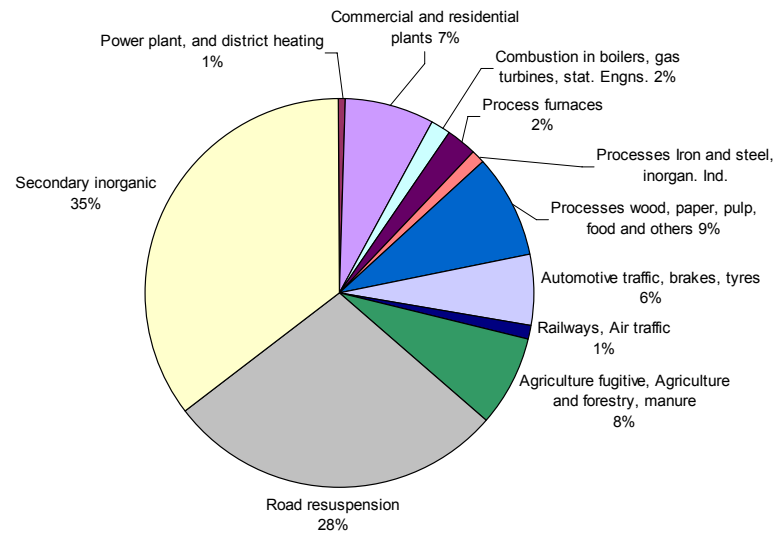


Abbildung 2: Aerosolquellenverteilung PM10 nach ARC in Österreich – unter Einbezug eines gemessenen Anteils von 35% sekundär anorganischen Komponenten

Tabelle 1: „Haupt-Quellen“ und Unterteilungen, deren Unterscheidungsmöglichkeit in AQUELLIS untersucht wird

„Haupt-Quellen“	Unterteilungen
Kfz-Abgas	Diesel-Motor, Otto-Motor
Kohle-Verbrennung	
Holzverbrennung/Holzrauch	
Erdgasverbrennung	
Kochvorgänge	
Brems- und Reifen-Abrieb	
Mineralischer Staub	Straßenabrieb, Splittverwendung Baustellen-Staub, Fassaden-Erosion, geogene Stäube, Landwirtschaft/Felder
Auftausalz (v.a. NaCl)	
Pflanzen-Debris	
Sekundäres Anorganisches Aerosol	Sulfat, Nitrat, Ammonium
Sekundäres Organisches Aerosol	HULIS*, Oxalsäure*, im Sommer meist Rest-OM, u.a.

* Teilfraktion

Eine Reihe der Emissionstypen spielt in Städten eine untergeordnete Rolle. Eine Auflistung der in Betracht gezogenen Haupt-Quellen enthält Tabelle 1, in welcher auch mögliche weitere Unterteilungen angeführt sind.

Ausgehend von Erfahrungen früherer Arbeiten wird angenommen, dass insbesondere Sekundäre anorganische Aerosole, Straßenstaub (verbunden mit Splittstreuung), Kfz-Emissionen und Holzrauch als bedeutende Quellen anzusehen sind.

Auswahl der Tracer

Als Tracer werden in AQUELLA die in Tabelle 2 angeführten Komponenten analysiert. Die genannten Elemente und Verbindungen stellen dabei ein Minimalprogramm dar; tatsächlich fallen bei den Multielement- und Multikomponentenmethoden weitere Analysendaten an, die gegebenenfalls auch genutzt werden können.

Tabelle 2: Tracerkomponenten in AQUELLA

Metalle (Gesamt-Anteile nach Mikrowellen unterstütztem Aufschluss – ICP-OES; AAS) Blei, Cadmium, Kupfer, Zink, Mangan, Eisen, Vanadium, Nickel, Calcium, Magnesium, Titan, Barium, Antimon, Arsen Platin, Palladium (FIA-AAS) Silizium, Aluminium (RFA)
Ionen (Löslich) (IC) Chlorid, Sulfat, Nitrat, Oxalat, Ammonium, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium
TC/BC/OC/CC (Thermographie, Verbrennungsanalyse) Russ und organischer Kohlenstoff, Karbonat-Kohlenstoff
Anhydrozucker (HPLC-Echem.Det.) Levoglucosan, Mannosan, Galactosan
Cellulose (Enzymatisch) Humic Like Substances - HULIS (TU Wien HULIS-Analysator)
PAH (GC-MS) Benzo(e)pyren, Indeno(cd)fluoranthren, Indeno(cd)pyren, Benzo(de)anthracen-7-on, Reten
Alkane (GC-MS) Heptacosan, Octacosan, Nonacosan, Hentriacontan, Tritriacontan
Sterane, Hopane (GC-MS) Ausgewählte Sterane und Hopane
Fettsäuren (Derivatisierung/GC-MS) 9-Hexadecensäure, Dodecansäure, Tetradecansäure, Palmitinsäure, Stearinsäure, Malonsäure, Bernsteinsäure, Adipinsäure
Harzsäuren (Derivatisierung/GC-MS) Abietinsäure, Pimarsäure
Andere Polare (Derivatisierung/GC-MS) Nonanal, Syringole

Die Auswahl der Tracer erfolgte anhand der Ergebnisse von Quellen-Studien früherer Arbeiten und eigener neu entwickelter Tracer. Tracer können einzigartig für eine Quellengruppe sein, diese werden als „unique“ Tracer bezeichnet. Andere sind zwar nicht „unique“, aber doch dominierend für eine Quellengruppe, diese können wir als Haupttracer

bezeichnen. Die analytischen Entwicklungen an der TU Wien befassen sich mit möglichst selektiven Tracern. Als solche wurden Cellulose als Tracer für „Plant Debris“^[xi] und Palladium als Tracer für Abgasemissionen^[xii] eingeführt. Weitere Entwicklungen befassen sich mit der Bestimmung des Anteils von Pilzsporen am PM₁₀ Aerosol. Dieser kann in der warmen Jahreszeit im Größenbereich 2-10 µm einen Hauptbestandteil des organischen Aerosols bilden^[xiii]. Einzigartige („unique“) und Haupttracer in AQUELLA sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Weitere Unterscheidungen ergeben sich in den Profilen durch PAH-, Alkane- und Metalle-Muster.

Tabelle 3: Wichtige Tracer im CMB Modell („unique“ und Haupt-Tracer)

Hauptquelle	„Unique Tracer“	„Haupttracer“
Kfz-Abgas	Pd, Pt (Katalysatorfahrzeuge)	Ruß (EC)
Kohleverbrennung		As
Holzverbrennung	Levoglucosan	Reten, Harzsäuren (Weichholz) Syringole (Hartholz)
Erdgasverbrennung	Benz(a)anthracen-7,12-dion	Benz(de)anthracen-7-on
Kochen	Partikuläres Nonanal	9-Hexadecensäure
Reifenabrieb		n-Tetratriacontan
Bremsabrieb	Sb	
Straßenstaub		Si, Al, Ca
Auftausalz		Na, Cl
Pflanzen-Debris	Cellulose	Hentriacontan, Tritriacontan

Allgemeine Anforderungen bei CMB

In der früheren Entwicklung der CMB Modelle bediente man sich der Profile von Komponenten, die jeweils aus einer Analysenmethode erhalten wurden (z.B. Neutronenaktivierungsanalyse, ICP-MS, GC-MS etc.). Heute setzt man „mixed models“ ein, wobei Spurenmetalle, Matrixkomponenten, Russ und zahlreiche polare und nicht polare organische Verbindungen analysiert werden.

Von Bedeutung ist dabei, dass die gleichen, aus bestimmten Gründen vorgesehenen Komponenten, in Quellen- und in Rezeptorproben bestimmt werden. Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Relation (Massenverhältnis) der analytischen Komponente zur PM₁₀ (oder PM_{2.5}) Partikelmasse in einer Probe. Dies gilt für Emissions- und Immissionsproben. Der Massenstrom oder das beprobte Volumen gehen in die CMB Analyse nicht ein.

Daraus ergeben sich Konsequenzen:

Ein vorgegebener Datensatz ist in Emissions- wie auch in Immissionsproben zu analysieren. Die Emissionsproben sind mit einer Verdünnungseinrichtung zu ziehen, die es ermöglicht die Beprobung bei $< 50^{\circ}\text{C}$ zu ermöglichen. Beprobte wird, wie bei der Immission, auf zwei unterschiedliche Substrate (organisch und anorganisch).

Proben von fugitivem Staubmaterial können durch Kehrung oder Saugung beprobte werden. Aus diesen Proben werden dann im Labor Anteile $< 10\text{ }\mu\text{m}$ (PM10) in einer speziellen Vorrichtung erhalten.

Eine schwierige Frage für rezeptoranalytische Methode ist die Unterscheidbarkeit von Untergruppen von Quellen, wie z.B. Die Unterscheidung von Emissionen aus verschiedenen Arten von Biomasseverbrennung, und zwar einerseits von verschiedenen Verbrennungstechnologien (Scheit-, Pellets-, Hackschnitzelfeuerungen) bzw. Verbrennung in Öfen gegenüber offenen Feuerstellen oder Verbrennung im Freien.

Im CMB-Modell geht man in den USA den Weg, Hauptquellen zu unterscheiden, wobei den wichtigen Fällen, wie z.B. der Unterscheidung von Partikeln aus Diesel- und Benzin- Motoren hohe Aufmerksamkeit geschenkt wird.

Weitere bedeutende Anforderungen bei Anwendung von CMB-Modellen sind:

- Die wichtigsten Quellen (jedenfalls mit etwa $> 3\%$ Anteil am PM10) müssen im Quellenkatalog enthalten sein.
- Die Tracerkomponenten müssen zu einem hohen Prozentsatz durch die Quellen erklärbar sein.
- Die Quellenprofile dürfen untereinander nicht korreliert sein
- Die Quellenprofile sollen das mittlere Emissionsmuster der Gruppe darstellen, die durch ein Profil repräsentiert werden.

3 Quellenanalyse mit Tracern

3.1 PM10 Messstellen im Raum Wien

Die Messstellen im Raum Wien sind im Verlauf einer Transekte von Nordwest in Richtung Südost angeordnet. Als nordwestliche urbane Hintergrundmessstelle fungiert Schafberg, als südöstliche Lobau. Urbane, verkehrsnahе Messstellen sind Kendlerstraße und Rinnböckstraße.

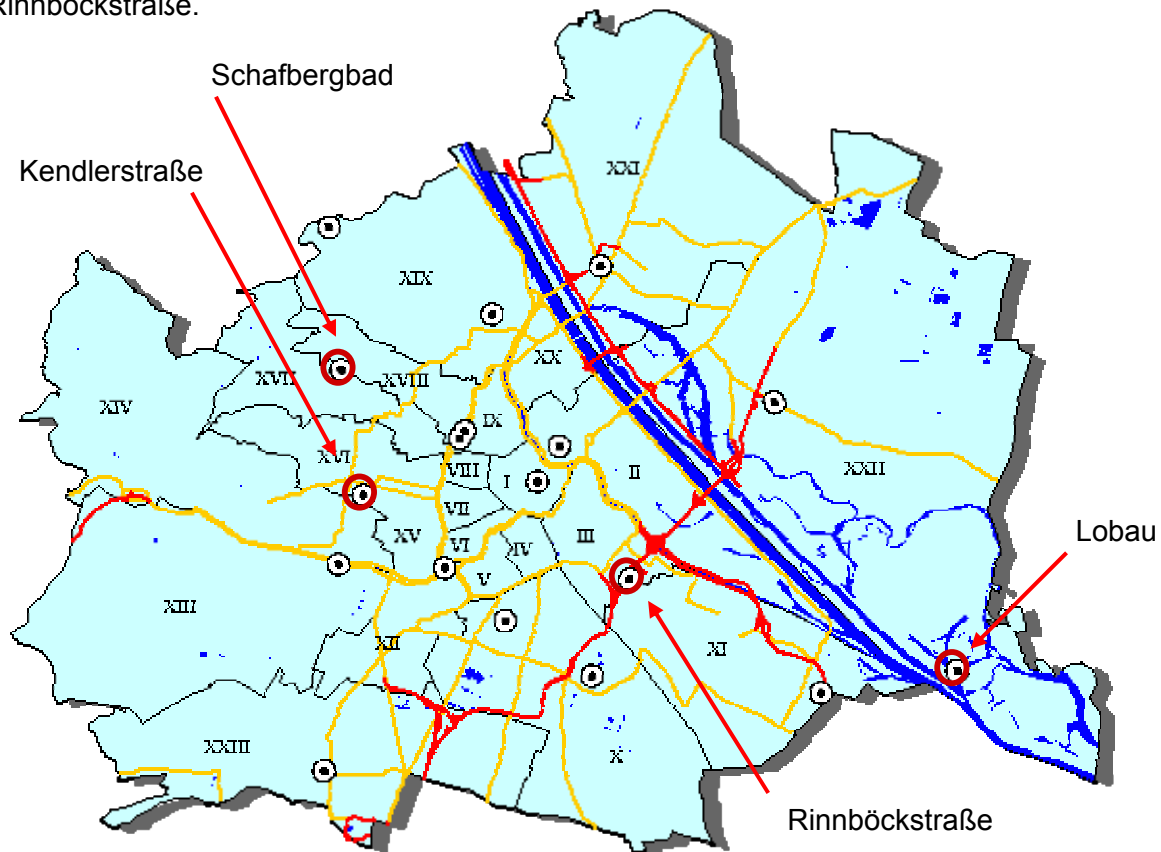


Abbildung 3: Lage der AQUELLA – Messstellen in Wien



Abbildung 4: Messstelle Rinnböckstraße

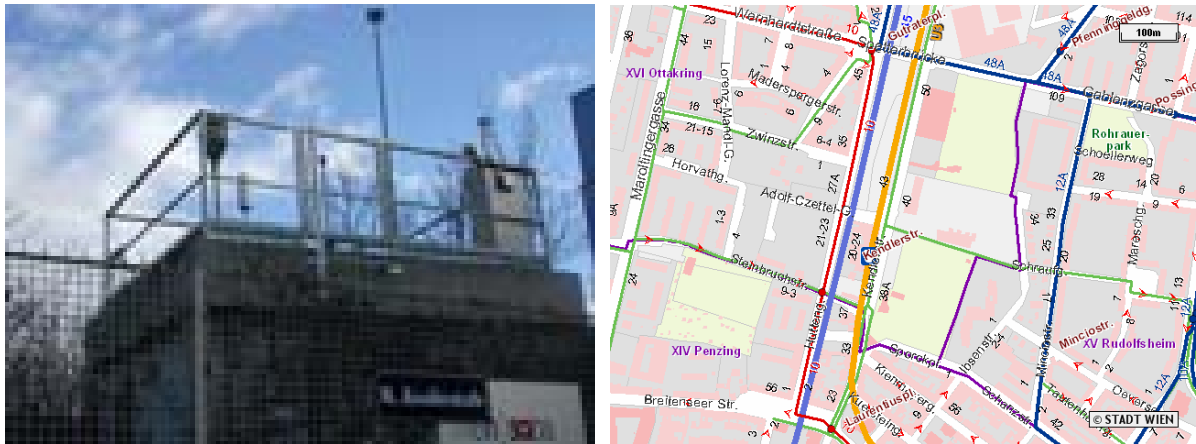


Abbildung 5: Messstelle Kendlerstraße



Abbildung 6: Messstelle Schafbergbad



Abbildung 7: Messstelle Lobau

Zu Lage und Anordnung der Messstellen siehe Abbildungen 4-7.

3.2 Begleitende Messparameter im Raum Wien

An den Messstellen der Umweltschutzabteilung werden standardmäßig Luftgüteparameter gemessen ^[xiv]. An den vier AQUELLA – Messstellen werden SO₂, NO_x und PM₁₀ erfasst. An der Messstelle Rinnböckstraße zusätzlich CO und BTX; and der Messstelle Lobau Temperatur und Windgeschwindigkeit sowie Windrichtung.

3.3 Probenahme und Analytik

3.3.1 Filterbehandlung

In AQUELLA werden PM₁₀ Feinstaubproben mittels zweier automatischer Probenahme-Vorrichtungen auf zwei verschiedenen Filtermedien (Quarzfaser und Celluloseester) gesammelt. Die beprobten Quarzfaserfilter der AQUELLA - Messstationen werden vom Umweltbundesamt im Auftrag der Umweltschutzabteilung gewogen und dem Institut für Chemische Technologien und Analytik zugestellt und dort für die verschiedenen Analysen zugeschnitten und gepoolt. Die gepoolten Filteraliquote werden bis zur Analyse bei –20°C gelagert. Die Celluloseester-Filter (Metricel GN-4) werden zuerst für die Bestimmung von Silizium und Aluminium (zerstörungsfreie Röntgenfluoreszenzanalyse – Tagesproben) verwendet, dann aufgeschlossen und der Schwermetallanalyse zugeführt.

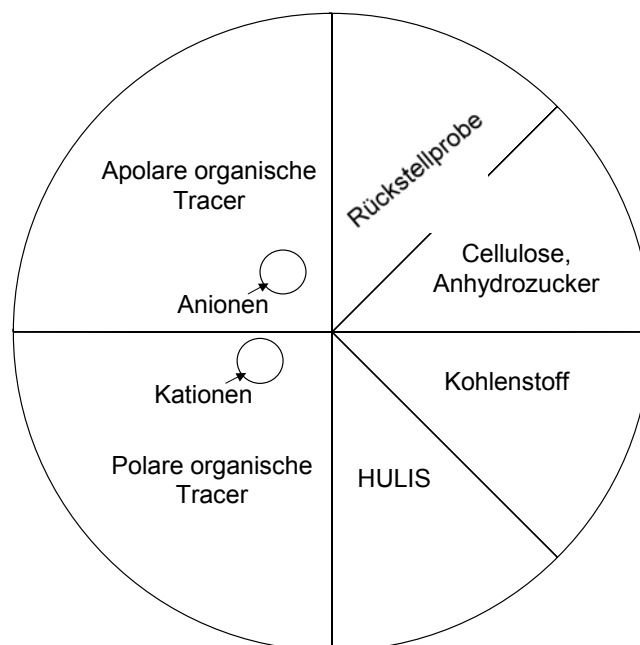


Abbildung 8: Aufteilung der Quarzfaserfilter

3.3.2 Poolen der Filter

Die Filter wurden entweder nach Episoden (meteorologische Episoden, wesentlich höhere PM₁₀-Belastung der verkehrsnahen Messstellen als der Hintergrund-Messstellen, oder spezielle Ereignisse wie z.B. Osterfeuer) oder nach Höhe der Belastung (<50 µg/m³ und >50 µg/m³) der am höchsten belasteten Messstelle gepoolt. Dieses Poolen wurde jedoch so vorgenommen, dass für alle Parameter Monatsmittel berechnet und somit auch die verschiedenen Aquella – Messstellen anderer Bundesländer miteinander verglichen werden können. Quarzfaser- und Celluloseester-Filter werden jeweils gleich gepoolt.

Zur Bildung der Probenpools kamen folgende Kriterien zur Anwendung:

- Einzeltage und Pools der „Überschreitungstage“
- Vergleich von Tagen < 50 µg/m³ und > 50 µg/m³ im Wintermittel
- Monatsmittelwerte von Jänner, April, Juli, Oktober („typische Monate“)

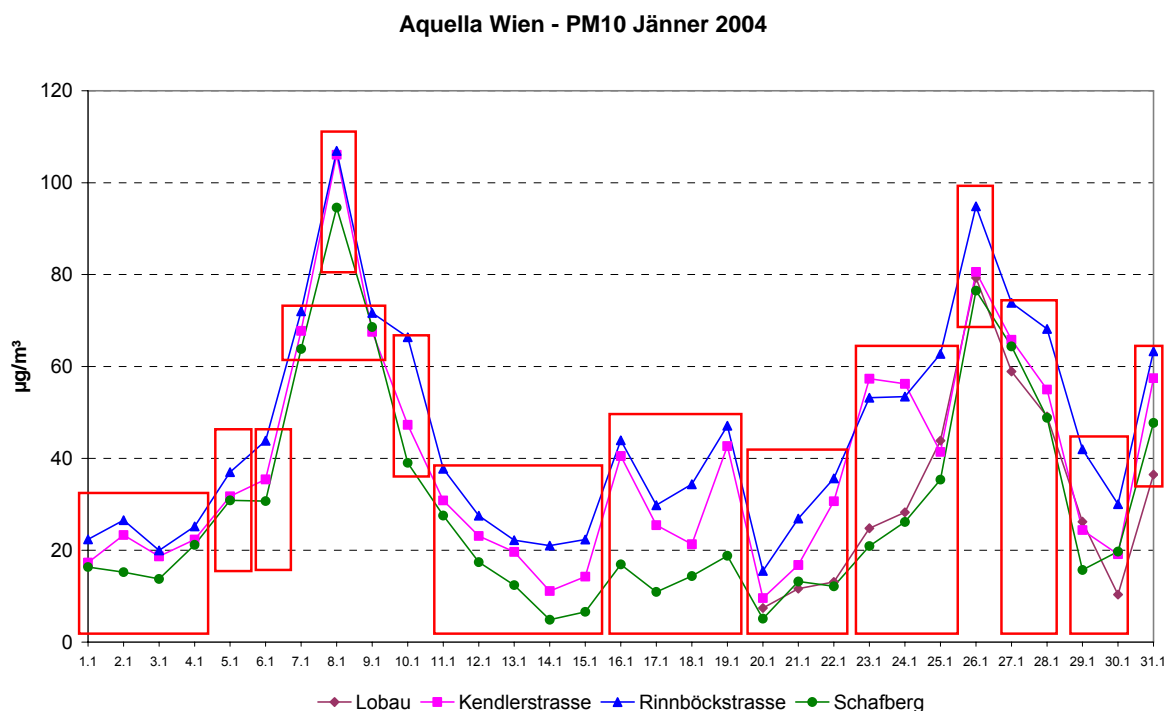


Abbildung 9: Segmentierung der Jänner-Proben

3.3.3 Analysenplan

Mit den Analysen der Quarzfaserfilter wurde im März 2005, mit den Analysen der Metricel-Filter im April 2005 begonnen. In Tabelle 4 sind alle untersuchten Komponenten-Gruppen aufgelistet.

Tabelle 4: Liste der gepoolten und nicht gepoolten Analysen

Tagesproben	Gepoolte Proben
Kohlenstoff-Summenparameter	Cellulose
Mineralische Komponenten: Si, Al	Anhydrozucker
	HULIS
	Apolare organische Tracer
	Polare organische Tracer
	Lösliche Ionen
	Schwermetalle

Das Auswahlkriterium für einen „Überschreitungstag“ war eine Überschreitung an der Messstelle Rinnböckstraße, da diese in allen Fällen überschritten war, an welchen an der Kendlerstraße eine Überschreitung vorlag. Einzelne oder mehrere hintereinander folgende Überschreitungstage mit ähnlichem Verlauf als „Probenpools“ wurden jeweils simultan von allen vier Messstellen der Analyse unterzogen. Das Schema dieser Beprobung ist aus der Liste in Tabelle 5 ersichtlich. Die analysierten Pools (Rote Schrift: Überschreitungsperioden, schwarze Schrift: Perioden ohne Grenzwertüberschreitung an der Messstelle Rinnböckstraße).

Die Bildung der Probenpools ist aus den Abbildungen 10 a-l ersichtlich. Rot umrandete Episoden wurden als Pools aufeinander folgender Tage analysiert, blau und grün umrandete Tage wurden ebenfalls in Pools, jedoch aus nicht aufeinander folgenden Tagen analysiert.

Tabelle 5: Liste der analysierten Pools (Rote Schrift: Überschreitungsperioden , schwarze Schrift: Perioden ohne Grenzwertüberschreitung an der Messstelle Rinnböckstraße)

	Rinnböckstraße	Kendlerstraße	Schafberg	Lobau
	01.-04.01.04	01.-04.01.04	01.-04.01.04	Ausfall
	05.01.04	05.01.04	05.01.04	Ausfall
	06.01.04	06.01.04	06.01.04	Ausfall
Ü1	07.01. + 09.01.04	07.01. + 09.01.04	07.01. + 09.01.04	Ausfall
Ü2	08.01.04	08.01.04	08.01.04	Ausfall
Ü3	10.01.04	10.01.04	10.01.04	Ausfall
	11.01.-15.01.04	11.01.-15.01.04	11.01.-15.01.04	Ausfall
	16.01.-19.01.04	16.01.-19.01.04	16.01.-19.01.04	Ausfall
	20.01.-22.01.04	20.01.-22.01.04	20.01.-22.01.04	20.01.-22.01.04
Ü4	23.01.-25.01.04	23.01.-25.01.04	23.01.-25.01.04	23.01.-25.01.04
Ü5	26.01.04	26.01.04	26.01.04	26.01.04
Ü6	27.01.-28.01.04	27.01.-28.01.04	27.01.-28.01.04	27.01.-28.01.04
	29.-30.01.04	29.-30.01.04	29.-30.01.04	29.-30.01.04
Ü7	31.01.04	31.01.04	31.01.04	31.01.04
Ü8	> 50 02.04 (6.,17.,20.,25.-27.)	> 50 02.04 (6.,17.,20.,25.-27.)	> 50 02.04 (6.,17.,20.,25.-27.)	> 50 02.04 (6.,17.,20.,25.-27.)
	< 50 02.04 (1.-5.,7.-16.,18.-19.,21.-24.,28.-29.)	< 50 02.04 (1.-5.,7.-16.,18.-19.,21.-24.,28.-29.)	< 50 02.04 (1.-5.,7.-16.,18.-19.,21.-24.,28.-29.)	< 50 02.04 (1.-5.,7.-16.,18.-19.,21.-24.,28.-29.)
Ü9	10.-13.03.04	10.-13.03.04	10.-13.03.04	10.-13.03.04
Ü10	14.-19.03.04	14.-19.03.04	14.-19.03.04	14.-19.03.04
Ü11	> 50 03.04 (6.,8.,30.)	> 50 03.04 (6.,8.,30.)	> 50 03.04 (6.,8.,30.)	> 50 03.04 (6.,8.,30.)
	< 50 03.04 (1.-5.,7.,9., 20.-29.,31.)	< 50 03.04 (1.-5.,7.,9., 20.-29.,31.)	< 50 03.04 (1.-5.,7.,9., 20.-29.,31.)	< 50 03.04 (1.-5.,7.,9., 20.-29.,31.)
Ü12	01.04.04	01.04.04	01.04.04	01.04.04
	< 50 04.04 (2.-30.)	< 50 04.04 (2.-30.)	< 50 04.04 (2.-30.)	< 50 04.04 (2.-30.)
	06.10.04	06.10.04	06.10.04	06.10.04
Ü13	08.10.04	08.10.04	08.10.04	Ausfall
	09.-11.10.04	09.-11.10.04	09.-11.10.04	Ausfall
Ü14	7., 21.-22.10.04	7., 21.-22.10.04	7., 21.-22.10.04	7., 21.-22.10.04
	27.10.04	27.10.04	27.10.04	27.10.04
	28.10.04	28.10.04	28.10.04	28.10.04
	29.10.04	29.10.04	29.10.04	29.10.04
	< 50 10.04 (1.-5.,12.-20.,23.-26., 30.-31.)	< 50 10.04 (1.-5.,12.-20.,23.-26., 30.-31.)	< 50 10.04 (1.-5.,12.-20.,23.-26., 30.-31.)	< 50 10.04 (1.-5.,12.-20.,23.-26., 30.-31.)
Ü15	02.-03., 05.11.04	02.-03., 05.11.04	02.-03., 05.11.04	02.-03., 05.11.04
Ü16	11.-12.11.04	11.-12.11.04	11.-12.11.04	11.-12.11.04
Ü17	26.11.04	26.11.04	26.11.04	26.11.04
Ü18	29.-30.11.04	29.-30.11.04	29.-30.11.04	29.-30.11.04
	< 50 11.04 (1.,4.,6.-10.,13.-25., 27.-28.)	< 50 11.04 (1.,4.,6.-10.,13.-25., 27.-28.)	< 50 11.04 (1.,4.,6.-10.,13.-25., 27.-28.)	< 50 11.04 (1.,4.,6.-10.,13.-25., 27.-28.)
	01.-02., 04., 10., 14.-16.12.04	01.-02., 04., 10., 14.-16.12.04	01.-02., 04., 10., 14.-16.12.04	01.-02., 04., 10., 14.-16.12.04
Ü19	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.04	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.04	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.04	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.04
Ü20	11.-13.12.04	11.-13.12.04	11.-13.12.04	11.-13.12.04
Ü21	21.-22.12.04	21.-22.12.04	21.-22.12.04	21.-22.12.04
	06., 08., 23.-24., 26.-31.12.04	06., 08., 23.-24., 26.-31.12.04	06., 08., 23.-24., 26.-31.12.04	06., 08., 23.-24., 26.-31.12.04
	18.-20.12.04	18.-20.12.04	Ausfall	18.-20.12.04

Aquila Wien - PM10 Jänner 2004

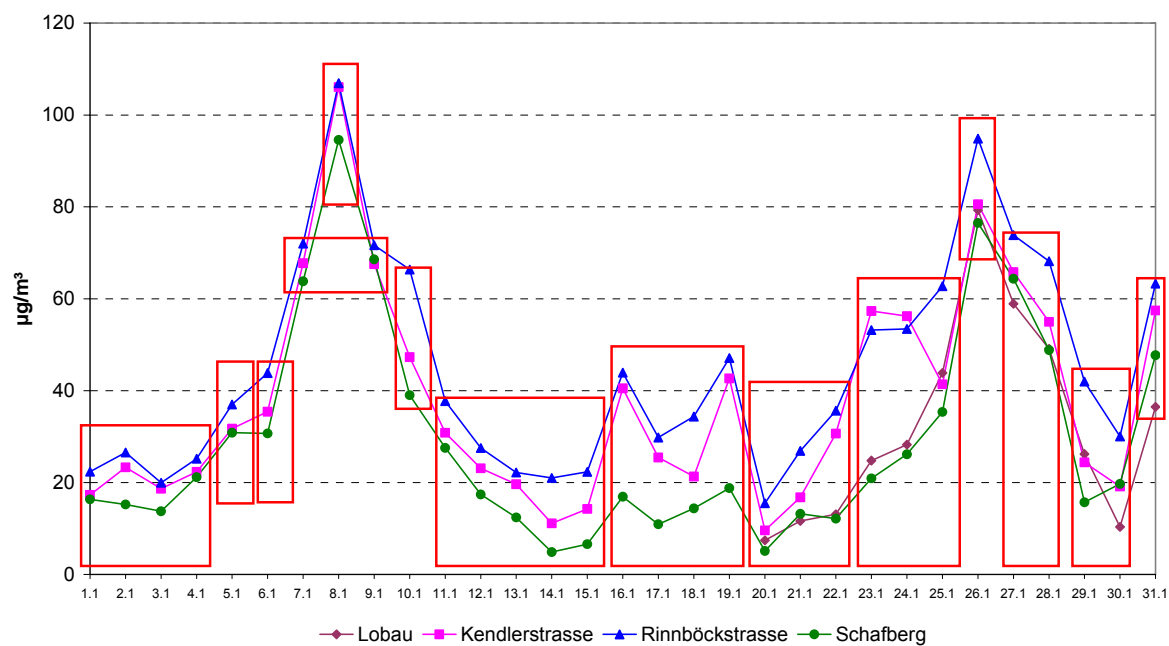


Abbildung 10a

Aquila Wien - PM10 Februar 2004

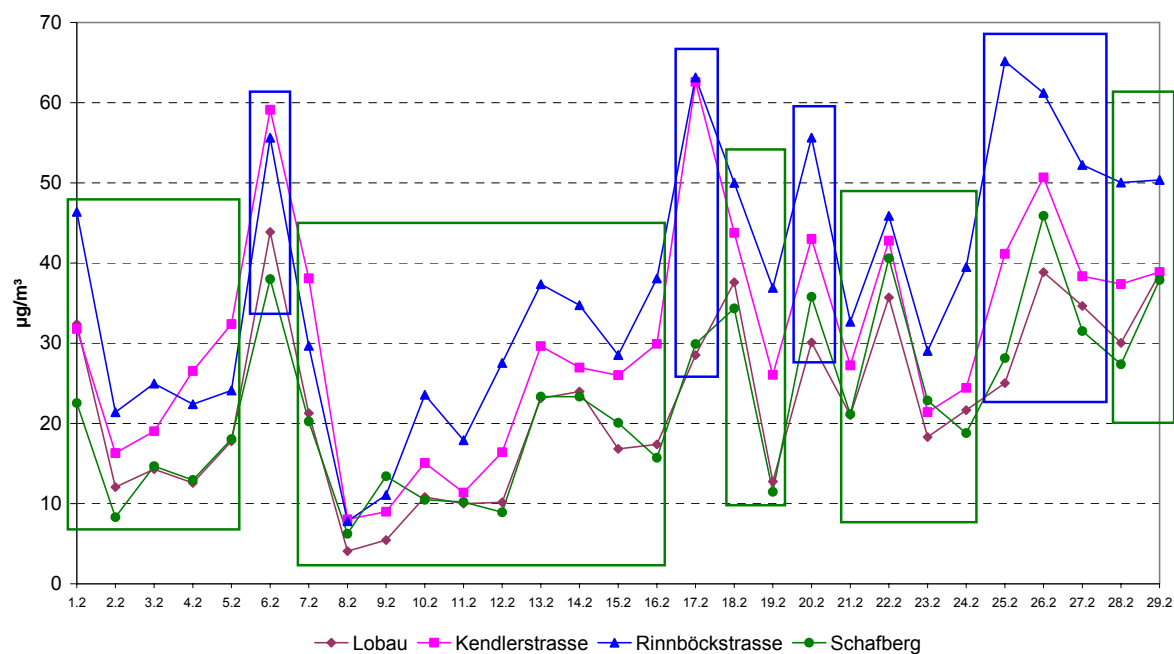


Abbildung 10b

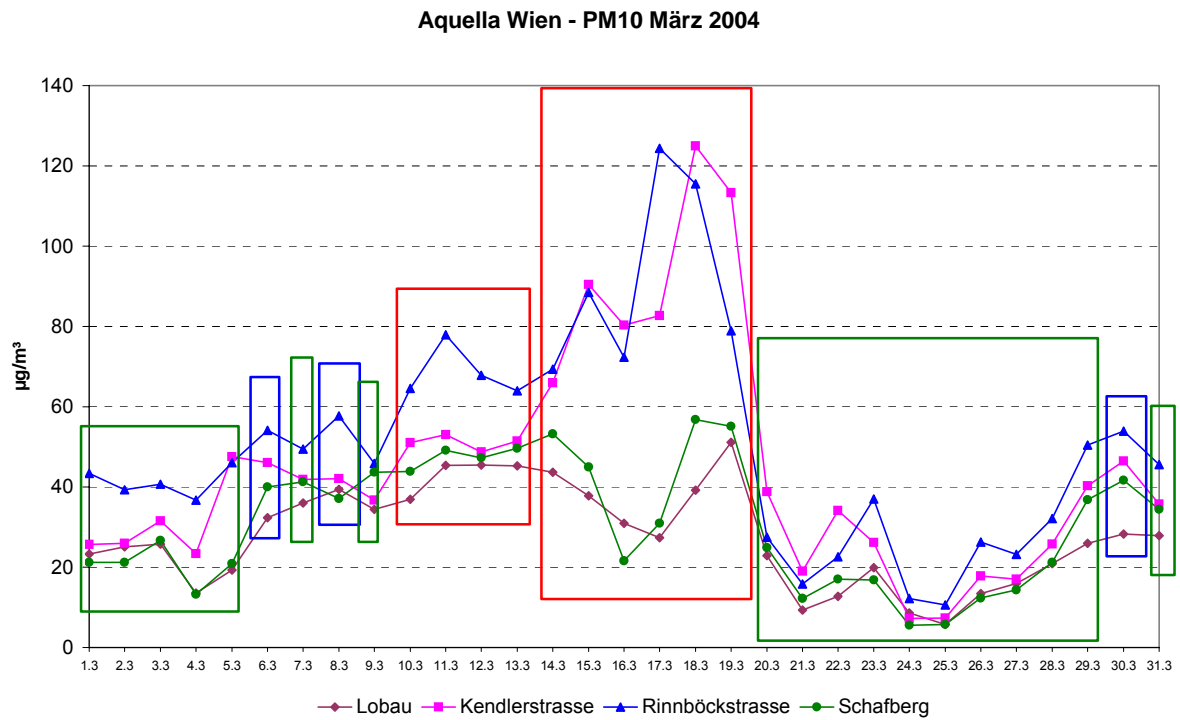


Abbildung 10c

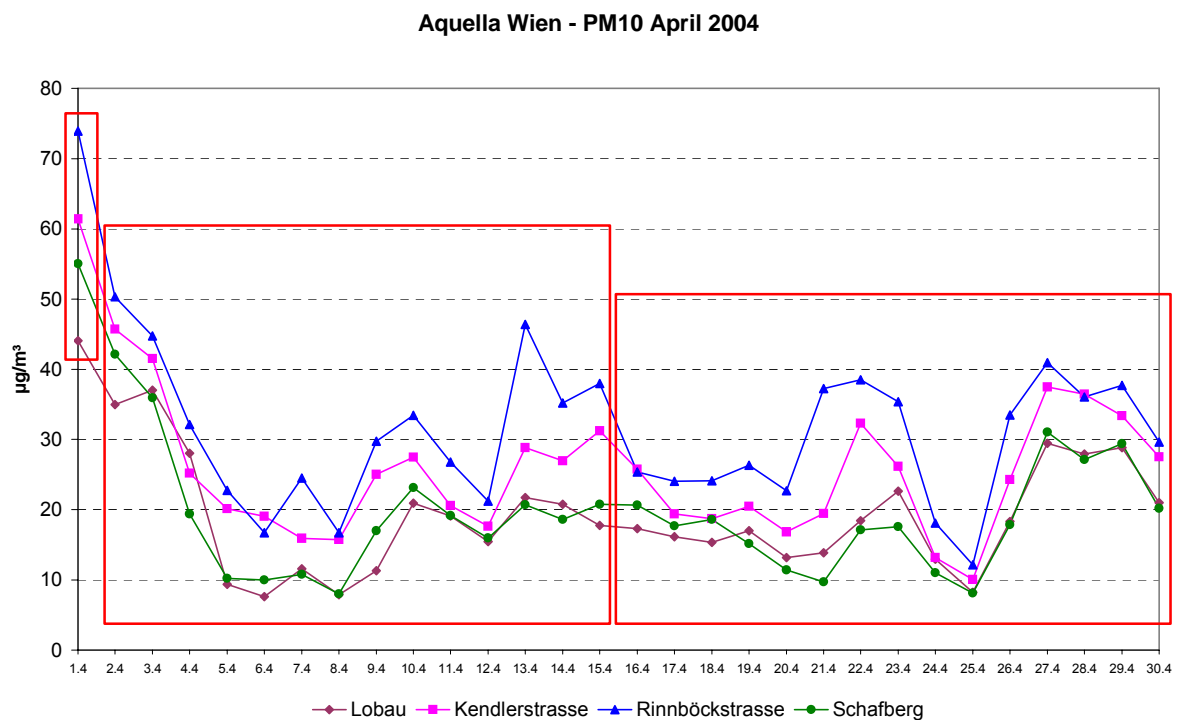


Abbildung 10d

Aquila Wien - PM10 Mai 2004

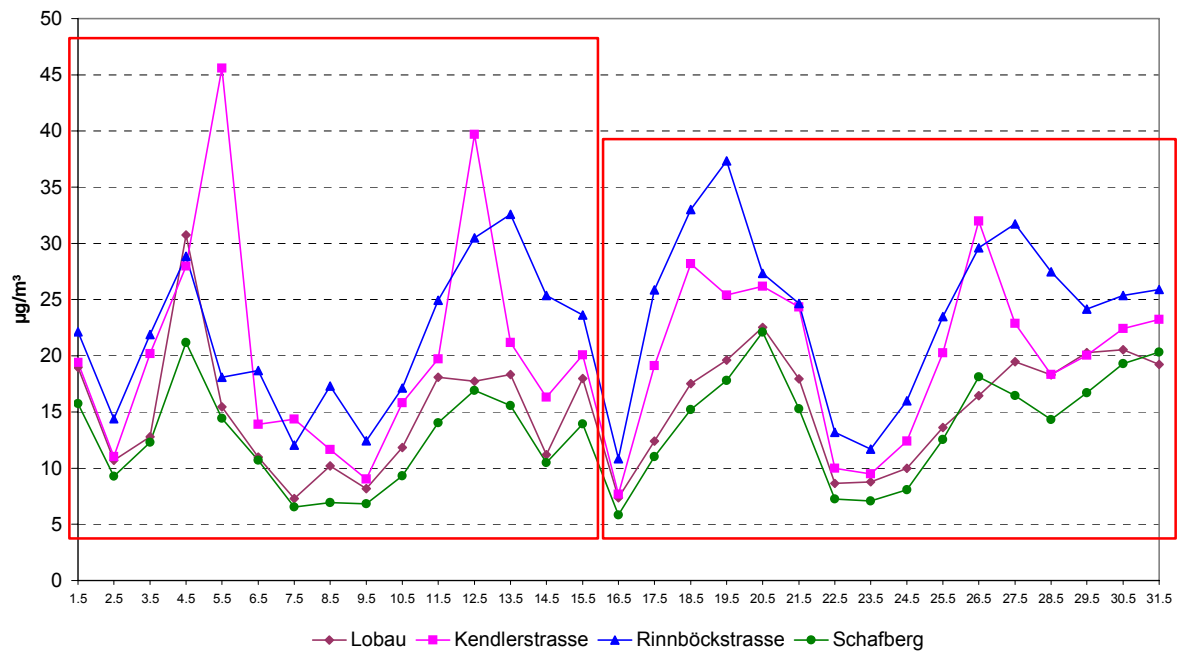


Abbildung 10e

Aquila Wien - PM10 Juni 2004

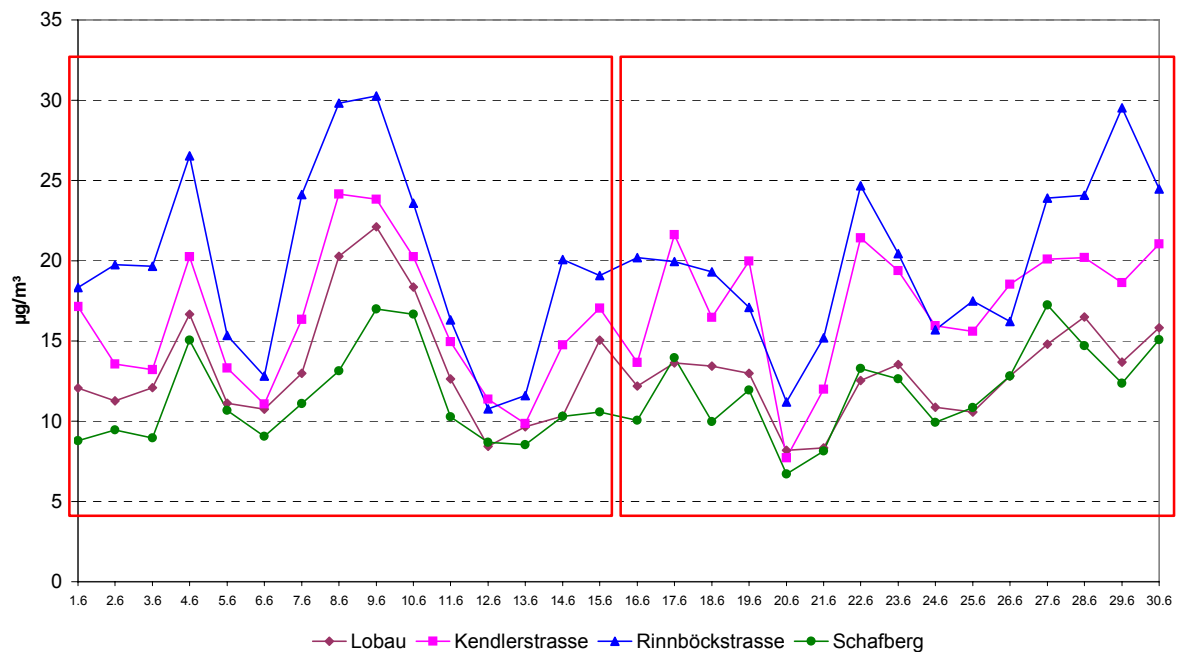


Abbildung 10f

Aquella Wien - PM10 Juli 2004

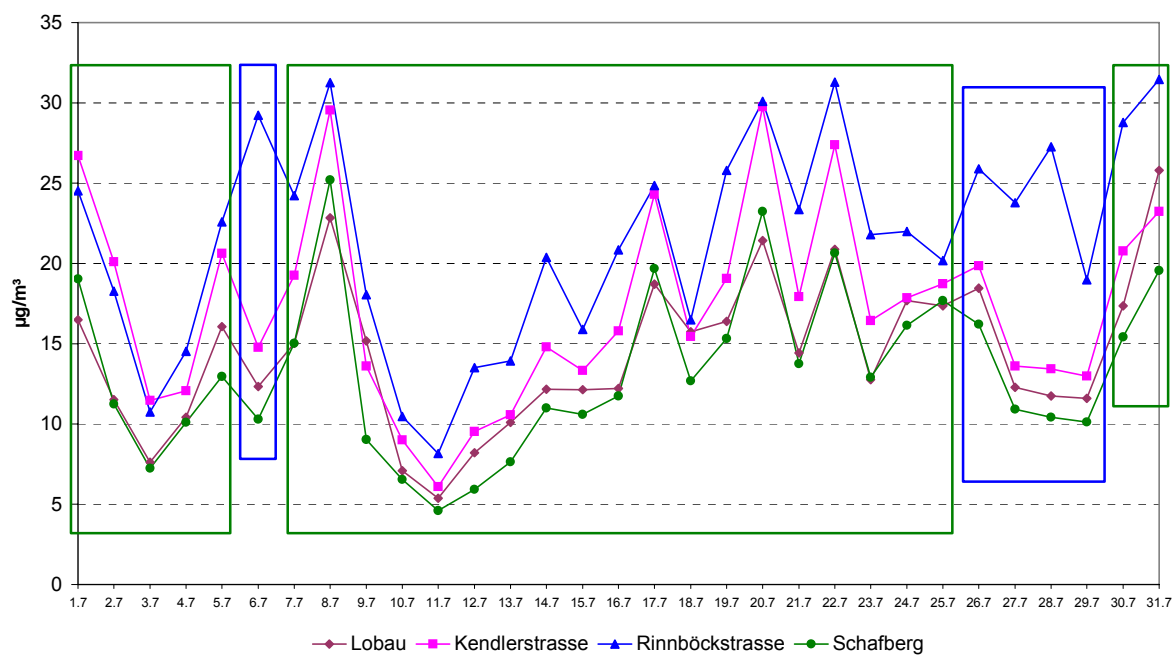


Abbildung 10g

Aquella Wien - PM10 August 2004

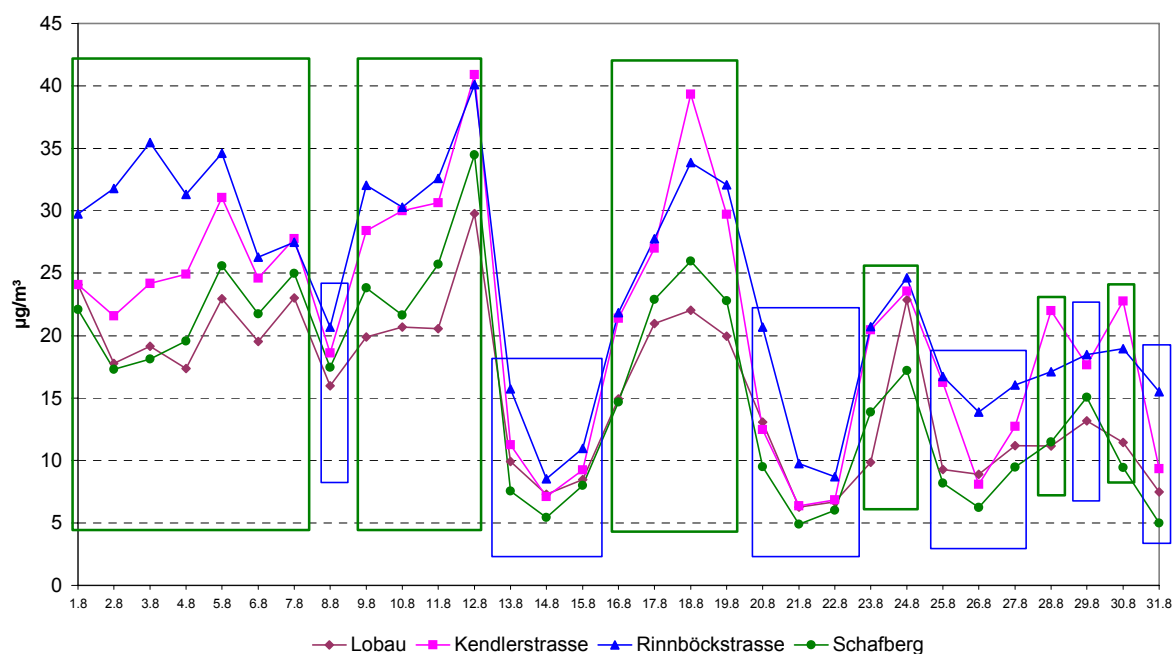


Abbildung 10h

Aquella Wien - PM10 September 2004

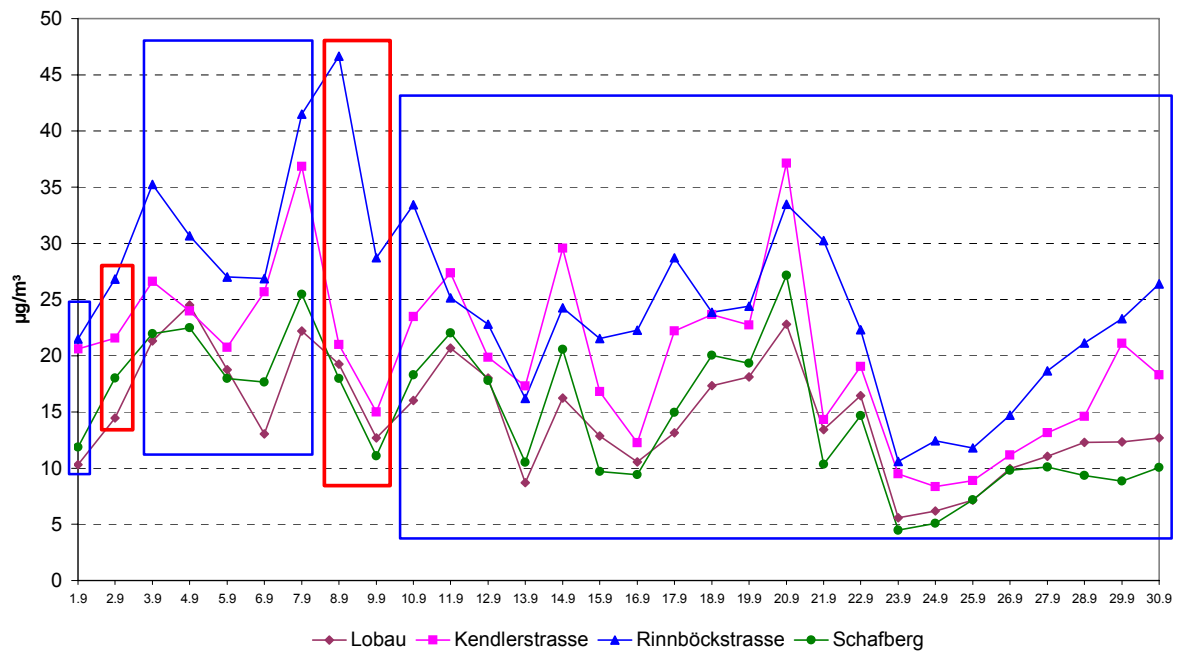


Abbildung 10i

Aquella Wien - PM10 Oktober 2004

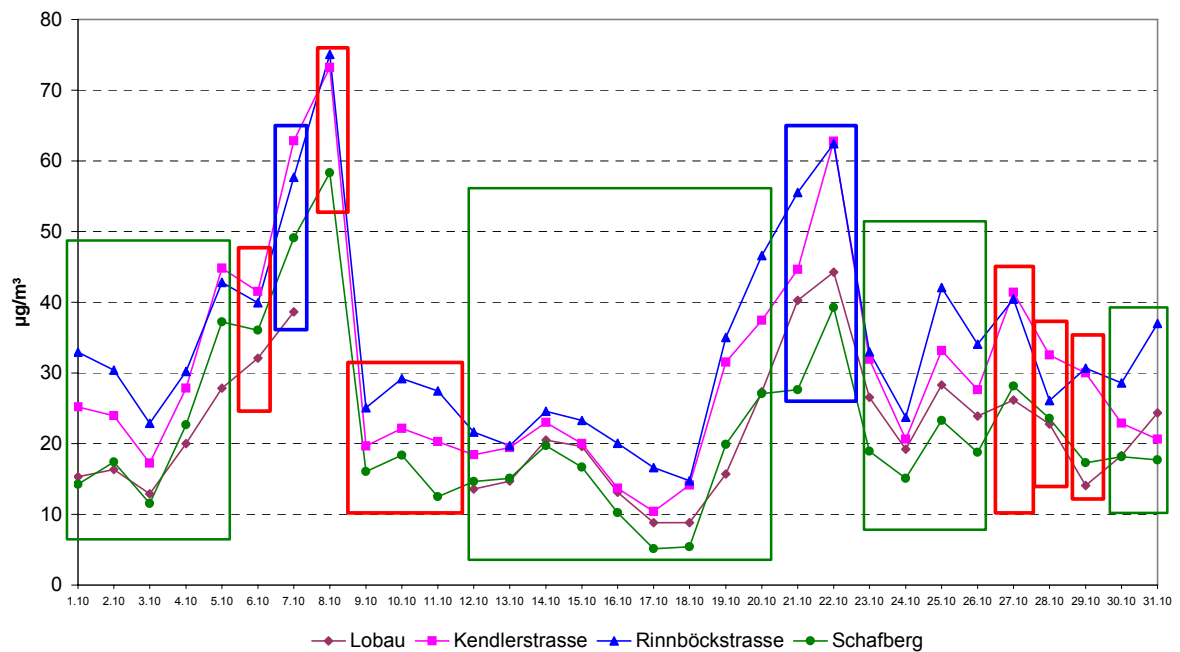


Abbildung 10j

Aquella Wien - PM10 November 2004

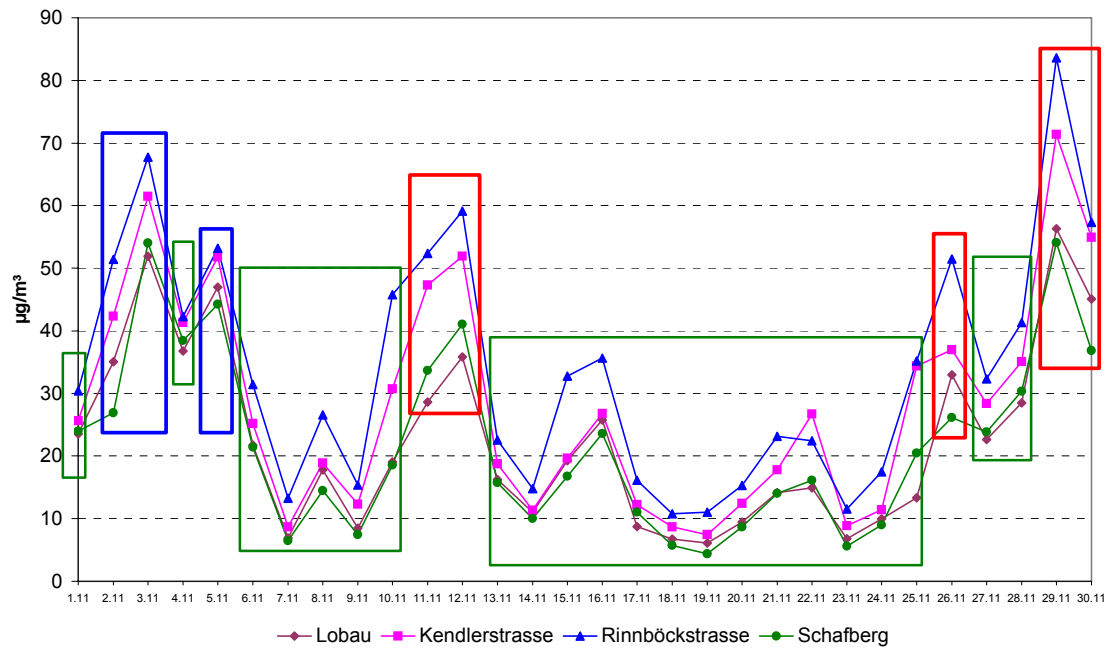


Abbildung 10k

Aquella Wien - PM10 Dezember 2004

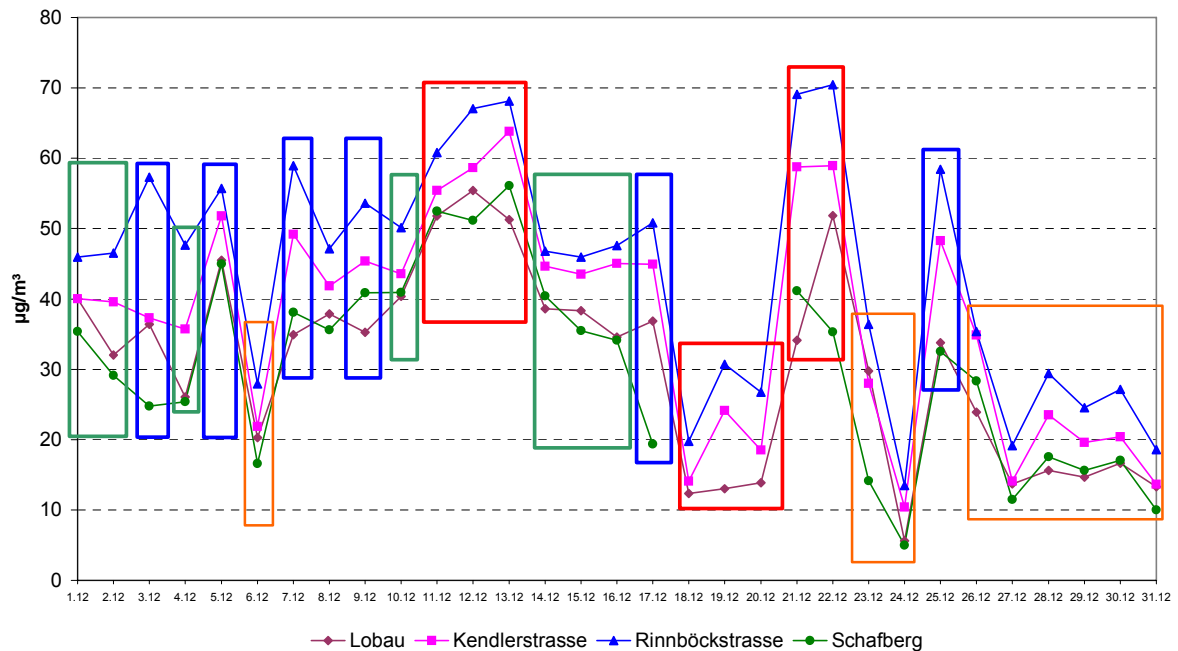


Abbildung 10l

Abbildung 10a-l: PM10-Verlauf an den Wiener AQUELLA Messstellen und Probenpools. Rot umrandete Episoden wurden einzeln analysiert, blau und grün umrandete wurden jeweils in Pools analysiert.

3.3.4 Analytische Methoden

Lösliche Ionen: Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Acetat, Formiat, Succinat, Malonat, Oxalat, Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}

Zur Bestimmung der Konzentration der Anionen wird eine Filterstanze (\varnothing 10 mm) in 4 ml Milli-Q Wasser 15 min im Ultraschallbad eluiert und der wässrige Extrakt anschließend zentrifugiert. Bei der Bestimmung von Mittelwerten über mehrere Tage werden alle Filterstanzen gemeinsam eluiert und das Elutionsvolumen entsprechend angepasst. Die Konzentration der Ionen wird mittels Gradienten-Ionenchromatographie mit Leitfähigkeitsdetektor bestimmt. Als Eluent wird ein KOH-Gradient im Konzentrationsbereich von 0,5 bis 30 mM, hergestellt von einem Eluenten-Generator (EG40), verwendet. Die Flussrate beträgt 1 ml/min. Die Trennung erfolgt über eine AS17 Trennsäule, der eine AG17 vorgeschaltet ist. Die Suppression erfolgt elektrochemisch im Recycling-Modus (ASRS-1). Alle Geräte und Verbrauchsmaterialien sind von Dionex.

Zur Bestimmung der Konzentration der Kationen erfolgt die Extraktion mit 4 ml 0,012 M Methansulfonsäure, damit auch säurelösliche Karbonate erfasst werden. Bei der Bestimmung von Mittelwerten über mehrere Tage wird das Elutionsvolumen angepasst. Nach dem Zentrifugieren erfolgt auch die Analyse der Kationen ionenchromatographisch mittels Leitfähigkeitsdetektion. Als Eluent wird 12 mM Methansulfonsäure verwendet. Die Flussrate liegt bei 1 ml/min. Als Trennsäule wird eine CS12 verwendet, der eine CG12 vorgeschaltet ist. Analog zur Bestimmung der Anionen erfolgt die Suppression elektrochemisch im Recycling-Modus (CSRS-1).

Die Kalibration der Anionen- und Kationenanalytik erfolgt mittels externer Standards. Die Standards werden von den Mitarbeitern des CTA hergestellt und mittels Merck® Standards überprüft.

Kohlenstoff-Summenparameter: TC/CC/EC/BC/OC

Gesamtkohlenstoff (Total Carbon, TC)

Die verwendete Methode beruht auf einer Weiterentwicklung der Verbrennungsmethode von PUXBAUM und RENDL (1983) für die Kohlenstoffbestimmung in Aerosolproben. Eine Filterstanze (\varnothing 12 mm) wird in einem Ofen bei 1000°C im Sauerstoffstrom (Sauerstoff 4.8, Messer) verbrannt. Die Temperatur und der Sauerstoffstrom gewährleisten eine vollständige Verbrennung aller vorliegenden Kohlenstoffverbindungen; das dabei entstehende Kohlenstoffdioxid wird mit einem nicht-dispersiven IR-Detektor (Maihak SIFOR 200, Messbereich 0-2000 ppmv) gemessen. Die Auswertung erfolgt über die Peakflächen, welche mit einem Chromatographie-Auswertesystem (ATS Winchrom) aufgenommen und integriert werden. Die Kalibration erfolgt mit externen Phthalsäurestandards.

Karbonat-Kohlenstoff (Carbonate Carbon, CC)

Der Karbonat-Kohlenstoff wurde über den löslichen Ca-Anteil bestimmt, unter der Annahme, dass Ca vollständig als Karbonat vorliegt. Ausgewählte Proben wurden zur Überprüfung mittels Thermo-optischer Analyse untersucht und ein gutes Übereinstimmen der beiden Methoden festgestellt.

Schwarzer Kohlenstoff (Black Carbon, BC)

Die Konzentration des Black Carbon wird mithilfe eines manuellen Laser-Weißlicht-Fotometers (LBL, Berkeley) ermittelt. Die Kalibration erfolgt extern unter Verwendung von Vergleichsfiltern. Der zur Berechnung der BC Konzentration herangezogene Koeffizient beträgt $19 \text{ m}^2/\text{g}$. International gebräuchliche Werte liegen im Bereich von 8 bis $25 \text{ m}^2/\text{g}$ (Lioussé et al. 1993). Bei diesem Gerät endet der lineare Bereich bei einem Messwert von ungefähr $18 \mu\text{g C}/\text{cm}^2$, da eine Sättigung erreicht wird. Höhere Messwerte werden durch Vergleich mit EC Werten und Anwendung der Gleichung der Regressionsgeraden korrigiert.

Organischer Kohlenstoff (Organic Carbon, OC)

Der organische Kohlenstoff wird als Differenz TC-CC-EC berechnet.

Thermo-optische Kohlenstoffbestimmung

Die thermo-optische Kohlenstoffbestimmung dient der weiteren Charakterisierung der Kohlenstofffraktionen. Dafür wird ein Filterstanzstück ($\varnothing 12 \text{ mm}$) in einem Ofen im Sauerstoffstrom mit einer linearen Aufheizrate von $20^\circ\text{C}/\text{min}$ von 50 auf 800°C erhitzt. Die entweichenden Kohlenstoffverbindungen werden in einem zweiten Ofen katalytisch nachverbrannt und das Kohlenstoffdioxid mit einem nicht-dispersiven IR-Detektor (Maihak UNOR 6N) gemessen. Gleichzeitig wird die optische Veränderung des Filters (Schwärzung durch Verkohlung oder Hellerwerden des Filters infolge Russverbrennung) mit einem Laser erfasst, wodurch der durch die Verkohlung während der Analyse entstandene Artefakt korrigiert werden kann. Kohlenstoffdioxid, Temperatur und Lasersignal werden gleichzeitig aufgezeichnet. Anhand des Thermogramms kann der Anteil der flüchtigen und nicht flüchtigen organischen Fraktion, sowie der Ruß- und Karbonatanteil bestimmt werden: Flüchtige und semivolatile organische Substanzen verbrennen bei Temperaturen unter 250°C . Nicht flüchtige organische Verbindungen verbrennen oder zersetzen sich bei Temperaturen zwischen 250 und 400°C . Die Russverbrennung findet bei Temperaturen zwischen 400° und 500°C und die Decarboxylierung von Kalziumkarbonat bei Temperaturen über 500°C statt.

Organische Tracer:

Apolare Verbindungen: *Benzo(e)pyren, Indeno(cd)fluoranthren, Indeno(cd)pyren, Benzo(de)anthracen-on, Kohlenwasserstoffe (C27, C28, C29, C31, C33), Reten, Hopane, Sterane, Coronen, Benzo(ghi)perylene*

Die organischen Substanzen werden durch Extraktion vom Filter gelöst. Zuerst wird der Filter geschnitten und mit deuteriertem Standard, zur Wiederfindung, versetzt. Die Filterstückchen werden in einem Extraktionsröhrchen zweimal mit je 5 mL Cyclohexan im Ultraschallbad für je 5 Minuten extrahiert. Die vereinten Extrakte werden mit N₂ bei 35±5°C auf 200 µl eingengt und mit GC-MS analysiert.

Die gaschromatographischen Analysen werden mit einem HP-6890 Gaschromatograph durchgeführt. Die Probe wird im Splitless Mode (2 min, 300°C) mit einem HP-7683 Autosampler injiziert. Der Gaschromatograph ist mit einer deaktivierten Fused Silica Vorsäule (1 m x 0.32 mm) und einer Kapillarsäule DB-5 MS (95% Dimethyl, 5% Phenylpolysiloxan, 30 m x 0.25 mm ID x 0.25 µm Filmdicke) ausgestattet. Das Temperaturprogramm startet mit 50°C für 2 min, danach ein Heizprogramm, das mit 8°C/min auf 98°C und dann mit 6°C/min auf 290°C aufheizt, danach folgt ein Halt bei 290°C für 20 Minuten. Helium wird als Trägergas verwendet. Der Gaschromatograph ist mit einem Massenspektrometer HP-7683 (70eV) verbunden.

Polare Verbindungen: *Hexadecen-9-säure, Laurinsäure, Myristinsäure, Palmitinsäure, Stearinsäure, Pimarsäure, Abietinsäure, Nonanal, Syringol, Syringolaldehyd, Ölsäure, Linolsäure, Cholesterol*

Die analytische Methode wurde ursprünglich für die Bestimmung von organischen Säuren in atmosphärischem Aerosol entwickelt. Der Filter wird geschnitten und die Filterstückchen werden mit einem deuterierten Standard, zur Wiederfindung, versetzt. Die polaren Verbindungen werden mit einer Mischung aus Methanol, Wasser und Aceton im Ultraschallbad extrahiert. Danach erfolgt ein SPE Schritt, um die gewünschten organischen Säuren aus dem Extrakt zu erhalten. Die organischen Säuren werden im Folgenden zu Methylestern derivatisiert. Die gewünschten Substanzen werden dann in Cyclohexan extrahiert und mit GC-MS analysiert.

Gaschromatographische Analysen werden mit einem Gaschromatograph HP-5890 durchgeführt. Die Probe wird im Splitless Mode (2 min; 300°C) mit einem Autosampler GC-PAL injiziert. Der Gaschromatograph ist mit zwei Kapillarsäulen (95% Dimethyl, 5% Phenylpolysiloxane; 30 m x 0.25 mm I.D. x 0.25 µm Filmdicke) ausgestattet. Das Temperaturprogramm startet mit 50°C für 2 min, danach ein Heizprogramm, das mit 8°C/min auf 98°C und dann mit 6°C/min auf 290°C aufheizt, danach folgt ein Halt bei 290°C für 20 Minuten. Helium wird als Trägergas verwendet. Der Gaschromatograph ist mit zwei Detektoren ausgestattet, mit einem Flammenionisationsdetektor und einem Massenspektrometer HP-5971-A (70eV).

Anhydrozucker: *Levoglucosan, Galactosan, Mannosan*

Ein Filteraliquot (4,5 – 6,3 cm²) wird mit 3 ml Milli-Q Wasser versetzt und 20 min im Ultraschallbad eluiert und anschließend 3 Minuten mit 13400 rpm zentrifugiert. Anschließend wird der Überstand ionenchromatographisch analysiert (Säule: Carbo Pac PA10; Eluent: NaOH Gradient, Anfangskonzentration: 12% NaOH, Endkonzentration: 16% NaOH). Das verwendete ionenchromatographische System ist ein Bio-LC System der Firma Dionex mit amperometrischer Detektion (ED40). Die Quantifizierung erfolgt gegen externe Standards.

Cellulose

Für die enzymatische Cellulose-Bestimmung werden Filteraliquote (ca. 4,5 – 6 cm²) mit 3 ml einer 0,05 molaren Citronensäurelösung mit 0,05% Thymol (pH 4,8) versetzt und 15 min im Ultraschallbad eluiert. Danach erfolgt die Zugabe von je 100 µl der gereinigten, verdünnten *Trichoderma reesei* – Cellulase (Celluclast, 1:10 verdünnt) und *Aspergillus niger* – Cellubiase (Novozym 188, 1:100 verdünnt). Dieser Ansatz wird in einem Röhrchen verschlossen 24 h bei 45°C im Wasserbad inkubiert. Anschließend werden die Enzyme durch Erhitzen auf über 80°C (10 min) denaturiert. Nach dem Abkühlen der Lösung auf Raumtemperatur wird zentrifugiert und der Überstand photometrisch bei 340 nm bestimmt. Für die Analyse wurde ein Testkit von Boehringer Mannheim / R – Biopharm zur Bestimmung von D – Glucose in Lebensmitteln eingesetzt.

HULIS (*humic like substances*)

HULIS sind huminstoffartige Verbindungen, die sich überwiegend sekundär in der Atmosphäre bilden. Vorläufersubstanzen im Sommer sind Terpene und verwandte Verbindungen, im Winter vermutlich phenolische Verbindungen aus der Holzverbrennung.

Filteraliquote von 2,5-10 cm² werden jeweils dreimal mit MilliQ-Wasser und mit NaOH-Lösung (pH13) 20 Minuten im Ultraschallbad extrahiert. Die H₂O-lösliche und die pH13-lösliche Fraktion werden nach Vereinigung der drei Extrakte mit HNO₃ angesäuert und jeweils auf C-18 Säulchen aufgegeben. Die im Trennmaterial verbleibenden HULIS werden mit Methanol eluiert und mit einer pH5-Lösung (HNO₃ + NaOH) verdünnt. Die Eluate werden anschließend direkt in das FIA-System des „HULIS-Analysators“ aufgegeben. Nach einem weiteren Trennschritt mittels SAX-Säule wird die Probe in den DOC-Analysator geleitet und das bei der Verbrennung entstandene CO₂ mit einem NDIR Detektor gemessen.

Mineralische Komponenten: *Silizium, Aluminium*

Die Analysen der mineralischen Komponenten Silizium und Aluminium werden auf einem Röntgenspektrometer des Typs Philips X'Unique II durchgeführt. Als Primärstrahlungsquelle zur Anregung der Fluoreszenzlinien der nachzuweisenden Elemente wird eine Rh-Röhre verwendet, wobei die Anregungsspannung mit 50kV und die Stromstärke mit 40mA gewählt wurde. Si und Al werden nach spektraler Zerlegung des Fluoreszenzspektrums mit einem PET 200-Analysatorkristall nachgewiesen.

Die Auswertung der gemessenen Intensitäten erfolgt über die Messung von 4 Standards – das sind Celluloseester-Filter, auf die eine genau definierte Menge einer zertifizierten Staubprobe mit den nachzuweisenden Elementen aufgebracht wurde. Aus den gemessenen Intensitäten der zu analysierenden Elemente und den aus der Zusammensetzung des Standardstaubs und aufgebrachter Staubmenge berechneten Mengen der Elemente ergibt sich eine Kalibrierfunktion. Nach dieser wurden die in den Luftfiltern gemessenen Elemente als Masse pro Filter ausgewertet.

Spurenmetalle:

ICP-OES: Ca_{ges}, Mg_{ges}, Cd, Cr, Cu, Zn, V, Fe, Mn, Ba, Ti, Sr, Sn

Die auf Celluloseester-Filtern gesammelten Proben (1-3 Filter) werden in 100ml Teflonbomben mit Königswasser (2 ml HNO₃ konz; 2,5 ml HCL konz; 200 µL HF) im Mikrowellenofen (Multiwave 3000) aufgeschlossen. Während eines 70-Minuten-Programms wird die Probe auf ~190°C erhitzt und erreicht einen Druck von ~20 bar. Nach dem Abkühlen werden die Bomben belüftet und die Lösungen in 7 ml Teflonbomben überführt und mit etwas Wasser nachgespült.

Nach Zugabe von 100-200 µL Perchlorsäure werden die Proben langsam auf 150°C erhitzt und nahezu bis zur Trockene eingedampft. Der Rückstand wird nun in 4 ml HCl (5%) aufgenommen, in eine Epruvette überführt, mit Wasser auf 10 g aufgefüllt und mit ICP-OES gemessen. Fallweise sind Verdünnungen (1:50) notwendig.

AAS: Blei, Palladium, Platin

Für die Pb-Bestimmung mittels ET-AAS müssen die Proben nach dem Königswasseraufschluss 1:10 verdünnt werden, um im linearen Bereich des Messgerätes zu bleiben. Für Pd (ET-AAS) werden auf Grund der geringen Konzentration größere Pools benötigt, weshalb aus den ICP-Proben 2-4 ml (abhängig von Anzahl der zu vereinigenden Proben) entnommen, in einem Glasbecher vereinigt und auf 4 ml eingeeengt werden. Für Pt (ET-AAS) können entweder die Pd-Proben herangezogen werden oder sie werden nochmals, wie bei Pd beschrieben, eingeeengt.

3.3.5 Nachweisgrenzen

Die Nachweisgrenzen der angewendeten Methoden sind in Tabelle 6 angeführt.

Tabelle 6: Nachweisgrenzen der analysierten Komponenten

Anorganische Stoffe	NWG	Einheit	Organische Stoffe	NWG	Einheit
<i>Anionen:</i>			<i>Kohlenstoff</i>		
Chlorid	0,1	µg/m ³	Gesamt-C, TC	1	µg/m ³
Nitrat, Sulfat	0,02	µg/m ³	Elementarer C, EC	0,1	µg/m ³
Acetat etc.	0,01	µg/m ³	Black carbon, BC	0,2	µg/m ³
<i>Kationen</i>			<i>Macrotracer</i>		
Na	0,1	µg/m ³	Cellulose	35	ng/m ³
Ca	0,03	µg/m ³	Levoglucosan	4	ng/m ³
NH ₄ , K	0,02	µg/m ³	HULIS (als C)	0,1	µg/m ³
Mg	0,002	µg/m ³	<i>Kohlenwasserstoffe</i>		
<i>Hauptelemente - RFA</i>			Alkane, C24–C36	0,02	ng/m ³
Al, As, S	0,001	µg/m ³	PAH	0,03	ng/m ³
Fe, Ni	0,002	µg/m ³	<i>Polare org. Verbindungen</i>		
Si	0,003	µg/m ³	Monocarboxylsäuren	0,1-0,3	ng/m ³
P	0,004	µg/m ³	Dicarboxylsäuren	0,6	ng/m ³
Ca	0,007	µg/m ³	Abietinsäure	0,1	ng/m ³
<i>Spurenelemente - ICP</i>			Nonanal	0,3	ng/m ³
Ni	10	ng/m ³			
Ca, Cu, Fe, Zn	1	ng/m ³			
Ba, Mn, Pb	0,1	ng/m ³			
Mg, Sr	0,02	ng/m ³			

3.4 Qualitätssicherung

Im Rahmen der chemischen Analytik wurden folgende Qualität sichernde Maßnahmen durchgeführt:

- Dokumentation der Daten – Filtercodes
- Rückstellproben
- Ringversuche
- interne Qualitätssicherung – Blindwerte

Dokumentation der Daten – Filtercodes

Die Filter wurden vom Umweltbundesamt gestempelt, als Farbstoff wurde eine in Testversuchen erprobte wasserlösliche schwarze Holzbeize verwendet. Die Codes wurden während der Analysen und der Lagerung (Kennzeichnung der Rückstellproben) der Filter beibehalten. Eine weitere Maßnahme um Verwechslungen zu vermeiden, besteht in der nach Stationen getrennten Lagerung der beprobten Filter.

Rückstellproben

Es wird, um eine spätere Überprüfung der Analysen durchführen zu können, von jeder gezogenen Probe eine Rückstellprobe aufbewahrt.

Teilnahme an Ringversuchen

Durch die regelmäßige Teilnahme des Labors an internationalen Ringversuchen (WMO 1995, 1996, 1999 und 2000; JRC-Ispra 1995,1996,1997 und 1998; IFA-Tulln 1995) wird die Qualität der Ionenanalytik überprüft. Im Bereich der Kohlenstoffanalytik erfolgte die Teilnahme an einem Ringversuch im Rahmen des International Aerosol Carbon Round Robin Test Stage I und Stage II, sowie an Intercomp 2000, um eine Sicherung der Qualität der Gesamt- und Elementarkohlenstoffanalysen zu gewährleisten.

Interne Qualitätskontrolle – Blindwerte

Die Ergebnisse der Analysen wurden durch Erstellung von Ionenbilanzen und Vergleich von Gesamtmasse und Masse aller bestimmten Komponenten rechnerisch überprüft. Wurden bei Bildung der Ionenbilanz mehr als 30% Abweichung (positiv oder negativ) vom Gleichgewicht festgestellt, wurde die Analyse wiederholt. Überstieg die Summe aller identifizierten Komponenten die Masse des gesamten abgeschiedenen Aerosols, so wurden alle Analysen wiederholt und auch die Dokumentation der Massen der Filter vor und nach der Probenahme überprüft.

Blindwerte: Zur Bestimmung der Laborblindwerte wurden die in Abschnitt 3 beschriebenen Analysemethoden herangezogen, als Proben wurden Quarzfaserfilter direkt aus der Packung verwendet. Zur Bestimmung der Feldblindwerte wurden die in Abschnitt 4.3.1 beschriebenen Analysemethoden herangezogen, als Proben wurden Quarzfaserfilter und Metricelfilter verwendet, welche gleich wie die beprobten Filter behandelt wurden und auch gemeinsam mit den beprobten Filtern in die Magazine der High-Volume Sammler eingelegt waren aber nicht beprobt wurden.

Die Nachweisgrenzen der einzelnen Methoden wurden durch Berechnung der dreifachen Standardabweichung der Feldblindwerte gebildet. Alle Analysenresultate sind blindwertkorrigiert, die entsprechenden Nachweisgrenzen befinden sich in Tabelle 6.

Standards: Bei Analyse der ionischen Komponenten erfolgte die Kalibration durch 4-5 externe Wiederholstandards pro Run. Die Standards werden von den Mitarbeitern des CTA hergestellt und bei jeder Neuzubereitung mittels Merck® Standard überprüft. Dazu wurden der Anionen-Mehrelementstandard II (Nr.1.11448) für Nitrat, Sulfat und Chlorid und die Nitritstandardlösung (Nr. 1.198999) 1:1000 verdünnt und mit den selbst hergestellten Standards verglichen. Der Mehrelementstandard VII (Nr.1.10322) wird nach 1:100 Verdünnung zur Überprüfung aller Kationenstandards herangezogen. Die verwendeten Substanzen zur Standardherstellung (Anionen: Na_2NO_3 , Na_2NO_2 , Na_2SO_4 , Natriumoxalat, KCl, Kationen: NaCl , NH_4NO_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, KNO_3 und $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) wiesen alle die Reinheit p.a. auf.

Bei Analyse der Komponenten der Kohlenstofffraktion wurde zur Kalibration Phthalsäurestandards (Phthalsäure 9611 p.a. von Merck®) verwendet. Es wurden täglich Kalibrationskurven erstellt. Bei Bestimmung der BC-Konzentration erfolgt die Kalibration durch Messungen mit Vergleichsfiltern.

3.5 Herstellung von PM₁₀ – Proben aus gekehrten Staubproben

Zur Herstellung von PM₁₀-Aerosolen aus Emissionsproben wie z.B. Straßenstaub, wurde ein Gerät (Elutriator) geplant und gebaut (Abbildung 11). Emissionsproben unterschiedlicher Korngröße werden mit gereinigter und partikelfreier Luft verwirbelt und parallel auf einem Quarzfaser- und einem Metrical –Filter gesammelt. Die Probenahme erfolgt über zwei PM₁₀-Köpfe. Die Probenherstellung wurde auf möglichst geringe Blindwerte und optimale Sammelzeit optimiert. Die Optimierung umfasste die Verwendung verschiedener Fette zur Abscheidung der Grobfraction, den Vergleich von Teflon- mit Celluloseesterfiltern zur Bestimmung der mineralischen Fraktion und der Spurenmetalle, die Reproduzierbarkeit der Probenahme und die Homogenität der Filterbeläge.

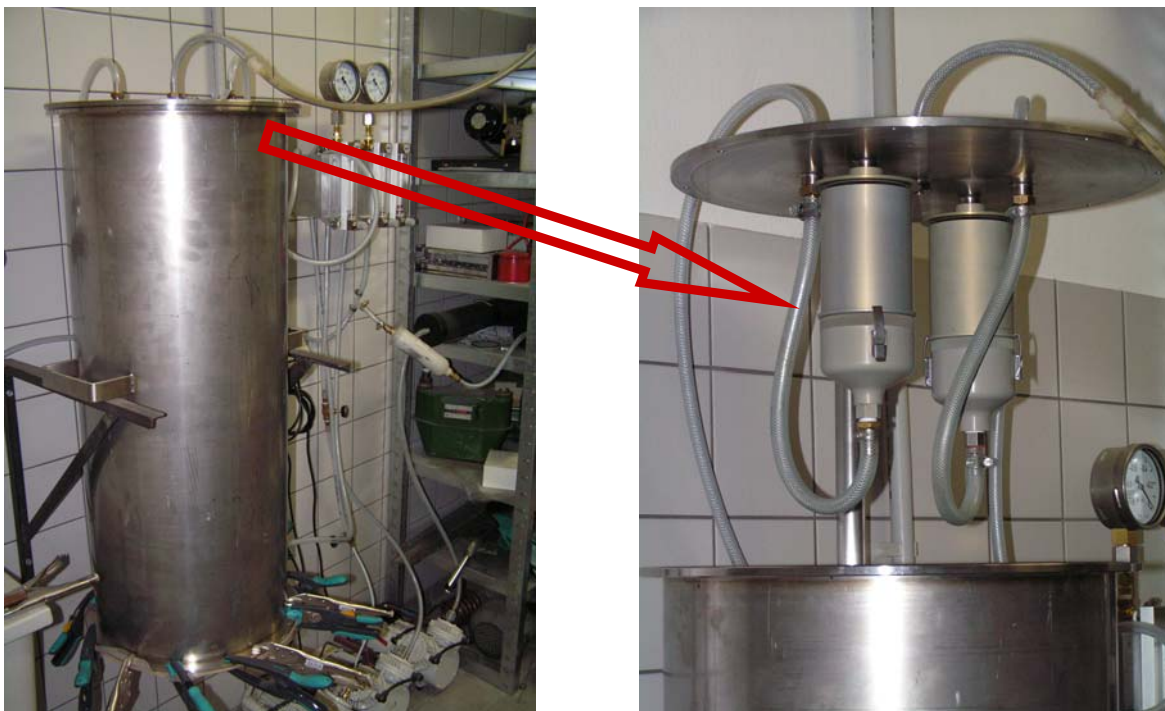


Abbildung 11: Elutriator – Gerät zur Herstellung von PM₁₀-Proben (roter Pfeil: PM₁₀-Sammeleinheiten)

Straßenstaub

Mit dem Sammeln von Straßenstaub wurde im Herbst 2003 begonnen. Straßenstaub-Emissionsproben gibt es von allen vier Jahreszeiten der Wiener Messstellen. Aus diesen Proben wurden PM₁₀-Proben hergestellt. Die Ergebnisse dieser Proben wurden in die Datenbank eingegeben.



Abbildung 12: PM10 Proben auf 47 mm – Filtern aus Kehrstaubproben

3.6 Entwicklung eines Macrotracer-Modells

Im Verlauf der AQUELLA-Projekte zeigte sich, dass bereits für wichtigste Aerosolquellen entweder spezifische Tracer oder zumindest Haupt-Tracer zur Verfügung stehen, die als Makrokomponenten im Quellenprofil anzusehen sind. Ausgehend von diesen Tracern wurde ein einfaches Massenbilanz-Modell erstellt, mit welchen 9 Quellen bzw. Quellengruppen aus den Immissionsdaten erklärt werden können. Die verwendeten Makrotracer und deren Anwendung sind in Tabelle 7 angeführt.

Das Makrotracer-Modell beruht auf den Tracern Ruß (EC) für Diesel-Emissionen und Holzrauch. Für Kohleverbrennung wurden aufgrund der Unsicherheit des Tracers keine Quellenanteile abgeleitet. Die EC-Anteile für Holzrauch werden aus der Levoglucosan-Analyse abgeleitet. Die Differenz bildet EC aus Diesel-Emissionen. Aus dem EC für Diesel wird auch der OC und Anteile von sonstigem Brems- und Reifenabrieb- und „normalem“ Straßenabrieb über Emissionsfaktoren abgeleitet; der Abgasanteil nach Tabelle 9, Abrieb nach Emission Inventory Guidebook SNAP Code 070700, 070800 ^[xvi], siehe Tabelle 8.

Tabelle 8 enthält für PKW, LDV und HDV die mittleren Non-Exhaust Emissionsfaktoren und zum Vergleich typische Exhaust Emissionsfaktoren. Im gewichteten Mittel (für eine Flotte mit etwa 10 % HDV) liegt der Non-Exhaust-Anteil bei 30% des Exhaust-Anteils. Nach Düring und Lohmeyer ^[xvii] können Non-Exhaust-Anteile auch bis zum 3-fachen des Abgasanteiles ausmachen, je nach Verschmutzungsgrad der Straße und Fahrbedingungen. In unserer Analyse finden sich die mineralischen Bestandteile des Straßenabriebs im Quellenanteil Mineralstaub. Für die organischen Anteile des Reifen- und Bremsabriebs werden als Schätzgröße das 0,3 fache des Abgasanteils angenommen (aus SNAP Code 070700,

070800). Dies stellt nach eigenen Messungen (Kaisermühlentunnel) eine Untergrenze dar, beim Kaisermühlentunnel mit täglichen Staus lag der organische Non-exhaust Anteil im groben Bereich (PM_{10-2,5}) bei 0,9. Da in Tunnels der Anteil des wieder aufgewirbelten Materials höher anzunehmen ist, als in offenen Straßen, wird konservativer Weise der Faktor 0,3 angewendet. Der mineralische Anteil von Abrieb und Wiederaufwirbelung ist im Quellenanteil von Mineralstaub enthalten.

Tabelle 7: Makrotracer und abgeleitete Quellen im Makrotracer-Modell

Makrotracer	Umrechnungsfaktoren	Abgeleitete Quelle	Referenz
Ruß (EC)	$EC_D = EC - EC_H$ $DA = EC_D + (EC_D * 0,33)$ (DA: Diesel-Abgas) $EC_H = M_H * 0,15$ $EC_C = M_C * 0,4$	EC aus Diesel Diesel Emission KFZ+off road EC aus Holzrauch EC aus Kohleverbrenng.	Tunnelmessungen Eigene Daten EPA SPECIATE
As	$M_C = As * f_C$ §	Kohlefeuerung Haushalte	EPA SPECIATE
Levoglucosan	$M_H = Levo * 7,35 * 1,5 * 1,1$ $M_H = Levo * 10,7$	Holzrauch Haushalte	Fine et al. 2002 Eigene Daten
Cellulose	Cellulose*2	Pflanzen-Debris	Puxbaum&Tenze-Kunit 2003
HULIS	1x	Organisch Sekundär	Limbeck et al. 2005
Pilz-Sporen	13 pg C/Spore	Bio-Aerosol (Pilze)	Bauer et al. 2002
NaCl	> 1% von PM ₁₀	Auftausalz	-
Si, Ca	$(Si * 2,7) + (Ca * 2,5)$	Mineralstaub	Geogene Verhältnisse
Ammonium, Sulfat, Nitrat	$(NH_4 + SO_4 + NO_3) * 1,1$ (für 10% Wasser)	Anorganisches Sekundäraerosol	-
Nicht identifiziert	-	v.a. sekundär organisch, unbekannte Bioaerosole	-

§ Bereich von $f_C = 300-1000$

Tabelle 8: Non-Exhaust PM₁₀ Emissionen (Einfache Methodik) und Vergleich mit typischen Abgas-Emissionsraten von Diesel-Fahrzeugen. (aus [xv])

Fahrzeug- klasse	Reifenabrieb g/km	Bremsabrieb g/km	Straßen- Abrieb g/km	Non-Exhaust Summe g/km	Abgas (Diesel) g/km	Non-Exhaust % von Abgas
PKW	0,0064	0,0073	0,0075	0,021	0,06	35
LDV	0,0101	0,0115	0,0075	0,029	0,08	36
HDV	0,0270	0,0320	0,0380	0,097	0,40	24
Gew. Mittel						30

Zur Berechnung der Emissionen aus Verbrennungskraftmaschinen (Abgas) wurden die Ergebnisse einer Studie, die im Frühjahr 2005 im Kaisermühlentunnel / Wien durchgeführt

wurde, herangezogen. Die durchschnittlichen Ergebnisse für PM_{2,5} (vorwiegend Abgas) für EC, OC und mineralische Komponenten sind in Tabelle 9 angegeben. Demnach kann aus dem EC_D – Wert über die Beziehung: Abgas = EC_D * 1,33 der Abgasanteil (aus Diesel-Motoren) bestimmt werden. Der „mineralische“ Anteil von 8% stammt nach Literaturangaben nur zum Teil (<1%) aus Inhaltsstoffen des Motoröls und von Abriebsvorgängen im Motorbereich ^[xvii].

Tabelle 9: Mittelwert von EC- und OC-Konzentrationswerte im Kaisermühlentunnel – Außenluft bereinigte Werte (Limbeck et al., in Vorbereitung)

	PM _{2,5}		
	mg/veh km	% PM _{2,5}	% (EC+OM)
EC Abgas	18	69	75
OC Abgas	5	---	---
OM Abgas	6	23	25
Anorganisch	2	8	---
Summe	26	100	100
„Abgas“ = EC * f	f = 1,33		

Tabelle 10: Vergleich von Umrechnungsfaktoren von Levoglucosan auf Holzrauch-OC.

Sampling site	Fuel Type	EC mg/g PM	OC mg/g PM	Levoglucosan [mg/g OC]	K mg/g PM	Factor OC/ Levogl.	K/Levo-glucosan ratio	Reference
Fire place NE – US PM _{2,5}	Hardwood	108	866	129	10,6	7,8	0,09	Fine et al. 2001
	Softwood	149	911	76,4	10,8	11,9	0,16	
Fire place South-US PM _{2,5}	Hardwood	34	787	136	8,7	7,4	0,08	Fine et al. 2002
	Softwood	161	1000	42,6	5,4	23,5	0,13	
Fire place MidW&W-US PM _{2,5}	Hardwood	20	767	183	8,9	5,5	0,06	Fine et al. 2004
	Softwood	121	890	123	3,5	8,1	0,03	
Wood stove US PM _{2,5}	Hardwood	106	553	164	17,4	6,1	0,05	Fine et al. 2004
	Softwood	143	620	353	7,5	2,8	0,03	
Wood stove Austria PM ₁₀	Beech		513	80	2,1	12,5	0,05	Schmidl 2005
	Spruce		537	200	1,6	5,0	0,02	
Asian biomass fuel PM _{2,5}	Leaves, straw, dung, etc.	32	525	79	20	6,6	0,5	Sheesley 2003
Forest Fire SE US PM _{2,5}	Pine dominated	39	603	95	5,7	10,5	0,1	Lee et al. 2005
Rec. Ave. US PM _{2,5}						7,35		
Rec. Average Austria PM ₁₀	70/20/10 MWA ^A	(150)*	519	180	1,7	5,6 [§]	0,02	

^A Massengewichtetes Mittel bei 70/20/10 % Anteil Fichte, Buche und Briketts (Fichte)

* Messwerte korrigiert (Verkohlung) [§] entspricht M_H=Levo*10,7 (aus Messung)

Levoglucosan ist ein Anhydrozucker, der sich bei der Verbrennung von Cellulose bildet. Holzrauch enthält in wechselnden Anteilen Levoglucosan, im Mittel jedoch immerhin an die

10%. Die umfangreichsten Untersuchungen der Emission von Levoglucosan bei der Verbrennung von verschiedenen Holzarten in offenen Kaminen und Öfen wurde von der Gruppe von Philip M. Fine durchgeführt ^[xviii, xix, xx]. Diese frühen Arbeiten wurden an US-typischen Holzarten durchgeführt, oft nur mit einem Verbrennungstest für eine Holzsorte. Auch von unserem Institut wurden Verbrennungsversuche an einem Kachelofen mit typischen heimischen Holzsorten durchgeführt und die Emissionsrelation von Levoglucosan zu OC und PM₁₀ bestimmt ^[xxi]. Der mittlere Umrechnungsfaktor lag dabei bei niedriger, bei etwa 3/4 des empfohlenen Wertes für US aus den Fine – Arbeiten. Die Unterschiede sind v.a. auf andere Verbrennungseinrichtungen und Holzarten zurückzuführen.

Die Aufteilung der Quellengruppe Diesel-Emissionen in Anteile aus Verkehr und anderen fossilen Quellen erfolgt in Verkehr- und Off-Road Anteile nach dem Schlüssel 3:1 ^[xxii].

Nicht einfach und relativ unsicher ist die Ableitung eines EC-Wertes für Emissionen aus Kohlefeuerungen. Ein Haupt-Tracer ist zweifellos Arsen, dessen Emissionsrelation zur PM₁₀ Emission bei kleinen Kohlefeuerungen zwischen 300 und 1000 liegt.

Für von Pflanzenmaterial stammende Bio-Aerosole werden in den USA Alkanmuster als Tracer herangezogen. Aufgrund der Entwicklung der Cellulose-Analytik in PM₁₀ an der TU Wien steht ein neuer Makrotracer zur Verfügung ^[xxiii], mit einem Umrechnungsfaktor von 2 auf den Quellenbeitrag „Plant Debris“.

3.7 Zeitverläufe von PM₁₀

Der PM₁₀ Jahresverlauf an den AQUELLA Wien Messstellen während der Untersuchungsperiode ist in Abbildung 13 dargestellt. Es zeigt sich, dass Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwerts für den Tagesmittelwert praktisch nur während der kalten Jahreszeit vorkommen. Von Mai – September liegen die Messwerte durchwegs unter 50 µg/m³. In der warmen Jahreszeit ist eine starke Parallelität der Kurvenverläufe zu erkennen. Auch an Überschreitungstagen zeigen sich typische Verläufe: Rinnböckstraße und Kendlerstraße weisen oft ähnliche PM₁₀ – Werte auf. Die Messstationen des Hintergrunds, Schafberg und Lobau, haben oft ähnliche Verläufe wie die Messstelle Kendlerstraße. Im Spätwinter (Feb.-März) ergeben sich an den straßennahen Messstellen oft deutlich höhere Werte im Vergleich zu den Hintergrundmessstellen.

Allen Messstellen ist gemeinsam, dass in der warmen Jahreszeit – etwa von Mai bis September dramatisch niedriger liegende PM₁₀ Werte (TMW) auftreten, als während der kalten Jahreszeit. Liegen die Spitzenwerte während der warmen Jahreszeit bei etwa 30-40 µg/m³, werden in der kalten Jahreszeit Spitzen von 80-120 µg/m³ erzielt, etwa einen Faktor 3-4 höher, als in der warmen Jahreszeit. Die Zunahme der PM₁₀-Werte im Winter ist im Wesentlichen auf zwei Faktoren zurückzuführen: a) auf verringerten Luftaustausch im Winter und b) zusätzlich wirksame Emissionsquellen.

Die Auswirkung des verringerten Luftaustausches während der kalten Jahreszeit aufgrund vermehrten Auftretens von Inversionswetterlagen kann anhand des Verlaufs von PM₁₀ Inhaltstoffen von Quellen, deren Emissionsmuster sich zeitlich nur unbedeutend ändert, abgeleitet werden. Eine diesbezüglich bedeutsame Quelle stellt der Kfz-Verkehr dar. Limbeck et al. ^[xxiv] stellten anhand von Palladium-Messungen in Salzburg und Klagenfurt fest, dass die mittlere Zunahme während des Winterhalbjahres nur um 20% höher lag, als während der warmen Jahreszeit. Ähnliche Ergebnisse zeigen Schwermetalldaten von Wien. In einer 3-jährigen Messserie in New York City lag der maximale Unterschied bei „Elemental Carbon“ zwischen Sommer- (Juli, August, September) und Winterquartal (Jänner, Februar, März) bei 25%. Zwischen Sommer und Herbst (Oktober, November, Dezember) lag die maximale Differenz bei 50%, möglicher Weise höher als beim Winter aufgrund des Einflusses der Holzheizung ^[xxv]. Das bedeutet, dass der überwiegende Anteil der Zunahme von PM₁₀ während der kalten Jahreszeit auf zusätzliche winterspezifische Quellen zurückzuführen ist.

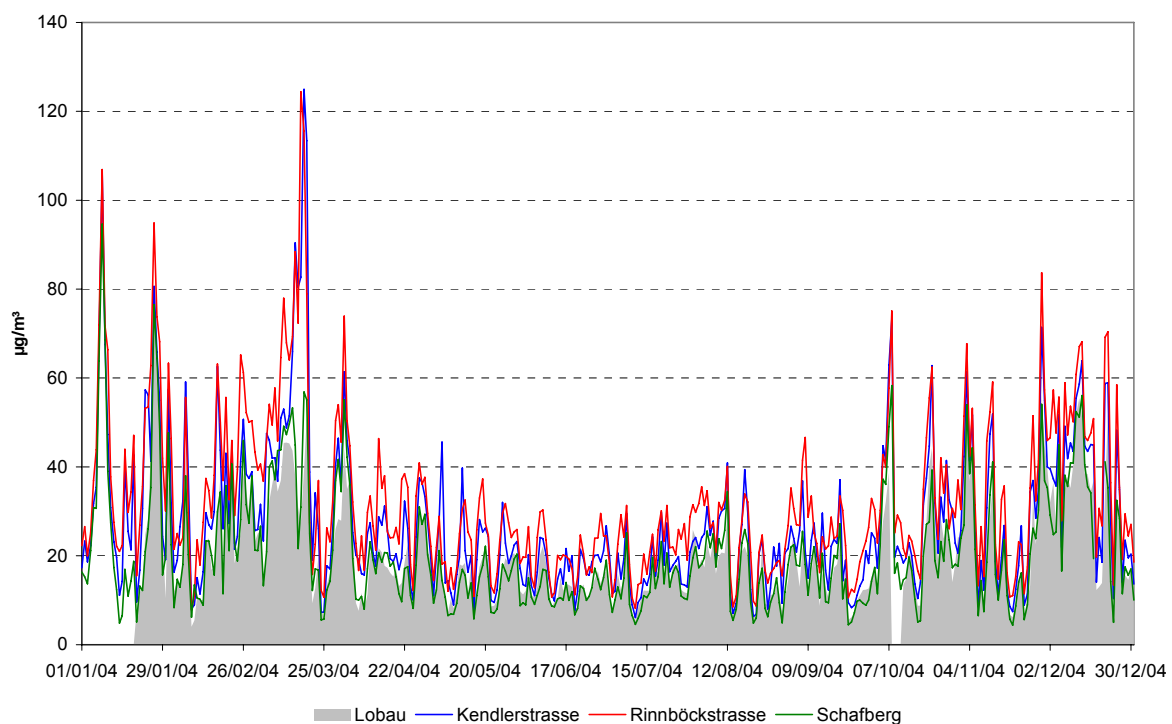


Abbildung 13: Verlauf der PM₁₀ Tagesmittelwerte an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße. Jan.2004-Dez.2004.

Das Verhalten der PM₁₀ Messwerte an Tagen geringerer Belastung ist in Abbildung 14 und Abbildung 15 dargestellt. Im Mai-Fall ist die Konzentration in der Kendler- und der Rinnböckstraße meist ähnlich, jedoch höher als in der Lobau und am Schafberg. Im Juli-Fall sind die PM₁₀-Konzentrationen in der Kendlerstraße ähnlich wie in der Lobau oder am Schafberg, in der Rinnböckstraße jedoch höher.

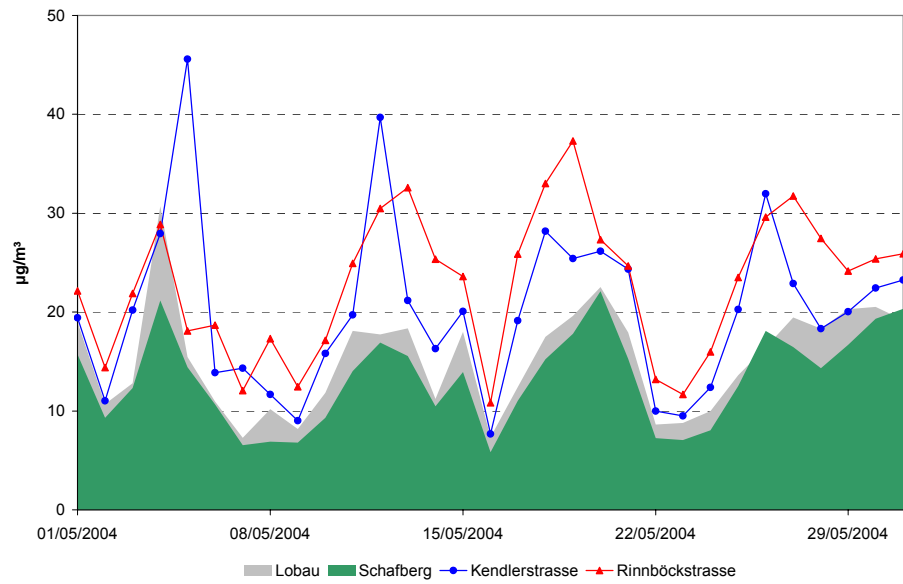


Abbildung 14: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM10 im Mai 2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße

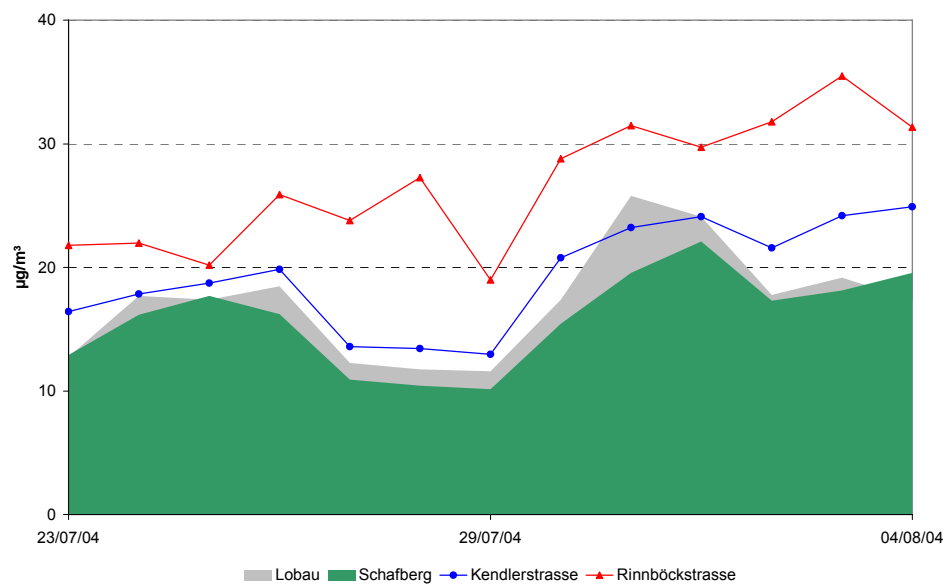


Abbildung 15: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM10 im Juli 2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße

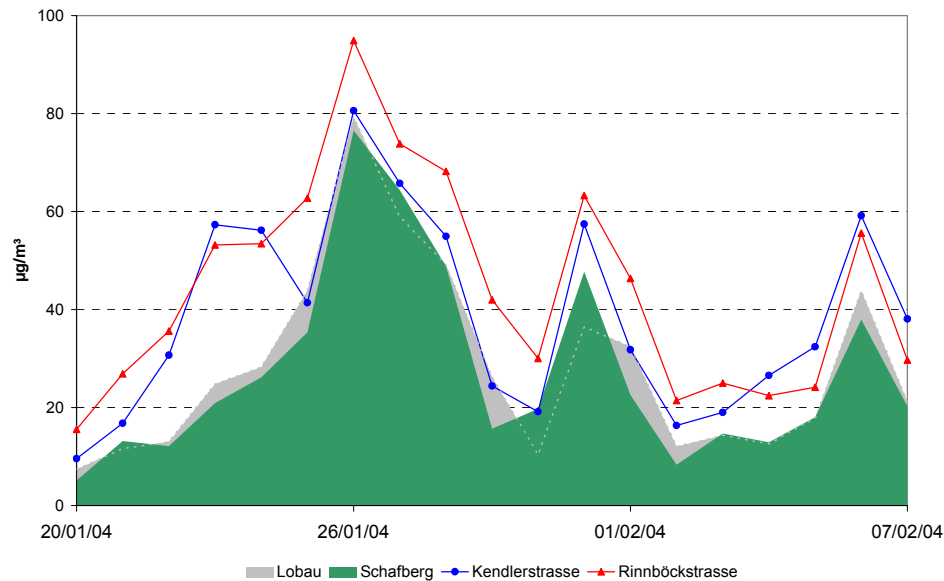


Abbildung 16: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM10 vom 20.1.-7.2.2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße

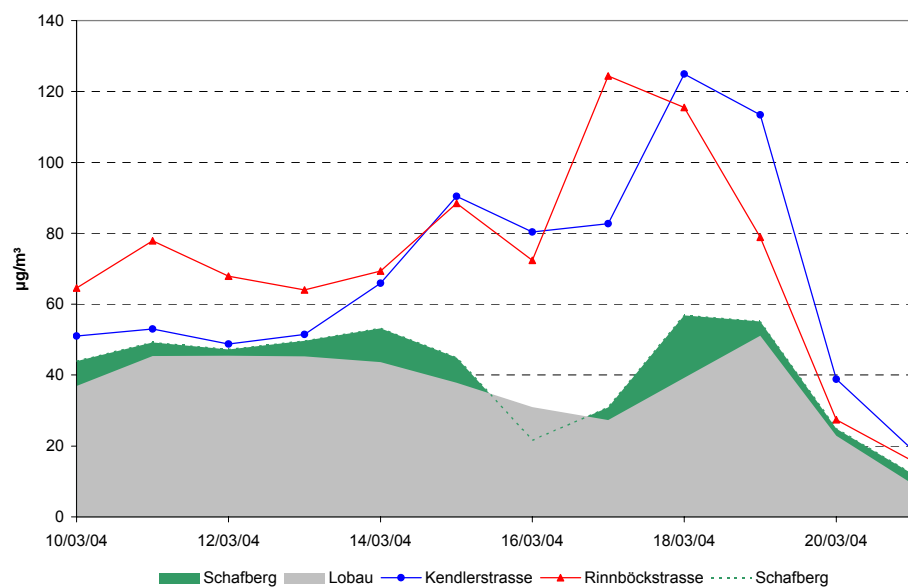


Abbildung 17: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM10 vom 10.3.-21.3.2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße

In Abbildung 16 und Abbildung 17 sind Verläufe von PM10 in Überschreitungsperioden dargestellt. In der ersten Darstellung ist der Verlauf der PM10-Konzentration an den Hintergrundmessstellen weitgehend parallel zu den Stadtmessstellen; bei der zweiten Darstellung sind die PM10-Konzentration an den Stadtmessstellen viel höher als am Stadtrand. Diese „Entkopplung“ ist an den Wiener Messstellen in bestimmten Überschreitungsperioden sehr deutlich und zeigt dann in der chemischen Analyse auch Besonderheiten auf.

3.8 Analysenergebnisse / Quellen

Straßenstaubproben wurden in Wien an den AQUELLA – Messstellen viermal beprobt (Tabelle 11). Im Mittel während der vier Sammelperioden besteht der aufbereitete Feinanteil der Straßenstäube in Wien zu etwa 40% aus silikatischen und 40% aus karbonatischen mineralischen Anteilen. Etwa 20% stellen Ruß und organische Materialien dar. Der Anteil an Sulfat, Nitrat und Ammonium ist sehr gering. Allerdings weisen die Anteile Orts- und Saison bedingt größere Schwankungen auf (Abbildung 18).

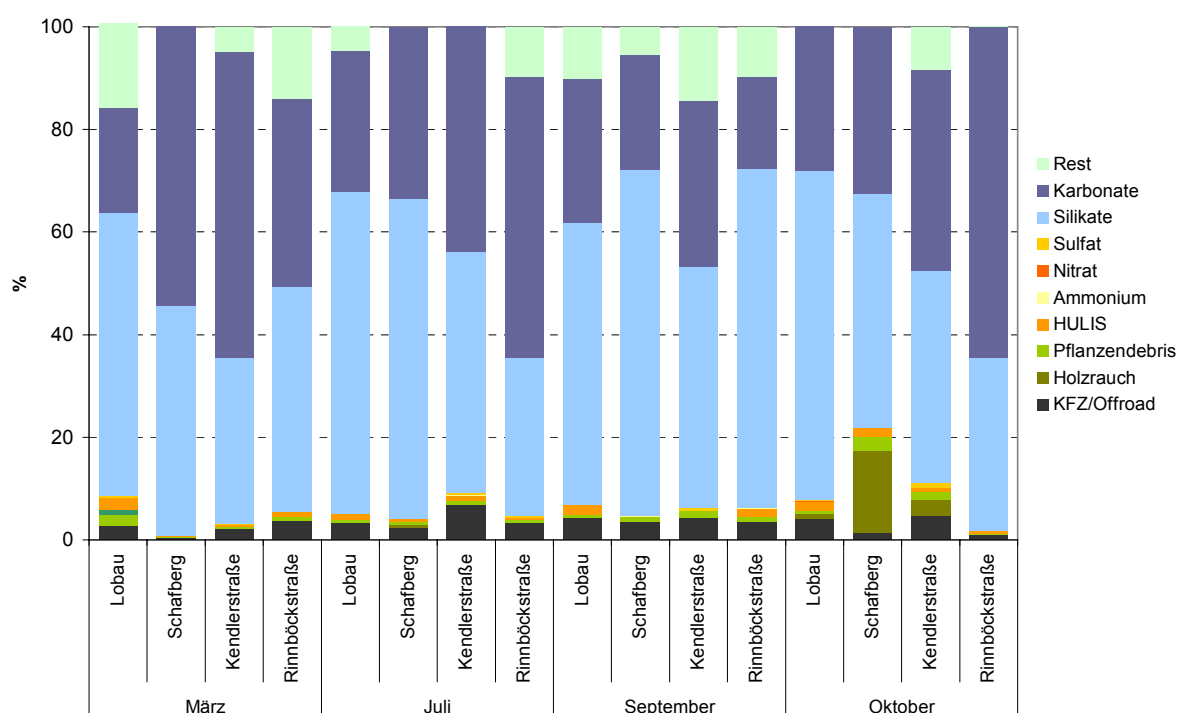


Abbildung 18: Zusammensetzung der Straßenstäube im Umkreis der Messstellen, geordnet nach Jahreszeiten.

Tabelle 11: Probenahme von Straßenstäuben neben den Messstellen

Messstelle	Probenahme Herbst und Winter	Probenahme Sommer
Rinnböckstraße	29.10.2003, 17.03.2004	08.07.2004, 02.09.2004
Kendlerstraße	29.10.2003, 17.03.2004	08.07.2004, 02.09.2004
Schafberg Straße	29.10.2003, 17.03.2004	08.07.2004, 02.09.2004
Schafberg Park	17.03.2004	02.09.2004
Lobau	29.10.2003, 17.03.2004	08.07.2004, 02.09.2004

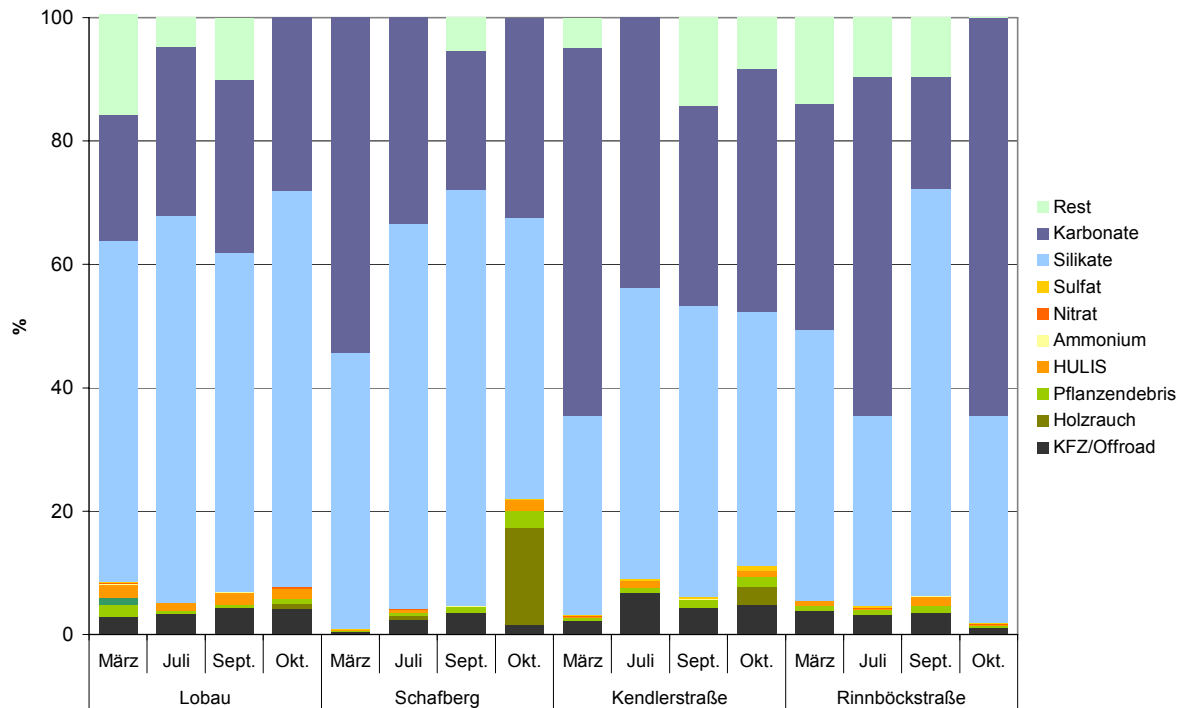


Abbildung 19: Zusammensetzung der Straßenstäube im Umkreis der Messstellen, geordnet nach Sammelorten.

Die Anordnung nach Messstellen lässt für die Lobau deutliche Ähnlichkeiten der Zusammensetzung erkennen. Am Schafberg und in der Kendlerstraße zeigt sich ein abnehmender Trend für den Karbonatanteil von März bis September, mit einer Zunahme im Oktober. Das September-Minimum und Oktober-Maximum zeigt sich auch in der Rinnböckstraße (Abbildung 19).

3.9 Analysenergebnisse Raum Wien

Als Überschreitungstage wurden jene Tage definiert, an welchen an der Rinnböckstraße PM10 Messwerte über 50 µg/m³ lagen. In der Folge werden die Analysenergebnisse für ausgewählte Fälle angegeben. Die Ergebnisse im Detail sind im Datenband angeführt.

3.9.1 Monatsmittelwerte der jahreszeit-typischen Monate (Saison-Monate)

Die analysierten Komponenten im Projekt AQUELLA können in Makro- und Mikrokomponenten unterteilt werden. Zu den Makrokomponenten zählen EC und OC, Ionen sowie die Gestein bildenden Metalle Si, Al, Ca und Fe.

Tabelle 12: Mittelwerte der Analysenergebnisse für die Saisonmonate im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen in Wien. OM=OC*1,7; Silikate=Si*2,7; Karbonate=Ca*2,5. n.a.: nicht analysiert

Rinnböckstraße	µg/m³							
Monat	PM10	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Silikate	Karbonate
Jänner	45,1	4,8	14,8	3,8	7,8	5,1	4,2	3,7
April	31,8	2,8	7,9	1,6	3,2	3,7	8,5	2,9
Juli	21,6	3,1	6,4	0,8	0,5	2,7	4,7	1,9
Oktober	33,9	4,1	8,5	2,0	3,9	3,9	4,3	1,3

Kendlerstraße	µg/m³							
Monat	PM10	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Silikate	Karbonate
Jänner	38,1	3,1	11,4	3,2	6,8	4,2	3,4	4,6
April	26,1	2,6	5,4	1,4	1,8	2,3	6,0	2,5
Juli	17,4	1,9	6,4	0,8	0,4	2,7	3,7	1,3
Oktober	30,2	4,0	7,8	2,0	3,8	3,9	4,9	2,1

Schafberg	µg/m³							
Monat	PM10	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Silikate	Karbonate
Jänner	29,3	2,6	10,0	3,2	6,4	4,3	1,3	0,8
April	20,0	1,3	4,0	0,9	1,0	1,9	4,1	0,5
Juli	13,3	1,0	4,3	0,9	0,3	2,5	2,3	0,2
Oktober	21,8	2,1	5,7	1,8	2,7	3,6	3,2	0,6

Lobau	µg/m³							
Monat	PM10	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Silikate	Karbonate
Jänner	32,6	2,8	9,6	3,5	6,3	5,1	n.a.	0,4
April	19,6	1,3	5,4	1,2	1,7	3,5	n.a.	0,8
Juli	14,4	1,1	5,6	0,9	0,3	2,6	n.a.	0,6
Oktober	22,0	1,9	5,4	1,8	2,4	3,6	n.a.	0,4

Die Ergebnisse der wichtigsten Makrokomponenten für die vier Jahreszeiten charakteristische Monate zeigt Tabelle 12. Die Ergebnisse für OM, Silikate und Karbonate sind allerdings bereits abgeleitete Werte. Für OM wird der Umrechnungsfaktor von 1,7 angewendet; Silikat wird aus Si*2,7 berechnet, entsprechend dem Vorkommen von Si in der

Erdkruste; Karbonate werden vom Wert des Säure löslichen Kalziums mit dem Faktor 2,5 abgeleitet.

Die Daten geben Einblick in die saisonale Variation der Makrokomponenten. Da EC und OM aus verschiedenen Quellen stammen, wird hier nicht näher auf die Konzentrationswerte der kohlenstoffhaltigen Komponenten eingegangen. Bemerkenswert ist die jahreszeitliche Schwankung des Nitrats, mit hohen Werten während des Winters und geringen im Sommer. Aufgrund der thermischen Instabilität von Ammoniumnitrat bildet sich dieses bevorzugt in kühler, feuchter Umgebung. Offen ist die Herkunft des Ammoniaks im Winter. Die mögliche Limitierung der Ammoniumnitrat – Bildung infolge der beschränkten Verfügbarkeit des Ammoniaks im Winter dürfte die Ursache für das großflächige Auftreten im urbanen Background sein. Auch das Verhalten von Silikat und Karbonat weist Besonderheiten auf: Maxima im Frühling, meist deutlich höhere Werte an den städtischen verkehrsnahen Messstellen.

3.9.2 Metalle

Die „Metalle“ werden im CMB Modell eingesetzt. Gegenüber Messdaten von München vor 20 Jahren, die etwa den Wiener Bedingungen zu dieser Zeit entsprechen dürften, hat die entsprechende Belastung in Wien stark abgenommen. Der Ausdruck Schwermetalle wird an sich für jene potentiell toxischen Metalle verwendet, die nicht gesteinsbildend sind. Tatsächlich sind die Grenzen nicht scharf gezogen: a) Alle Metalle weisen auch einen geogenen Anteil auf; b) die potentiell toxischen Metalle gehören nicht alle den Schwermetallen (Dichte über 5 kg/dm³) an.

In Abbildung 20 sind die Schwermetalle an der Messstelle Rinnböckstraße für die Überschreitungstage als Monatsmittel dargestellt. In absteigender Konzentration treten auf: Zink, Kupfer, Mangan, Blei und Barium. Titan ist zu den geogenen Komponenten hinzuzuzählen, bzw. kann als Pigment im weißen Farbstoff in der Straßenmarkierung und in Verputzen eine Rolle spielen. Im Hintergrund dominiert Zink, das auch aus biogenen Quellen stammen kann.

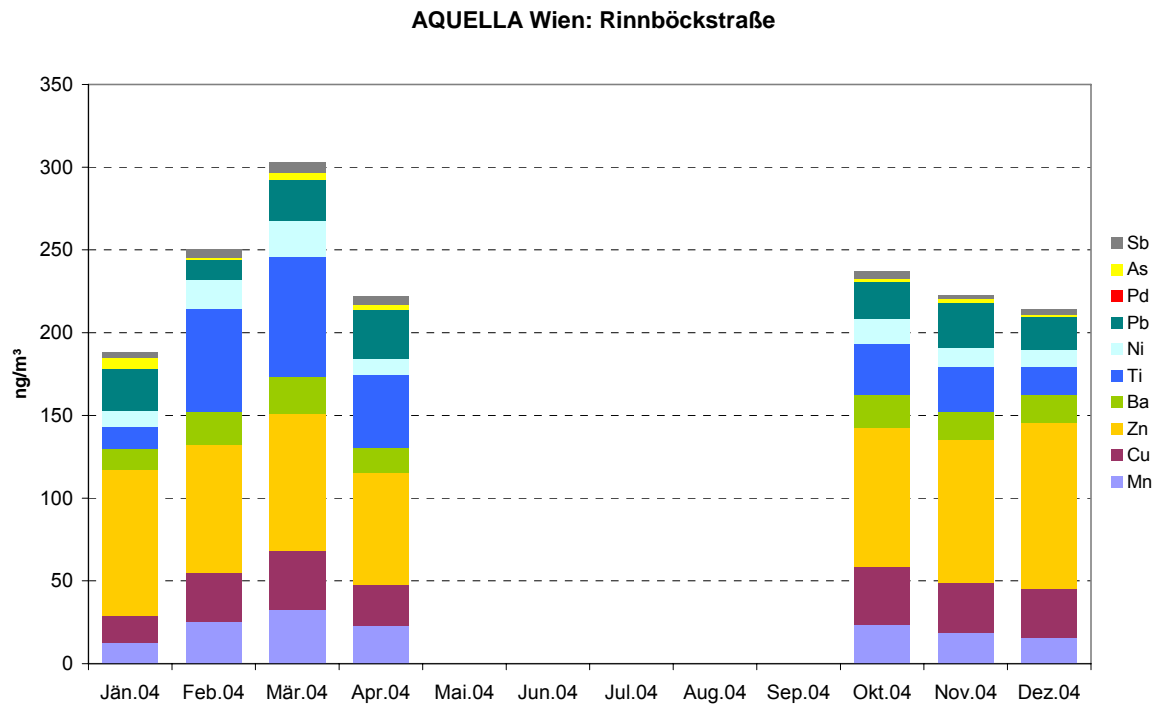


Abbildung 20: Schwermetalle in PM10 an Überschreitungstagen 2004 / Monatswerte an der Messstelle Wien Rinnböckstraße

Tabelle 13: Konzentrationswerte von Schwermetallen in Wien 2004 (diese Arbeit), 1999/2000 ^[x] und in München ca. 20 Jahre davor ^[xxvi] (als Vergleich mit früherer, höherer Metallbelastung).

Ng/m ³	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
Wien Rinnböckstraße* 2004 PM10	1	0,4	--	3	20	745	14	9	11	2	46
Wien AKH** 1999/00 PM10	1	0,4	0,1	1	11	190	7	2	22	2	34
München*** 1981/82 TSP	6	2	1	30	150	2700	63	12	860	9	190

* Druckaufschluss

** Säureextrakt

*** Totalaufschluss drucklos

Tabelle 14: Konzentrationswerte von Schwermetallen in ng/m³ in Wien 2004 – AQUELLA – Messstellen; JMW sowie Winter- und Sommerhalbjahr; Winter/Sommer – Verhältnis.

	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
Rinnböckstraße													
JMW	1,3	12	0,4	2,5	20	745	14	9,0	11	3,4	21	2,1	46
Winter (Okt-März)	1,6	13	0,4	1,2	20	743	14	11	14	3,0	20	2,4	56
Sommer (April-Sept)	0,9	11	0,4	3,4	20	734	14	7,0	9	3,7	20	1,8	40
Winter/Sommer	1,9	1,1	1,1	0,4	1,0	1,0	1,0	1,6	1,6	0,8	1,0	1,3	1,4
Kendlerstraße													
JMW	0,9	12	0,4	2,6	21	772	13	6,1	14	2,5	16	0,9	38
Winter (Okt-März)	1,3	12	0,6	2,0	20	803	13	7,4	19	2,5	16	1,2	45
Sommer (April-Sept)	0,5	12	0,3	2,7	22	724	12	3,8	8,4	2,3	13	0,7	32
Winter/Sommer	2,6	1,1	2,0	0,7	0,9	1,1	1,1	1,9	2,3	1,1	1,2	1,7	1,4
Schafberg													
JMW	0,7	3,4	0,3	1,2	8	241	6,1	5,4	8,5	1,7	8,2	1,0	25
Winter (Okt-März)	1,0	3,6	0,4	0,6	11	240	7,0	5,1	11	2,0	7,4	1,3	33
Sommer (April-Sept)	0,5	3,2	0,2	1,5	6	243	5,2	6,2	6,4	1,2	8,1	0,9	19
Winter/Sommer	2,1	1,1	2,2	0,4	2,0	1,0	1,3	0,8	1,7	1,7	0,9	1,5	1,8

3.9.3 Organische Tracer

Für die Anwendung im CMB Modell wurden auch organische Tracer in den Proben analysiert. Im Folgenden (Abbildung 21-32) sind Ergebnisse für Überschreitungstage in Wien für die nicht polaren Komponenten angeführt. Nach den US-Profilen kommen die C27 und C28 Alkane v.a. im Diesel und Ottomotor Abgas vor, die C31 und C33 Alkane stammen aus Pflanzenwachsen und deuten auf biogene Anteile („Vegetative Detritus“), möglicher Weise auch bei Verbrennung von Laub- oder Nadel tragenden Baumteilen. Reten ist ein Tracer für Biomasse-Verbrennung. Die weiteren PAH sind Kfz-Abgas-, Holzverbrennungs- und zum Teil Gasverbrennungs-Tracer. Organische Säuren stammen aus vielfältigen Quellen, einschließlich sekundären.

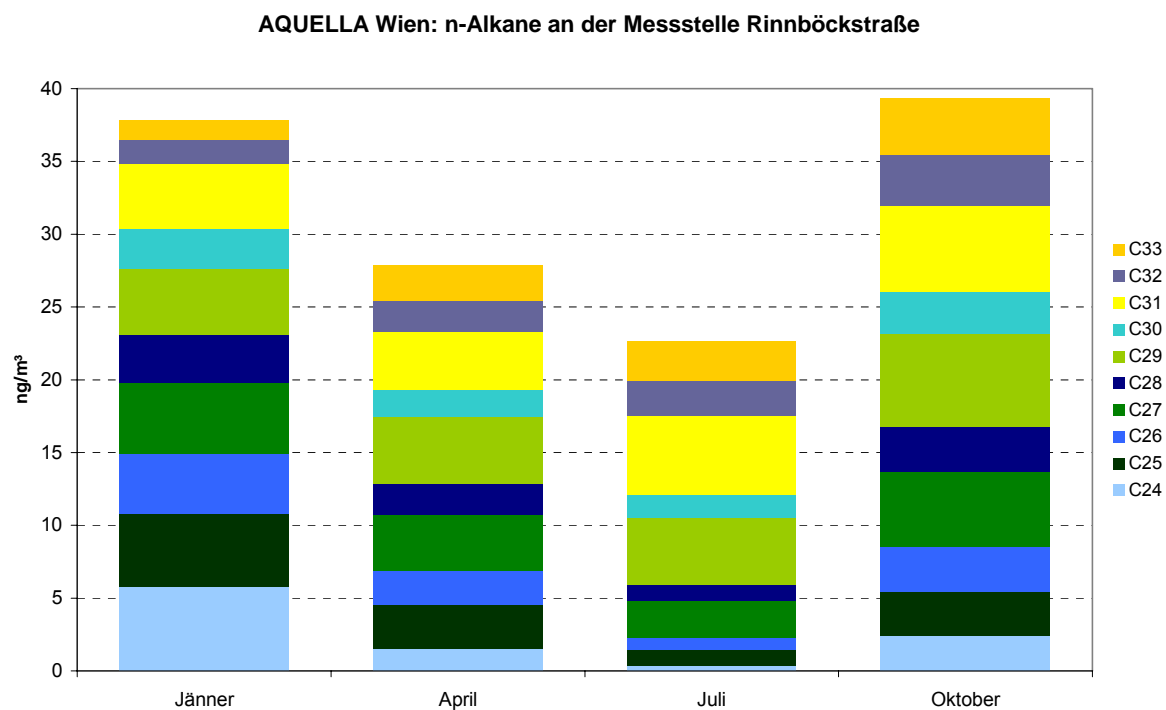


Abbildung 21: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Rinnböckstraße,.

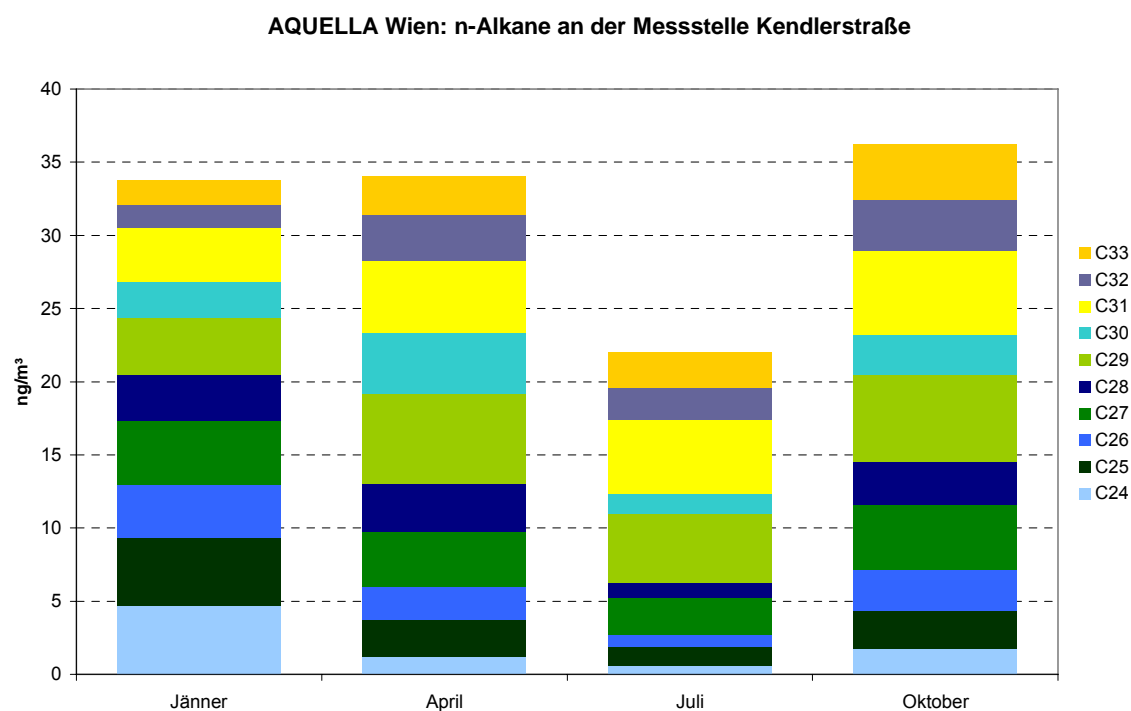


Abbildung 22: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Kendlerstraße

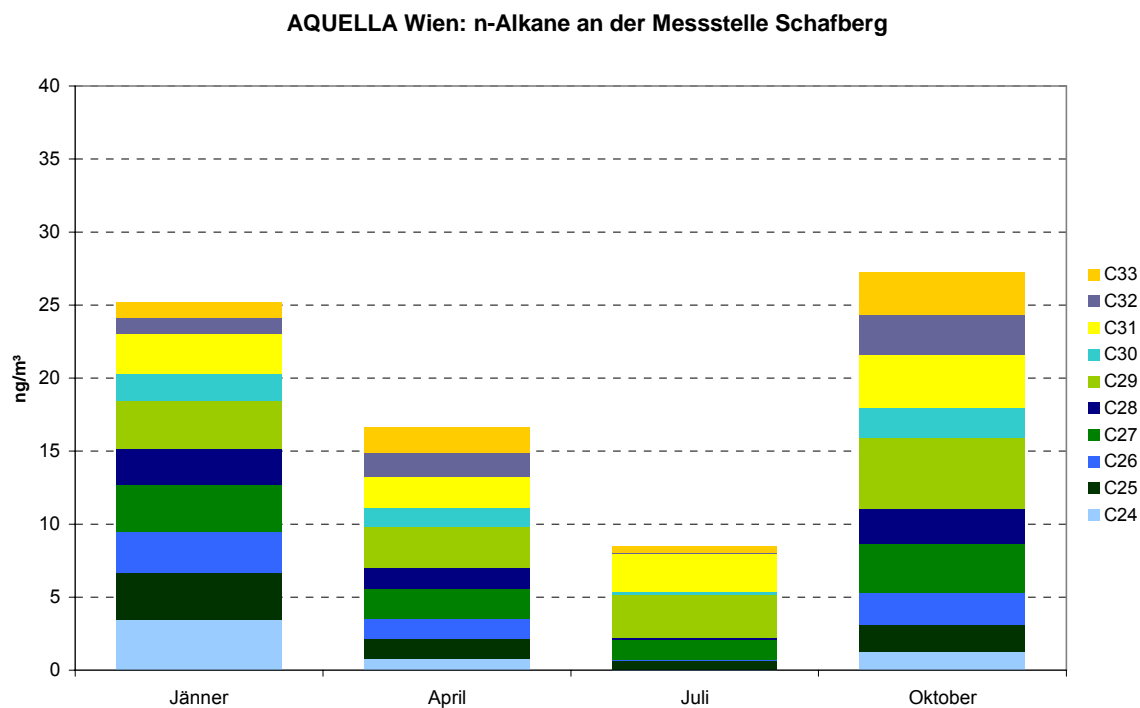


Abbildung 23: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Schafberg

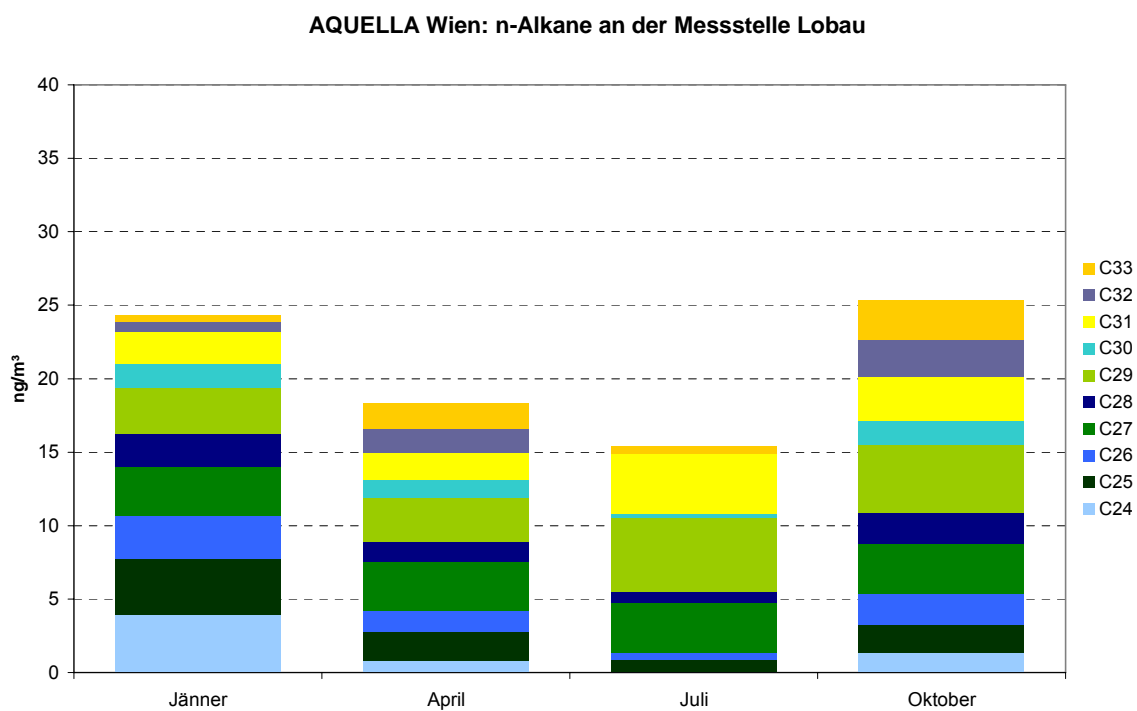


Abbildung 24: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Lobau.

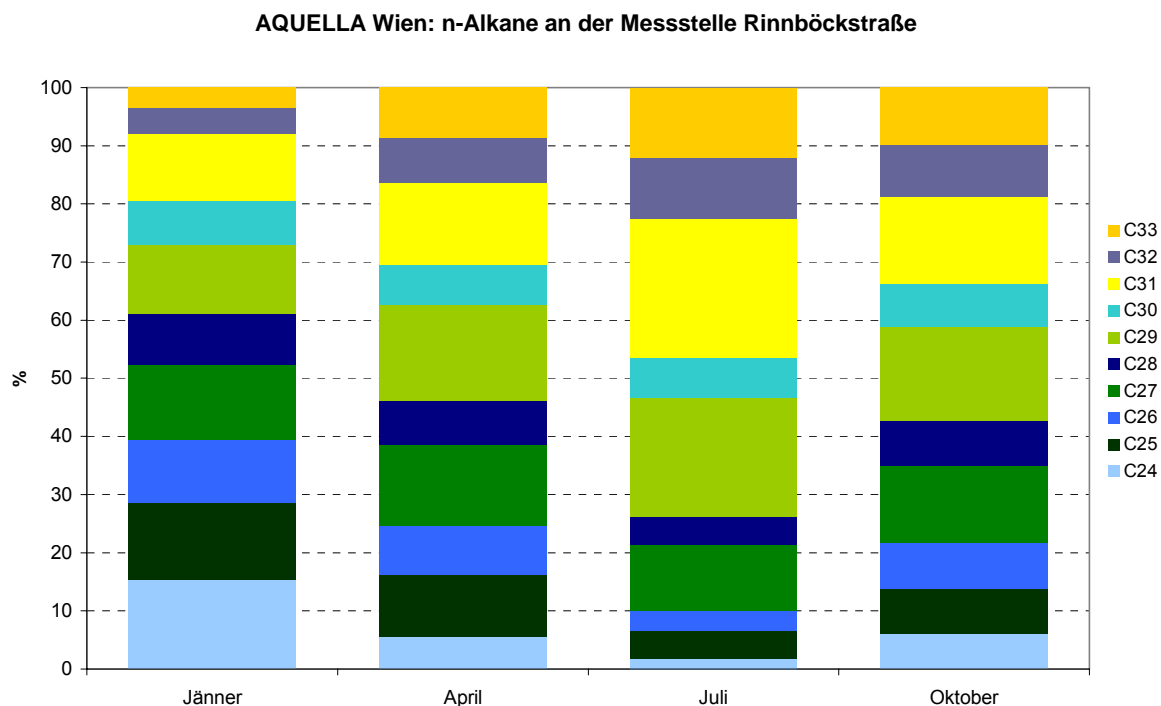


Abbildung 25: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Rinnböckstraße

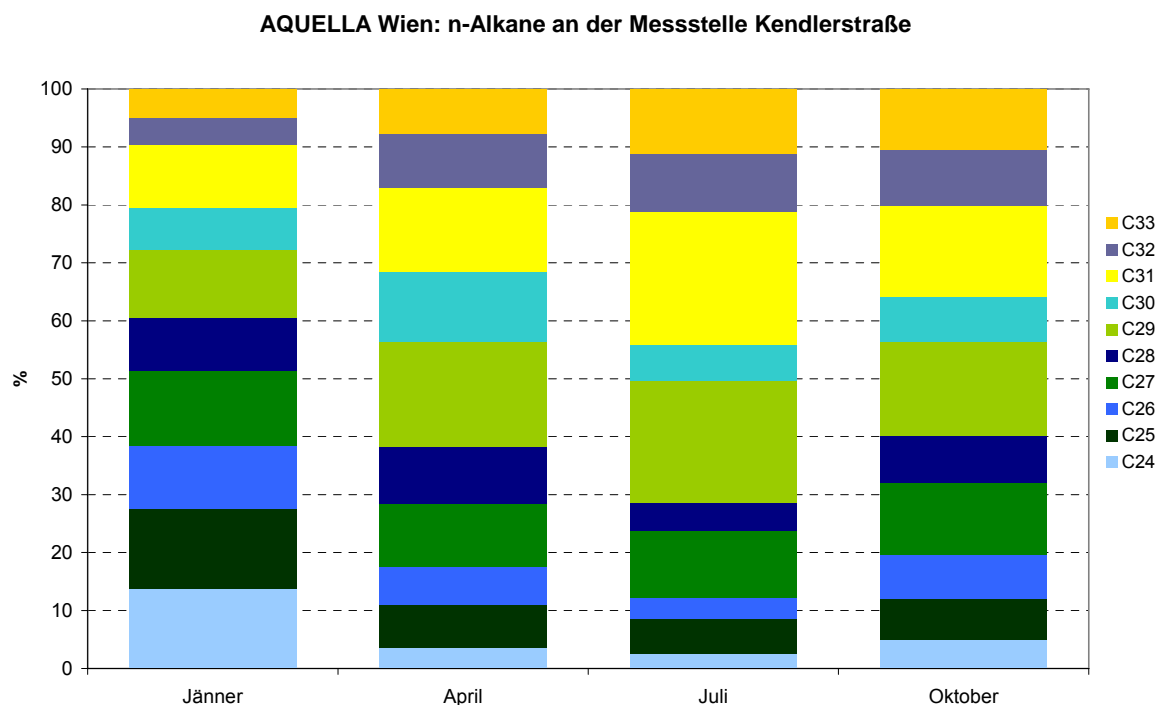


Abbildung 26: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Kendlerstraße

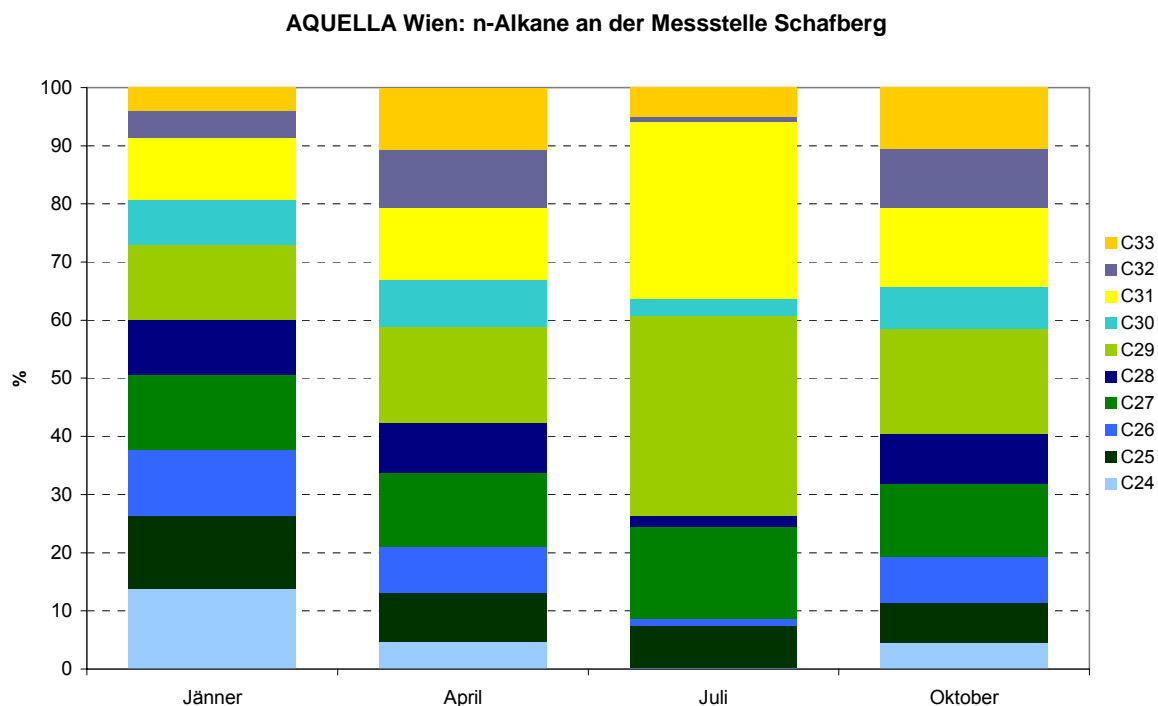


Abbildung 27: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Schafberg

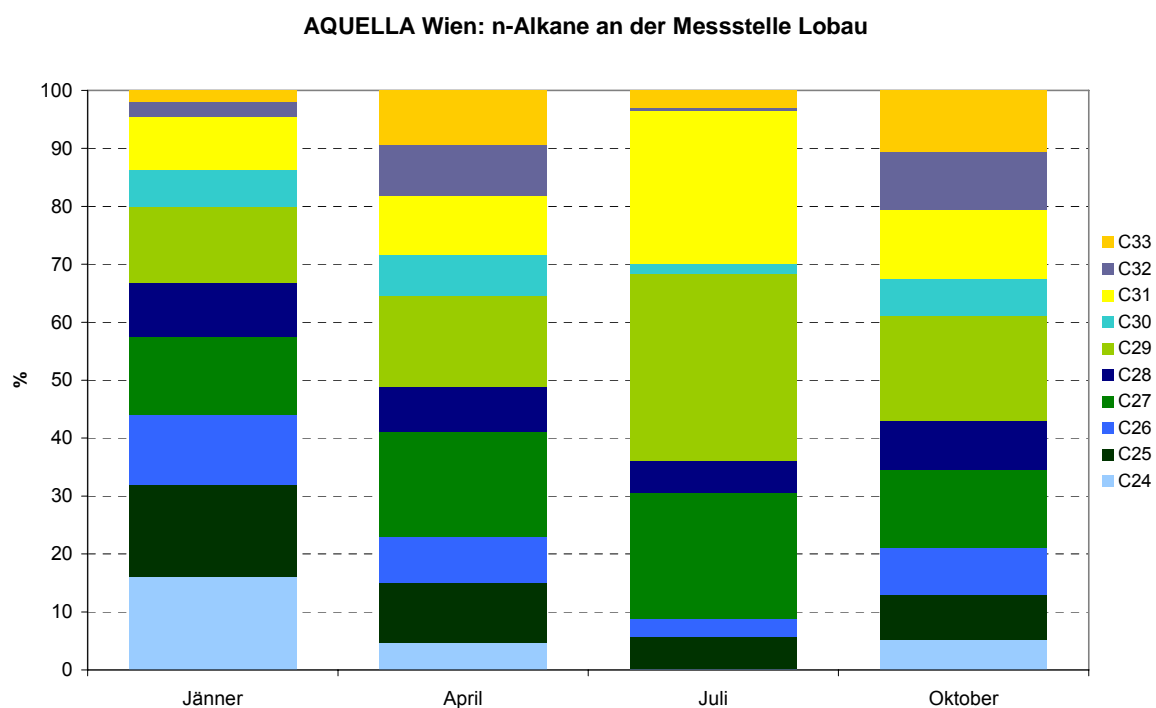


Abbildung 28: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Lobau

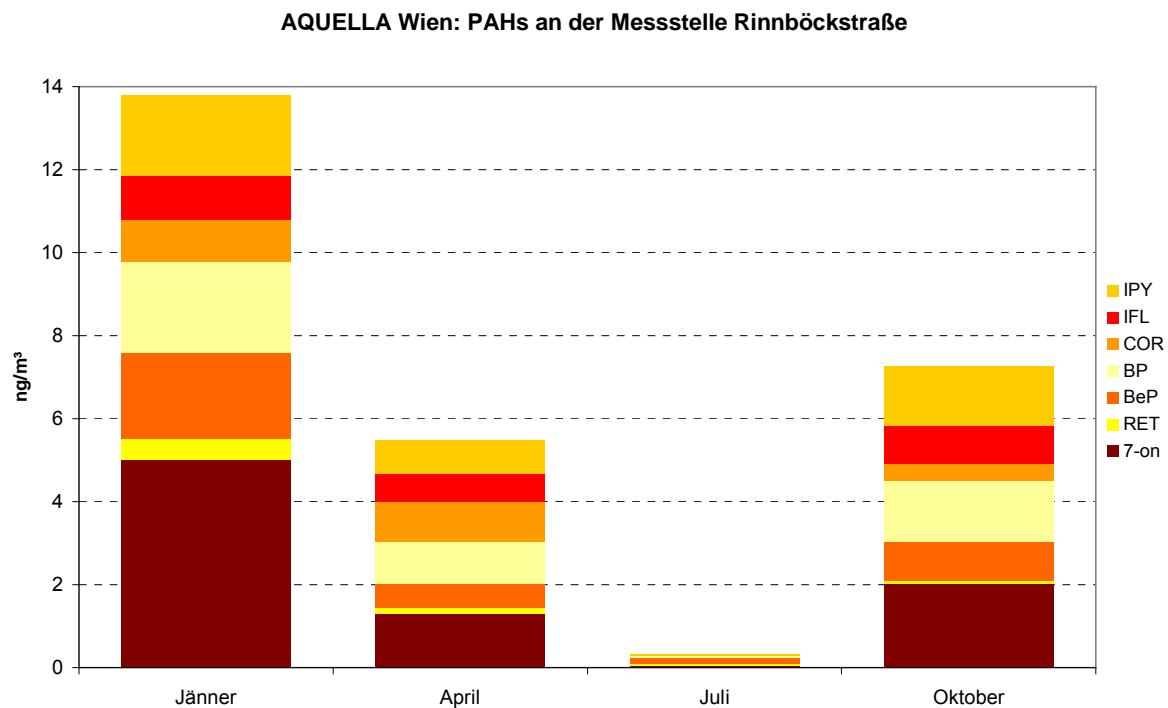


Abbildung 29: Vergleich der PAH an der Messstelle Rinnböckstraße – 4 Monate

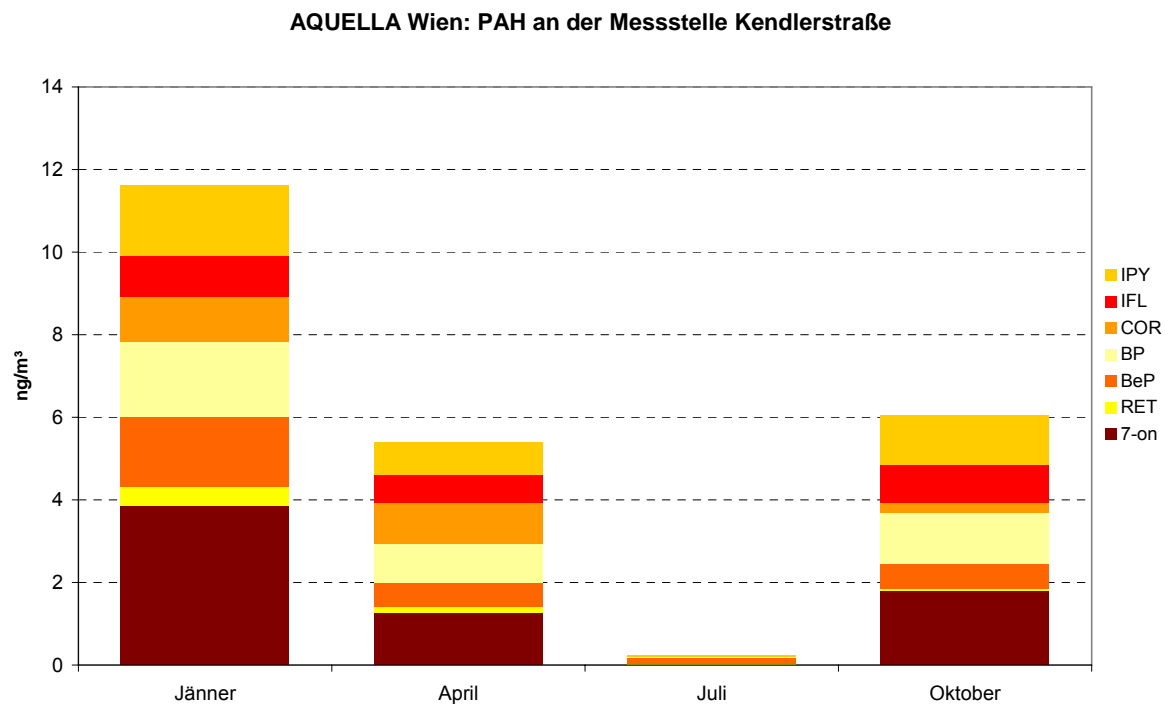


Abbildung 30: Vergleich der PAH an der Messstelle Kendlerstraße – 4 Monate

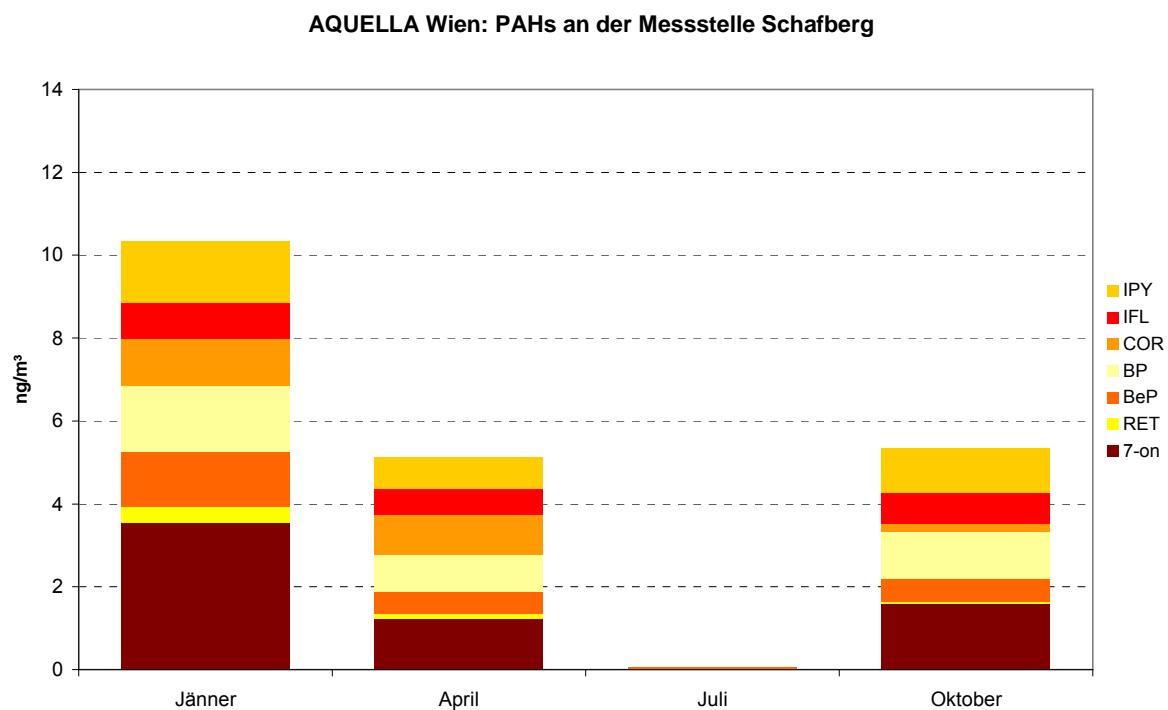


Abbildung 31: Vergleich der PAH an der Messstelle Schafberg – 4 Monate

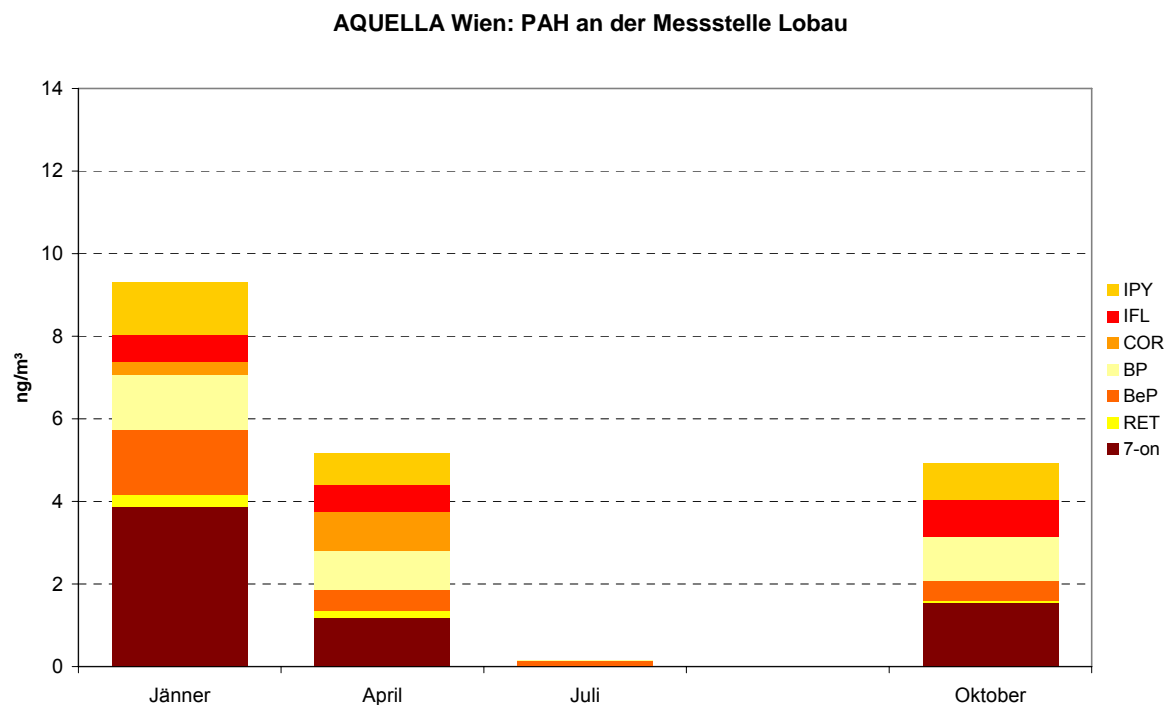


Abbildung 32: Vergleich der PAH an der Messstelle Lobau – 4 Monate

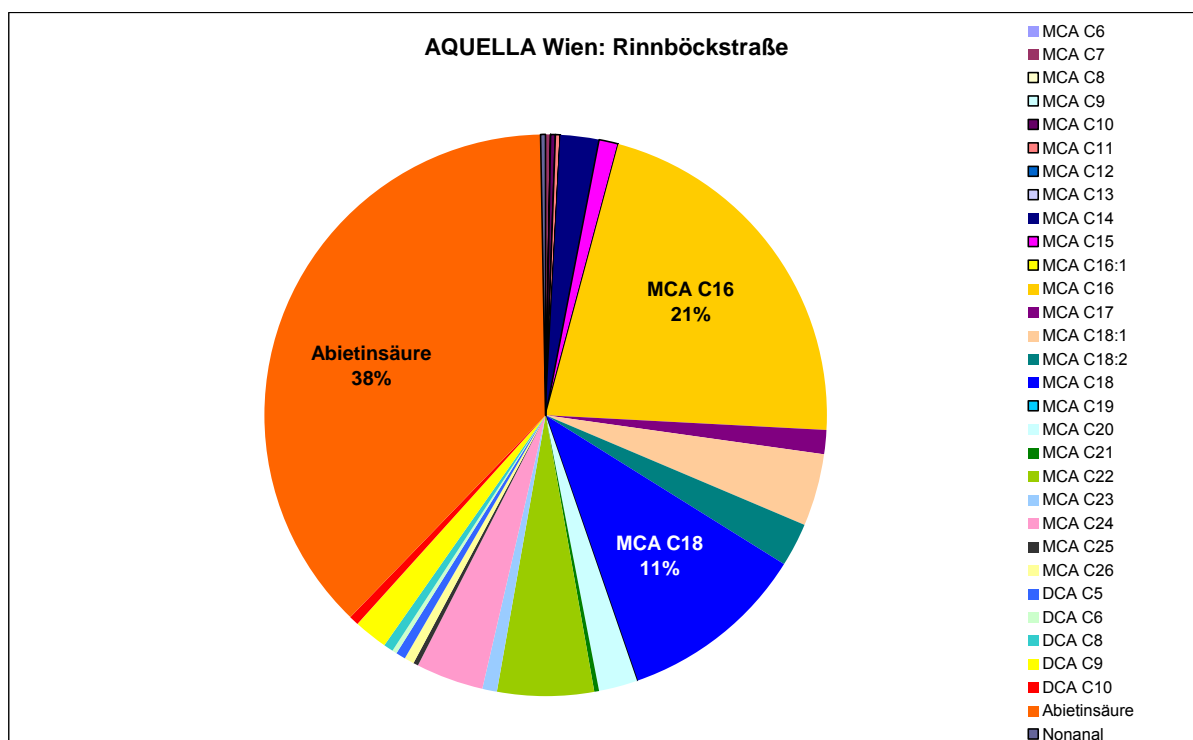


Abbildung 33: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Rinnböckstraße

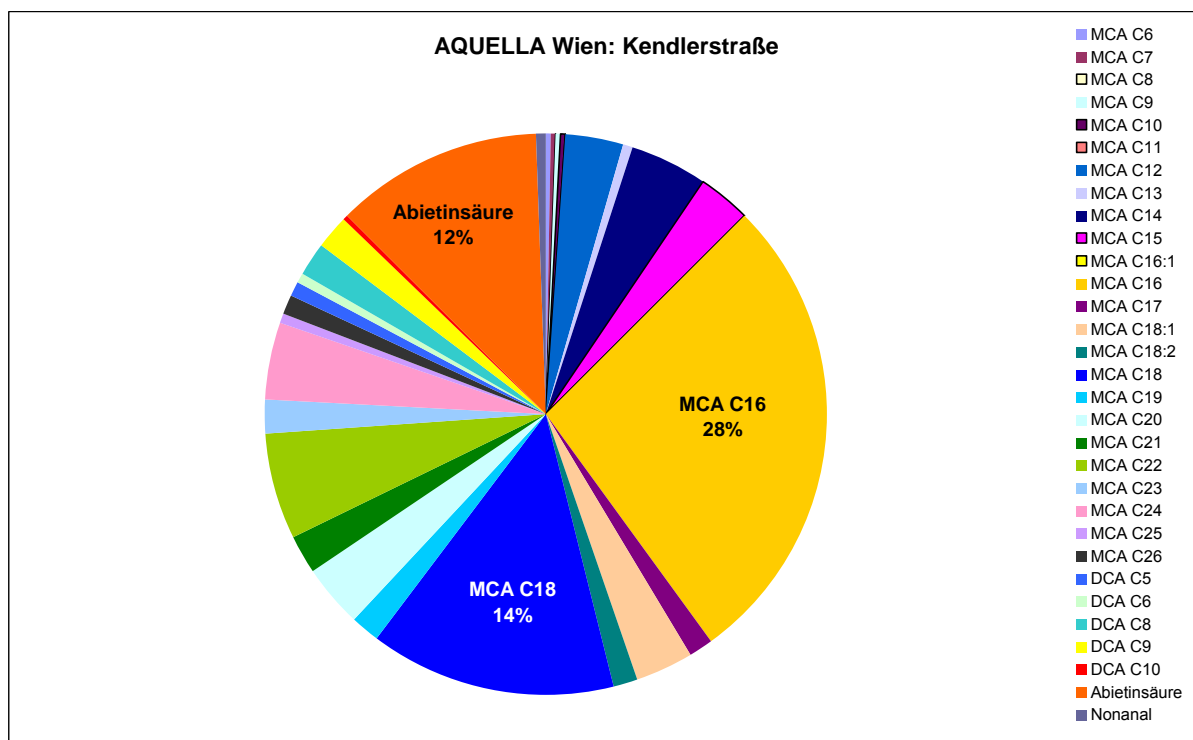


Abbildung 34: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Kendlerstraße

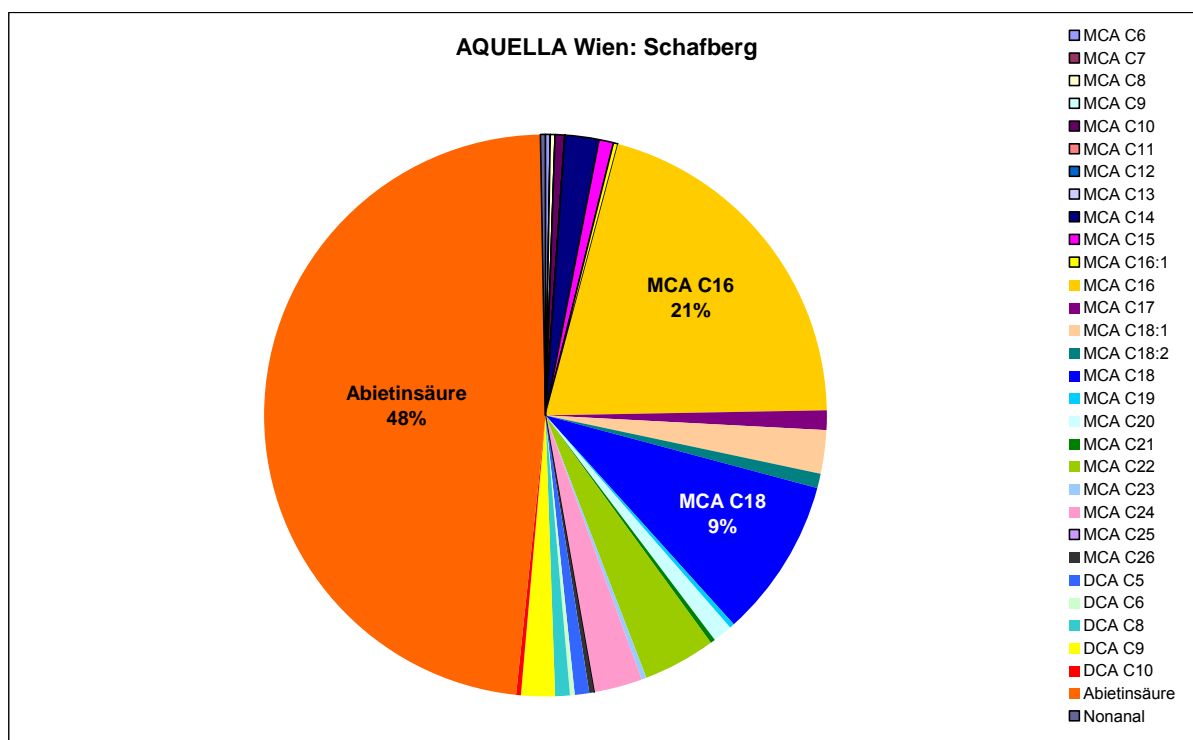


Abbildung 35: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Schafberg

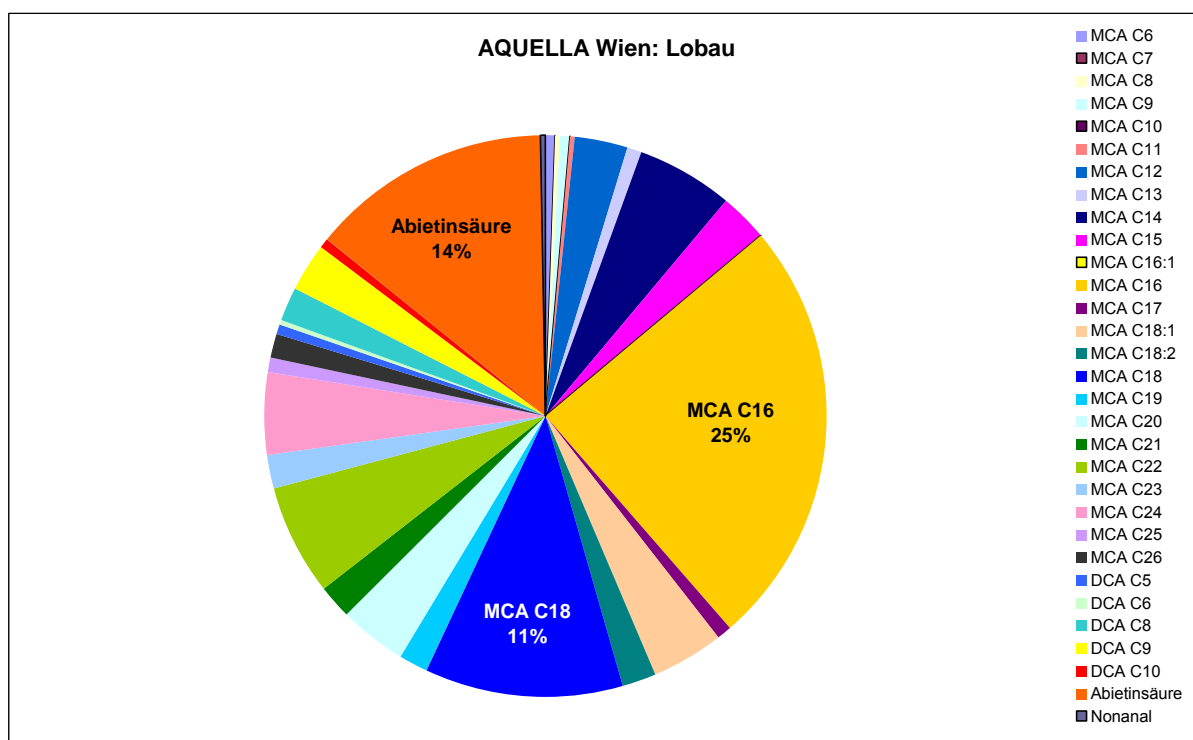


Abbildung 36: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Lobau

Von den apolaren Verbindungen weisen die untersuchten n-Alkane und PAH deutliche jahreszeitliche Unterschiede in den Konzentrationswerten und den Mustern auf.

Die n-Alkane werden bei Verbrennung fossiler Brennstoffe und aus natürlichen Quellen freigesetzt - allerdings in völlig anderen Mustern. Bei Quellen, die auf fossile Rohmaterialien zurückzuführen sind, liegen Alkane mit gerader und ungerader Anzahl von C-Atomen in vergleichbaren Konzentrationen vor – insbesondere bei in Bezug auf die C-Atome benachbarten Verbindungen. Aus der Natur stammende Alkane hingegen weisen ein Muster mit vorwiegend ungeradzahligen C-Atomen auf. Aus dem Verhältnis der Konzentration von ungeraden zu geraden C-Atomen ergibt sich der Carbon Preference Index („CPI“), mit welchem auf das Mischungsverhältnis von Beiträgen fossiler und biologischer Quellen zur Alkan-Konzentration geschlossen werden kann. An den Wiener AQUELLA Messstellen liegen während der kalten Jahreszeit deutlich höhere Alkan-Konzentrationswerte vor, als in der warmen (Abbildung 21-24). Im Winter sind Alkane mit geradzahligen C-Atomen ähnlich konzentriert, wie ungeradzahlige, selbst an den Messstellen am Stadtrand. Von April bis Oktober verschieben sich die Anteile und weisen im Sommer insbesondere an den Messstellen am Stadtrand ein biogen dominiertes Muster auf, das v.a. in der relativen Darstellung (Abbildung 27 und 28) besonders deutlich wird.

Das Auftreten von PAH in der Wiener Luft ist einer dramatischen Saisonalität unterworfen: Die Konzentration im Jänner ist um Größenordnungen höher als im Juli – sowohl am Stadtrand wie auch in der Stadt. Ein Teil des Unterschieds kann auf unterschiedliche Verweilzeiten der PAH im Sommer und im Winter zurückgeführt werden. Überwiegend scheinen sich aber die Quellen auszuwirken. Bei Erdgasverbrennung werden zwar nur sehr geringe Anteile an PM₁₀ emittiert, es kommt jedoch zu einer Emission bestimmter PAH, die als Tracer für Erdgasverbrennung fungieren können. Einer jener Tracer, die bei Erdgasverbrennung emittiert werden, ist Benzo(de)anthracen-7-on. Aus Abbildung 29 - 32 ist ersichtlich, dass diese Komponente (abgekürzt als 7-on) wie auch die weiteren PAH, die aus verschiedenen anderen Verbrennungsprozessen wie Biomasseverbrennung, Kohleverbrennung und Verbrennungsmotor-Emissionen stammen können, einen sehr deutlichen Jahresgang aufweisen und überwiegend aus der Raumwärmeerzeugung und anderen kleinen Quellen stammen dürften. Reten ist ein Holzrauchtracer, und wird vorwiegend bei der Verbrennung von Holz von Nadelbäumen gebildet.

Das Spektrum der polaren organischen Verbindungen ist sehr vielfältig. Von den Verbindungen sind jedoch zahlreiche, wie z.B. viele Dicarbonsäuren, sekundär gebildet und daher nicht für die Quellenanalyse verwendbar. Aus dem untersuchten Spektrum herausragend sind die Abietinsäure (aus Holzverbrennung/Nadelhölzer), Palmitin- und Stearinsäure (aus verschiedenen Quellen) (Abbildung 33 - 36). Als spezielle Tracer fungieren für „Küchendämpfe“ 9-Hexadecensäure und Nonanal, für Holzverbrennung Abietinsäure (Nadelhölzer).

3.9.4 Zeitverläufe

Zeitverläufe silikatischer Mineralstaub

Von den zu untersuchenden Komponenten müssen jene, die mit Röntgenfluoreszenzanalyse sowie mit der Thermographie bzw. Verbrennungsanalyse bestimmt werden, als Tagesproben analysiert werden. Somit liegen für jene Komponenten Tageswerte vor, die mit den PM10-Tageswerten verglichen werden können. Im Falle des Siliziums kann dieses als Tracerelement für silikatische Stäube herangezogen werden. Der Umrechnungsfaktor von Si auf silikatisches Material ist 2,7 (siehe auch Tabelle 7).

Die Zeitverläufe sind in Abbildung 37 bis Abbildung 41 dargestellt; die Monatsmittel der relativen Silikatstaubanteile enthält Tabelle 15.

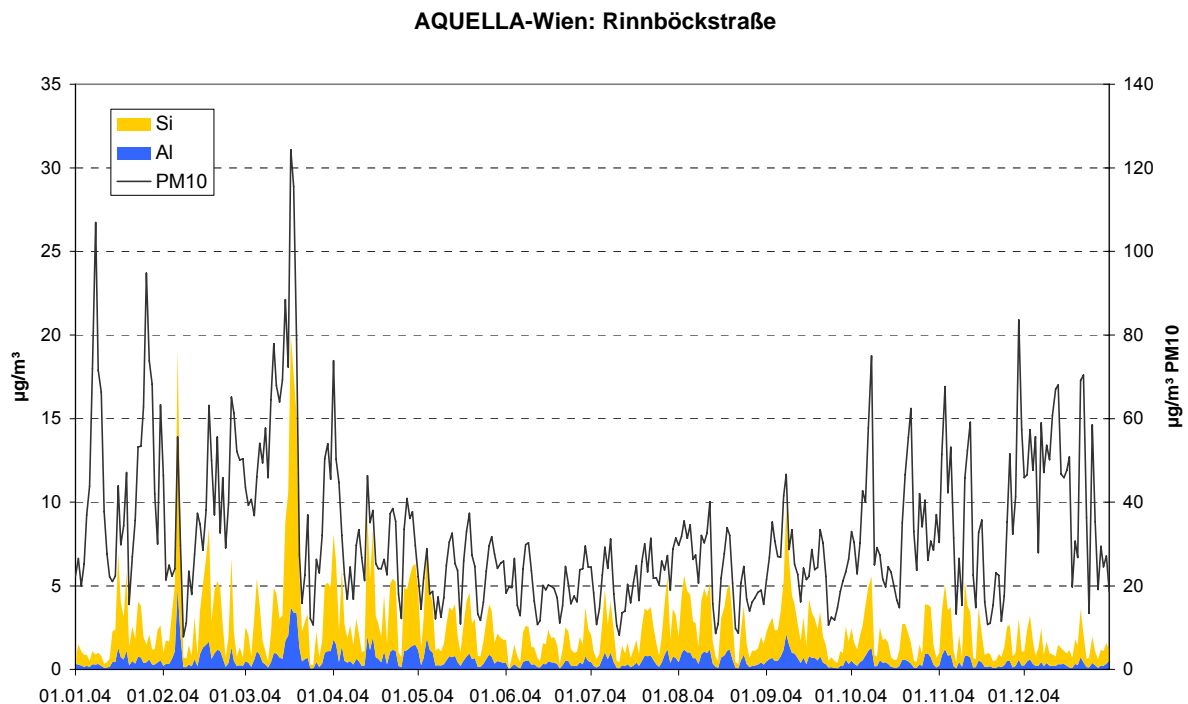


Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10, Silizium und Aluminium an der Messstelle Rinnböckstraße, Jan-Dez 2004.

Während die Konzentrationswerte von Si und Al in der kalten Jahreszeit stark schwanken, treten in der warmen Jahreszeit deutliche Wochengänge auf, die auf spezielle Emissionsmuster hindeuten.

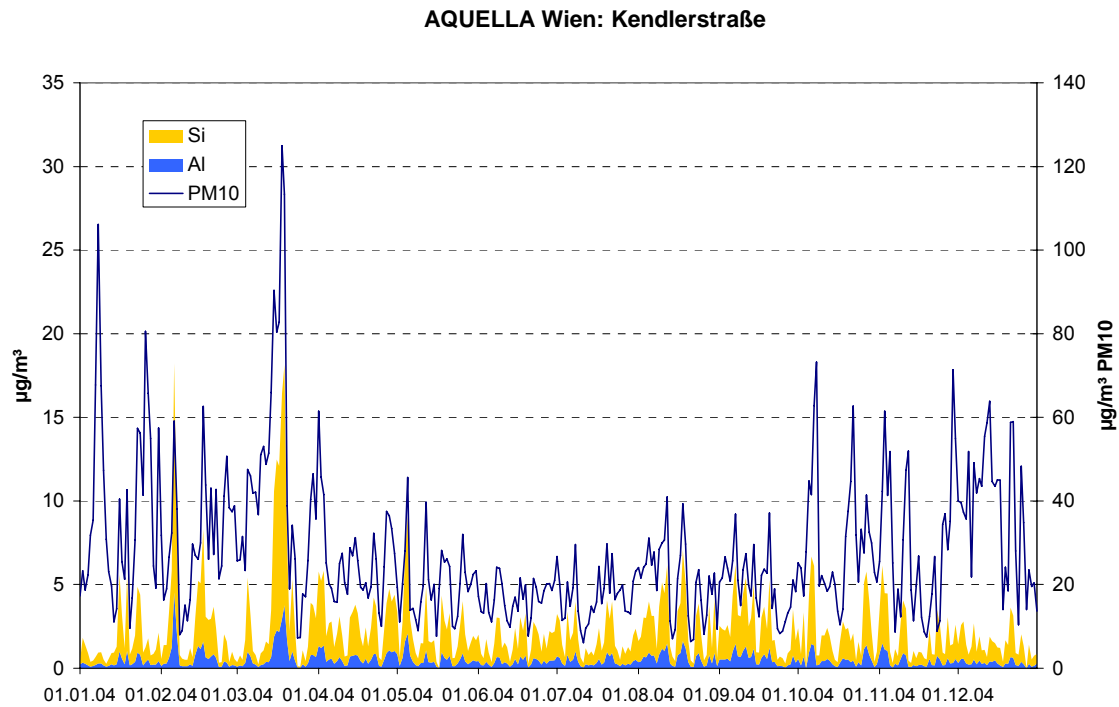


Abbildung 38: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10, Silizium und Aluminium an der Messstelle Kendlerstraße, Jan-Dez 2004

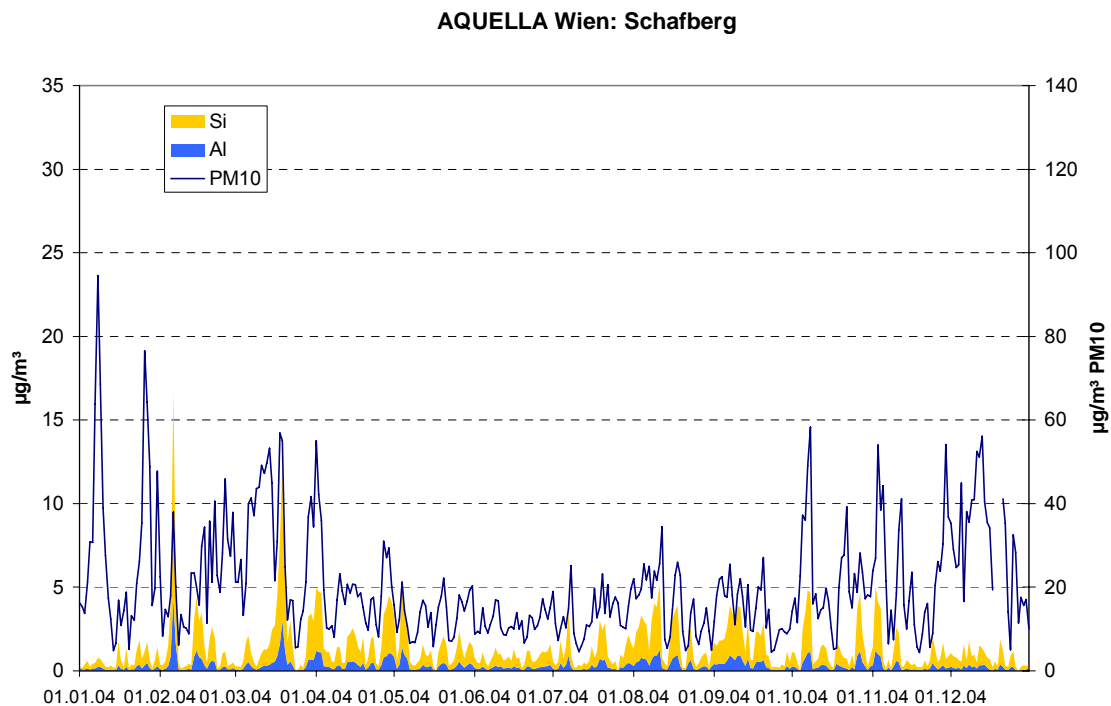


Abbildung 39: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10, Silizium und Aluminium an der Messstelle Schafberg, Jan-Dez 2004.

An der Messstelle Lobau wurden Silizium, Aluminium und Spurenmetalle nicht gemessen.

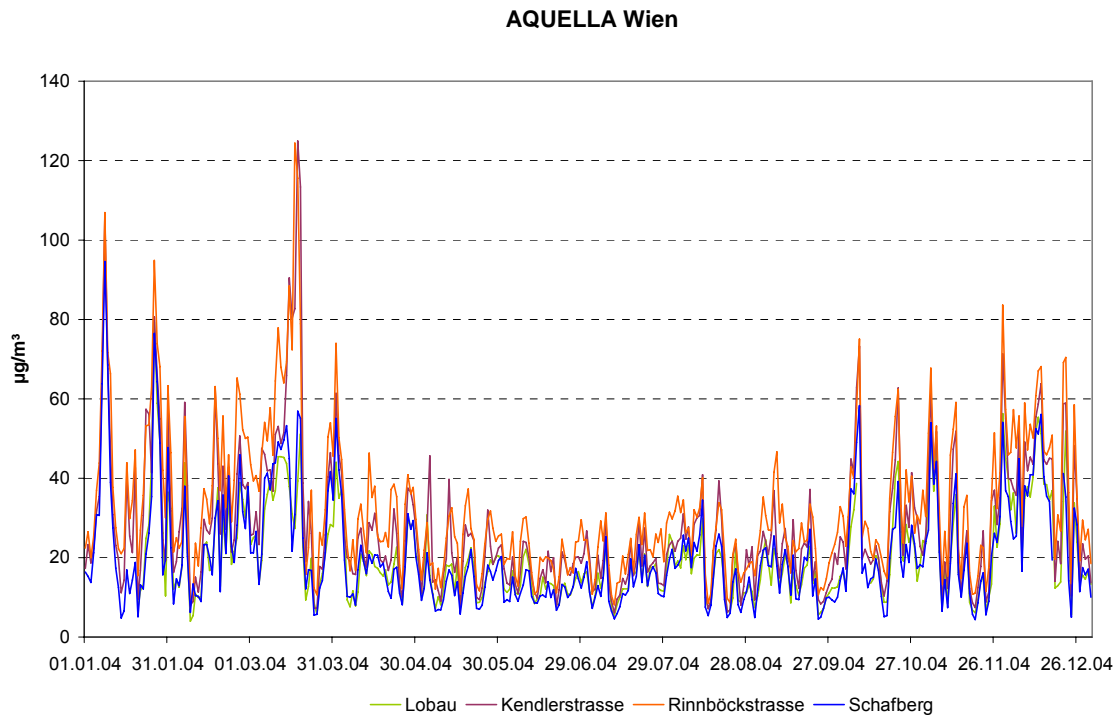


Abbildung 40: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM₁₀ an den Wiener Messstellen Schafberg, Kendlerstraße, Rinnböckstraße, Lobau; Jan-Dez 2004.

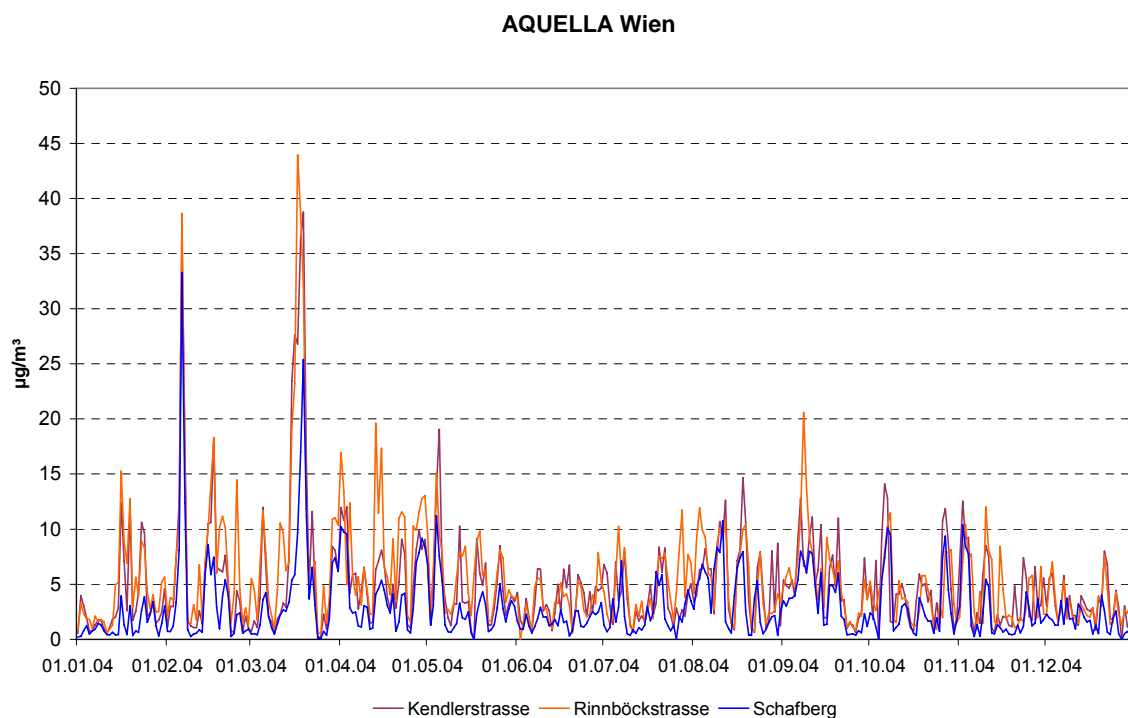


Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von silikatischem Staub an den Messstellen Schafberg, Kendlerstraße, Rinnböckstraße; Jan-Dez 2004.

Durchaus überraschend ist das Ergebnis des in weiten Teilen parallelen Verlaufs der Silikatstaubwerte in PM₁₀ an 3 doch weit auseinander liegenden Messstellen (Abbildung

41). Die Ursachen hierfür sind nicht bekannt. Ein Ferntransport von Mineralstaub wurde bisher nur aus Wüstengebieten berichtet. Dennoch können nur sehr großräumige Phänomene für einen längerfristigen Parallellauf der Silikatstaubwerte an drei Messstellen in Wien verursachend wirken.

Tabelle 15: Monatsmittel des Silikatanteils ($\text{Si}^{*2,7}$) in % an der PM10-Konzentration:

	Rinnböckstraße	Kendlerstraße	Schafberg
Jänner	12	11	6,1
Februar	21	19	17
März	18	15	14
April	25	22	19
Mai	25	23	21
Juni	17	20	14
Juli	21	20	16
August	23	25	22
September	22	25	22
Oktober	13	16	13
November	12	13	10
Dezember	7,3	9,3	6,3
Max	70 (6.2.04)	63 (6.2.04)	88 (6.2.04)
Min	1,5 (8.1.04)	1,4 (9.3.04)	1,3 (9.3.04)

Die relativen Silikatstaubanteile liegen im Monatsmittel an der Messstelle Rinnböckstraße im Bereich von 6 – 25%; an der Messstelle Kendlerstraße im Bereich 9 – 25%, und an der Messstelle Schafberg im Bereich von 6 – 22%. Die Ergebnisse zeigen, dass während der warmen Jahreszeit, bei deutlich geringeren PM10 – Werten, als während der kalten Jahreszeit, eher höhere Anteile der silikatischen Mineralstaubwerte auftreten. Vorgänge, die zu besonderen Anreicherungen der silikatischen Anteile führen (wie im April oder Mai) müssen noch untersucht werden. Speziell zu prüfen sind ein möglicher Zusammenhang mit Trockenperioden und landwirtschaftlichen Aktivitäten. Auch Ferntransport wäre nicht auszuschließen. Der Verlauf des relativen Anteils von silikatischem Staub PM10 ist in Abbildung 42 dargestellt; die Maxima im Frühjahr (April, Mai) und Herbst (August, September) sind deutlich erkennbar.

Monatsmittel 2004 - Anteil an silikatischem PM10 Staub

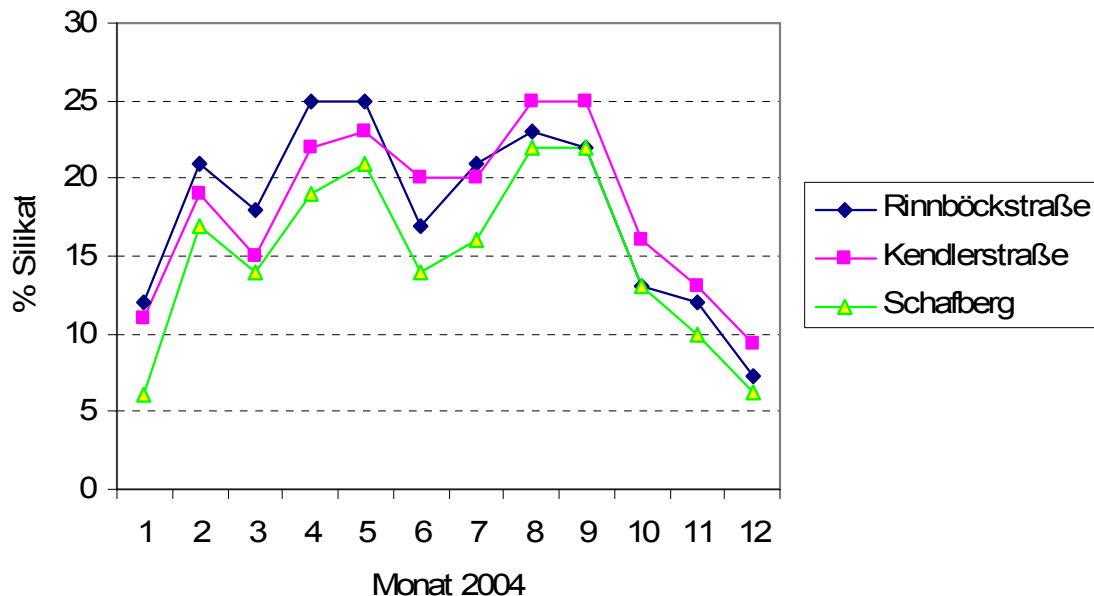


Abbildung 42: Zeitlicher Verlauf des relativen Anteils von silikatischem Material in PM10 an Wiener Messstellen, Zeitraum Jan-Dez 2004.

Zeitverläufe EC und OC

Auch von EC und OC wurden Tagesproben analysiert. Die Zeitverläufe von EC und OC an den Wiener AQUELLA Messstellen sind in den Abbildungen 43-46 dargestellt. Im Vergleich zu silikatischem Material sind keine ausgeprägten Wochengänge erkennbar. Des Weiteren ist der Verlauf weitgehend parallel zur Massenkonzentration (die Achsen in den Abbildungen sind im Verhältnis 1:4 dargestellt). Die Summe von EC und OC beträgt somit etwa ein Viertel der Massenkonzentration. An den urbanen Hintergrundmessstellen liegen niedrigere Absolutwerte vor, der Verlauf im Vergleich zu PM10 ist wiederum gleichartig, mit einem Verhältnis von rund 1:4 (EC und OC gegenüber PM10).

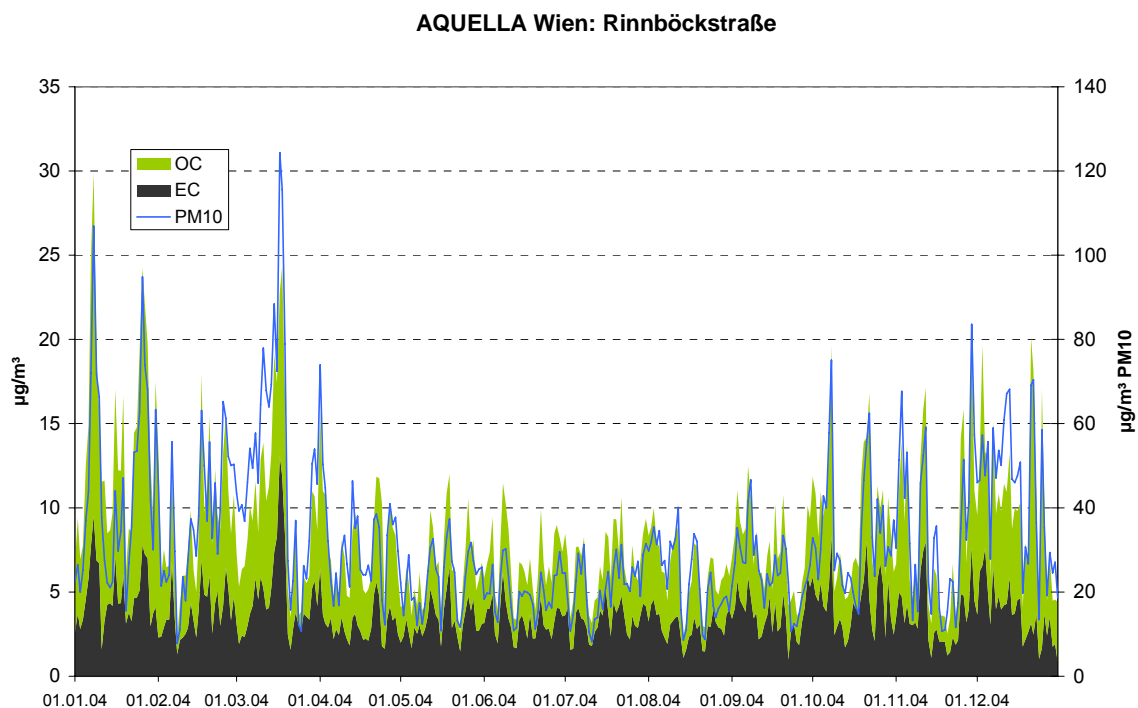


Abbildung 43: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Rinnböckstraße

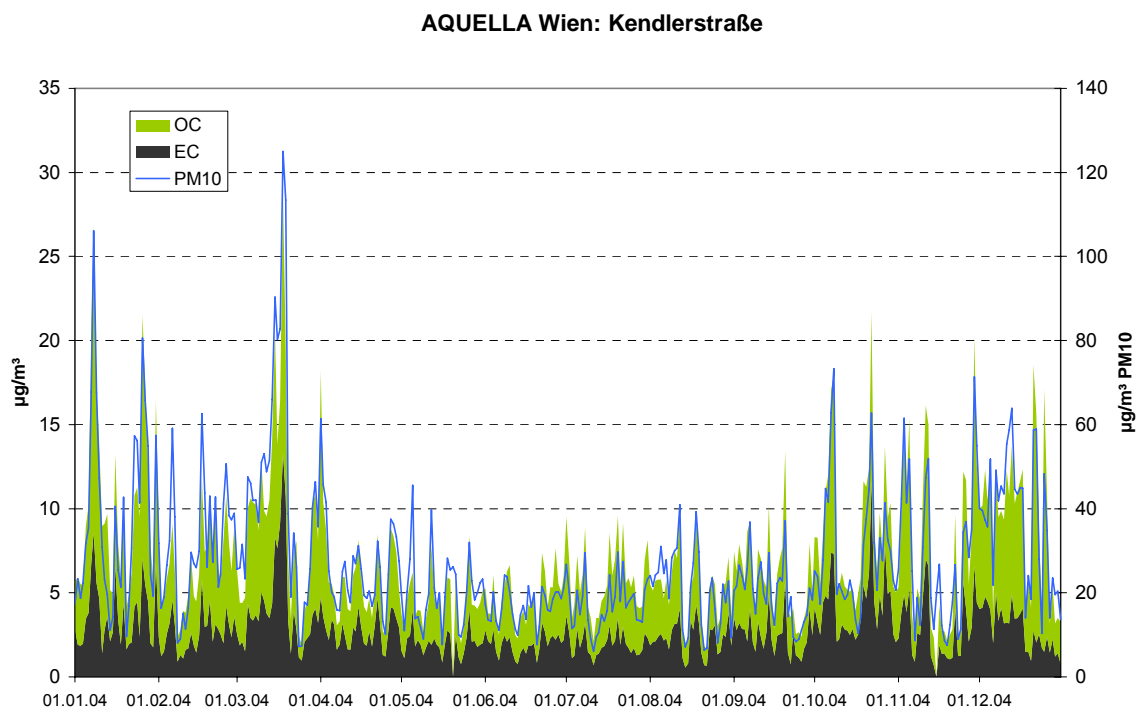


Abbildung 44: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Kendlerstraße

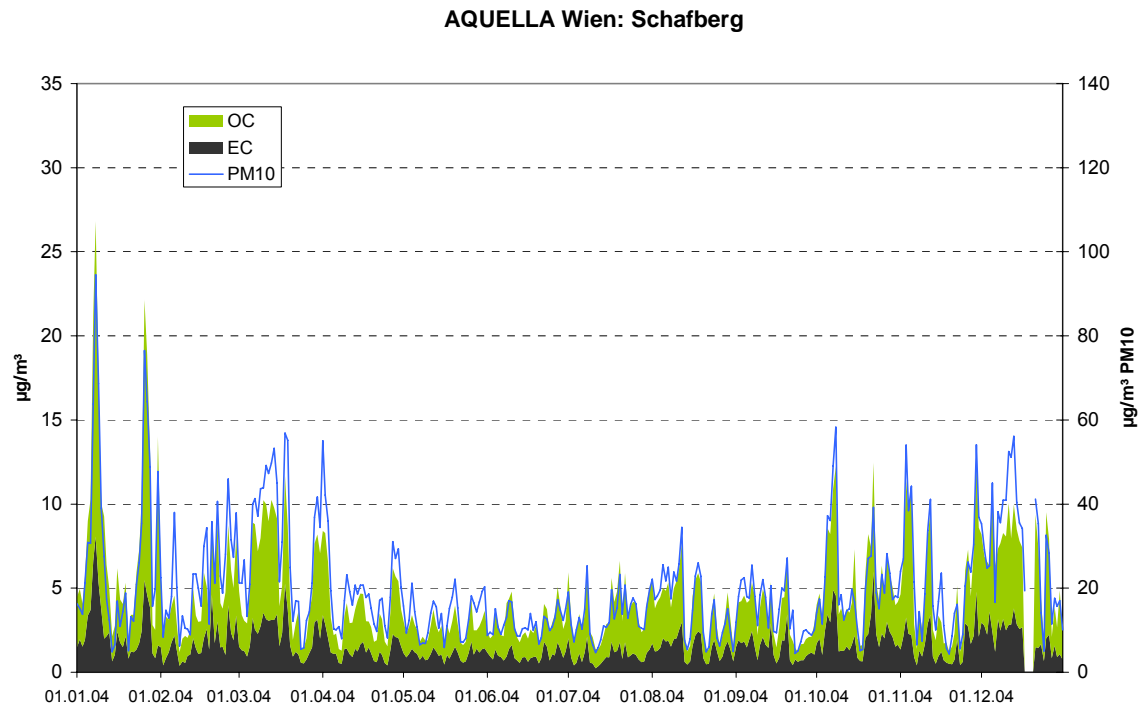


Abbildung 45: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Schafberg

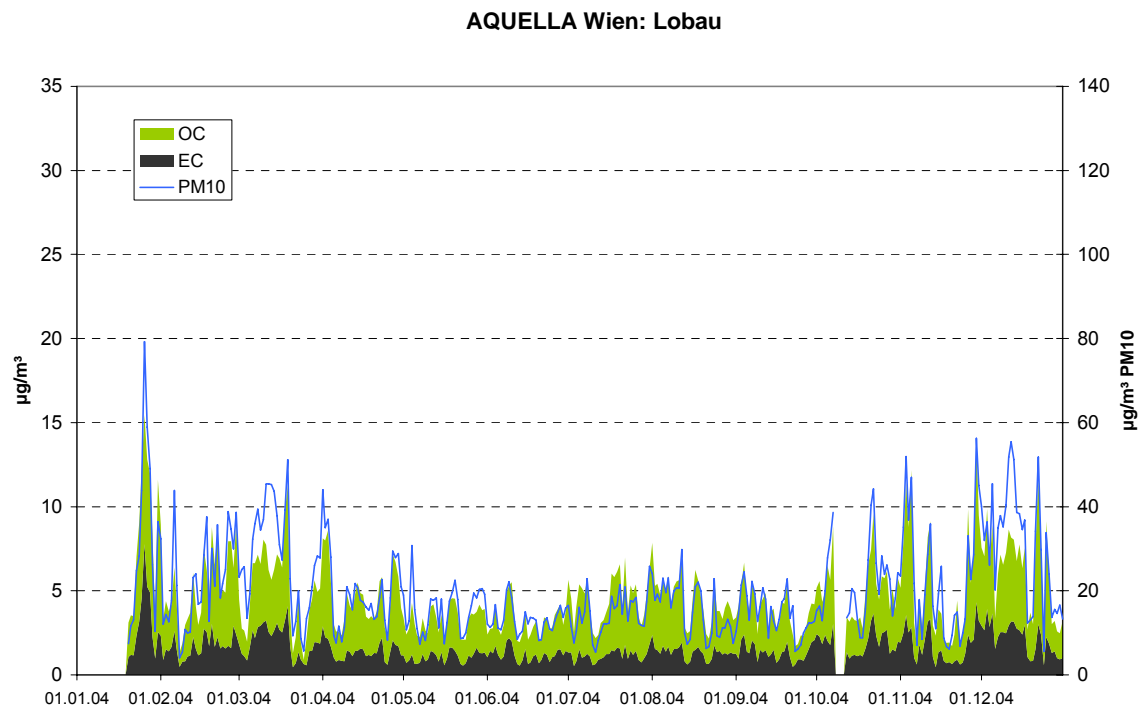


Abbildung 46: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Lobau

3.10 Quellenanalyse mit dem Makrotracer-Modell

3.10.1 Mittelwert der Überschreitungstage

Eine der zentralen Fragen im Projekt AQUELLA ist jene nach den Ursachen der Überschreitungen. Um die verursachenden Quellen ableiten zu können, werden detaillierte Analysen der Zusammensetzung an Stadt- und Vorbelastungsmessstellen durchgeführt, um aus der Zusammensetzung einerseits, und der Differentialdiagnose zwischen den Messstellen andererseits auf Quelleneinflüsse schließen zu können

Eine Übersicht über die zu Überschreitungspools zusammengefassten Perioden gibt Tabelle 16.

Tabelle 16: Übersicht der zu Überschreitungspools zusammengefassten Überschreitungstage

Bezeichnung	Zeitraum	Anzahl der Tage
Ü 1	07. + 09.01.2004	2
Ü 2	08.01.2004	1
Ü 3	10.01.2004	1
Ü 4	23. - 25.01.2004	3
Ü 5	26.01.2004	1
Ü 6	27., 28.01.2004	2
Ü 7	31.01.2004	1
Ü 8	06., 17., 20., 25. - 27.02.2004	6
Ü 9	10. – 13.03.2004	4
Ü 10	14. – 19.03.2004	6
Ü 11	06., 08., 30.03.2004	1
Ü 12	01.04.2004	1
Ü 13	08.10.2004	3
Ü 14	07., 21., 22.10.2004	3
Ü 15	02., 03., 05.11.2004	3
Ü 16	11., 12.11.2004	2
Ü 17	26.11.2004	1
Ü 18	29., 30.11.2004	2
Ü 19	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.2004	6
Ü 20	11. – 13.12.2004	3
Ü 21	21., 22.12.2004	2

Die Ergebnisse für die mittlere Zusammensetzung an den AQUELLA-Messstellen in Wien an Überschreitungstagen unter Anwendung des Makrotracer-Modells zeigt Abbildung 47.

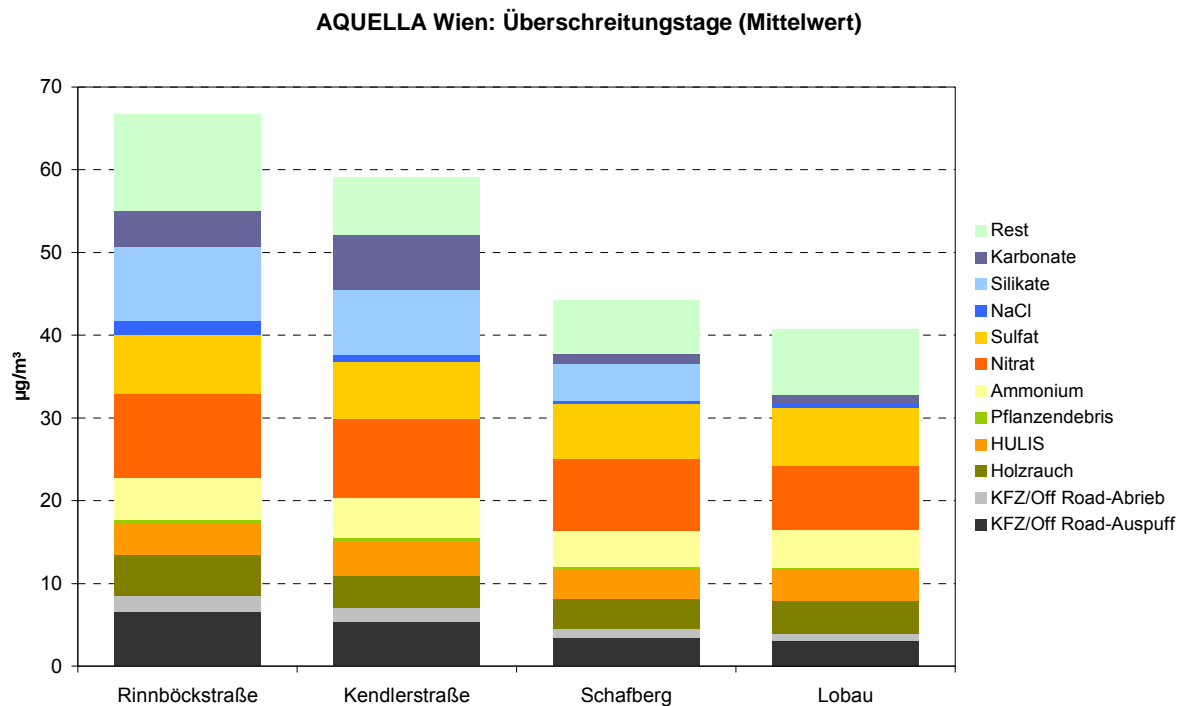


Abbildung 47: Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen in Wien. (Lobau: ohne Silikate)

Die PM₁₀-Konzentrationswerte, sowie die abgeleiteten Ergebnisse der Aerosol-Zusammensetzung, sind für die beiden Hintergrund-Messstellen Schafberg und Lobau, sowohl in den Überschreitungsperioden, als auch in den Saison-Monaten sehr ähnlich (Abbildung 47-49). Da es an der Messstelle Lobau keinen Low-Vol-Sammler gab, stehen für diese Messstelle keine Silikat- und Schwermetall-Messwerte zur Verfügung. Außerdem gab es am Jahresanfang mehrere Ausfälle an dieser Messstelle. Aus diesen Gründen wurden für die Berechnung des Stadt-Einflusses („Urban Impact“) ausschließlich die Messwerte der Messstelle Schafberg verwendet. Der Urban Impact wird durch Differenzbildung der Stadtmessstellen und der Messstelle Schafberg abgeleitet.

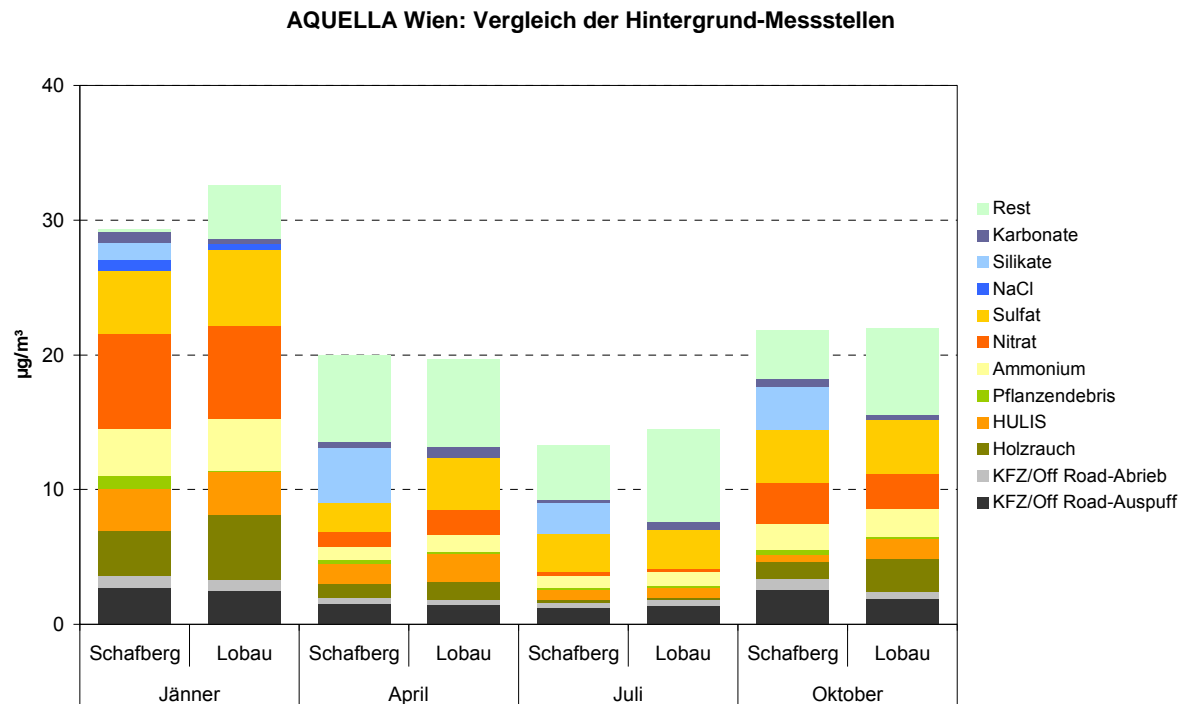


Abbildung 48: Vergleich der Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse für die Saison-Monate im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen Schafberg und Lobau. (Lobau: ohne Silikate)

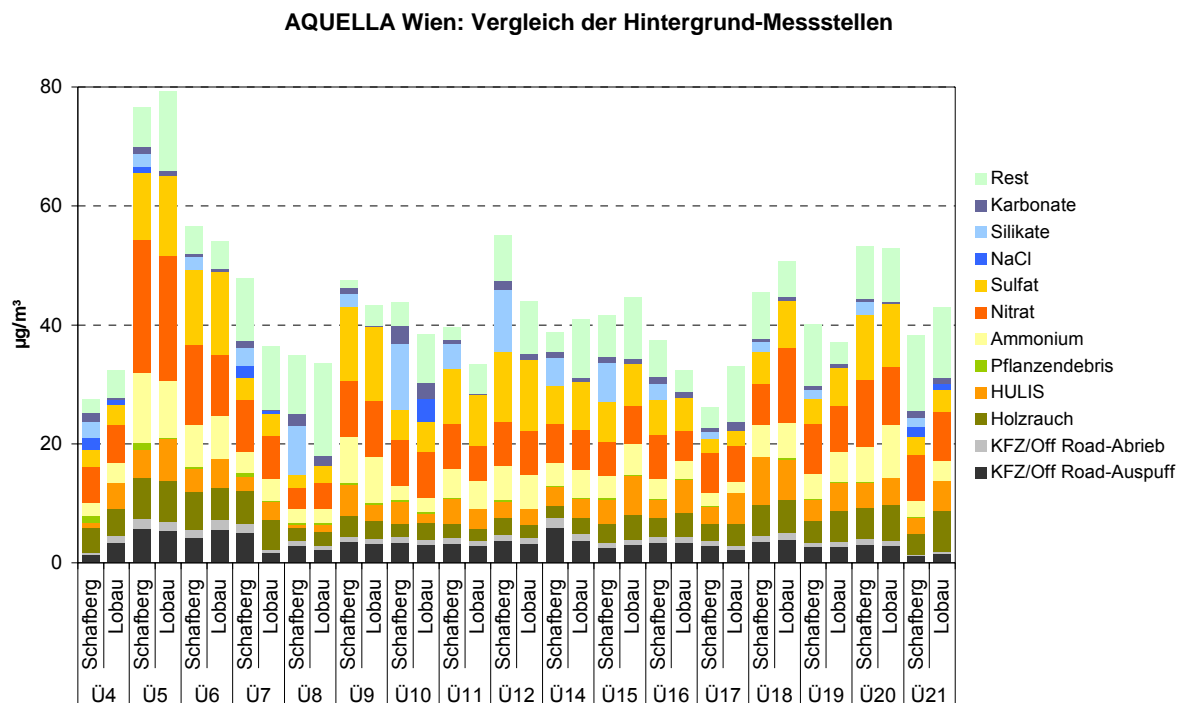


Abbildung 49: Vergleich der Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen Schafberg und Lobau. (Lobau: ohne Silikate)

Es ist erkennbar, dass die Vorbelastung an der Messstelle Schafberg im Mittel über die Überschreitungstage im Jahr 2004 bereits etwa 65% des Mittelwertes an der Messstelle Rinnböckstraße ausmacht. Dies bedeutet, dass zur Einhaltung des Grenzwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur ein geringer Aerosolanteil selbst als „Inkrement“ an den „Überschreitungstagen“ zum Hintergrund dazu kommen darf, um unter dem Grenzwert zu bleiben. Oder ausgehend von den PM10-Mittelwerten an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße: Eine Reduktion der PM10-Werte um etwa 25% insgesamt (Stadtquellen und Hintergrundquellen) ist erforderlich, um $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als TMW (im Jahr 2004) einzuhalten.

Tabelle 17: Relative Anteile (%) von Quellen an Überschreitungstagen an den Messstellen Rinnböckstraße, Schafberg und im „Urban Impact“ – Mittel über 2004

Quellengruppe	Rinnböckstraße %	Schafberg %	„Urban Impact“ %
Sulfat, Nitrat, Ammonium (Sekundär anorganisch)	34	45	11
Mineralstaub durch Winterbedingungen	20	13	34
Streusalz	2	1	6
Holzrauch und organisch sekundär	13	16	7
Sonstige organische Anteile	8	7	10
Verkehr und andere fossile Quellen:	13	10	18
Abrieb (v.a. Brems-, Reifenabrieb)	3	2	4
Abgas Kfz (v.a. „Dieselruß“)	8	6	11
Abgas sonstige Quellen	2	2	3
Nicht erklärt	9	7	14

Die Quellenanteile von der Rinnböckstraße und dem „Urban Impact“ unterscheiden sich dadurch, dass sich die Anteile des regionalen Hintergrunds auch zu etwa 65% auf die Zusammensetzung der Partikel PM10 an der Messstelle Rinnböckstraße auswirken. Die in der Stadt überwiegend wirkenden Quellen sind im „Urban Impact“ dargestellt. Die relative Zusammensetzung des „Urban Impacts“ an Überschreitungstagen im Jahr 2004 ist aus Tabelle 17 erkennbar. Etwa 11% stammen aus Kfz- Abgas, etwa 18% insgesamt aus Verkehr und anderen fossilen Quellen. Auch Streusalz ist im Urban Impact mit 6% nachweisbar. Sekundär anorganische Komponenten mit etwa 11% Anteil dürften aus der Region südlich von Wien stammen. Den höchsten Anteil von 34% weisen Mineralstäube (etwas mehr als die Hälfte silikatisch) auf. Der Mineralstaubanteil durch Winterdienst-Vorgänge dürfte 2005 und 2006 deutlich zurückgegangen sein, da der Übergang auf Basalt als Splittmaterial zu weitaus weniger Verwitterungsprodukten führen sollte, als beim vor 2005 angewendeten Dolomit.

Die Grenze zwischen der Stadtatmosphäre und dem Hintergrund ist naturgemäß nicht starr und ein gegenseitiger Einfluss darf angenommen werden. Der Einfluss des Hintergrundes auf das Stadtaerosol kann anhand der sekundär anorganischen Komponenten

nachgewiesen werden: Sulfat, Nitrat und Ammonium weisen in der Stadt nur einen geringen Zuwachs auf, so dass im Urban Impact im Mittel über die Überschreitungstage nur geringe Zusatzbelastungen für diese Komponenten ausgewiesen werden. Sulfat und überraschender Weise auch Nitrat wird in der Stadt nur in geringem Maß gebildet. Sulfat kann somit als Hintergrund – Tracer angesehen werden. Umgekehrt lässt sich der Stadteinfluss auf die Hintergrundmessstelle nicht so einfach ausschließen, zumal die Hintergrundmessstellen sehr nah am Ballungsraum liegen. Dennoch weisen typische Stadtkomponenten wie Mineralstaub aus Winterdienst und Emissionen aus dem Verkehr und anderen fossilen Quellen deutlich niedrigere Anteile als an den straßennahen Messstellen auf; etwa 50% der Stadt-Werte.

Aus Tabelle 17 ist erkennbar, dass mit 6 Quellengruppen 86-93% der Partikel PM₁₀ an der Messstelle Rinnböckstraße und im regionalen Hintergrund erklärt werden können. Es zeigen sich auch die Präferenzen der Quellenbeiträge: Sulfat, Nitrat und Ammonium (Sekundär anorganische Komponenten) sowie Holzrauch und sekundär organische Folgeprodukte liegen im regionalen Hintergrund angereichert vor. Mineralstaub durch Winterbedingungen, sowie Verkehr und andere fossile Quellen sind dahingegen im Urban Impact angereichert. An der Messstelle Kendlerstraße besteht der Urban Impact zu 62 % aus Mineralstaub und Streusalz und zu 14 % aus Verkehr und anderen fossilen Quellen. Die unterschiedlichen Quellenanreicherungen zeigen sich auch optisch erkennbar in den Abbildungen 50 und 51.

AQUELLA Wien: "Urban Impact" an der Messstelle Rinnböckstraße

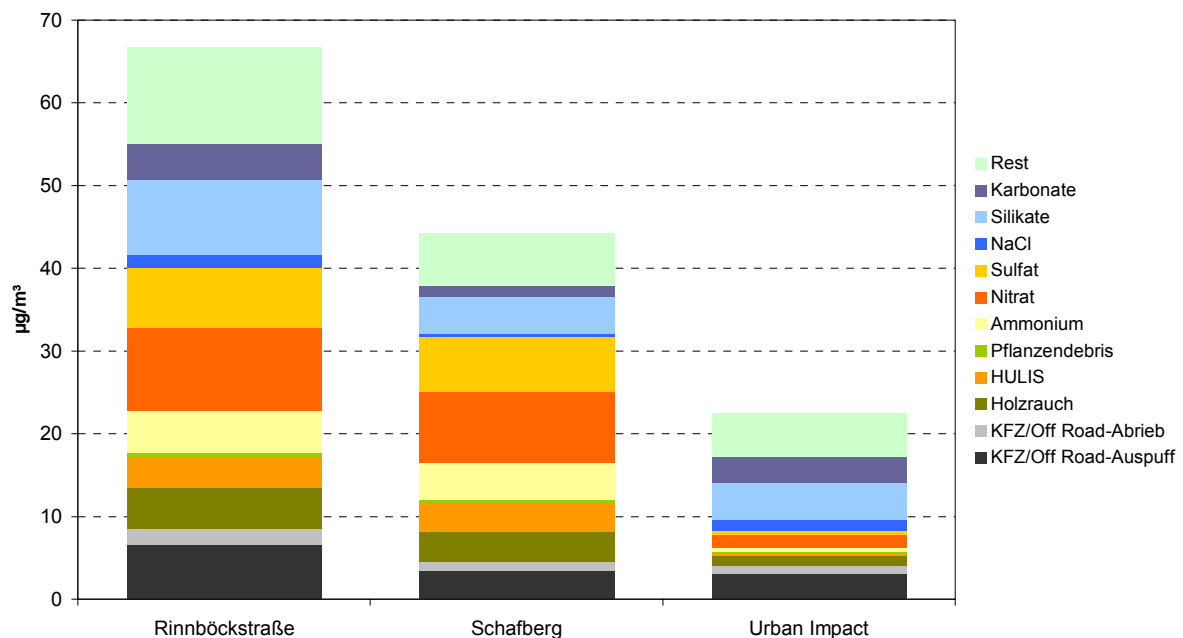


Abbildung 50: Quellenbeiträge für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den Messstellen Wien Rinnböckstraße und Schafberg, sowie der „Urban Impact“, gebildet aus der Differenz der jeweiligen Analysenwerte an Rinnböckstraße und Schafberg.

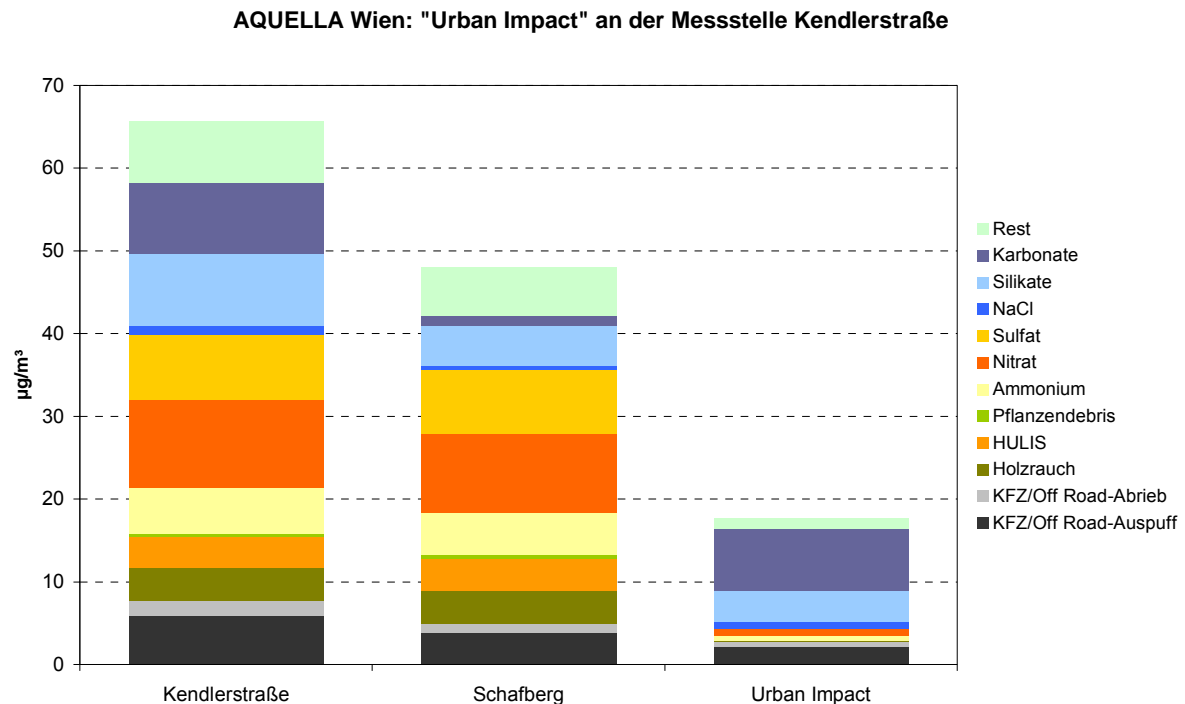


Abbildung 51: Quellenbeiträge für die Überschreitungstage an der Messstelle Kendlerstraße im Jahr 2004 an den Messstellen Wien Kendlerstraße und Schafberg, sowie der „Urban Impact“, gebildet aus der Differenz der jeweiligen Analysenwerte an Kendlerstraße und Schafberg.

3.10.2 Quellenanteile der Überschreitungsperioden

Die Quellenanteile während der Überschreitungstage bzw. Perioden sind in den Abbildungen 52-56 graphisch dargestellt. Die dazu gehörenden numerischen Werte sind in Tabelle 18 enthalten. Die Ergebnisse zeigen, dass an den einzelnen Überschreitungstagen bzw. Perioden durchwegs unterschiedliche Quellenbeiträge den „Haupt-Beitrag“ bewirken. Den geringsten Schwankungsbereich (1,9) weist der Beitrag von Kfz- und Off- Road Abgas auf. Die höchsten Absolutwerte werden von den zusammengefassten Quellen „Sulfate und Nitrate“, sowie von Mineralstaub mit relativen Beiträgen von je bis zu etwa 50% verursacht.

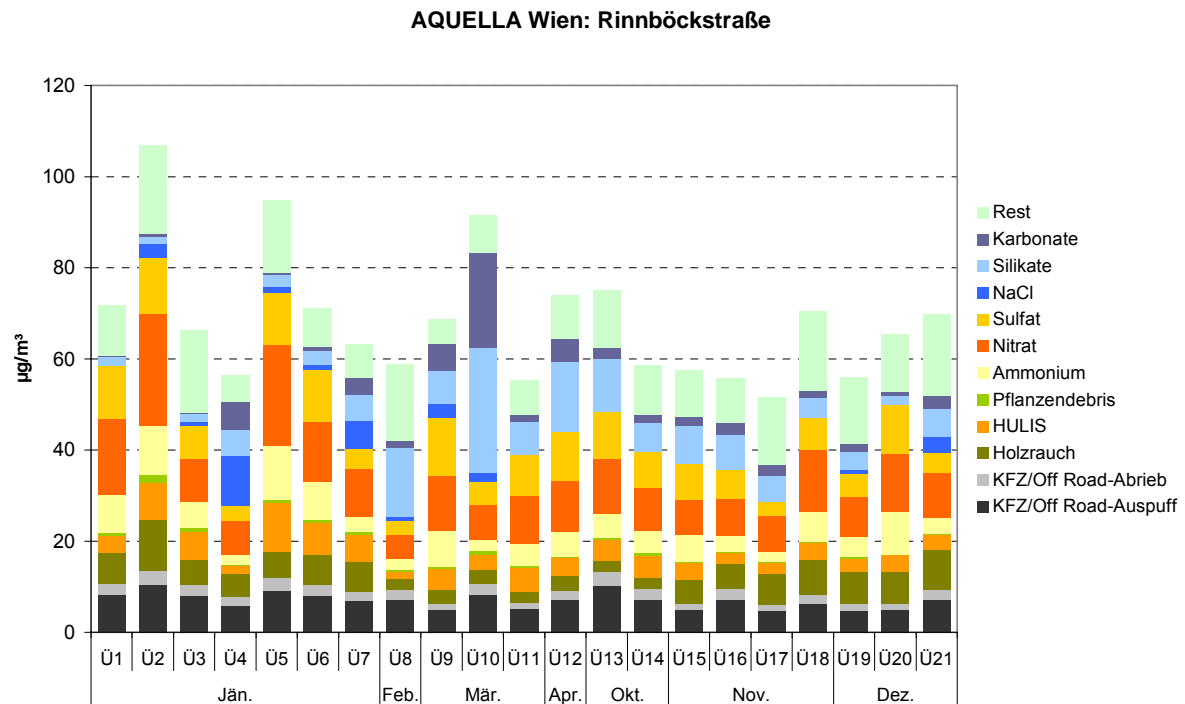


Abbildung 52: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße.

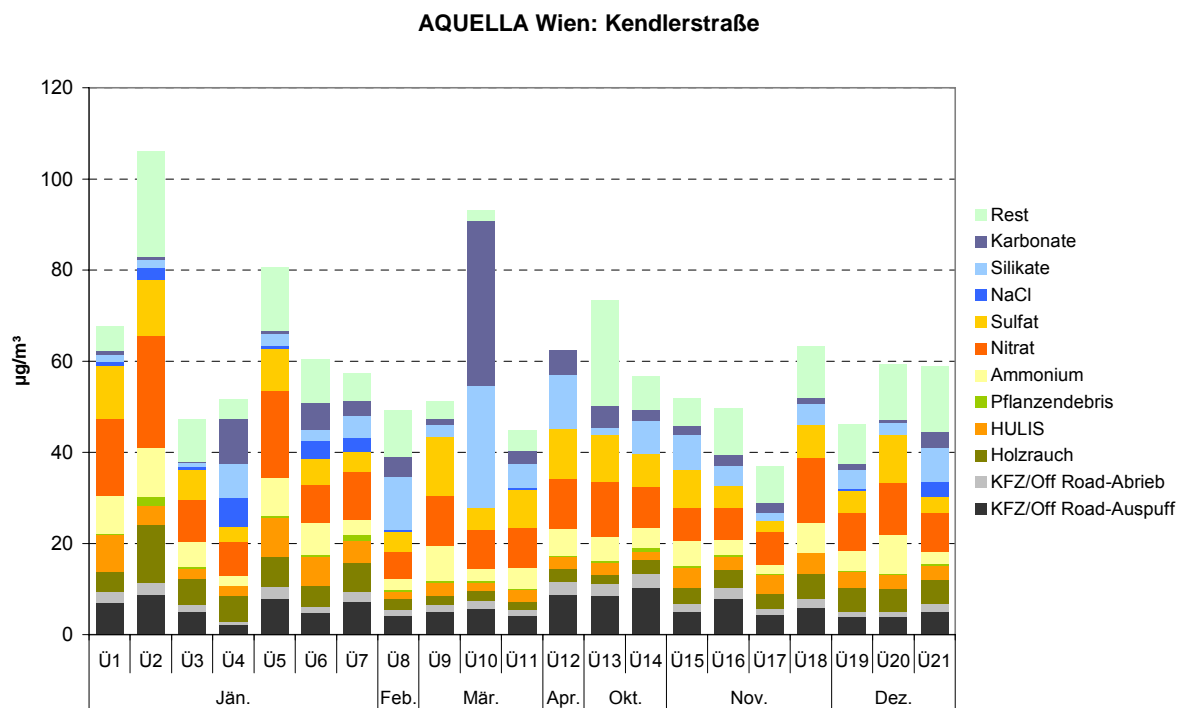


Abbildung 53: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Kendlerstraße. Die fehlenden HULIS-Werte für Dezember wurden anhand der HULIS/Holzrauch Messdaten der Messstelle Schafberg rekonstruiert.

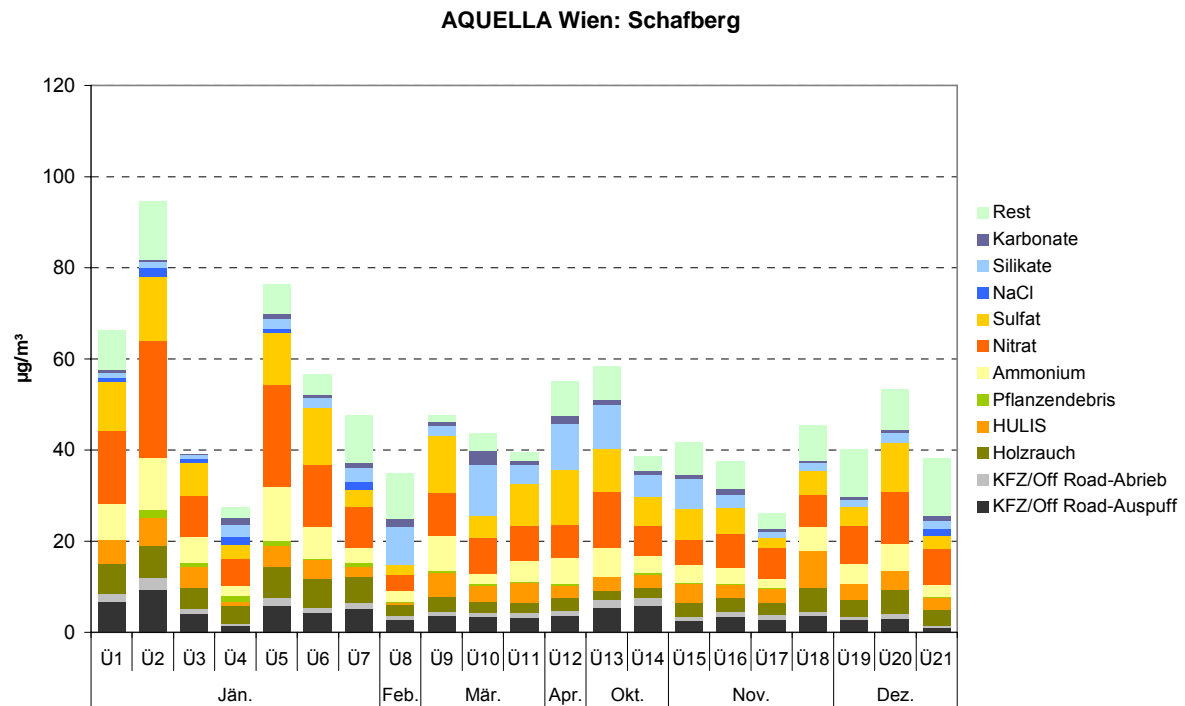


Abbildung 54: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Schafberg.

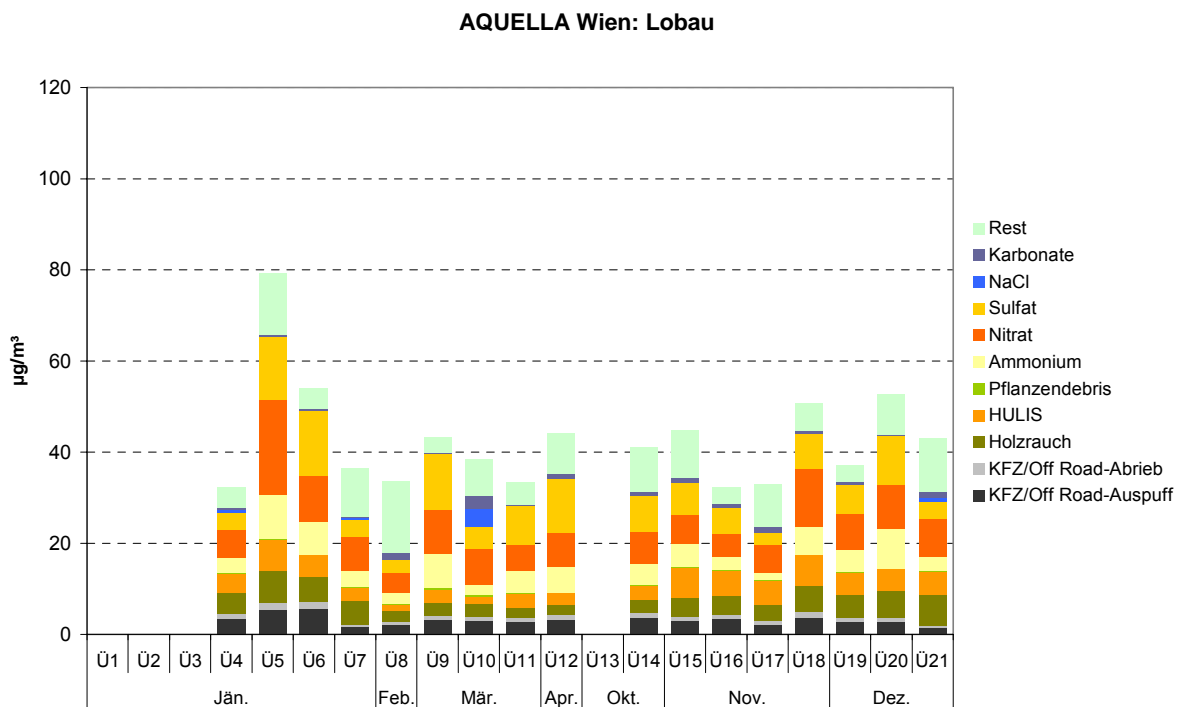


Abbildung 55: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Lobau. Die fehlenden HULIS-Werte für Dezember wurden anhand der HULIS/Holzrauch Messdaten der Messstelle Schafberg rekonstruiert. An dieser Messstelle wurden keine Silikate bestimmt.

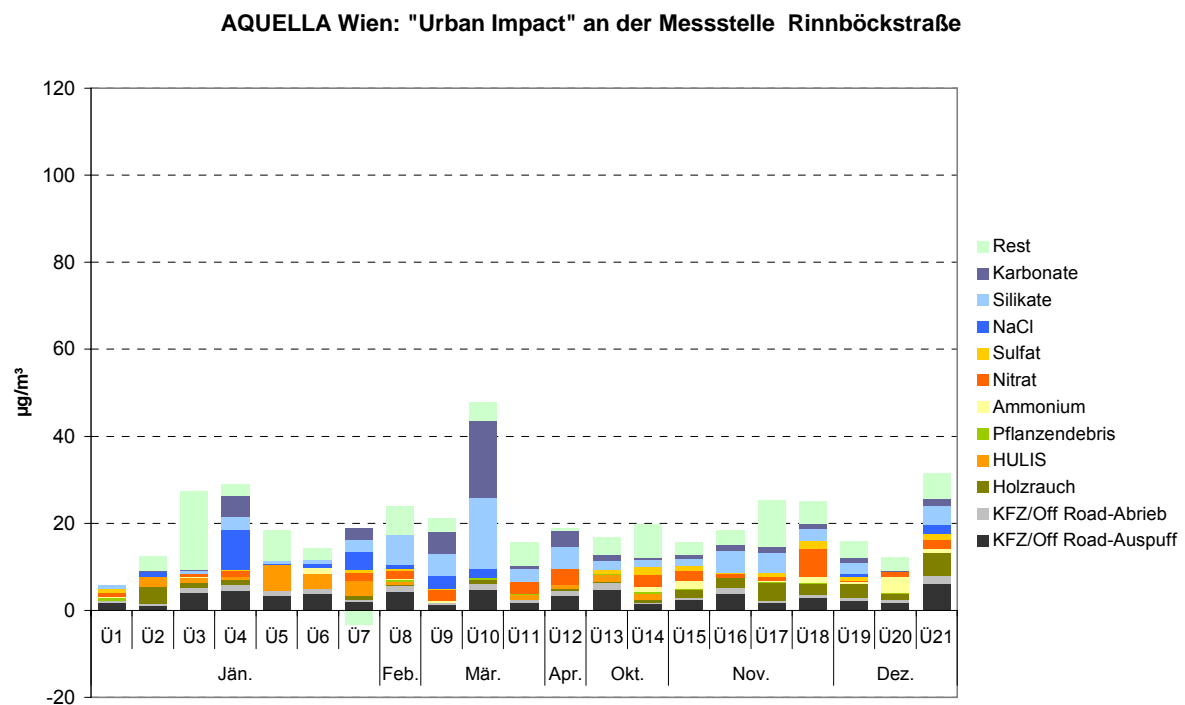


Abbildung 56: Quellenanteile des „Urban Impact“ an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße (im Vergleich zu Schafberg).

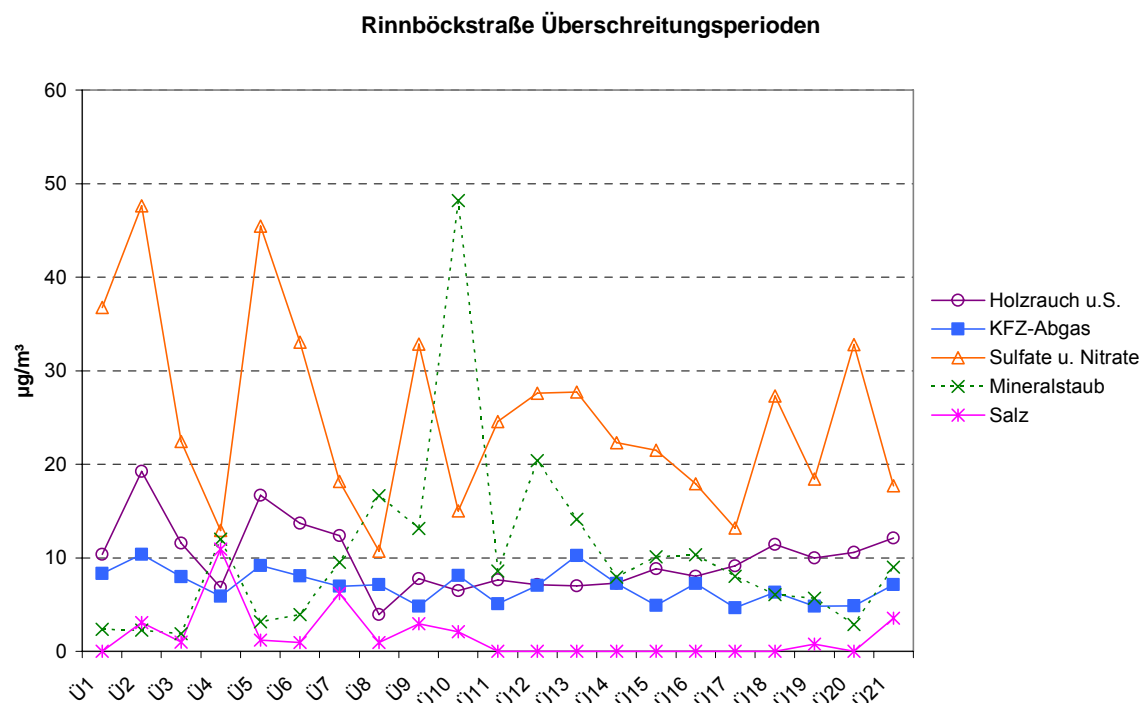


Abbildung 57: Verlauf von zusammengefassten Quellenanteilen (Holzrauch und sekundäre organische Stoffe; Kfz- und Off-Road- Abgas; Sulfate und Nitrate; Mineralstaub; Streusalz) an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße. Ü1-Ü21: Überschreitungsperioden

Die größten Schwankungen weisen Mineralstaub (2-53%) und Streusalz (0-19%) auf (Abbildung 57). Die Emission dieser Komponenten scheint stark Witterung abhängig zu sein (geringe Emission bei Nässe und Schneedecke; zunehmende Emissionen bei trockener Witterung). Die stark schwankenden Quellenbeiträge (Abbildung 57) sind bei den Reduktionsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Tabelle 18: Relative Quellenanteile an der Messstelle Rinnböckstraße an Überschreitungsepisoden aus Makrotracer-Modell.

Epi Nr	Rinnböckstr. Episoden/ Pools	µg/m³ RBS	N Tage	% Kfz/ OffRd Abgas	% Kfz/ OffRd Abrieb	% Holz-rauch	% HU-LIS	% Veg. Debris	% Rest OM	% NH4	% NO3	% SO4	% NaCl	% Sili-kate	% Karbo-nate	% Rest
1	07.01. + 09.01.04	72	3	12	3	9	5	1	16	11	24	16	0	3	1	0
2	08.01.04	107	1	10	3	10	8	2	10	10	23	11	3	1	1	8
3	10.01.04	66	1	12	4	9	9	1	1	9	14	11	1	2	0	26
4	23.01.- 25.01.04	57	3	10	3	9	3	1	14	4	13	6	19	10	11	-3
5	26.01.04	95	1	10	3	6	11	1	9	13	23	12	1	3	0	8
6	27.01.- 28.01.04	71	2	11	3	9	10	1	10	12	18	16	1	5	1	2
7	31.01.04	63	1	11	3	10	9	1	6	5	16	7	10	9	6	6
8	> 50 Feb. 04 (6.,17.,20.,25.- 27.)	59	6	12	4	4	2	1	12	4	9	5	2	26	3	17
9	10.-13.03.04	69	4	7	2	4	7	0	5	12	18	19	4	11	8	3
10	14.-19.03.04	92	6	9	3	3	4	1	7	2	9	5	2	30	23	2
11	> 50 März 04 (6.,8.,30.3)	55	3	9	3	4	10	1	3	9	19	17	0	13	3	11
12	01.04.04	74	1	10	3	4	5	0	8	8	15	15	0	21	7	5
13	08.10.04	75	1	14	4	3	6	1	11	7	16	14	0	15	3	6
14	7., 21.- 22.10.04	59	3	12	4	5	8	1	8	8	16	13	0	11	3	11
15	02.-03., 05.11.04	57	3	9	3	9	7	1	6	10	14	14	0	15	3	12
16	11.-12.11.04	56	2	13	4	10	4	0	11	6	15	11	0	14	5	7
17	26.11.04	52	1	9	3	14	4	1	15	4	15	6	0	11	4	13
18	29.-30.11.04	70	2	9	3	11	5	0	4	9	19	10	0	6	2	21
19	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.04	56	6	9	3	12	5	0	8	8	16	9	1	7	3	18
20	11.-13.12.04	65	3	7	2	11	6	0	0	15	19	16	0	3	1	19
21	21.-22.12.04	70	2	10	3	13	5	0	6	5	14	6	5	9	4	17
	Summe		55													
	Mittelwert	67		10	3	7	6	1	5	8	15	11	2	14	7	9

Der Anteil der mobilen Quellen ist im gegenständlichen Modell nicht abgrenzbar von anderen Quellen mit Dieselmotoren (Off-Road Verkehr, Bahn, Schifffahrt) oder auch von Kohleverbrennung aus kleineren Feuerungsanlagen. Der überwiegende Anteil (75%) dieses Sektors wird jedoch dem Kfz-Verkehr (PKW und LKW) zugerechnet.

Es wird die Frage nach Import- und Eigenanteilen untersucht. Im gegenständlichen Experiment werden Daten vom Stadtrand (Schafberg) Daten von einer relativ zentral gelegenen verkehrsnahen Station (Rinnböckstraße) gegenübergestellt. Die Differenzdaten können jedenfalls dem Stadteinfluss („Urban Impact“) zugeschrieben werden. Die Zusammensetzung des „Urban Impact“ kann als typisch für verkehrsnahen Lagen in Wien angesehen werden.

Tabelle 19: Monate mit Überschreitungstagen im Jahr 2004 – Wien Rinnböckstraße; Relative Anteile von PM10 an der Hintergrundmessstelle und im „Urban Impact“ im Vergleich zu PM10 Werten an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße

	Jan	Feb	Mar	Apr	Okt	Nov	Dez
Hintergrund %	79	63	66	78	73	71	76
Urban Impact %	21	37	34	22	27	29	24

Tabelle 19 gibt die Anteile vom PM10 am Schafberg im Vergleich zur Rinnböckstraße (als Hintergrund bezeichnet) an. Diese liegen im Mittel in den Überschreitungsepisoden während der Monate Jänner-April und Oktober-Dezember im Bereich von 63-79%. Dies bedeutet, dass der „Eigenanteil“ von Quellen aus dem Wiener Raum an Überschreitungstagen jedenfalls im Bereich um etwa 20-40% anzusetzen ist. Die höheren Werte stehen jeweils besonders häufig mit mineralischem Staub aus Winterdienst in Verbindung.

3.10.3 Quellenanteile Saison-Mittelwerte

Zur Erfassung der jahreszeitlichen Schwankungen wurden Mittelwerte für die Monate Jänner, April, Juli und Oktober Jahres 2004 gebildet.

Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 58-62 dargestellt. Es zeigen sich deutliche monatliche Schwankungen, mit Minima im Sommer und Maxima im Winter. Beim Sulfat im Hintergrund ergibt sich die Frage nach der Herkunft. Da in Wien relativ wenig SO₂ (6,1 kt) gegenüber NO_x (16,3 kt) emittiert wird (Daten für 1995 aus BLI 95), ist die Möglichkeit eines Imports sehr wahrscheinlich. Der Anteil im Urban Impact ist relativ gering aber nicht vernachlässigbar.

Bemerkenswert sind die Anstiege der PM10-Monatsmittelwerte von Juli zu Jänner: Der überwiegende Teil (etwa 80%) des Anstiegs erfolgt im Hintergrund, in der Stadt werden verkehrsnah nur 20% des Anstiegs von Sommer- zu Winterbedingungen verursacht. Der Anstieg erfolgt durch zusätzliche „Winterquellen“ (Holzrauch und verwandtes organisches Material; Ammoniumnitrat-Bildung; „Winterdienst-Stäube“).

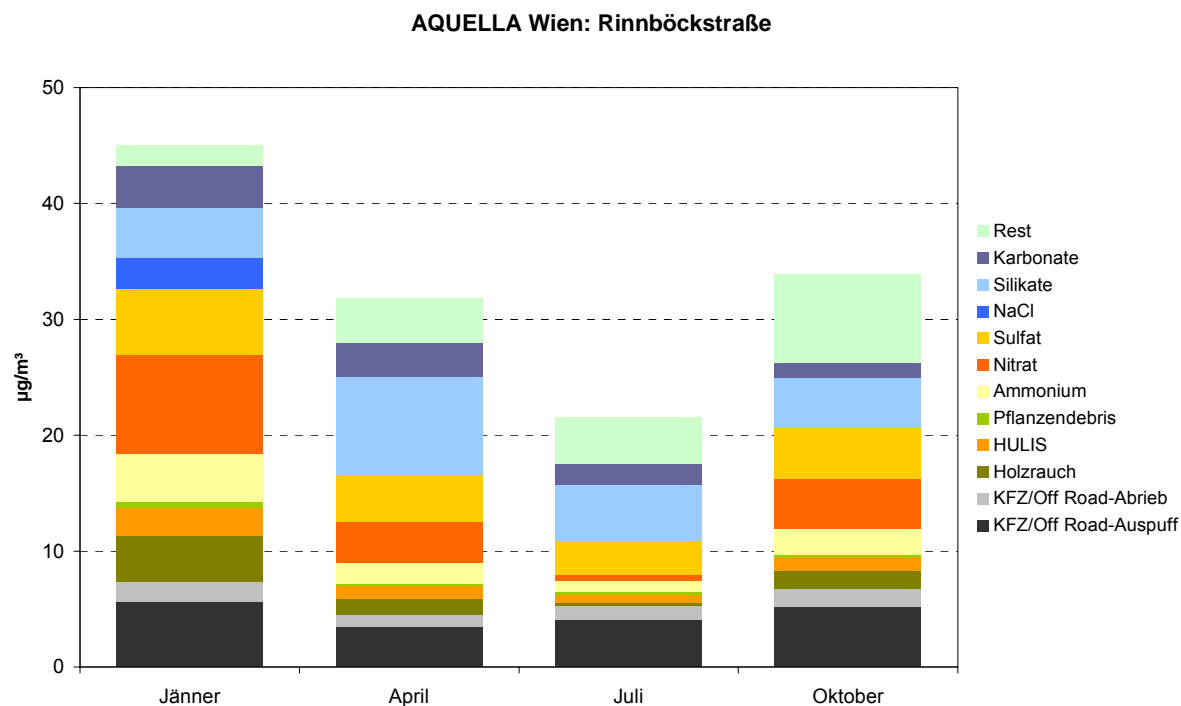


Abbildung 58: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Rinnböckstraße.

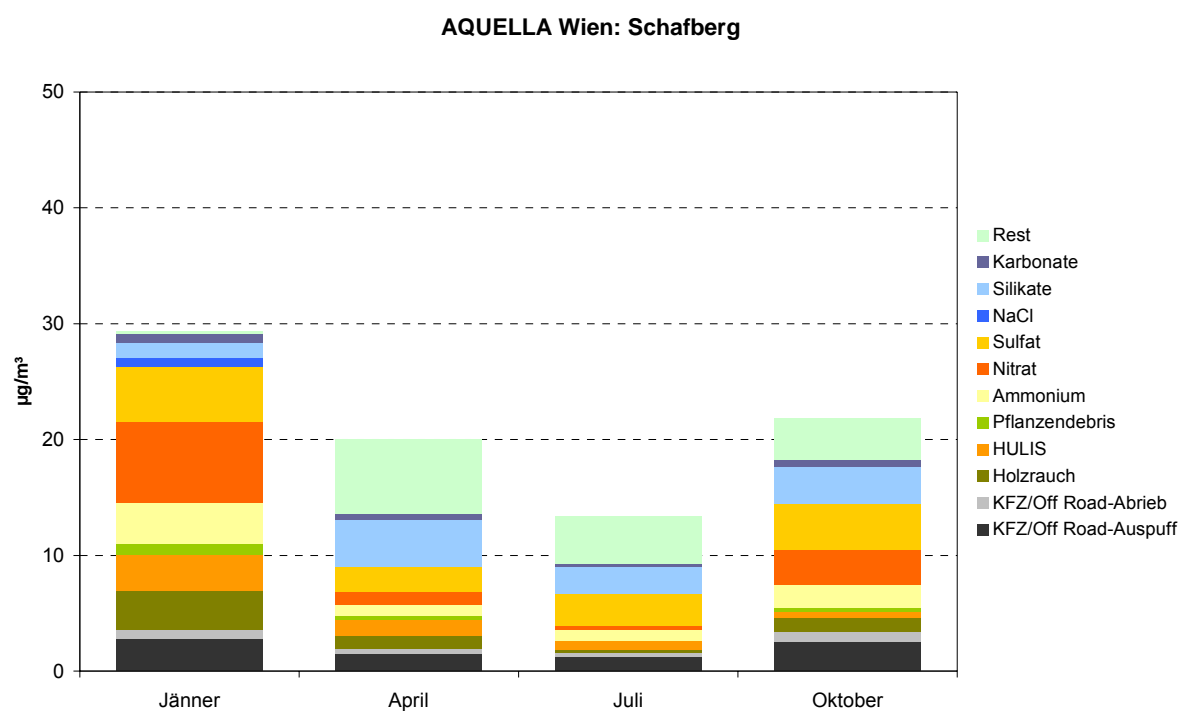


Abbildung 59: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) an der Messstelle Schafberg

AQUELLA Wien: "Urban Impact" an der Messstelle Rinnböckstraße

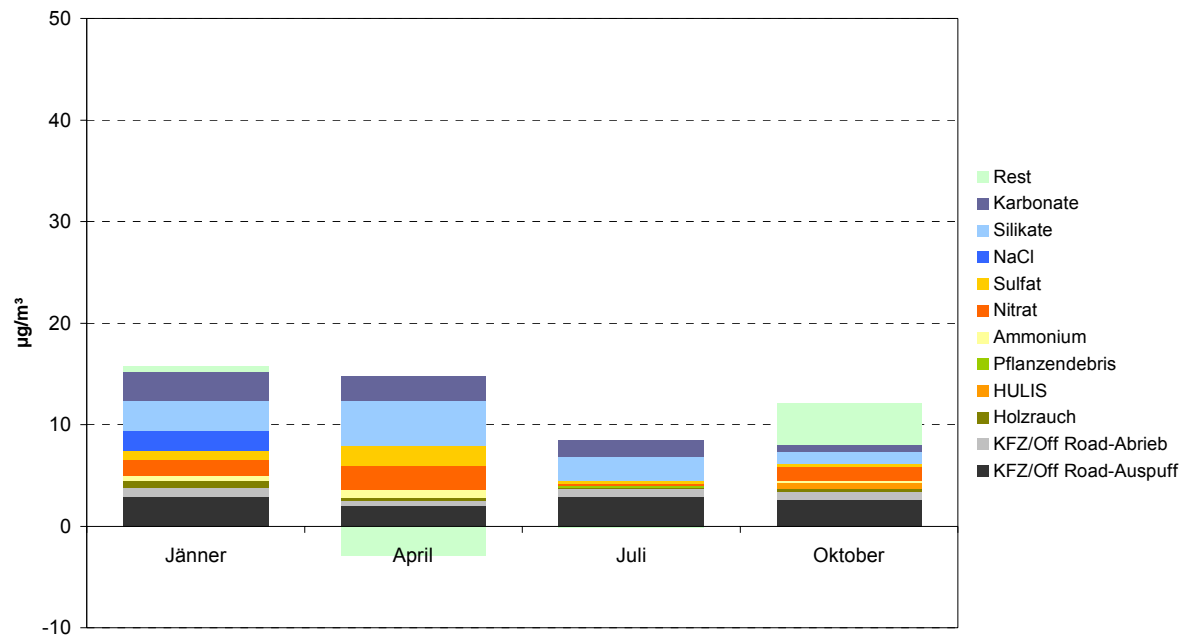


Abbildung 60: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) für den „Urban Impact“, gebildet aus der Differenz der jeweiligen Analysenwerte an Rinnböckstraße und Schafberg.

AQUELLA Wien: Kendlerstraße

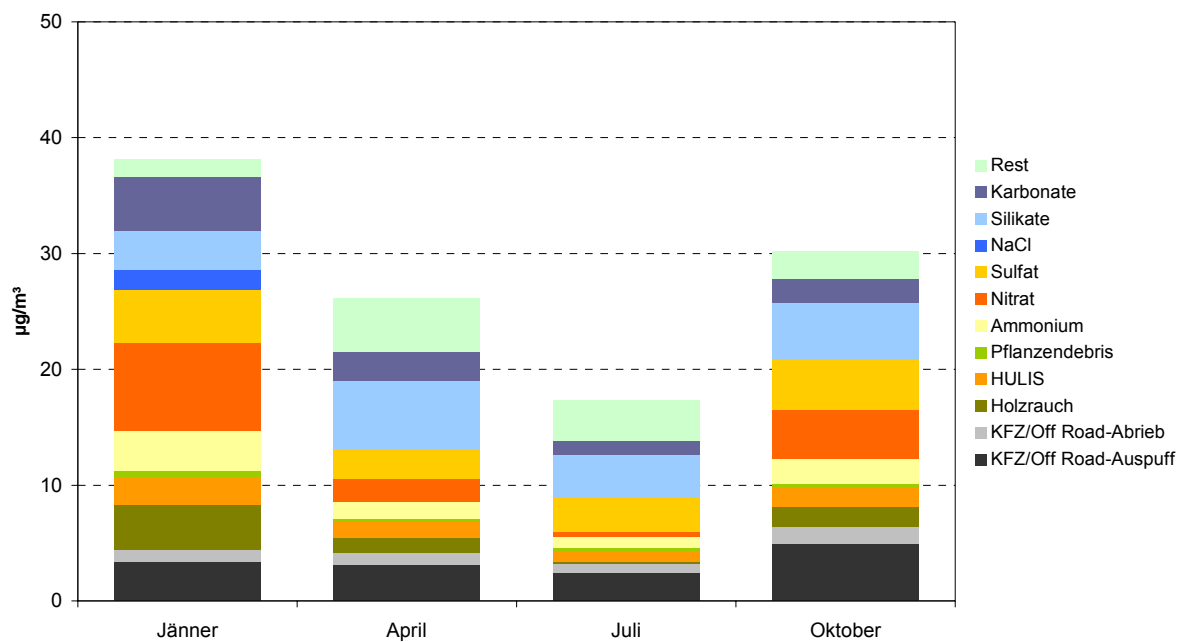


Abbildung 61: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) an der Messstelle Kendlerstraße

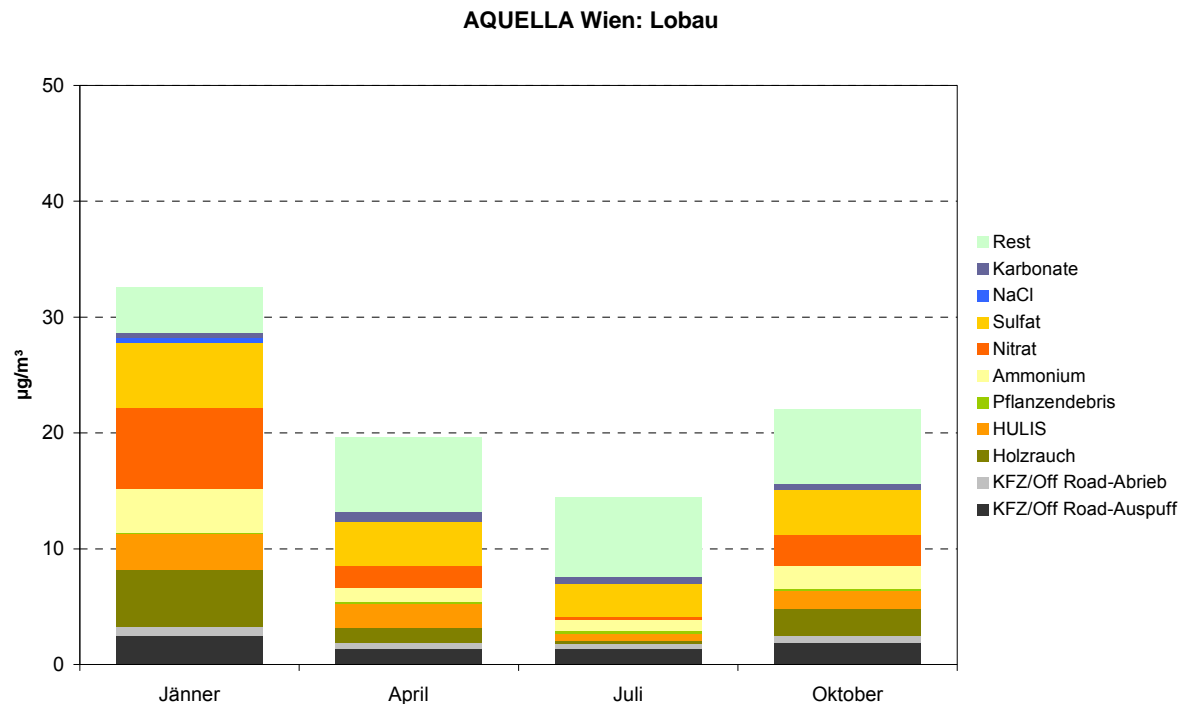


Abbildung 62: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) an der Messstelle Lobau (Messdaten ohne Silikate).

3.10.4 Vergleiche von Tagen mit und ohne Überschreitung

Die unterschiedlichen Zusammensetzungen von PM₁₀ an Tagen unter und über 50 µg/m³ an den Wiener AQUELLA Messstellen sind in den Abbildungen 63-66 dargestellt. Die relative Zusammensetzung ist bei den Fällen < 50 und > 50 µg/m³ mit Ausnahme des KFZ- und Off Road- Anteils an allen Messstellen relativ ähnlich. Dies deutet darauf hin, dass die überwiegende Zunahme von niedrigen zu hohen Werten innerhalb eines Monats weitgehend durch geringeren Luftaustausch verursacht wird.

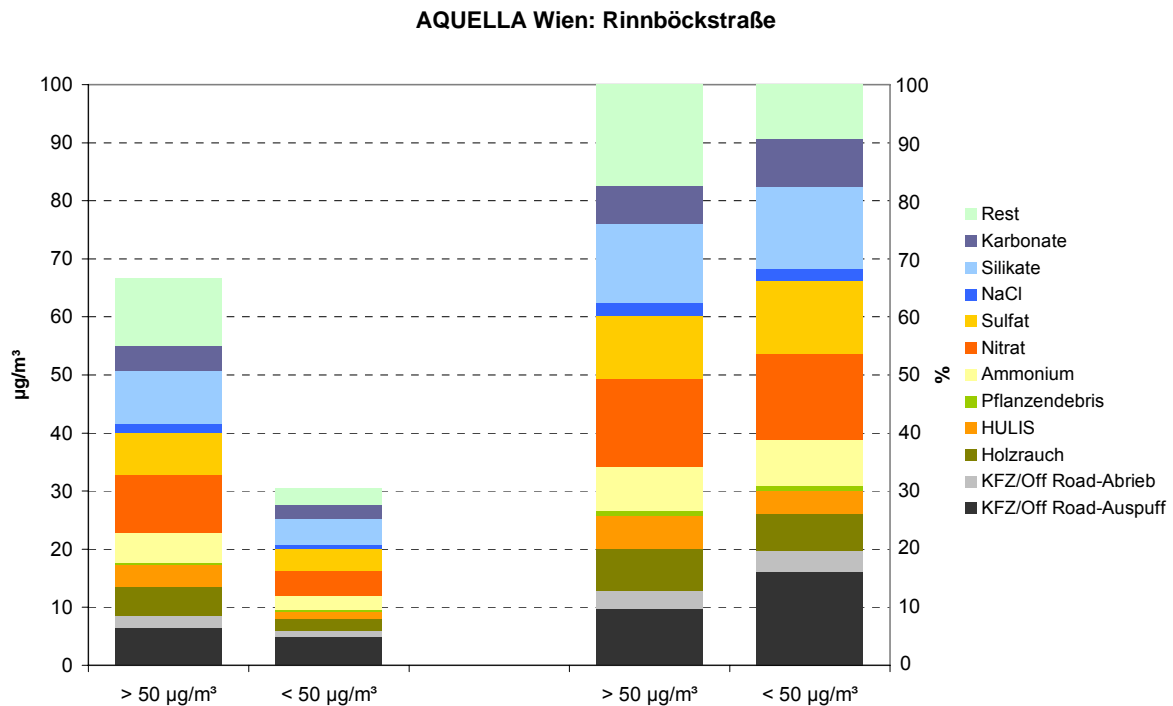


Abbildung 63: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m³ an der Messstelle Rinnböckstraße, sowie relative Anteile (rechts im Bild)

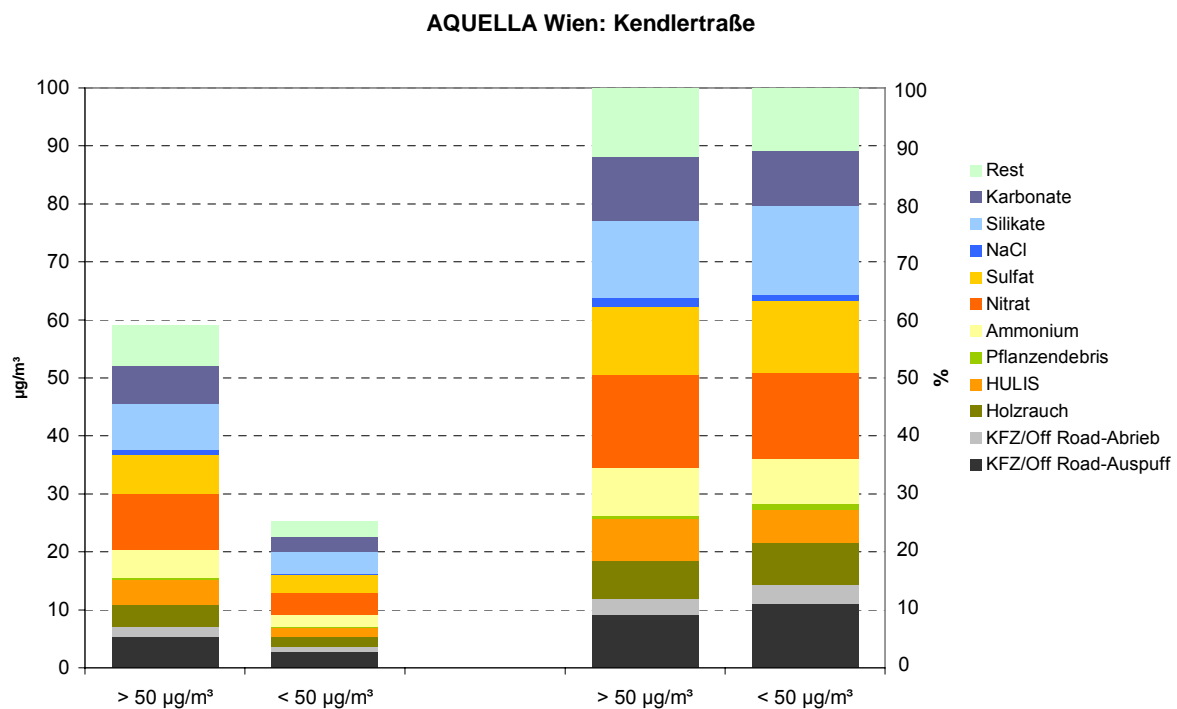


Abbildung 64: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m³ an der Messstelle Kendlerstraße, sowie relative Anteile (rechts im Bild). > 50 µg/m³ bezieht sich auf die Messstelle Rinnböckstraße.

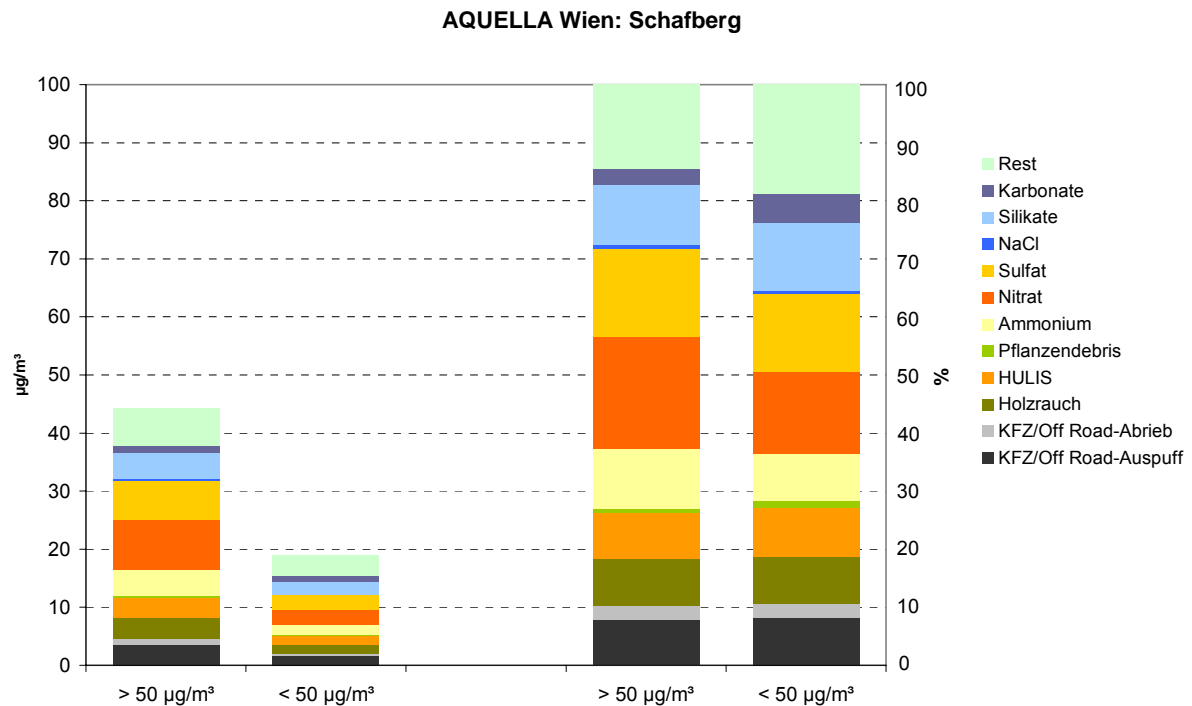


Abbildung 65: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen $< 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Schafberg, sowie relative Anteile (rechts im Bild). $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bezieht sich auf die Messstelle Rinnböckstraße.

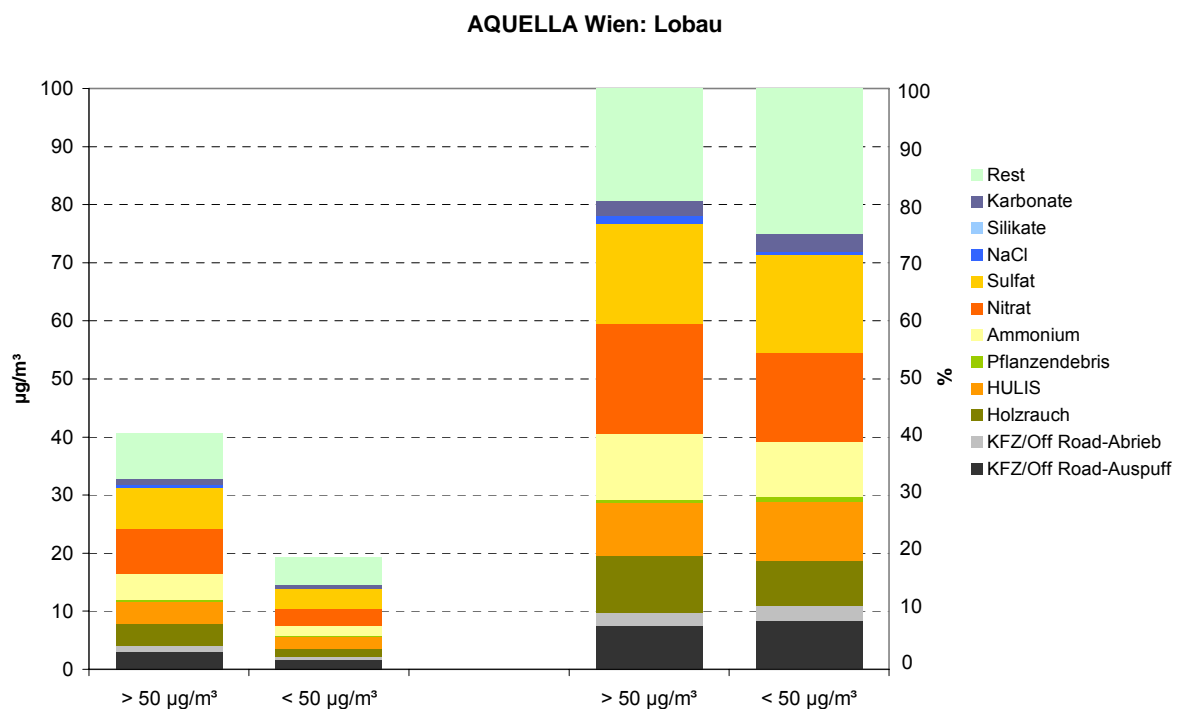


Abbildung 66: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen $< 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Lobau, sowie relative Anteile (rechts im Bild). $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bezieht sich auf die Messstelle Rinnböckstraße.

Die Abbildung 67 zeigt ein Beispiel von Messperioden mit sehr unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung von PM10 in einer relativen Darstellung. Am 8.1.2004 war die PM10 Zusammensetzung von Sulfat und Nitrat, Ammonium und auch von sekundären organischen Verbindungen dominiert; über 50% des PM10 bestanden aus sekundären anorganischen Aerosolkomponenten. In der Periode vom 14.-19.3.2004 waren nahezu 60% des PM10 Mineralstaub, während die sekundären anorganischen Komponenten mit weniger als 15% beteiligt waren.

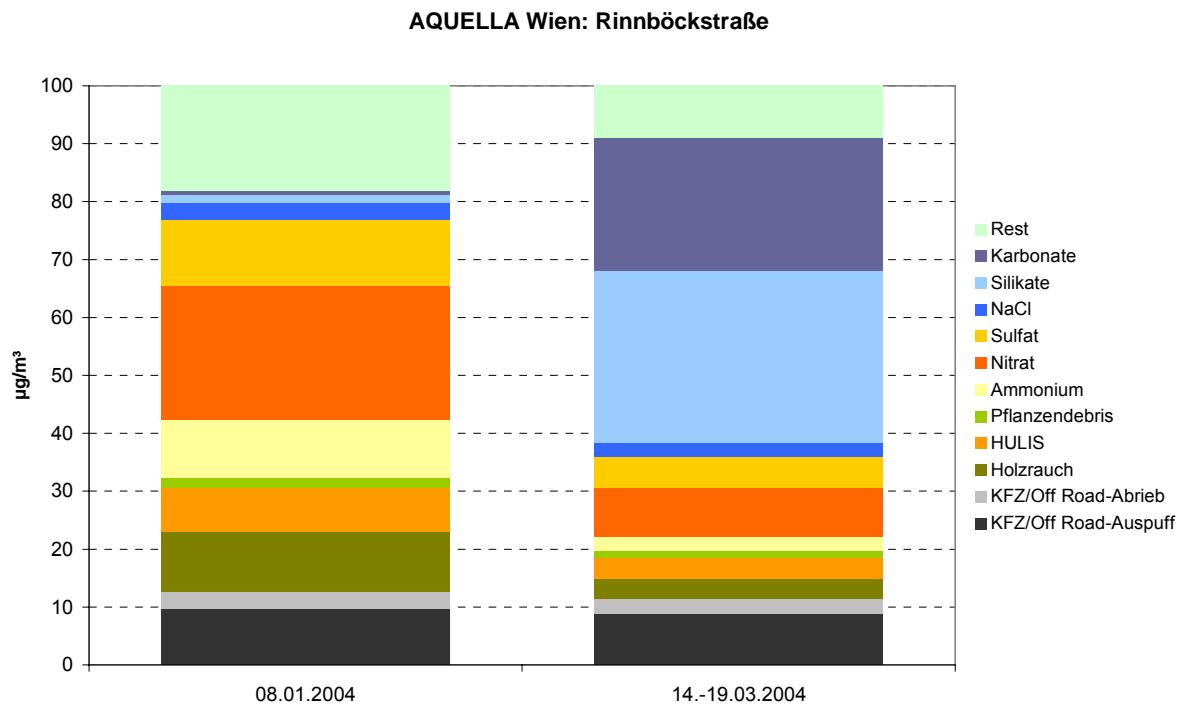


Abbildung 67: Messstelle Rinnböckstraße, Vergleich zweier Ergebnisse an Tagen sehr unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung von PM10; relative Darstellung.

3.10.5 „Sommer – Winter“ Vergleich

Die Überschreitungen des TMW-Grenzwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ traten 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße praktisch nur im Winterhalbjahr auf. Ein Schlüssel zur Erklärung, warum es nur während der kalten Periode zu den Überschreitungen kommt, liegt in der Frage, welche Quellen sich im Winter stärker auswirken, als im Sommer; bzw. ob es „Winterquellen“ gibt, die im Sommer praktisch nicht zu PM₁₀ beitragen. In den Abbildungen 68-71 sind für die Wiener AQUELLA Messstellen die Quellenbeiträge im Juli den Beiträgen im Jänner gegenübergestellt. Der „Zuwachs“ bei PM₁₀ von Juli zu Jänner beträgt bei der Rinnböckstraße 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Diesen Zuwächsen stehen 16 und 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM₁₀ an den Messstellen Schafberg und Lobau gegenüber. Dies bedeutet, dass die überwiegende Zunahme (ca. 70-80%) der winterlichen erhöhten Konzentrationswerte im städtischen Hintergrund erfolgt. Der Zuwachs von **16-18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** im Hintergrund ist, wie aus den Abbildungen 68-71 ersichtlich ist, vor allem auf die Zunahme des Holzrauchs und dessen Folgeprodukten in der Atmosphäre (HULIS) sowie auf anorganisches Sekundäraerosol (Sulfate und Nitrate) zurückzuführen. Der zusätzliche Zuwachs von ca. **3-7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** im urbanen Bereich („urban impact“) wird vorwiegend durch Kfz und Off Road Abgas (ca. 1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Mineralstaub (ca. 1-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und Streusalz (2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) verursacht.

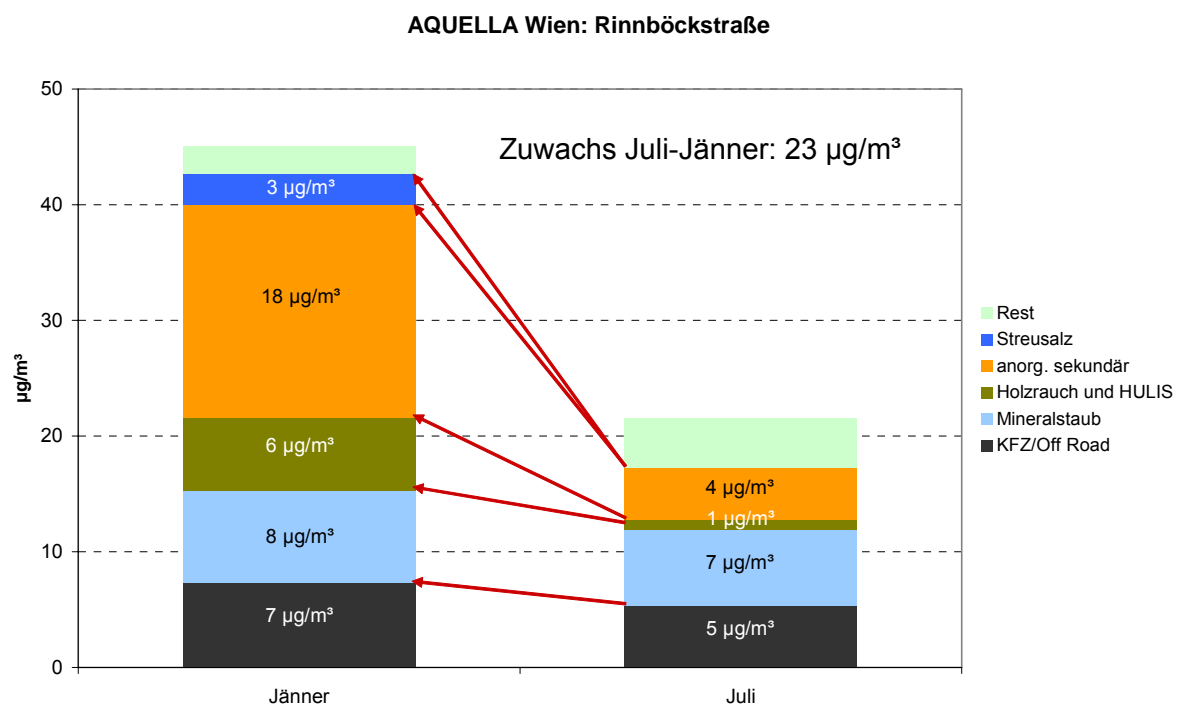


Abbildung 68: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße.

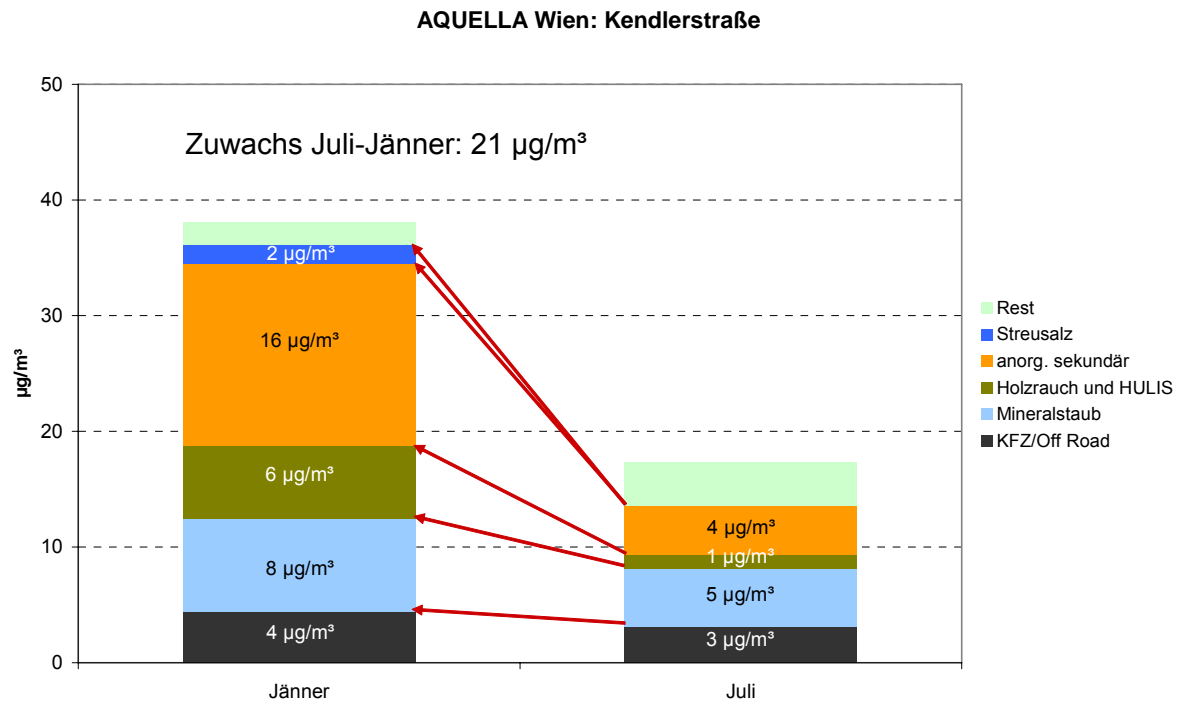


Abbildung 69: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Kendlerstraße.

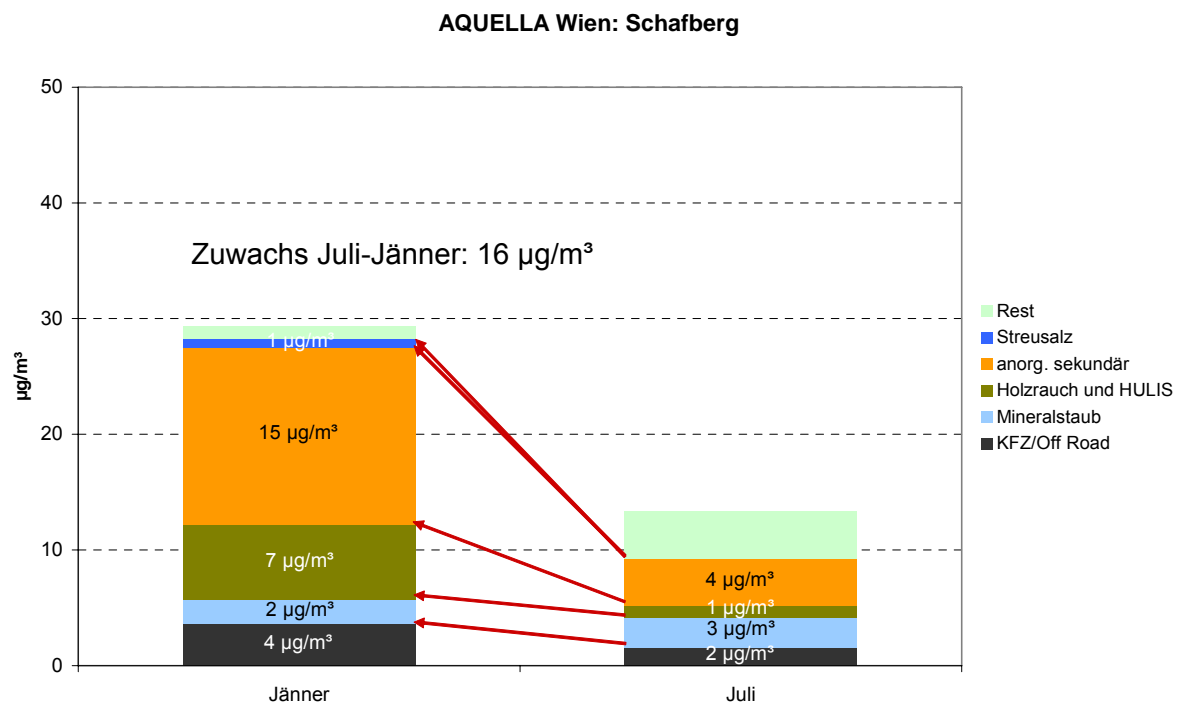


Abbildung 70: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Schafberg.

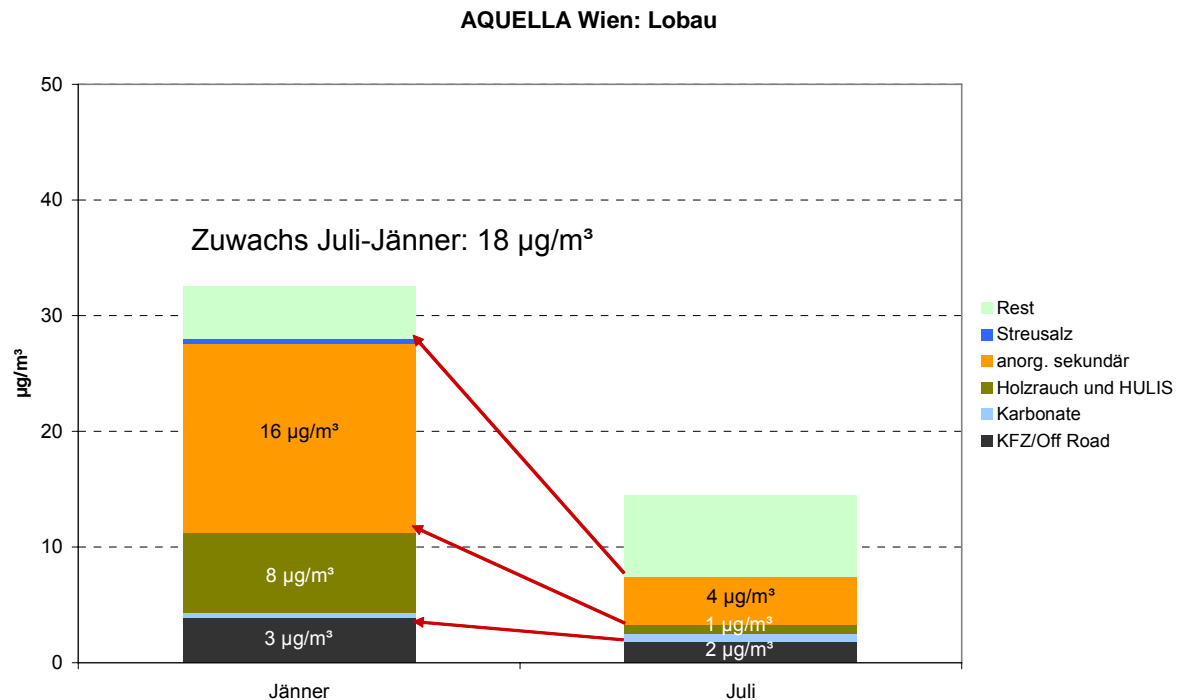
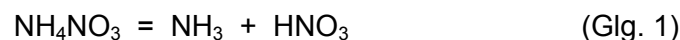


Abbildung 71: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Lobau.

Der Zuwachs von 23 µg/m³ von Juli bis Jänner an der Rinnböckstraße bedeutet eine Verdoppelung des Monatsmittelwertes. Diese Verdoppelung wird zu etwa 75% durch großräumig wirksame „Winterquellen“ im Hintergrund verursacht. Der größte Zuwachs (von über 50% bezogen auf die 23 µg/m³) wird durch Sulfate und Nitrate verursacht, gefolgt von Holzrauch (einschließlich organischer Sekundärkomponenten – HULIS) mit 22%. Die Zunahme des Quellenanteils von Kfz und Off Road-Abgas beträgt 9% und ist v.a. auf den geringeren Luftaustausch in der kalten Jahreszeit zurückzuführen. Der Zuwachs von Sulfaten und Nitraten hat zweierlei Ursachen: 1) Der Ferntransport v.a. von Sulfat und begleitenden Komponenten ist im Winter über einer kalten Schneedecke bei Hochdruckwetter begünstigt. 2) Die Bildung von Ammoniumnitrat ist stark temperaturabhängig – bei tiefen Temperaturen ist das Salz stabil, bei höheren Temperaturen liegt das Gleichgewicht auf der Seite der gasförmigen Komponenten (NH₃, HNO₃), entsprechend Glg. 1 [xxvii, xxviii].



Durch Sammelsysteme, bei welchen die Filter in wärmerer oder auch trockenerer Umgebung gespeichert werden, als den Bedingungen in der Außenluft, kann es zu Verlusten von Ammoniumnitrat durch Abdampfung kommen. Für eine exakte Messung der Nitratkonzentration in der Außenluft sind daher spezielle Sammel- und Analysensysteme anzuwenden. Bei der Messung von PM₁₀ mit Filtersammlern wird jener Nitratgehalt bestimmt, der definitionsgemäß am Zustandekommen des PM₁₀-Wertes mitgewirkt hat.

Beim Ferntransport von Sulfaten ist zu berücksichtigen, dass dieser nicht ausschließlich auf Sulfat beschränkt ist, sondern vielmehr damit zu rechnen ist, dass Nitrate, Ruß und organische Verbindungen simultan dem Transport unterliegen.

3.11 Quellenanalyse mit dem CMB-Modell

3.11.1 Modellparameter

Die Modellierung erfolgte mit dem open source Modell CMB 8.2 ^[xxix]. Folgende Quellen-Profile wurden verwendet (in Klammer: Herkunft des Profils):

- Diesel-Emissionen (USA ^[xxx, xxxi])
- Bremsabrieb (USA ^[xxx, xxxii])
- Reifenabrieb (USA ^[xxx, xxxii])
- Gasverbrennung (USA ^[xxx, xxxiii])
- Straßenstaub (TU Wien)
- Pflanzenabrieb (TU Wien)
- Holzrauch (TU Wien)
- Kochen (TU Wien)
- Nitrate und Sulfate (Einzelverbindungen)
- HULIS (Einzelverbindung)
- Streusalz (Einzelverbindung)

Ein Profil für Kohleverbrennung wurde nicht verwendet, da in Vorversuchen mit diesen Profilen im Modell Instabilitäten erzielt wurden. Die verwendeten Profile sind im AQUELLA Quality Manual beschrieben ^[xxxiv].

Das Modell wurde für alle Proben in einem „batch“ gefahren, mit „source elimination“ Option. Die Zahl der Iterationen wurde mit 20 begrenzt, die maximale „Source Uncertainty“ war 20%, die „Minimum Source Projection“ 0.95. Statistische Targets für den „Model Fit“ wurden durch r^2 und χ^2 kontrolliert.

3.11.2 Ergebnisse der Saison-Monate

Die Ergebnisse der Quellen-Modellierung sind für die Saison-Monate in den Abbildungen 72-79 dargestellt, wobei Diagramme mit Absolutwerten und Relativwerten angefertigt wurden. Gegenüber den Makrotracer-Ergebnissen finden sich nun zusätzlich Werte für Küchendämpfe und für Gasverbrennung in den Grafiken. Konzentrationswerte sowohl für Küchendämpfe als auch für Gasverbrennung treten bevorzugt in der kühleren Jahreszeit und

nur an den Messstellen im urbanen Ballungsraum auf. Die anderen Konzentrationswerte können mit den Ergebnissen der Makrotracer-Analyse verglichen werden (siehe Kapitel 3.12.1).

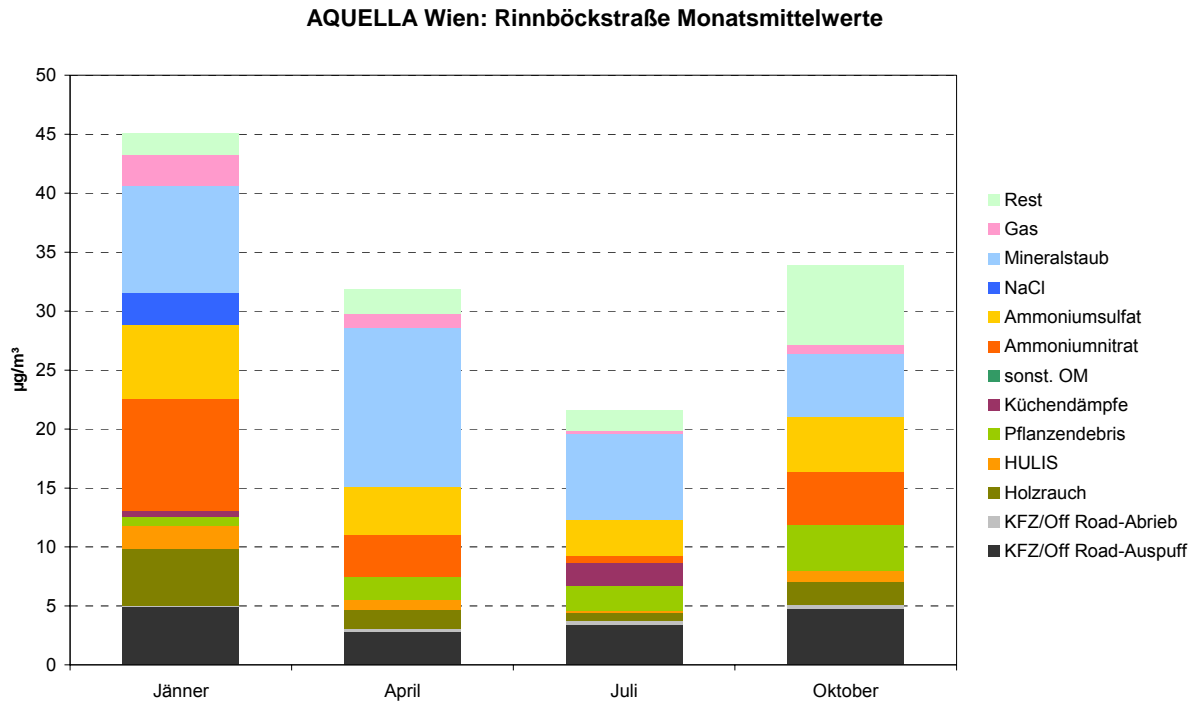


Abbildung 72: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte CMB.

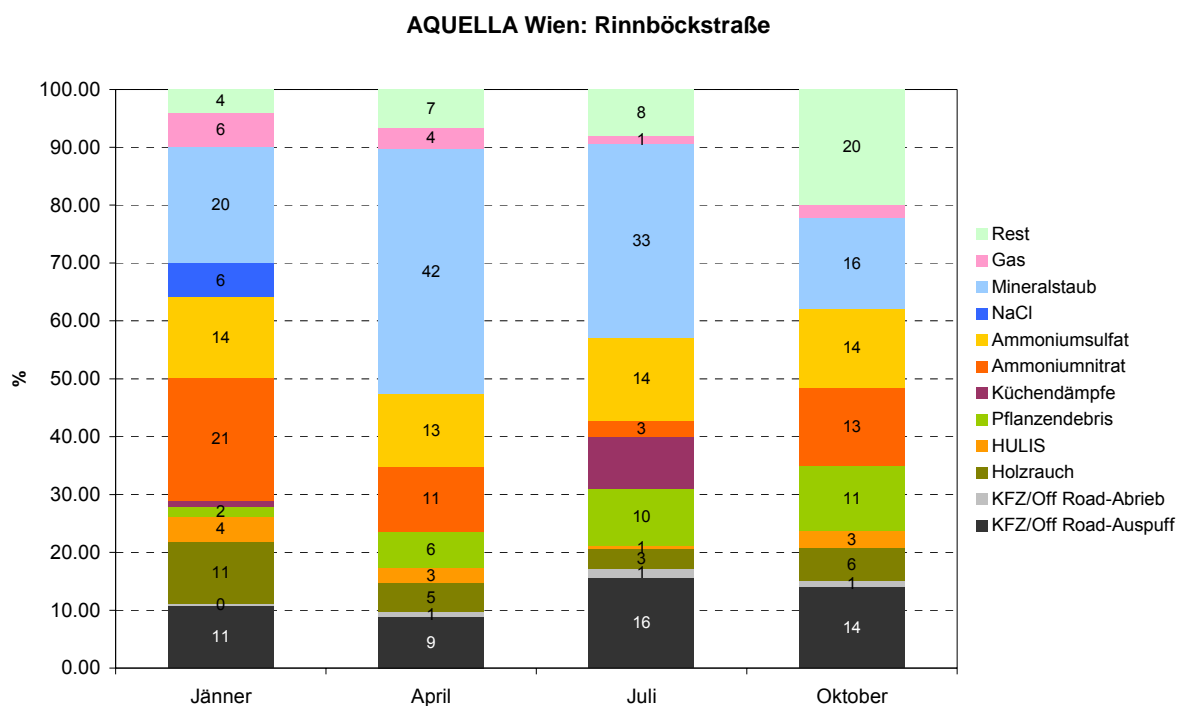


Abbildung 73: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Rinnböckstraße; Relativwerte CMB.

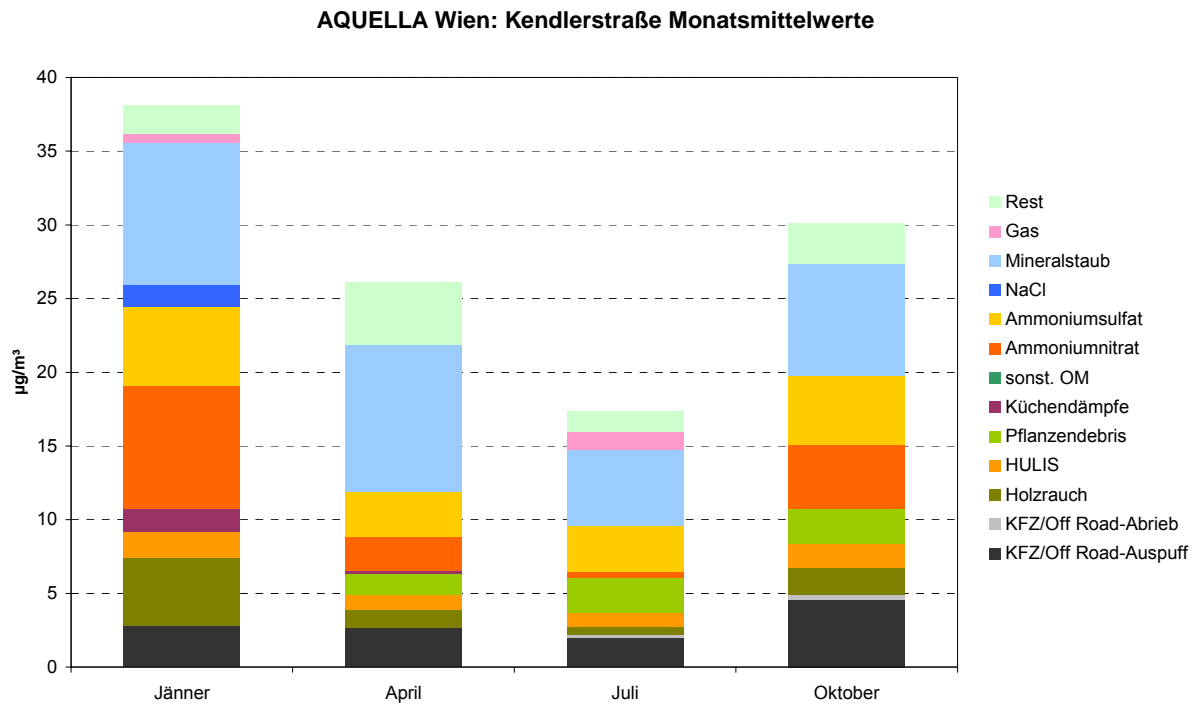


Abbildung 74: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Kendlerstraße; Absolutwerte CMB.

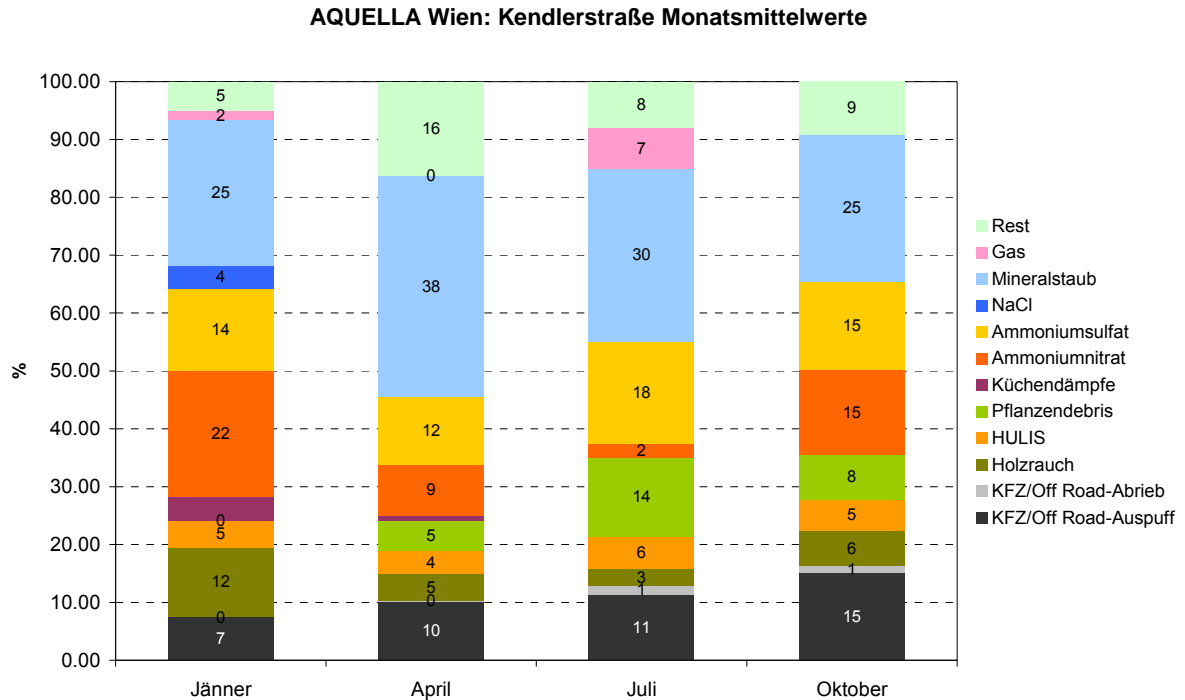


Abbildung 75: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Kendlerstraße; Relativwerte CMB.

AQUELLA Wien: Schafberg Monatsmittelwerte

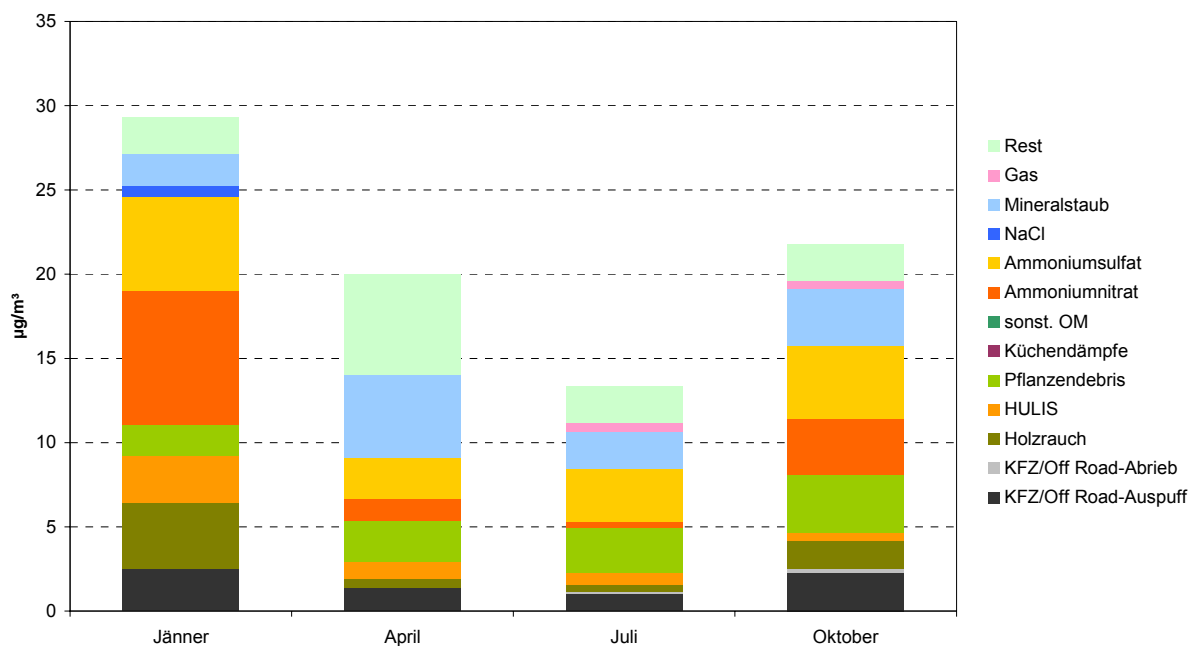


Abbildung 76: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Schafberg; Absolutwerte CMB.

AQUELLA Wien: Schafberg Monatsmittelwerte

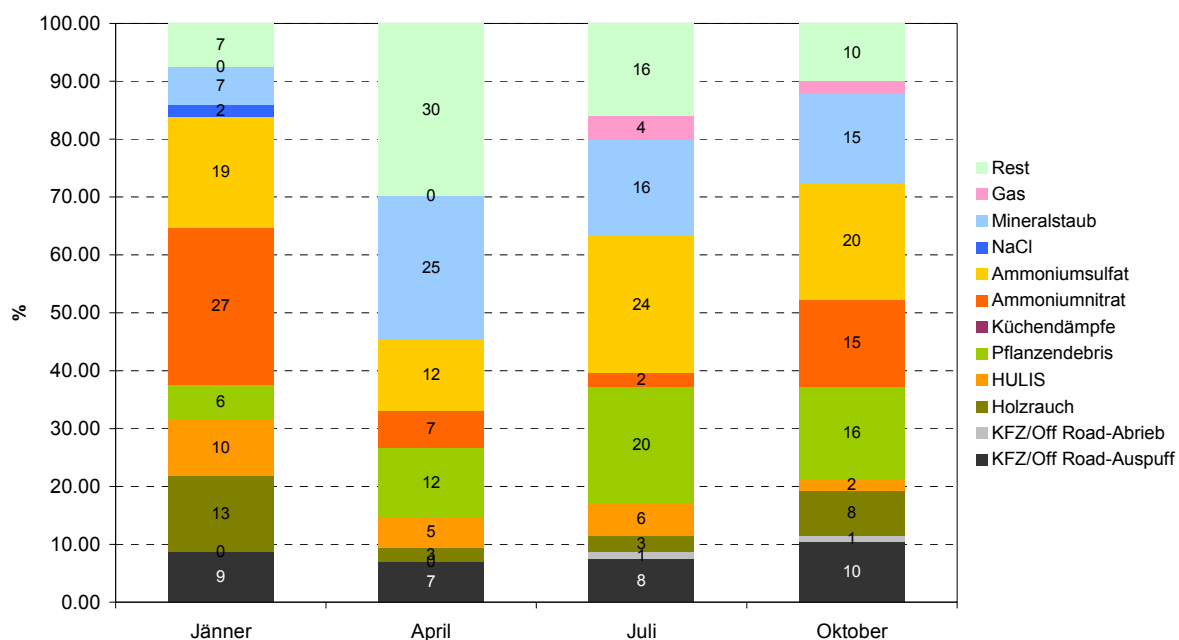


Abbildung 77: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Schafberg; Relativwerte CMB.

AQUELLA Wien: Lobau Monatsmittelwerte

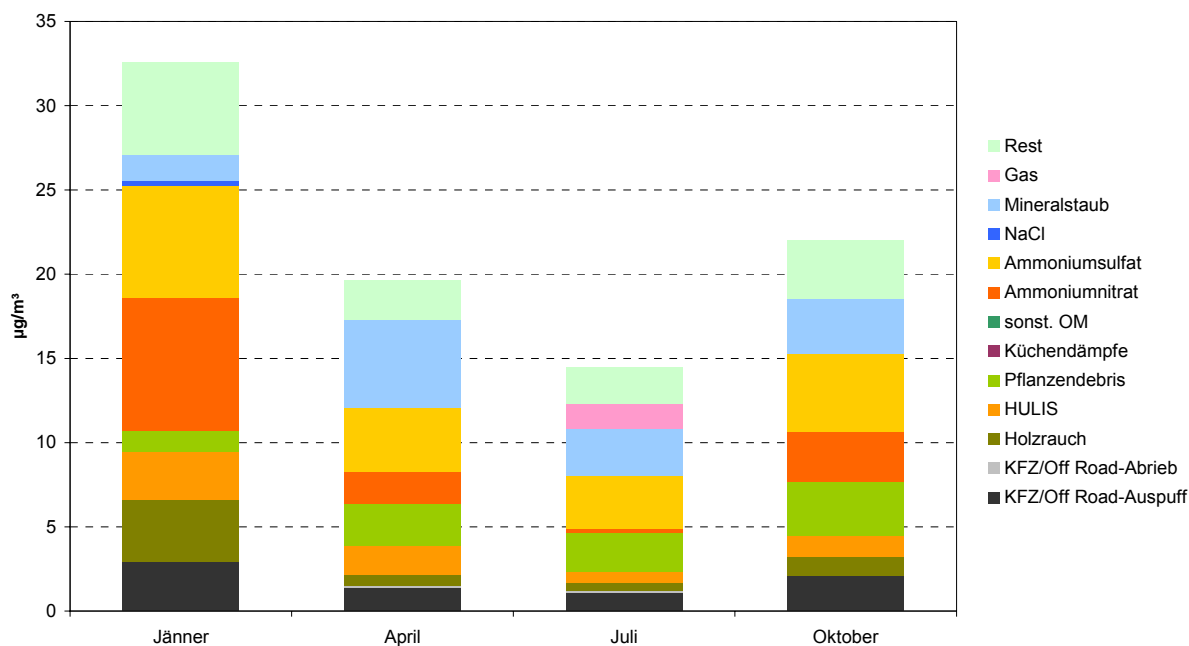


Abbildung 78: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Lobau; Absolutwerte CMB.

AQUELLA Wien: Lobau Monatsmittelwerte

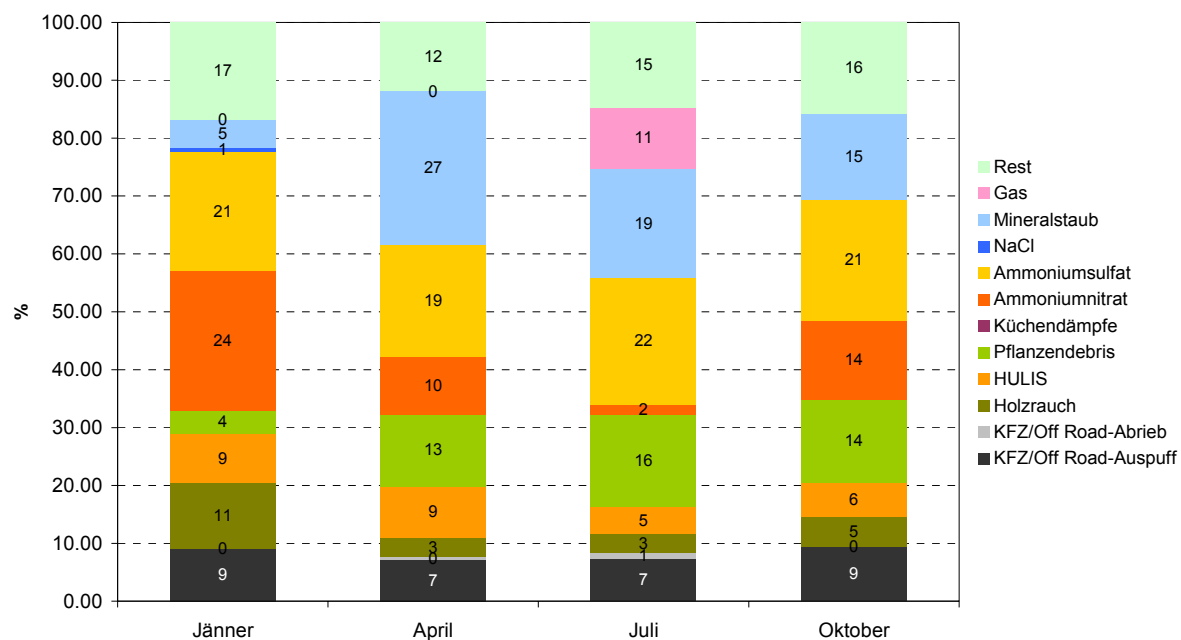


Abbildung 79: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Lobau; Relativwerte CMB.

3.11.3 CMB Analyse von Überschreitungsperioden

Die CMB-Analyse der Überschreitungsperioden führt ähnlich wie bei den Makrotracer-Analysen zu unterschiedlichen Quellenanteilen bei den verschiedenen Perioden. Für die verschiedenen Überschreitungsperioden wurden dabei verschiedenartige Ursachen für die erhöhten PM₁₀ Werte beobachtet: Überwiegend weisen Überschreitungstage hohe Sekundäraerosolwerte auf, gefolgt von Tagen mit deutlichen Mineralstaubeinfluss.

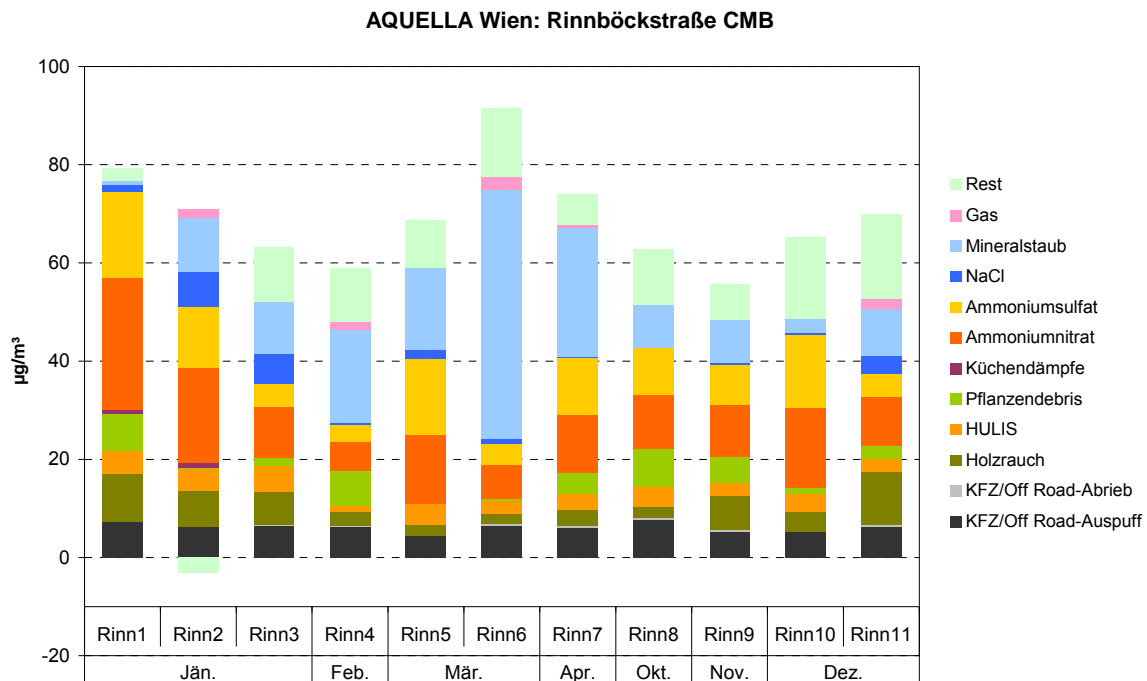


Abbildung 80: Quellenanteile an Überschreitungen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße CMB.

Tabelle 20: Übersicht über die Überschreitungspools - CMB

Bezeichnung	Datum	Anzahl der Tage
Rinn1, Kend1, Schaf1, Lob1	07.-10.01.2004	4
Rinn2, Kend2, Schaf2, Lob2	23.-28.01.2004	6
Rinn3, Kend3, Schaf3, Lob3	31.01.2004	1
Rinn4, Kend4, Schaf4, Lob4	06., 17., 20., 25.-27.02.2004	6
Rinn5, Kend5, Schaf5, Lob5	10.-13.03.2004	4
Rinn6, Kend6, Schaf6, Lob6	14.-19.03.2004	6
Rinn7, Kend7, Schaf7, Lob7	01., 04.2004	1
Rinn8, Kend8, Schaf8, Lob8	07., 08., 21.-22.10.2004	4
Rinn9, Kend9, Schaf9, Lob9	2.-3., 5., 11.-12., 26., 29.-30.11.2004	8
Rinn10, Kend10, Schaf10, Lob10	11.-13.12.2004	3
Rinn11, Kend11, Schaf11, Lob11	21.-22.12.2004	2

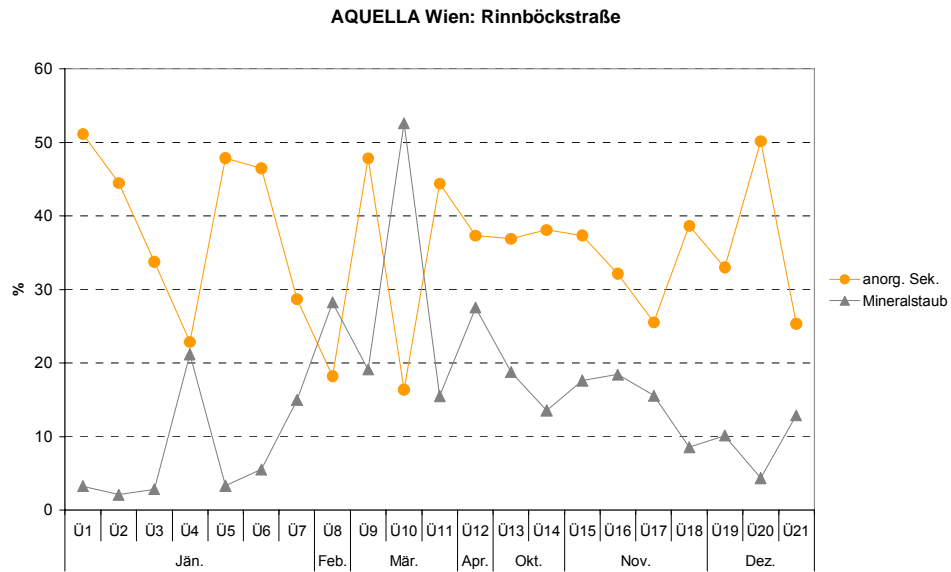


Abbildung 81: Relativanteile von Mineralstaub und Sekundäraerosol an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße

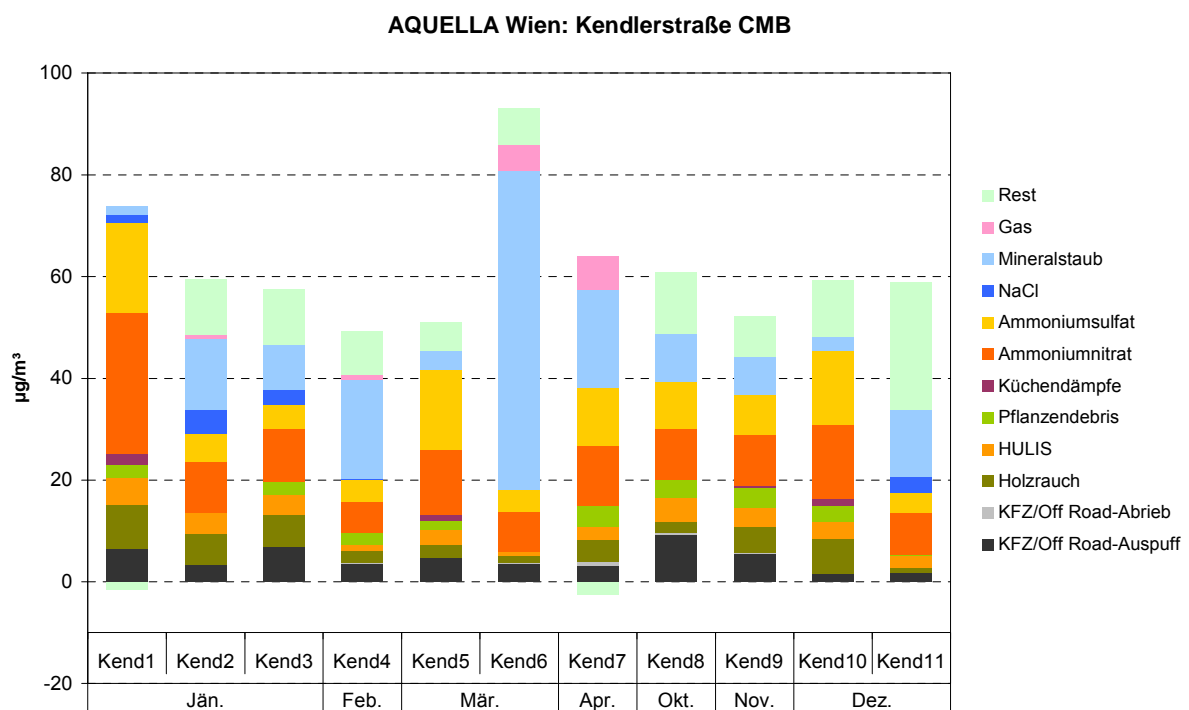


Abbildung 82: Quellenanteile an Überschreitungstagen (Überschreitungen an Messstelle Rinnböckstraße) im Jahr 2004 an der Messstelle Kendlerstraße CMB.

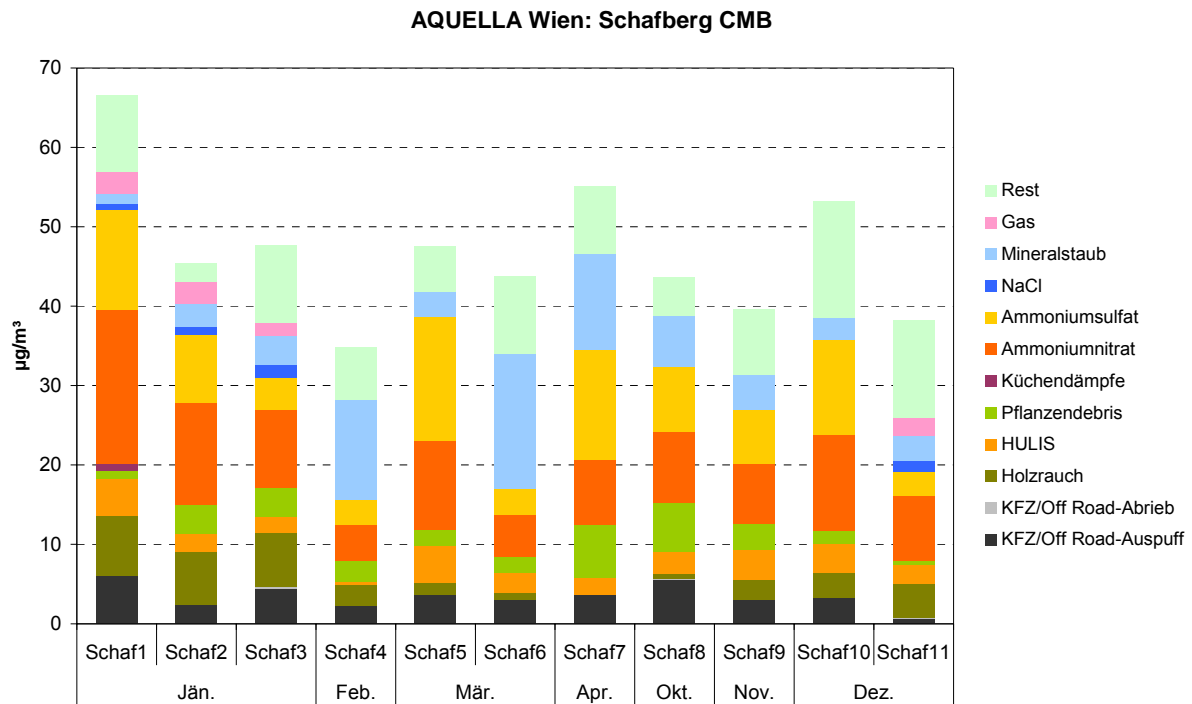


Abbildung 83: Quellenanteile an Überschreitungstagen (Überschreitungen an Messstelle Rinnböckstraße) im Jahr 2004 an der Messstelle Schafberg CMB.

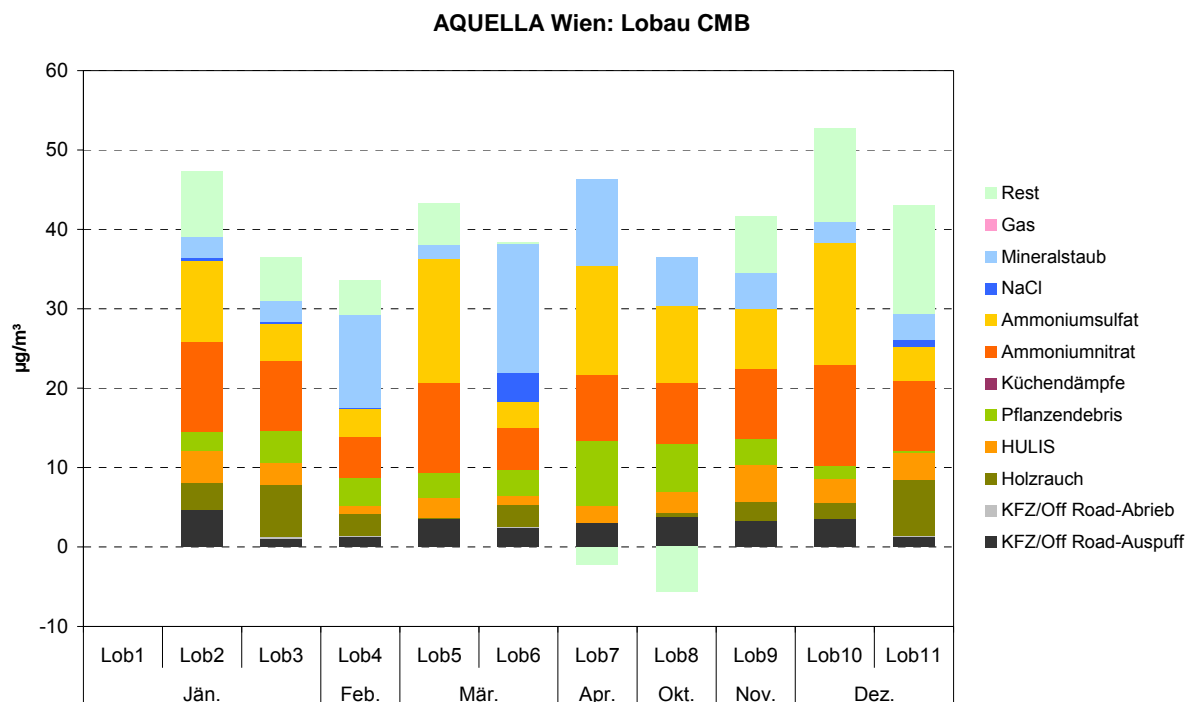


Abbildung 84: Quellenanteile an Überschreitungstagen (Überschreitungen an Messstelle Rinnböckstraße) im Jahr 2004 an der Messstelle Lobau CMB.

Der Einfluss von Sekundäraerosol und Mineralstaub ist in der Darstellung in Abbildung 81 ersichtlich: Die beiden Quellen verursachen 40-60% der PM₁₀-Belastung an der Messstelle Rinnböckstraße an Überschreitungstagen.

3.11.4 CMB – Massenbilanzen

Das CMB-Modell liefert Kontrollparameter für die Qualität der Modellergebnisse. Als Beispiele sind in den Abbildungen 85-88 für Rinnböckstraße Jänner und Juli Vergleiche von berechneten und gemessenen Tracerkomponenten sowie von Quellenzuordnungen der angewendeten Tracer angeführt.

Beim Vergleich gemessen-berechnet zeigen sich sehr gute Übereinstimmungen für Makro-Komponenten, zum Teil geringere für Mikro-Komponenten. Da für Emissionsprofile österreichischer Quellen ein noch relativ geringer Datenbestand vorliegt, könnten die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Daten auf die Datenlage zurückzuführen sein. Mit zunehmenden Quelldaten und Erfahrungen mit dem CMB Modell wird eine Verbesserung der Tracerbilanzen möglich sein.

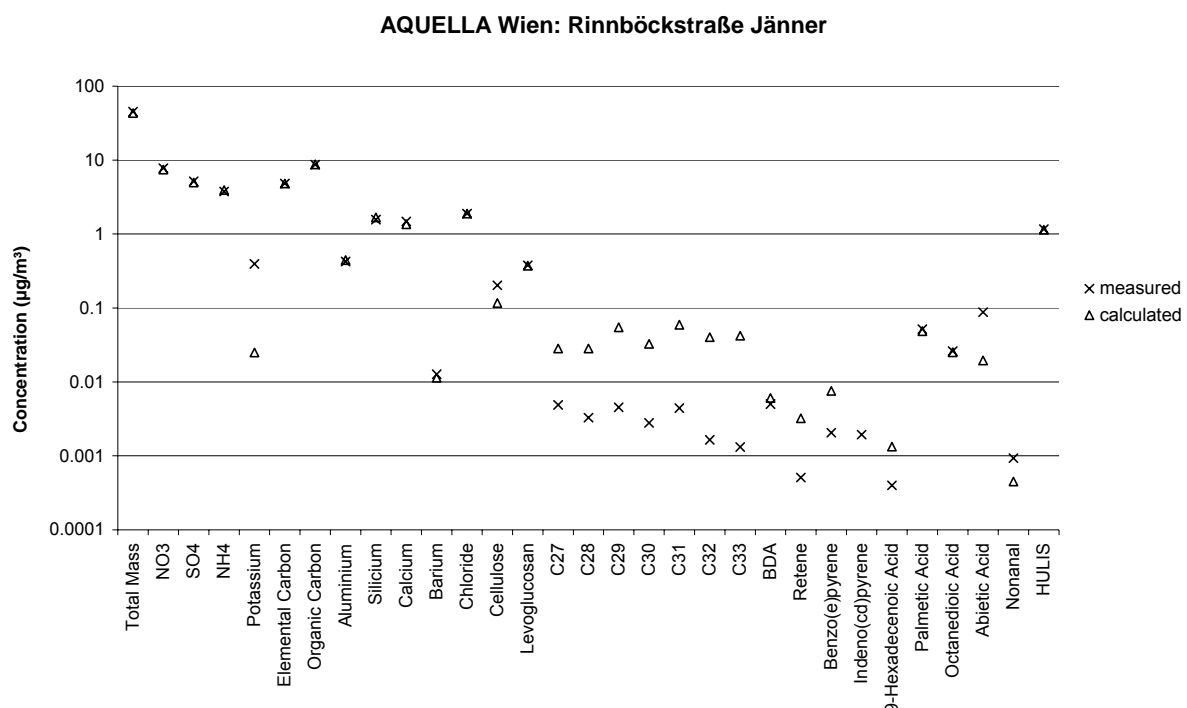


Abbildung 85: Vergleich gemessener und berechneter Traceranteile für Jänner 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.

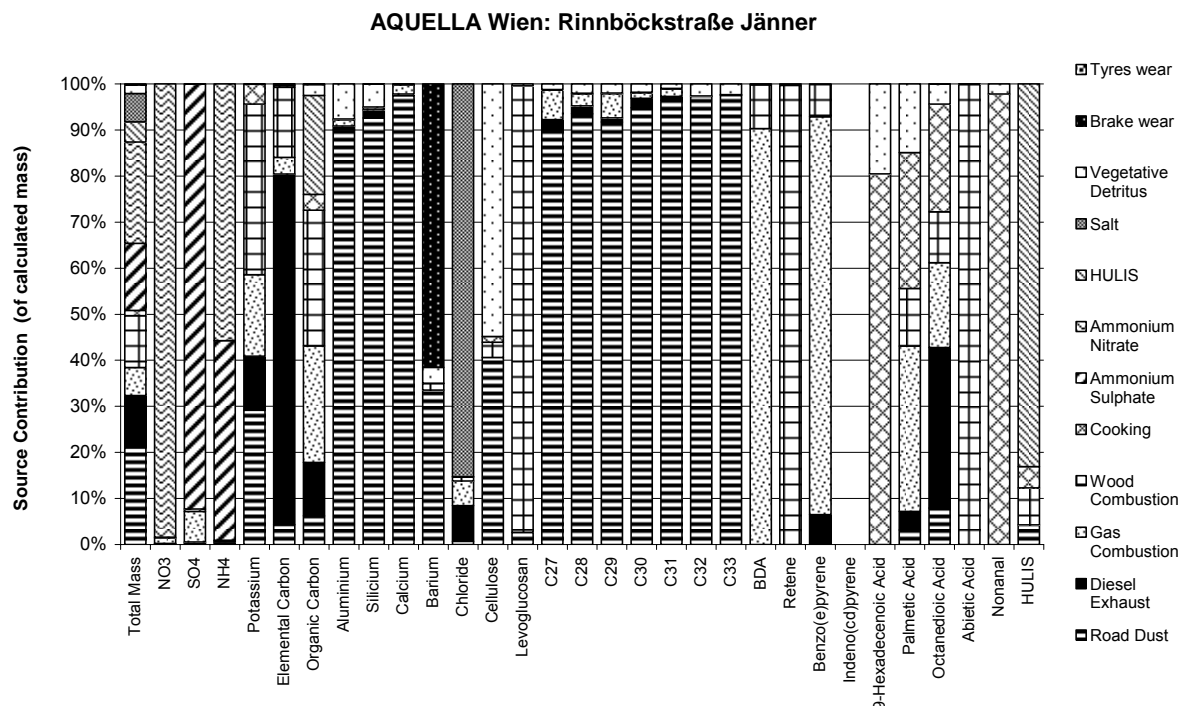


Abbildung 86: Vergleich gemessener und berechneter Traceranteile für Jänner 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.

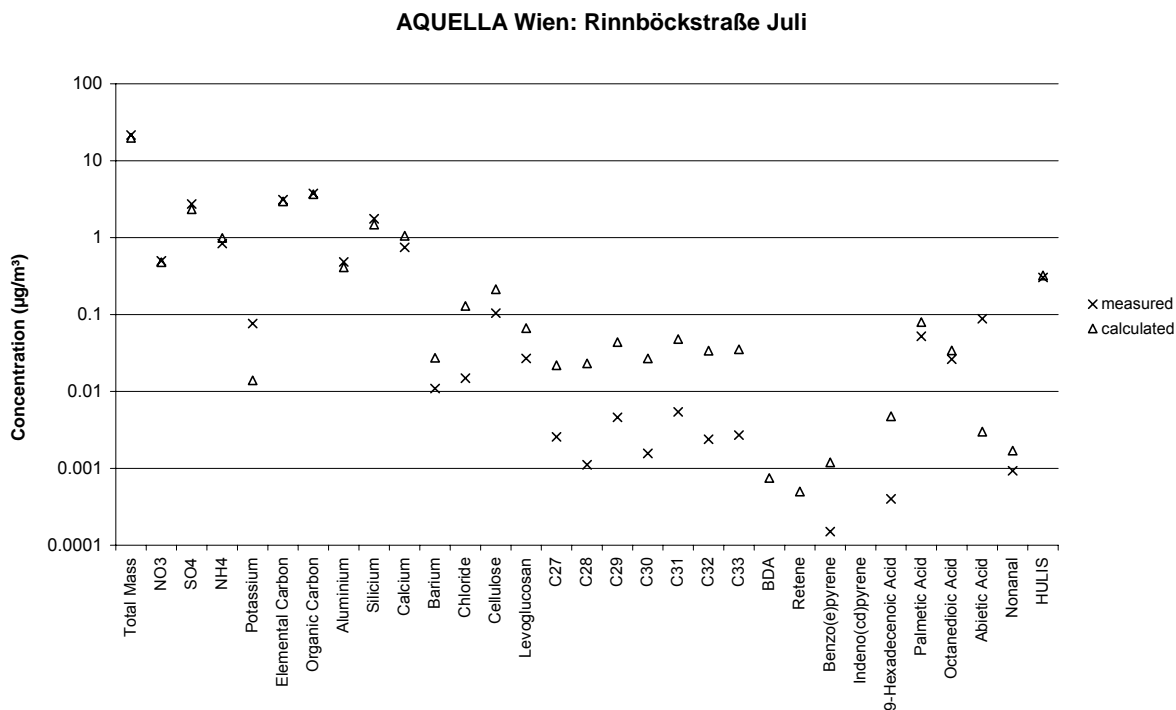


Abbildung 87: Vergleich gemessener und berechneter Traceranteile für Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell

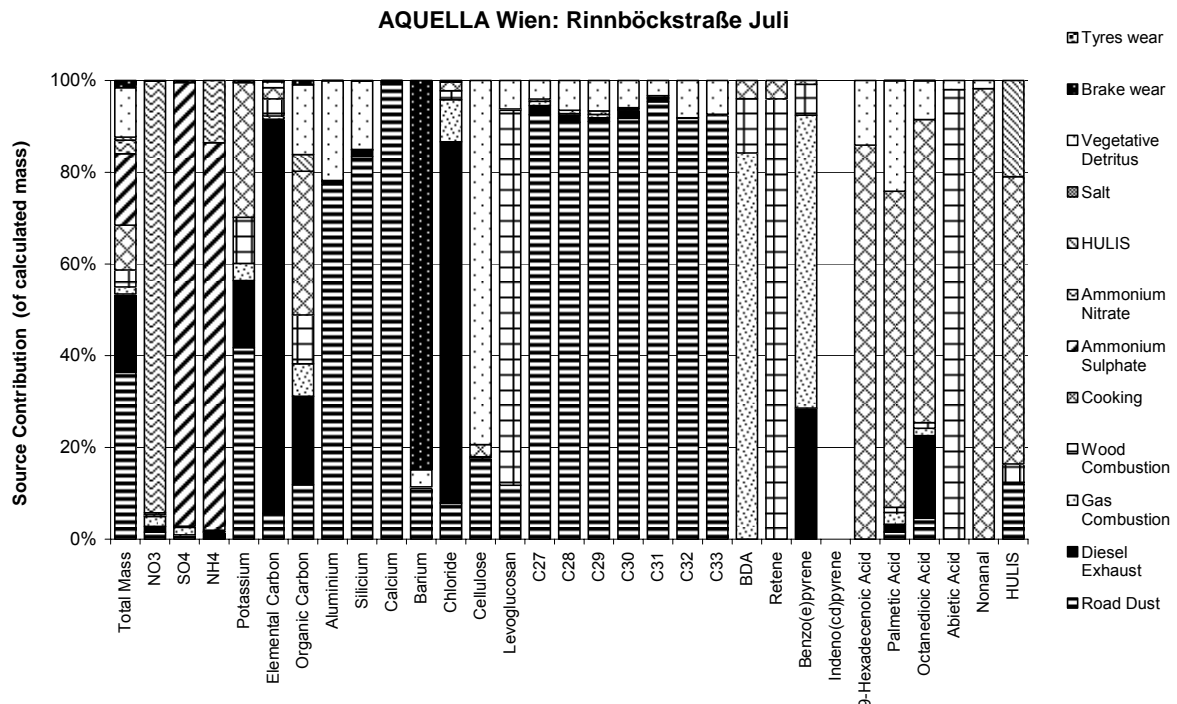


Abbildung 88: Ermittelte Quellenanteile an den Tracern für Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.

3.12 Datenvergleiche

3.12.1 Vergleich von CMB und Makrotracer-Ergebnissen

Mittelwerte der Saison – Monate

Der Vergleich der Modellergebnisse von Makrotracer und CMB ist numerisch in der Tabelle 21a-c angegeben. In den Saison-Monaten wurden in der Rinnböckstraße für CMB gegenüber Makrotracer bei Kfz und Off-Road Emissionen um im Mittel -4%, bei Sulfat und Nitrat im Mittel -2% erzielt. Dies bedeutet, dass die beiden Modelle zu ähnlichen Ergebnissen führen, bei den genannten Quellen bei CMB mit tendenziell niedrigeren Werten. Für Holzrauch wurden praktisch idente, für Mineralstaub mit +5% und Pflanzen-Debris mit +7% werden tendenziell deutlich höhere Werte mit CMB erhalten. Zusätzlich ergibt CMB Anteile für Kochdämpfe mit 3% und für Gasverbrennung mit 4% im Jahresmittel. Die Vergleiche der Ergebnisse für die Saison-Monate für Rinnböckstraße sind in den Abbildungen 89-92 dargestellt.

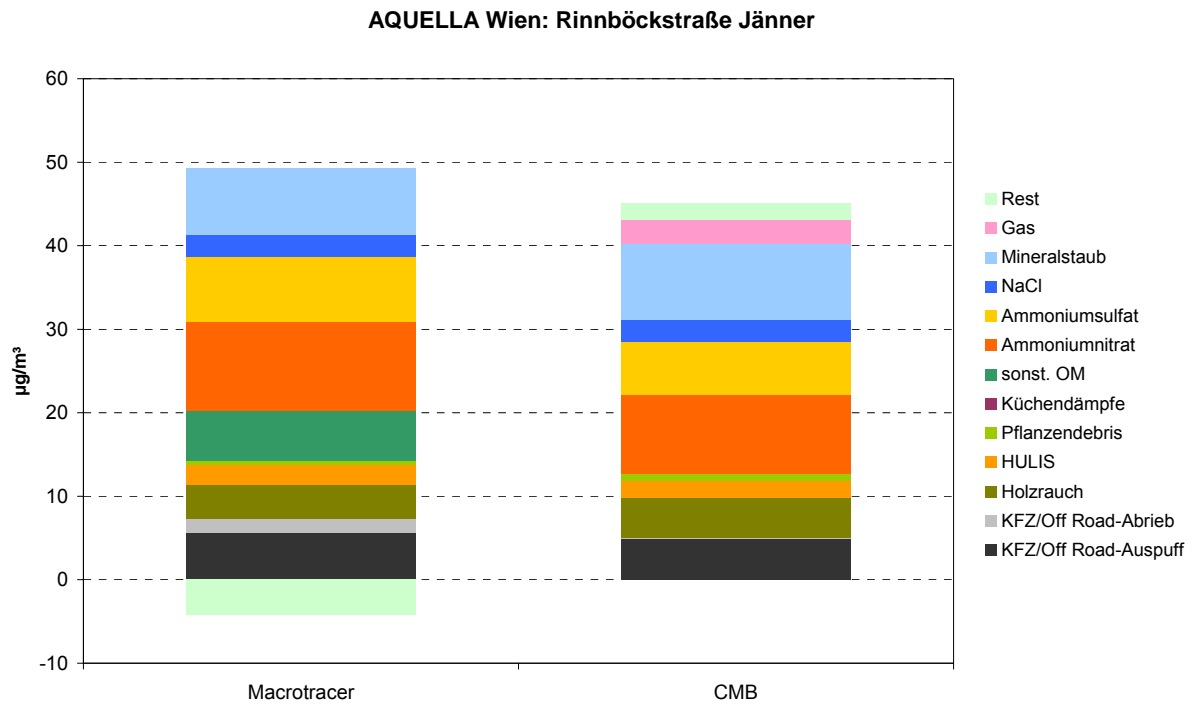


Abbildung 89: Mittelwerte für Jänner 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

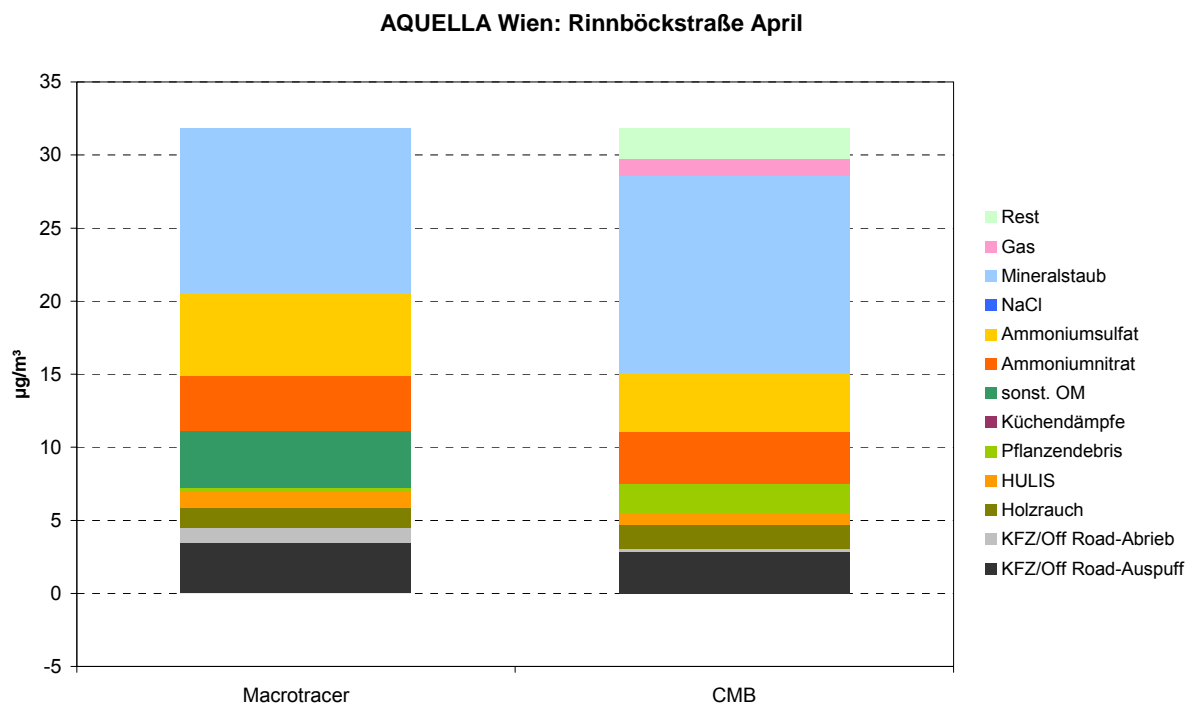


Abbildung 90: Mittelwerte für April 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

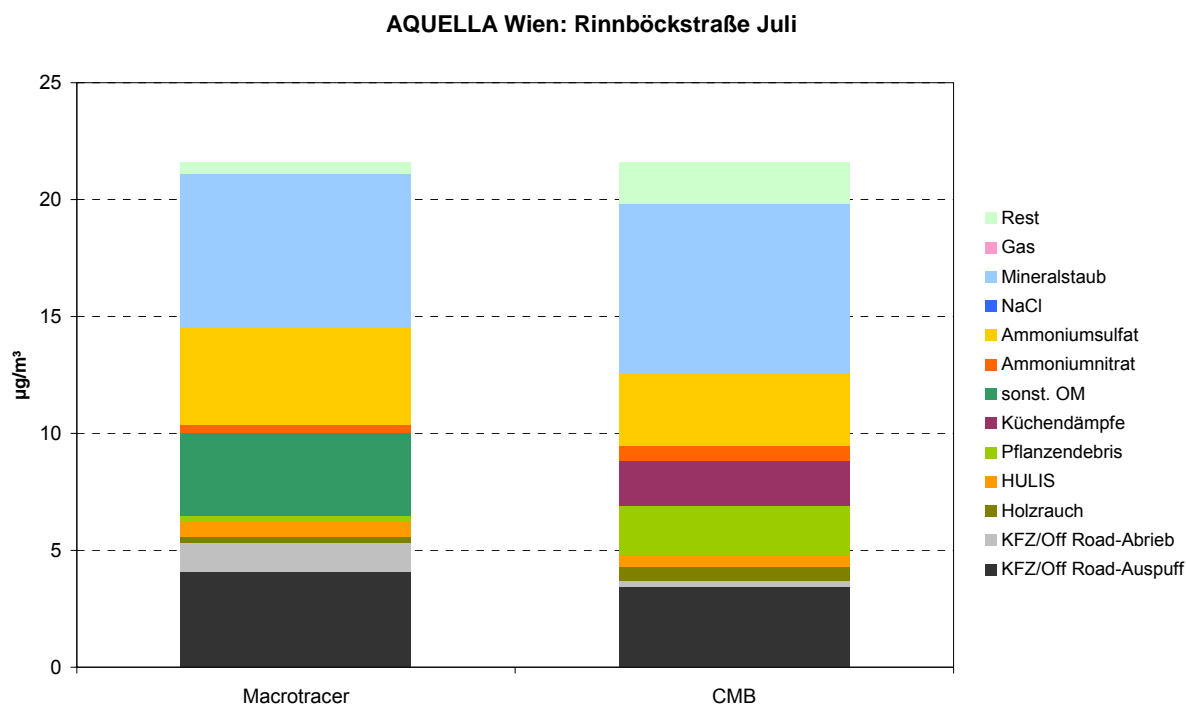


Abbildung 91: Mittelwerte für Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

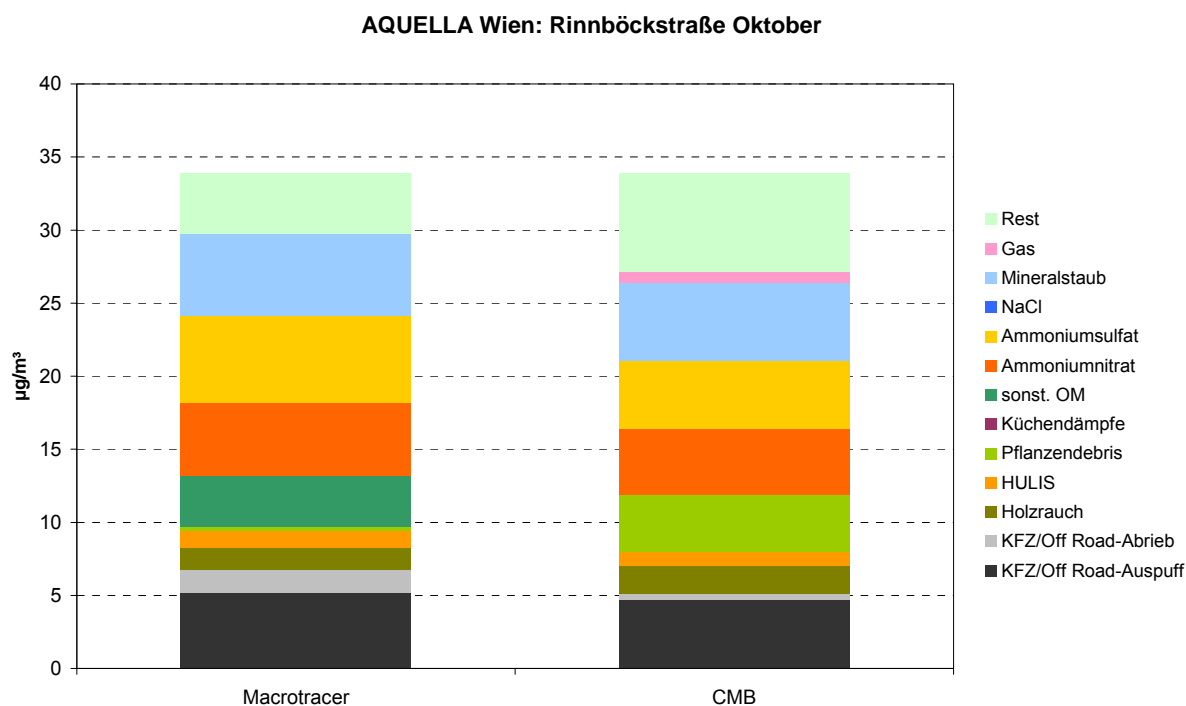


Abbildung 92: Mittelwerte für Oktober 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

Ergebnisse von Überschreitungsperioden

Auch an einzelnen Überschreitungstagen bzw. einzelnen Überschreitungsperioden werden weitgehend vergleichbare Ergebnisse erzielt. Beim Makrotracer-Modell bleibt meist ein Beitrag von organischem Material unerklärt. Dieser Anteil wird zu einem gewissen Teil mit dem CMB Modell als Pflanzen-Debris und als Küchendampf erklärt. Dies ist z.B. bei den Episoden in Abbildung 93 und 96 der Fall. Die zum Vergleich von Makrotracer und CMB Ergebnissen ausgewählten Episoden stellen Fälle unterschiedlicher Quellenanteile dar: Im Fall vom 7.-10.1.2004 dominieren die Sekundärkomponenten Nitrate und Sulfate. Im Fall vom 23.-28.1.04 tritt Streusalzaerosol mit etwa 10% Anteil auf. Vom 14.-19.3.2004 war Wien in eine Wolke aus Mineralstaub mit 53-66% Anteil eingenebelt. Am 1.4.2004 lag Mineralstaub und Sekundäraerosol zu etwa gleichen Teilen vor und bildete zusammen 65-74% des PM₁₀ an der Rinnböckstraße. Die Episode vom 11.-13.12.2004 war von Sekundäraerosol (50-64%) und Holzrauch (incl. sekundäre organische Stoffe) (16%) geprägt. Das CMB Modell weist die Eigenschaft auf, den Hauptanteil im PM₁₀ gegenüber den Makrotracer-Ergebnissen etwas zu verstärken.

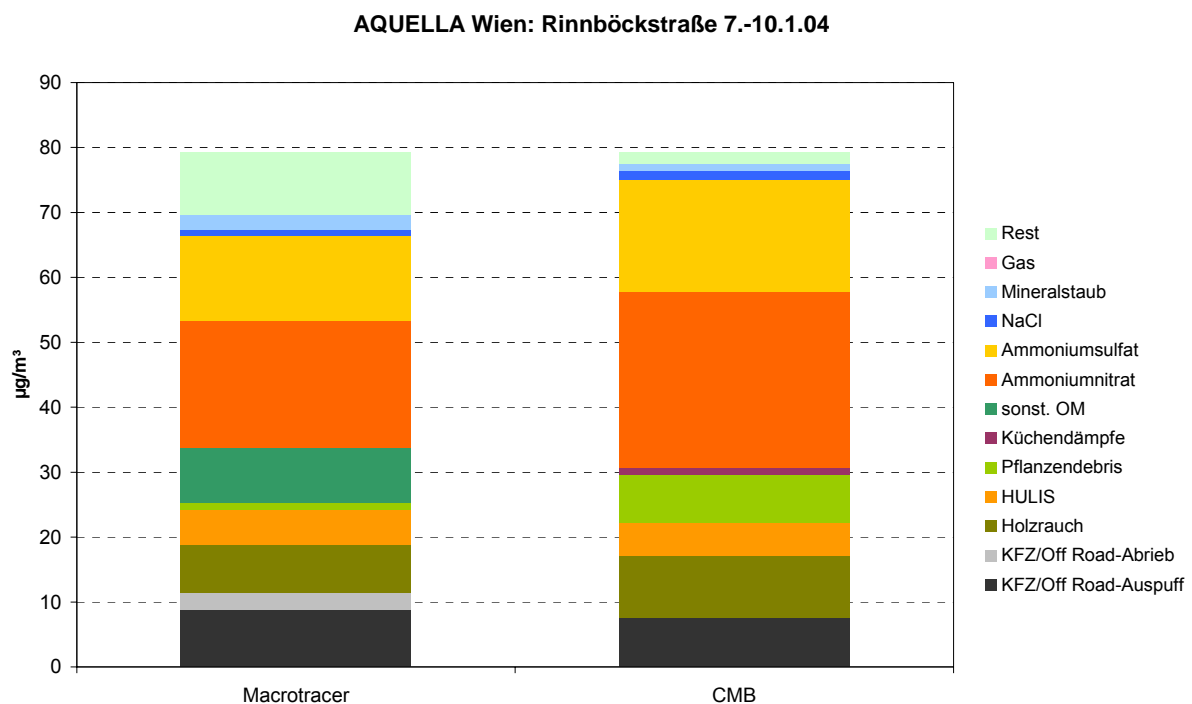


Abbildung 93: Überschreitungsperiode 7.-10.1.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

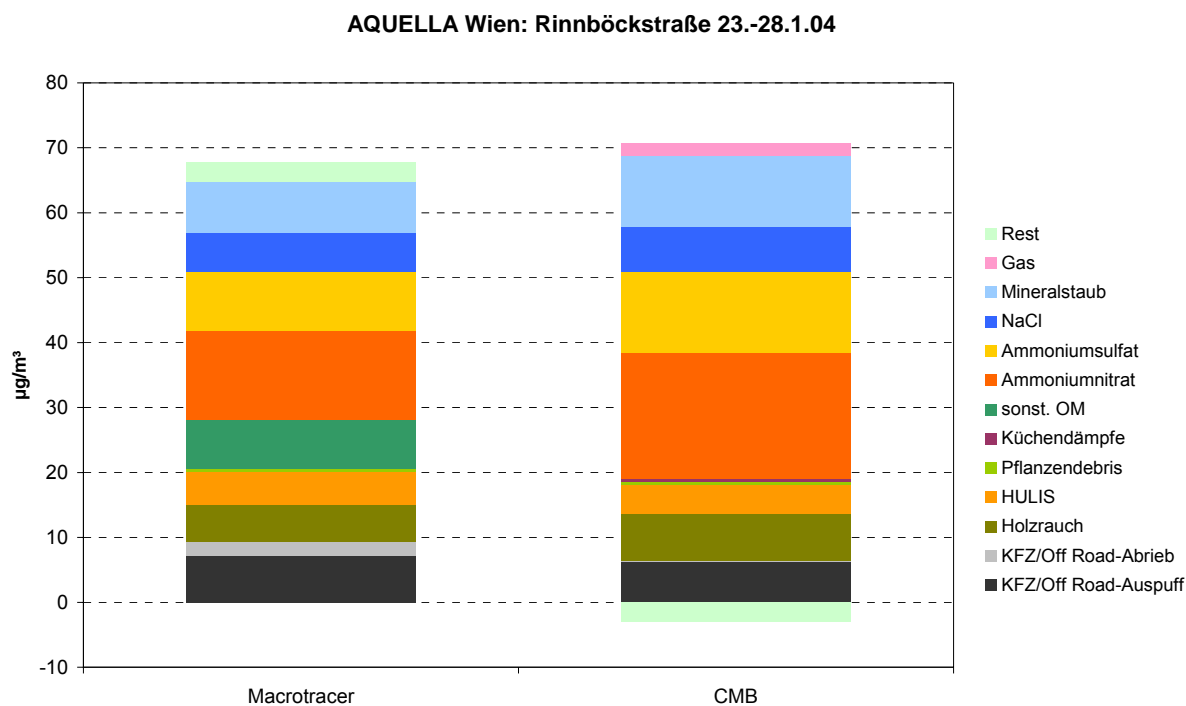


Abbildung 94: Überschreitungsperiode 23.-28.1.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

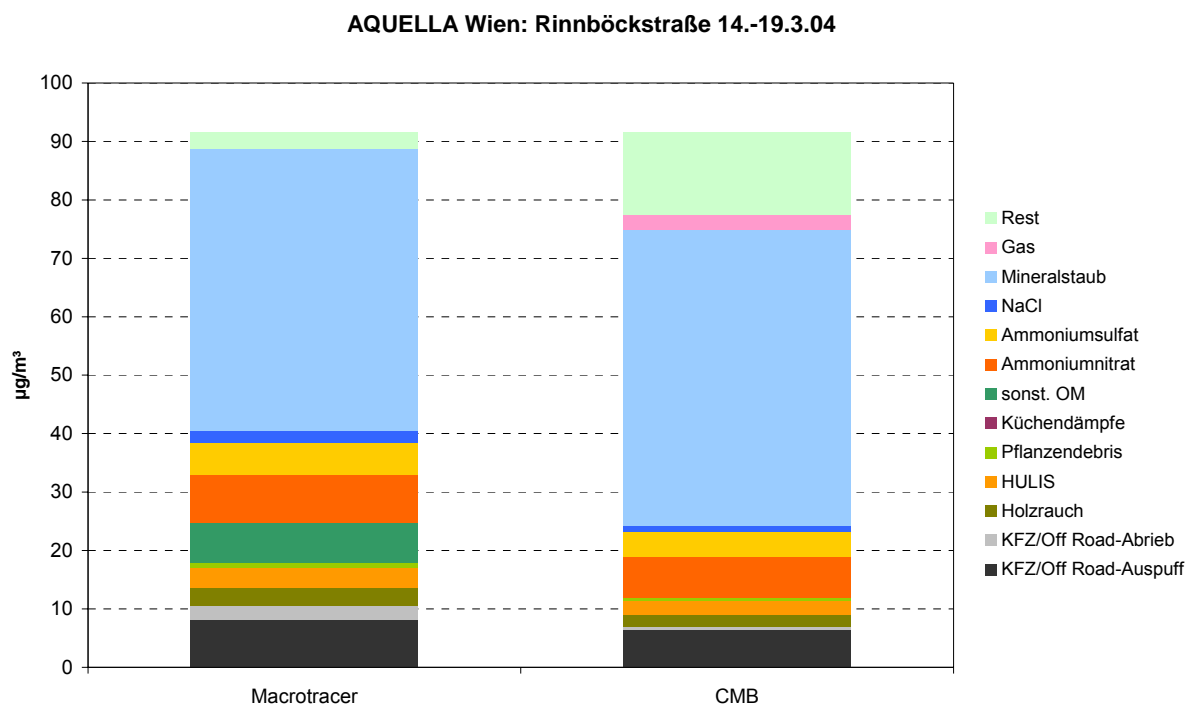


Abbildung 95: Überschreitungsperiode 14.-19.3.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

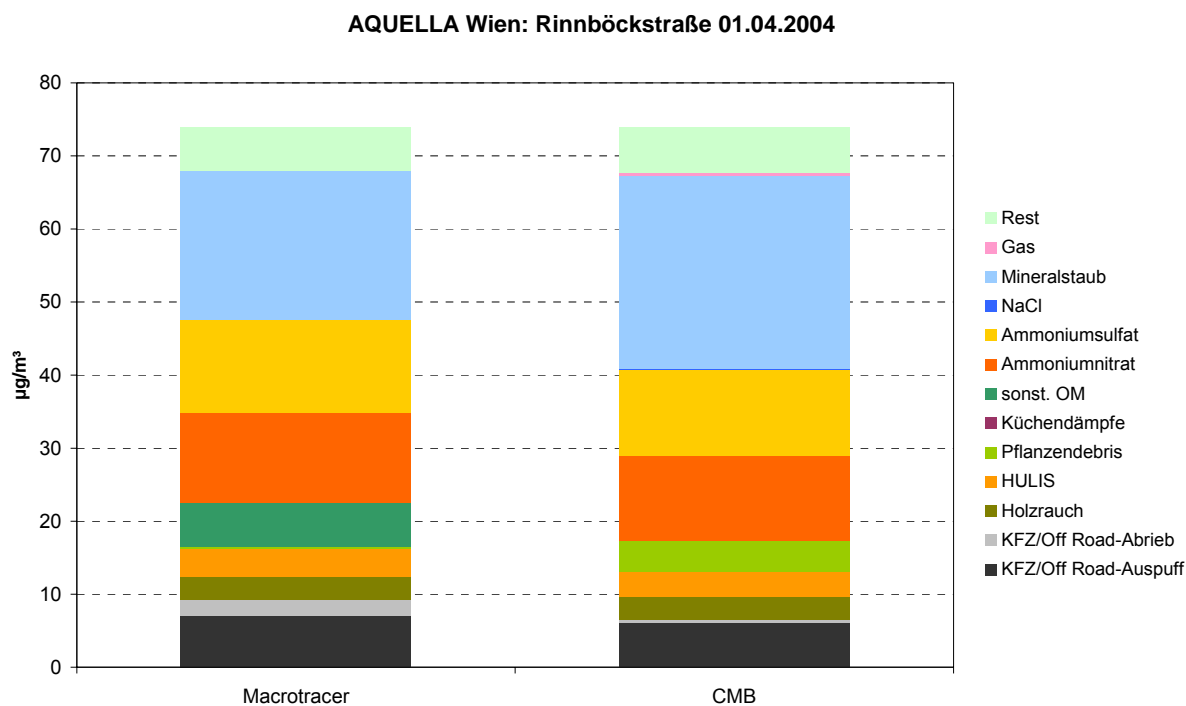


Abbildung 96: Überschreitungstag 1.4.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

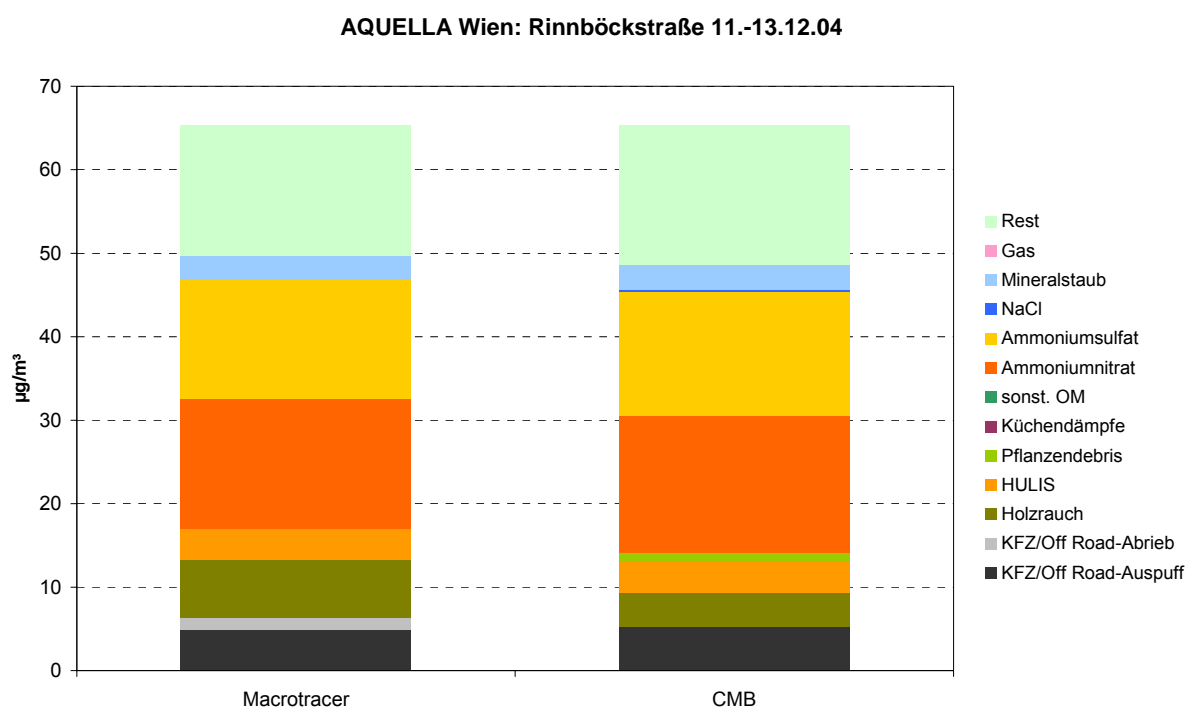


Abbildung 97: Überschreitungsperiode 11.-13.12.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.

Die Vergleichsdaten im Detail sind in den Tabellen 21a-c angeführt.

Tabelle 21a: Vergleichsdaten von Makrotracer und CMB Modellergebnissen für AQUELLA-Ereignisse in Wien; Angaben in % von PM10

Datum	Quelle	Rinnböckstraße		Kendlerstraße		Schaffberg		Lobau	
		MT	CMB	MT	CMB	MT	CMB	MT	CMB
07.- 10.01.04	Kfz/OffRoad	14	12	13	9	13	11		
	Holzrauch+HULIS	16	18	17	18	17	21		
	Sulfate+Nitrate	45	56	49	61	53	56		
	Mineralstaub	3	1	3	2	2	2		
	Streusalz	1	2	2	2	2	1		
	Pflanzendebris	1	9	1	4	0	2		
	Küchendämpfe	-	1	-	4	-	2		
	Gas	-	0	-	0	-	5		
23.- 28.01.04	Kfz/OffRoad	14	9	9	7	9	6	12	12
	Holzrauch+HULIS	16	16	17	21	17	21	21	19
	Sulfate+Nitrate	37	45	33	32	53	50	51	55
	Mineralstaub	12	15	20	29	8	7	1	7
	Streusalz	9	10	8	9	2	2	1	1
	Pflanzendebris	1	0	0	0	2	8	0	6
	Küchendämpfe	-	2	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	3	-	1	-	6	-	0
31.01.04	Kfz/OffRoad	14	13	17	15	14	12	6	15
	Holzrauch+HULIS	20	23	19	22	17	23	22	27
	Sulfate+Nitrate	29	29	32	32	34	37	40	39
	Mineralstaub	15	21	14	19	9	9	1	7
	Streusalz	10	11	6	6	4	4	1	1
	Pflanzendebris	1	3	2	6	1	10	0	12
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	0	-	0	-	5	-	0
6., 17., 20., 25.-27.2.04	Kfz/OffRoad	16	14	11	9	11	9	9	10
	Holzrauch+HULIS	7	8	8	9	8	11	11	12
	Sulfate+Nitrate	18	19	26	26	23	27	29	28
	Mineralstaub	28	39	32	48	29	44	5	38
	Streusalz	2	1	1	1	0	0	0	0
	Pflanzendebris	1	15	1	6	1	9	1	11
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	3	-	2	-	0	-	0
10.- 13.03.04	Kfz/OffRoad	9	8	13	10	10	9	9	9
	Holzrauch+HULIS	11	11	10	11	18	15	13	7
	Sulfate+Nitrate	48	50	62	62	62	65	68	71
	Mineralstaub	19	28	8	9	6	7	0	5
	Streusalz	4	3	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	0	0	1	4	1	5	1	8
	Küchendämpfe	-	0	-	3	-	0	-	0
	Gas	-	0	-	0	-	0	-	0

Tabelle 21b: Vergleichsdaten von Makrotracer und CMB Modellergebnissen in % von PM10

Datum	Quelle	Rinnböckstraße		Kendlerstraße		Schafberg		Lobau	
		MT	CMB	MT	CMB	MT	CMB	MT	CMB
14.- 19.03.04	Kfz/OffRoad	12	9	8	4	10	9	10	7
	Holzrauch+HULIS	7	6	4	3	13	10	11	10
	Sulfate+Nitrate	16	15	17	14	22	25	25	22
	Mineralstaub	53	66	68	73	32	50	7	43
	Streusalz	2	1	0	0	0	0	10	10
	Pflanzendebris	1	1	1	0	1	6	1	8
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	3	-	6	-	0	-	0
01.04.04	Kfz/OffRoad	12	10	19	6	9	8	10	7
	Holzrauch+HULIS	10	10	9	11	10	5	11	4
	Sulfate+Nitrate	37	35	45	36	46	47	57	48
	Mineralstaub	28	39	28	30	21	26	2	23
	Streusalz	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	0	6	0	7	0	14	0	18
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	1	-	10	-	0	-	0
7., 8., 21.- 22.10.04	Kfz/OffRoad	17	16	21	20	17	15	12	10
	Holzrauch+HULIS	11	12	8	14	12	9	14	9
	Sulfate+Nitrate	38	40	37	40	45	44	48	47
	Mineralstaub	15	17	15	19	16	16	2	17
	Streusalz	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	1	15	1	7	1	16	1	17
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	0	-	0	-	0	-	0
2.-3.,5., 11.-12.,26., 29.- 30.11.04	Kfz/OffRoad	13	11	15	13	10	10	10	10
	Holzrauch+HULIS	16	20	16	19	21	20	26	21
	Sulfate+Nitrate	35	39	39	41	40	46	44	47
	Mineralstaub	15	18	14	17	12	14	2	13
	Streusalz	0	1	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	0	11	1	9	1	11	1	10
	Küchendämpfe	-	0	-	1	-	0	-	0
	Gas	-	0	-	0	-	0	-	0
11.- 13.12.04	Kfz/OffRoad	10	11	9	29	7	9	7	8
	Holzrauch+HULIS	16	16	16	16	18	17	20	13
	Sulfate+Nitrate	50	64	52	45	53	62	55	69
	Mineralstaub	4	6	5	4	5	7	1	6
	Streusalz	0	1	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	0	2	0	5	0	5	0	4
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	0	-	0	-	0	-	0
21.- 22.12.04	Kfz/OffRoad	13	13	11	5	4	3	5	5
	Holzrauch+HULIS	17	26	15	10	16	26	27	36
	Sulfate+Nitrate	25	28	19	37	35	43	35	45
	Mineralstaub	13	18	25	39	7	12	3	11
	Streusalz	5	7	6	9	4	5	2	3
	Pflanzendebris	0	5	1	0	1	2	0	1
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	4	-	0	-	9	-	0

Tabelle 21c: Vergleichsdaten von Makrotracer und CMB Modell in % von PM10 für Monatsmittelwerte

Datum	Quelle	Rinnböckstraße		Kendlerstraße		Schafberg		Lobau	
		MT	CMB	MT	CMB	MT	CMB	MT	CMB
Jänner	Kfz/OffRoad	16	12	12	8	12	9	12	11
	Holzrauch+HULIS	14	16	17	18	22	25	21	24
	Sulfate+Nitrate	41	37	41	38	52	50	50	54
	Mineralstaub	18	21	21	26	7	7	1	6
	Streusalz	4	6	4	4	3	2	1	1
	Pflanzendebris	1	2	1	0	3	7	0	5
	Küchendämpfe	-	1	-	4	-	0	-	0
	Gas	-	6	-	2	-	0	-	0
April	Kfz/OffRoad	14	10	16	12	10	10	10	9
	Holzrauch+HULIS	8	8	10	10	12	11	16	14
	Sulfate+Nitrate	29	26	23	24	21	27	35	33
	Mineralstaub	36	45	32	46	23	35	4	30
	Streusalz	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	1	7	1	6	1	17	1	14
	Küchendämpfe	-	0	-	1	-	0	-	0
	Gas	-	4	-	0	-	0	-	0
Juli	Kfz/OffRoad	25	19	18	14	12	10	13	10
	Holzrauch+HULIS	4	4	7	9	7	10	6	9
	Sulfate+Nitrate	21	19	25	22	30	31	28	28
	Mineralstaub	31	36	29	32	19	20	4	22
	Streusalz	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	2	11	2	15	1	24	1,4	19
	Küchendämpfe	-	10	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	2	-	8	-	5	-	12
Oktober	Kfz/OffRoad	20	19	21	18	15	13	13	11
	Holzrauch+HULIS	8	11	11	13	8	11	15	13
	Sulfate+Nitrate	32	34	35	33	41	39	39	41
	Mineralstaub	17	20	23	28	17	17	2	18
	Streusalz	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pflanzendebris	1	14	1	9	2	18	1	17
	Küchendämpfe	-	0	-	0	-	0	-	0
	Gas	-	3	-	0	-	2	-	0

Nach Auswertung der Ergebnisse scheint der Makrotracer-Ansatz für die Ableitung von Aerosolquellen in Mitteleuropa besser geeignet zu sein als das CMB Modell, das für US-amerikanische Quellen erstellt wurde. Das CMB-Modell weist bei den Quellengruppen „Pflanzen-Debris“, „Küchendämpfe“ und „Gas“ fallweise unerwartet hohe Werte auf. So werden bei „Pflanzen-Debris“ im Juli für die Lobau 19%, für den Schafberg 24% Anteil ausgewiesen. Das Makrotracermodell weist vergleichsweise 1% aus. Das Makrotracermodell beruht auf dem Cellulose-Wert, der als Tracer für Pflanzen-Debris herangezogen wird. Im US-Profil „Plant Debris“ kommt ein sehr hoher Anteil (>30%) von Mineralstaub vor, der bei den „Schüttelversuchen“ zur Plant-Debris – Generierung auf den Blättern vorhanden war. Bei absolut geringen Mineralstaubanteilen im Sommer wird dann offensichtlich ein bedeutender Anteil davon als „Plant Debris“ zugeordnet. Für „Küchendämpfe“ und „Gas“ gibt es im

Makrotracermmodell keine Vergleichswerte. Nach allen Überlegungen sind jedoch Werte wie 12% Anteil von Gas im Juli in der Lobau als nicht realistisch anzusehen, ebenso nicht ein Wert von 10% für Küchendämpfe. Der Grund hiezu liegt beim Erdgas und bei den Küchendämpfen in dem Emissionsmuster der organischen Spurenstoffe, die zum Teil aus US-Studien entnommen werden musste, da umfangreiche Vollanalysen von Emissionsproben von Ergasfeuerungen in AQUELLA nicht vorgesehen waren. Für Küchendämpfe wurden Emissionsdaten ermittelt, und überwiegend wurde ein Anteil unter 1% ausgewiesen. Der Wert von 10% in der Rinnböckstraße im Juli kann daher als Ausreißer angesehen werden. Da die insbesondere die organischen Spurenstoffe sehr kritisch für die Ermittlung der Quellenanteile sind, wäre für eine weitergehende Anwendung der CMB Methode in Österreich eine umfangreiche Ermittlung der entsprechenden Quellenprofile der wichtigsten heimischen Quellengruppen sowie die Identifizierung weiterer oder anderer Tracer erforderlich.

Für die Schlussfolgerungen der gegenständlichen Arbeit wurden die als „stabiler“ angesehenen Ergebnisse des Makrotracer-Ansatzes herangezogen, wobei die Ergebnisse des CMB-Modells (unter Ausschluss der „Ausreißer“) für die im Makrotracer-Ansatz nicht erfassten Quellengruppen als Richtwerte herangezogen werden. Für die Hauptquellen ist die Übereinstimmung der beiden Modelle als sehr gut zu bewerten und es können die Ergebnisse beider Modelle als Bereiche für die Ergebnisse der Quellenanteile angesehen werden. Dies kann auch als „Qualitätskontrolle“ der Ergebnisse angesehen werden, da hier Ergebnisse von zwei verschiedenen Methoden verglichen werden können.

Für die Erdgasanwendung in Wien wären einige Prozent Anteile an PM10 denkbar, dies müsste jedoch mittels Emissionsuntersuchungen mit Traceruntersuchungen noch abgesichert werden. Der Anteil von Kochdämpfen von einigen Prozent an PM10 ist ebenso sehr wahrscheinlich. Allerdings sind die Haupttracer „partikuläres Nonanal“ und „Hexadecensäure“ nicht sehr stabil und nur in sehr geringen Mengen vorhanden, sodass auch für eine genauere Bestimmung des Anteils von Kochdämpfen weitere Untersuchungen erforderlich wären.

3.12.2 Der spezielle Fall des Holzrauchs

Rauch bei der Verbrennung von Biomasse (Holz, Rinde, Zweige, Blätter, Stroh, sonstiges Biomaterial) enthält so genannte Anhydrozucker (Levoglucoan, Mannosan, Galactosan), die bei der Verbrennung von Cellulose und Hemicellulosen gebildet werden. Diese Komponenten werden mit weiteren Holzrauch-Verbindungen (Reten, Harzsäuren, Syringole) als Tracer für Holzrauch, bzw. allgemein Biomasse – Rauch herangezogen.

In den USA und Kanada wurde Holzrauch als bedeutende Quelle von PM10 oder PM2.5 erkannt ^[viii, xxxv]. Andere bedeutende Quellen für Biomasse-Rauch sind Waldbrände ^[xxxvi, xxxvii] und landwirtschaftliche Feuer einschließlich der Verbrennung von Gartenabfällen ^[xxxviii]. In Europa sind Arbeiten über erhöhte Partikel in Gemeinden mit hohem Anteil an Holzfeuerungen v.a. in Skandinavien erschienen ^[xxxix, xl]. Für einen möglichen großräumigen

Einfluss von Biomasse-Rauch auf PM10 in Europa gab es aber bis dato keine Daten, obwohl Emissionsinventuren auf derartiges hindeuten: Entsprechend einer globalen Emissionsinventur ^[xlii] stammen 60% der primären pyrogenen Emissionen von OC in Europa aus Biomasseverbrennung.

In Europa wurde das Projekt „CARBOSOL“ durchgeführt, wofür unser Institut Cellulose- und Levoglucosan-Daten lieferte. Eine Aufstellung der Ergebnisse enthält Tabelle 22.

Tabelle 22: Relativer Beitrag (%) von „Biomasse Rauch“ und „Plant Debris“ zu Organischem Material (OM) in PM2.5 Proben. 2-Jahres Durchschnitt für Sommer und Winter Quartale. Daten von Puxbaum et al. ^[xliii]

Beitrag zu OM [%]		Azoren (50m, PT)	Aveiro (40m, PT)	Puy de Dome (1405m, FR)	Schauins- land (1205m, DE)	Sonnblick (3106m, AT)	K-Puszt (136m, HU)
Sommer	Biomasse Rauch	2	4*	1	2	4	3
	Pflanzen Debris	5	2	5	5	5	6
	Summe	7	6	6	7	9	9
Winter	Biomasse Rauch	18	44*	21	21	23	47
	Pflanzen Debris	6	1	10	6	22	2
	Summe	24	45	31	27	45	49

* Emissionsfaktor für Portugal: 4, für andere Orte 7,35 [OC/Levoglucosan],

Aus den CARBOSOL – Daten kann abgeleitet werden, dass in Europa im Winter 20 – 50% des feinteiligen organischen Aerosols (OM in PM2.5) aus Biomasse-Verbrennung stammen. In Emissionsgebieten (Alpine Täler, Kleingemeinden mit hohem Scheit-Holzanteil bei der Raumwärme) kann der Anteil noch deutlich höher sein.

Die meisten publizierten Daten über Biomasse-Rauch zu organischem oder PM2.5 Aerosol in ländlichen oder städtischen Regionen, die mit Europa vergleichbar sind, stammen aus Rezeptor-Modell-Studien aus den USA und Kanada. An vier Orten im Raum von Los Angeles ergab das CMB Modell einen Anteil von 5-22% am organischen Material (OM) im Jahresmittel ^[vii]. An acht ländlichen und urbanen Orten im Südosten der USA trug die Biomasseverbrennung 25-66 % zu organischen Material (OM) im Jahresmittel bei, mit Winterwerten durchwegs > 50% ^[viii]. Aus diesen Arbeiten ist ableitbar, dass Biomasse Rauch im Winter in den Südost-USA die dominante Quelle des organischen Aerosols darstellt. Im Vergleich mit den Werten von AQUELLA liegen die Werte für Europa in einem ähnlichen Bereich (Tabelle 23).

Am Schafberg lag der Anteil von Holzrauch an Überschreitungstagen bei Einbeziehung des organischen sekundären Materials, das auf Holzrauch zurückzuführen ist, bei 16%, im Urban Impact lag Holzrauch lediglich bei 7%.

Es ist überraschend, dass die Identifizierung von Biomasse - Rauch als bedeutende Quelle und bedeutendster Beitrag zu organischen feinen Teilchen in Europa nicht früher nachgewiesen wurde.

Tabelle 23: Relative Anteile von Quellen an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße, und Vergleich mit Daten von anderen Orten – Jahresmittel.

Quellengruppe	Rinnböckstraße PM10 Makrotracer Ü-Tage/JMW	4 Orte Raum LA PM2.5 CMB	8 Orte SE-US PM2.5 CMB	4 Orte Georgia/Alabama PMF
Sekundär anorganisch	34 / 33	38-51	42	39-52
Mineralstaub	20 / 24	11-13	2	2-3
Streusalz	2 / 2	-	-	-
Holzrauch u. org. sekundär	13 / 9	1-11	15	9-29
Andere organische Anteile	8 / 13	4-5	-	-
Verkehr und andere fossile Quellen	13 / 18	14-42	18	x-17
Kochen	/ 3*	5-9	3	-
Sonstige Quellen	-	Reifen: 0,7-1	k.A.	Ind.Qu.:12-18
Nicht erklärt	9 / 0		k.A.	11-14

* aus CMB

3.12.3 Die Aufteilung des Verkehrs-Beitrags

Die Aufteilung der Quellengruppe Verkehr und andere fossile Quellen erfolgt nach der Aufteilung der Ruß-Emissionen nach Abzug des Holzrauchanteils in Verkehr- und Off-Road Anteile nach dem Schlüssel 3:1 ^[xxii]. Der organische Anteil entspricht dem Verhältnis zum Verkehr-Ruß entsprechend den Ergebnissen der Tunnelmessung (Kaisermühlentunnel 2005). Nicht berücksichtigt derzeit sind die allfälligen Anteile von Kohlefeuerung-Emissionen, die aber für den Wiener Raum als eher gering eingestuft werden; möglicher Weise jedoch im Ferntransport nicht vernachlässigbar sind.

Im Fall des Urban Impacts für die Rinnböckstraße, die als spezielle Messstelle nahe der A23 besonders verkehrsbetont ist, liegt der Beitrag von Kfz-Abgas, Brems- und Reifenabrieb, sowie Anteilen der Off-Road Emissionen bei etwa 18%. Diese können nach den Emissionsdaten und Emissionsinventuren auf folgende Anteile gesplittet werden (Tabelle 17):

Bei Vernachlässigung eines Einflusses von Kohlefeuerungen ergeben sich 3% für Off-Road Emissionen, 4% für Kfz-Abrieb (Reifen- und Bremsabrieb) und 11% für Kfz-Emissionen, davon je etwa die Hälfte (je 5,5%) für PKW und für Liefer- und Lastfahrzeuge.

Für die Überschreitungstage wurden an der Messstelle Rinnböckstraße 10% des PM10 den Exhaust-Emissionen von Off-Road und Kfz-Verkehr zugeordnet. Weitere 3% entfallen auf Brems- und Reifenabrieb. Der Anteil des Straßenabriebs und der Wiederaufwirbelung kann aus Monaten geringerer Mineralstaubbelaugung abgeschätzt werden, bzw. aus dem „Urban Impact“. Im Oktober 2004 lag der aus dem Urban Impact abgeleitete Anteil von Straßenabrieb und der Wiederaufwirbelung bei 70% der Exhaust-Emissionen. Im Oktober-

Mittel lagen die Non-Exhaust Emissionen (Brems- und Reifenabrieb, Straßenabrieb und Wiederaufwirbelung) insgesamt bei 100% der Exhaust-Emissionen, wobei nicht zwischen Off-Road und Kfz-Emissionen unterschieden wurde. In den anderen Monaten lagen die Mineralstaub-Werte deutlich höher, als im Oktober. Es ist anzunehmen, dass die 1:1 Relation Non-Exhaust-Exhaust für Kfz-Emissionen eher eine Obergrenze darstellt, da Off-Road Quellen im Bausektor deutlich höhere Anteile bewirken dürften. Weitere Quellen wie Landwirtschaft und Winterdienst bewirken eine Erhöhung des scheinbaren „Non-Exhaust“-Anteils auf 170-380% in den anderen Monaten.

3.12.4 Die Mineralstaubanteile

Der größte Anteil mit 34% im Urban Impact an der Messstelle Rinnböckstraße wird durch Mineralstaub silikatischen und karbonatischen Typs gebildet. Ein Vergleich mit Daten der warmen Jahreszeit zeigt, dass die hohen absoluten Konzentrationswerte nicht durch normalen Straßenabrieb gebildet werden. Die möglichen Ursachen sind Streusplitt, oder anderes Straßen verschmutzendes Material von Reifen oder Ladegut.

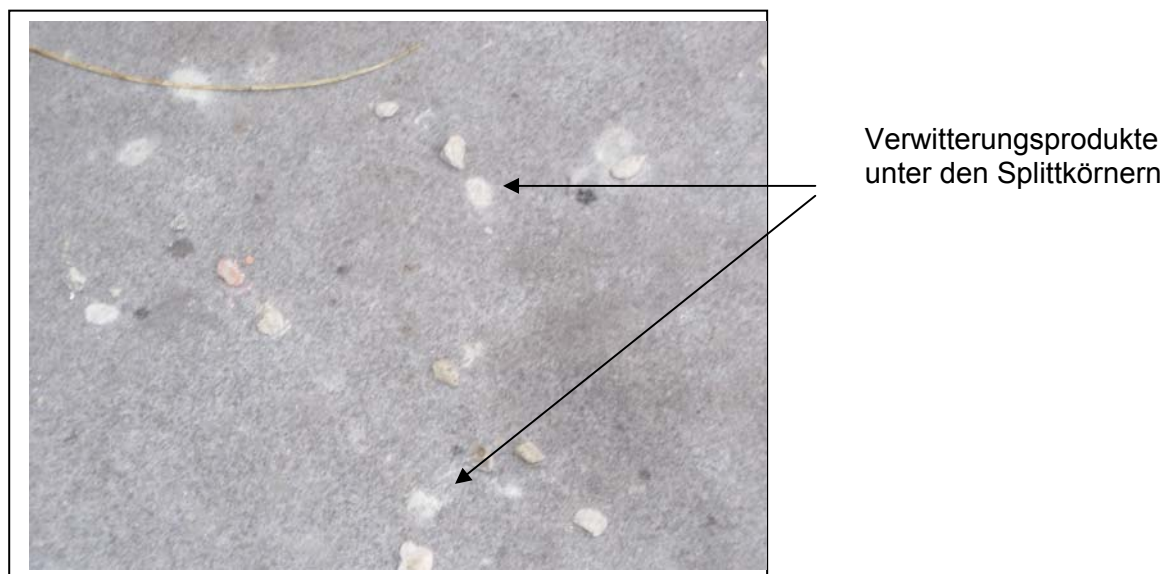


Abbildung 98: Verwitterungsprodukte unter Dolomit Splittkörnern – Im Hof der TU Wien, Dezember 2004

Auftausalz NaCl liegt bei beachtlichen 6% des PM₁₀ an Überschreitungstagen. Ein erheblicher Anteil des winterlichen Mineralstaubs dürfte durch Streusplitteneinwirkung zustande kommen. Jedoch sind auch weitere, komplexe Bildungsmechanismen der Mineralstaub-Entstehung ins Auge zu fassen.

Das Splittmaterial in den Wintersaisons von 2004 war zum Teil noch Dolomit. Dolomit hat die Eigenschaft, im Schneebett, bzw. nach Abschmelzen und Abtrocknen des Schnees erhebliche Anteile an sandigen Resten zu hinterlassen. Die Verwitterungsprodukte des

Dolomits sammeln sich in den Parkspuren und bilden im Spätwinter zusammen gebackene Millimeter- bis Zentimeter dicke kompakte Schichten aus. Beim Aufbrechen der Schichten zum Zwecke des Einkehrens erfolgt eine erhebliche Staubentwicklung. Bei den Kehrproben im März wurden 40-60% des Straßenstaubs an den verkehrsnahen Messstellen durch Karbonate gebildet.

Anstelle des leicht verwitternden Dolomits wird nun zunehmend Basalt als Streumittel eingesetzt. Basalt ist ein Silikat mit festen Eigenschaften. Schon im Winter 2005/2006 konnte optisch festgestellt werden, dass sich die Abstellspuren nicht mehr in vergleichbarer Weise wie bei der Dolomitstreuung mit sandigem Material anreicherten. Es darf angenommen werden, dass durch die Verwendung von Basalt anstelle von Dolomit – Splitt weniger mineralischer Feinstaub produziert wird.

Die Staubentwicklung durch mineralische Stäube aus dem Winterdienst dürfte durch verschiedene Ursachen erfolgen. So lange Schnee liegt, oder die Straße feucht ist, wird die Staubentwicklung nicht merkbar sein. Bei winterlichem, kaltem Schönwetter (antizyklonaler Hochdrucklage) können Splittanteile auf der Fahrdecke verrieben werden. Diese Produkte werden dann auf die Seite geschleudert und finden sich in den Parkspuren. Die Fahrstreifen sind dann relativ sauber und der Staub findet sich in Streifen neben den Fahrspuren. Nicht erfasst sind die Prozesse, wie es zur Wieder – Verwirbelung kommt. In Frage kommen Fahrzeuge, die knapp am Rand fahren, sowie der eigentliche Einkehrvorgang, der mehrere Wochen in Anspruch nehmen kann. Die Messergebnisse zeigen, dass vermutlich beide Vorgänge eine Rolle spielen. Zum einen wird in den Wintermonaten an trockenen Tagen erhöhter Mineralstaub beobachtet. Zum anderen treten im Spätwinter (meist März) regelmäßig sehr hohe Mineralstaubanteile auf, die sehr wahrscheinlich mit dem Einkehrvorgang im Jahr 2004 in Verbindung sind.

Die Frage, wie das Fahrverhalten die Mineralstaubentwicklung aus dem Winterdienst-Material beeinflusst, kann aus den Daten der vorliegenden Studie nicht beantwortet werden, da Untersuchungen des Fahrverhaltens nicht vorgesehen waren.

Das Auftreten von Mineralstaub an der Messstelle Rinnböckstraße kann als „episodisch“ bezeichnet werden: Tage mit sehr niedrigem Mineralstaubanteil (bei vermutlich nasser oder Schnee bedeckter Fahrbahn) wechseln mit Tagen hoher Mineralstaubbelastung ab (Abbildung 99). Die Extremwerte von Mineralstaub im März dürften mit der Einkehrperiode zusammenfallen.

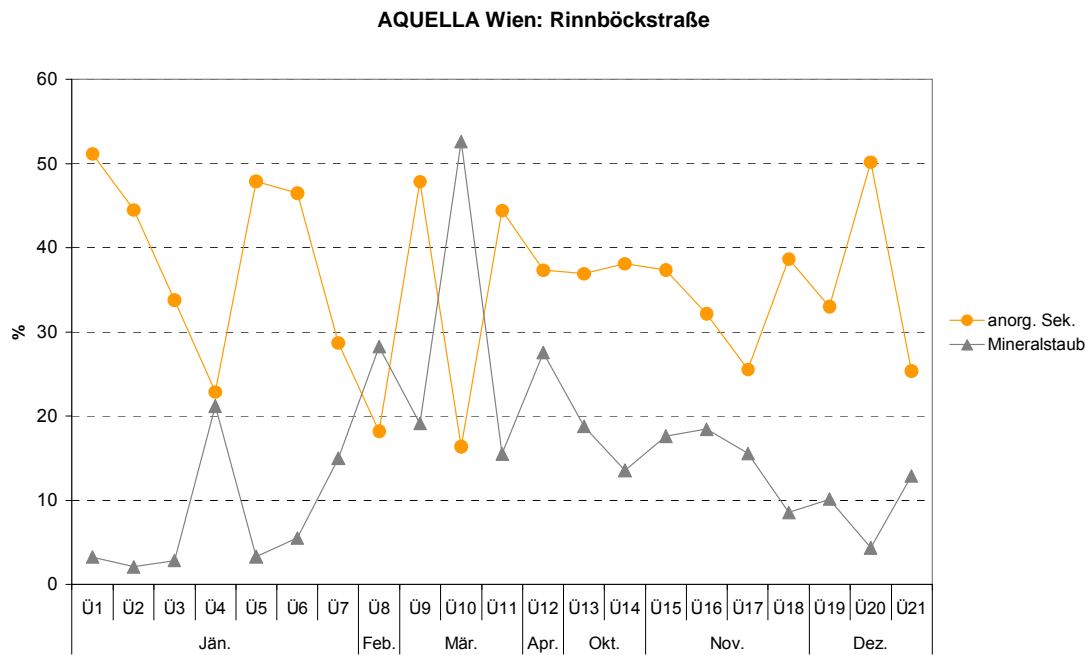


Abbildung 99: Verlauf von Mineralstaub und Sekundäraerosol (Sulfate und Nitrate) an der Messstelle Rinnböckstraße, Überschreitungsepisoden 2004

3.13 Städtevergleich Wien – Graz – Salzburg

Ein Vergleich der mittleren Anteile von Quellen an Überschreitungstagen ist für drei verkehrsnahe Messstellen in Wien, Graz und Salzburg in Abbildung 100 und Abbildung 101 dargestellt.

Die Quellenbeiträge an den drei Messorten sind unterschiedlich: An der Messstelle Salzburg Rudolfsplatz sind im Mittel über die Überschreitungsperioden Kfz- und Off-Road- Anteile sowie Holzrauch und HULIS ähnlich wie in Wien Rinnböckstraße, Sulfat und Nitrat geringer, Mineralstaub dahingegen höher. An der Messstelle Graz Don Bosco liegt sowohl die PM10-Konzentration höher, als auch Kfz- und Off-Road- Anteile sowie Holzrauch und HULIS und Streusalz gegenüber Wien Rinnböckstraße; Sulfat und Nitrat sind dahingegen deutlich geringer als an der Wiener Messstelle. Die sekundäre organische Komponente HULIS scheint sich im Mittel gleichmäßig über den Osten Österreichs zu verteilen. In den flacheren Bereichen nördlich des Alpenhauptkamms (Salzburg, Wien) treten die anorganischen Sekundärkomponenten Sulfate und Nitrate an den Überschreitungstagen deutlich in höheren Konzentrationen auf, als in Graz.

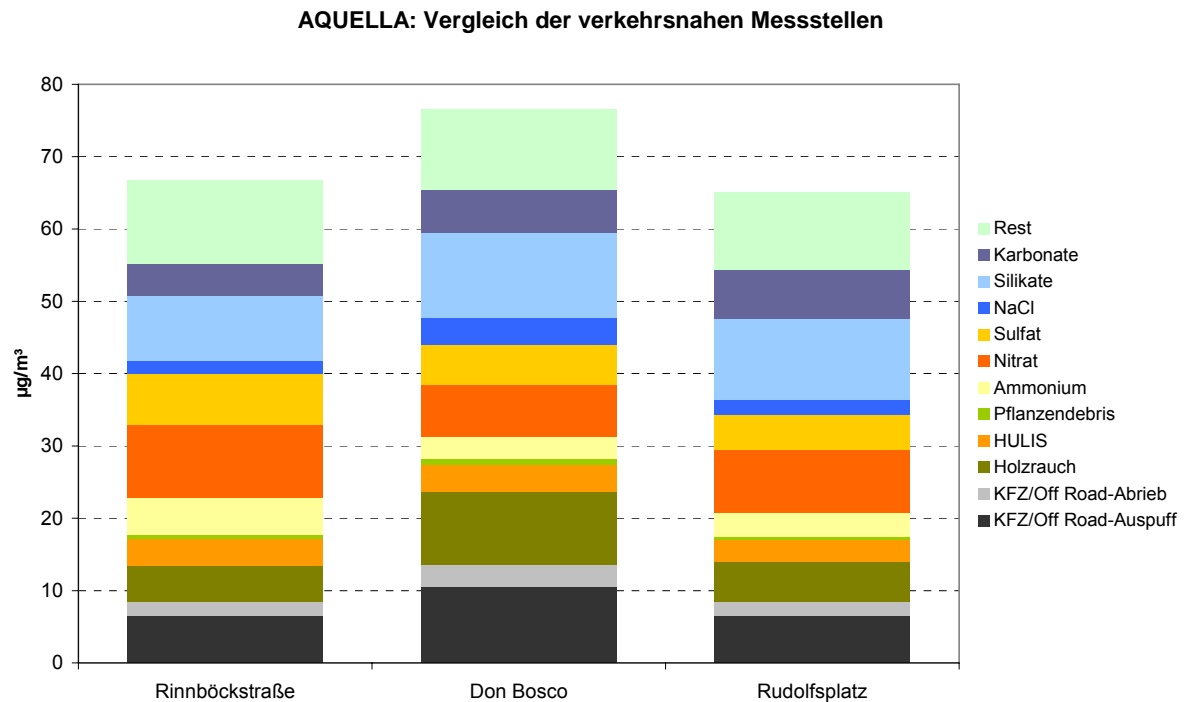


Abbildung 100: Vergleich der drei Städte – verkehrsnahen Messstellen (Wien, Rinnböckstraße; Graz, Don Bosco; Salzburg, Rudolfsplatz), Überschreitungsepisoden 2004, Makrotracer-Quellendaten – Absolutwerte

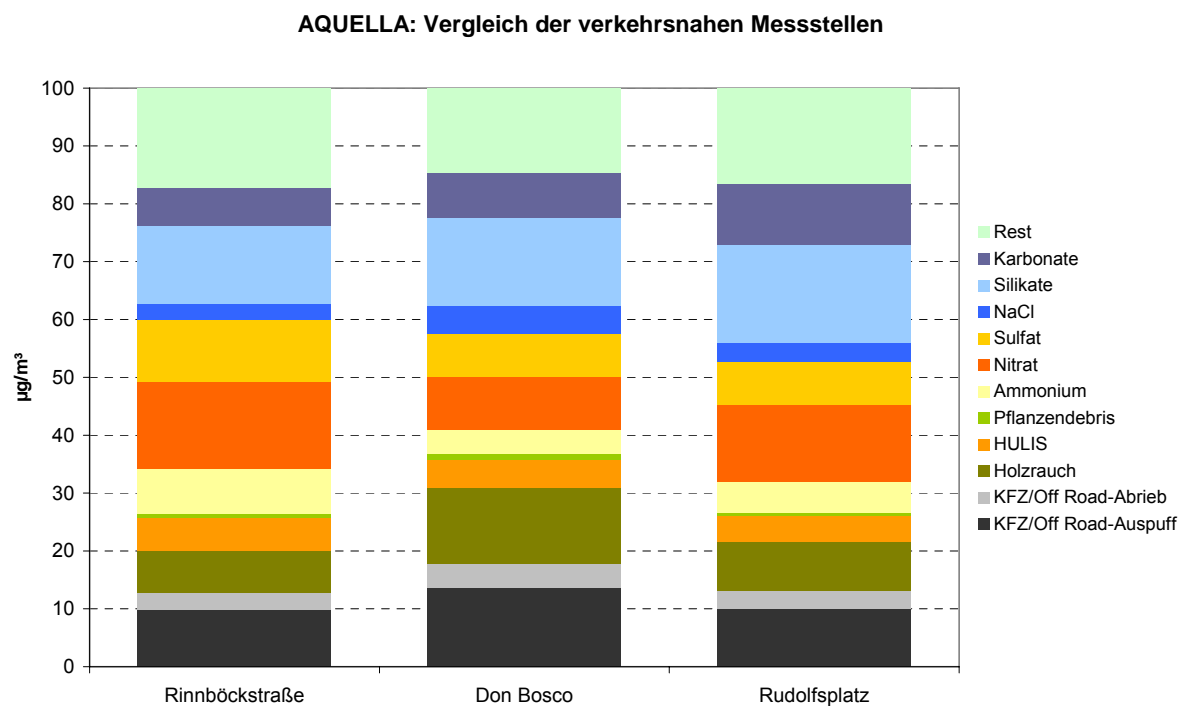


Abbildung 101: Vergleich der drei Städte – verkehrsnahen Messstellen, (Wien, Rinnböckstraße; Graz, Don Bosco; Salzburg, Rudolfsplatz), Überschreitungsepisoden 2004, Makrotracer-Quellendaten – Relativwerte

3.14 Überschreitungen – Einfluss der Vorbelastung

3.14.1 Der Beitrag der Vorbelastung

Während an den Stationen Schafberg und Lobau der urbane Hintergrund beobachtet wird, können die Stationen Mistelbach und Stixneusiedl als regionale Hintergrundmessstellen für den Großraum von Wien angesehen werden. In Tabelle 24 sind die PM10 Messdaten der regionalen Hintergrundmessstellen im Vergleich zu urbanem Hintergrund und verkehrsnaher Messstelle (Rinnböckstraße) angeführt. Es ist erkennbar, dass die Überschreitung von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an den regionalen Hintergrundmessstellen relativ selten auftrat, dass jedoch an den Überschreitungstragen (definiert durch Überschreitung an der Rinnböckstraße) im Hintergrund häufig PM10-Werte von über 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vorlagen, die dem Ballungsraum nur mehr wenig Spielraum für das „urbane Inkrement“ ließen.

Tabelle 24: Vergleich der PM10 Werte an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße mit Vorbelastungswerten am Schafberg, sowie in Stixneusiedl und Mistelbach. Epi Nr.: Episode Nr.; N Tage: Zahl der Tage im Pool; RBS: Rinnböckstraße; SCHB: Schafberg; STIX: Stixneusiedl; MIST: Mistelbach; Charakteristik: Haupt-Quellen; AS: Ammoniumsalze; H: Holzrauch; Min: Mineralstaub; NaCl: Streusalz-Staub; G: Gemischte Quellen

Epi Nr	Rinnböckstraße Episoden/ Pools	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	N Tage	Charakteristik	Δ RBS- SCHB	Vorbe- lastung Schafberg	Δ SCHB- STIX/ MIST	Vorbelastung Stixneusiedl/ Mistelbach
1	07.01. + 09.01.04	72	3	AS, H	6	66	28 / 20	38 / 46
2	08.01.04	107	1	AS, H	12	95	39 / 38	56 / 57
3	10.01.04	66	1	G	27	39	0 / -16	39 / 55
4	23.01.-25.01.04	57	3	Min, NaCl	30	27	1 / -11	26 / 38
5	26.01.04	95	1	AS, H	18	77	7 / 20	70 / 57
6	27.01.-28.01.04	71	2	AS, H	14	57	15 / 13	42 / 44
7	31.01.04	63	1	G, Min, NaCl	15	48	16 / 16	32 / 32
8	> 50 Feb. 04 (6.,17.,20.,25.-27.)	59	6	Min	16	43	17 / 9	26 / 34
9	10.-13.03.04	69	4	AS, Min	21	48	13 / 12	35 / 36
10	14.-19.03.04	92	6	Min	48	44	15 / 6	29 / 38
11	> 50 März 04 (6.,8.,30.3)	55	3	G	15	40	13 / 9	27 / 31
12	01.04.04	74	1	AS, Min	19	55	16 / 8	39 / 47
13	08.10.04	75	1	AS, Min	17	58	22 / 5	36 / 53
14	7., 21.-22.10.04	59	3	G	20	39	7 / 1	32 / 38
15	02.-03., 05.11.04	57	3	G	15	42	6 / 4	36 / 38
16	11.-12.11.04	56	2	G	19	37	10 / -3	27 / 40
17	26.11.04	52	1	G	26	26	-5 / -8	31 / 34
18	29.-30.11.04	70	2	G	25	45	13 / 12	32 / 33
19	03., 05., 07., 09., 17., 25.12.04	56	6	G	23	33	7 / 4	26 / 29
20	11.-13.12.04	65	3	AS	12	53	13 / 12	40 / 41
21	21.-22.12.04	70	2	G	32	38	5 / 1	33 / 37
	Summe		55					

Die Betrachtung der Zusammensetzung von Partikel PM₁₀ an der Hintergrundmessstelle Schafberg zeigt, dass 61% von den Komponenten Ammoniumsulfat und -nitrat, sowie von Holzrauch und verwandten organischen Substanzen gebildet wird. Lediglich 8% stammt von Diesel-Abgas. Die Holzrauch-Emissionen (16%) führen damit zu deutlich höheren Feinstaub-Werten, als die Kfz-Abgasemission (Tabelle 25).

Tabelle 25: Quellenanteile an der urbanen Hintergrundmessstelle Schafberg; Makrotracer-Ergebnisse; Mittel der Überschreitungsepisoden

	%	
Wien	Schafberg	Reihung
Kfz+OffRoad-Abgas	8	4
Holzrauch+HULIS	16	2
Sonstige org. Anteile	7	
Anorganisch Sekundär	45	1
Auftausalz	1	
Mineralstaub	13	3

Holzrauch+HULIS: Holzrauch und Sekundäranteile von Holzrauch

Sonstige org. Anteile: Organische nicht zuordenbare Anteile (z.B. Küchendämpfe, Debris)

Anorganisch Sekundär: NH₄, NO₃, SO₄, Feuchte / Hohe Ferntransportanteile

Mineralstaub: Karbonatischer und silikatischer Staub, überwiegend 2-10 µm, verstärkt im Feb/März

Die Quellengruppe „anorganisch sekundär“ wird durch die Komponenten Ammonium, Nitrat, Sulfat und Feuchte gebildet. Dabei ist im speziellen Sulfat ein „Ferntransport-Anzeiger“ und es ist damit zu rechnen, dass ein erheblicher Anteil dieser Quellengruppe durch regionalen und überregionalen Transport zustande kommt (Tabelle 25).

An zweiter Stelle stehen PM₁₀-Anteile aus Holzrauch (16%). Holz wird in den österreichischen Bundesländern bereits umfangreich zur Heizung der Wohnung eingesetzt. Lt. Mikrozensus 2001/02 werden etwa 15% der Österreichischen Wohnungen mit Holz beheizt. Es darf aber angenommen werden, dass dies auch in den holzreichen Nachbarländern der Fall ist. Der Emissionsfaktor von PM₁₀ aus Holzheizungen hängt sehr stark von der Art der Feuerung und des Brenngutes ab. Als mittlere Staub-Emissionen für österreichische Heizanlagen werden im Energiebericht 2003 für Holz-Einzelöfen 148 kg/TJ, für Holz-Zentralheizungen 90 kg/TJ angegeben. Bei Neuanlagen liegt der Bereich der „typischen“ Emissionen weitaus niedriger, im Bereich von etwa 10 – 20 kg/TJ (Wörgetter und Moser, 2005). Wir nehmen daher an, dass der Hauptanteil des Holzrauchs durch alte Anlagen sowie durch kleine Einzelöfen verursacht wird. Auch grenzüberschreitender Transport wäre zu berücksichtigen. Die hohen Holzrauchanteile dürften überwiegend aus „qualmender“ Verbrennung stammen. Dabei wäre nicht uninteressant, ob die „private“ Müllverbrennung einen bestimmten Anteil an den „Holzrauch“-Werten hat. Kärnten, Salzburg und die Steiermark weisen Holzrauch und HULIS-Anteile an den Hintergrundmessstellen von 22% und darüber auf. Im Raum Wien und Umgebung liegt der Wert bei 16-19%.

Die Hintergrundbelastung für Wien wird an Überschreitungstagen in erster Linie durch „Ammoniumsulfat und –nitrat“ (45%), in zweiter Linie durch Holzrauch und verwandte organische Verbindungen (16%) verursacht. Die Summen aus Anorganischen Sekundärkomponenten („Ammoniumsulfat und –nitrat“) und Holzrauch liegen bei ca. 61% des PM₁₀. Kfz- und Off-Road- Abgas weist als Quellenbeitrag einen Bereich von 8% auf, welcher etwa zu ¾ von Nutzfahrzeugen und PKW stammt.

Für die Verringerung der Hintergrundbelastung ist daher das Augenmerk auf die anorganischen Sekundäraerosole (mit den dahinter stehenden Emissionen von Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden), sowie auf die Heizgewohnheiten auf dem Feststoffbrennstoffsektor (insbesondere Öfen mit höheren Emissionsfaktoren für Partikel und solchen in welchen das Verbrennen von nicht zulässigen Brennstoffen möglich ist) zu legen.

3.14.2 Überlegungen zu einer zulässigen Zusatzbelastung in einem Ballungsgebiet

Wenn für ein Ballungsgebiet die Hintergrundbelastung bereits bis zu 70% der Konzentrationswerte ausmacht, die zur Überschreitung führen (Tabelle 26), bedeutet dies, dass sehr häufig an Überschreitungstagen Vorbelastungssituationen auftreten, an welchen in der Stadt nur mehr ein sehr geringes Inkrement möglich ist, um eine Überschreitung des TMW-Grenzwerts von 50 µg/m³ zu vermeiden, oder es liegt der Vorbelastungswert selbst bereits über dem Grenzwert. Es erhebt sich die Frage, ob bei einem geringen möglichen Inkrement eine Überschreitung der Stadt mit ihren Quellen anlastbar ist. Es gibt zu dieser Frage derzeit keine Fachliteratur oder Lehrmeinung. Es soll daher an hier zu dieser Frage Stellung genommen werden. Wenn der TMW-Grenzwert bei 50 µg/m³ liegt, sollte das zulässige Inkrement in einem Ballungsraum 50% dieses Wertes betragen. Dies bedeutet, dass der Hintergrundwert nicht höher als 25 µg/m³ betragen sollte, so dass ein Inkrement von 25 µg/m³ möglich wäre.

Der Hintergrundwert sollte nicht höher als 25 µg/m³ betragen; damit sollte ein Inkrement von 25 µg/m³ im Ballungsgebiet möglich sein.

Tabelle 26: PM₁₀ Konzentration an der Hintergrundmessstelle im Verhältnis zur beobachteten Konzentration an den verkehrsnahen Messstelle und „Urban Impact“ an der verkehrsnahen Messstelle (Daten für Überschreitungstage an den Rezeptormessstellen)

			Differenz RBS-SCH Urban Impact	Hintergrund Mittel Stixneusiedl/ Mistelbach	Differenz Hintergrund-Schafberg Urban Increment
Wien	Rinnböckstraße	Schafberg			
PM ₁₀ µg/m ³	67	44	23	34	10
PM ₁₀ %	100	69(v.RBS)	31(v.RBS)	50 (v.RBS)	

Tatsächlich liegen die Vorbelastungswerte oft deutlich höher, sodass die Reduktion bei Überschreitungen nicht nur im Ballungsgebiet, sondern auch an der regionalen Hintergrundszone (Land und angrenzende Länder, bzw. Staaten) anzusetzen ist.

Bei Hintergrundwerten über 50 % des TMW-Grenzwerts sollte eine Überschreitung in einem Ballungsgebiet nicht den Aktivitäten des Gebietes angelastet werden.

3.14.3 Die Hauptkomponenten an den belasteten Messstellen an Überschreitungstagen

Für AQUELLA – Wien wurden die in Tabelle 27 angeführten Belastungs-Messstellen ausgewählt. Es handelt sich um verkehrsnahe, an stark befahrenen Straßen gelegene Messstellen.

Tabelle 27: „Belastungsmessstellen“ und urbane Hintergrundmessstellen im Projekt AQUELLA – Wien

Land/Stadt	Messstelle	Anmerkung	PM10 JMW* $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Wien	Rinnböckstraße	Nähe Tangente (A4)	32
Wien	Kendlerstraße	Wohngebiet/Straßennah	27
Wien	Schafberg	Randlage im Nordwesten	20
Wien	Lobau	Randlage im Osten	20

* aus Gravimetriedaten MA22

Die Hauptquellenanteile an den Belastungs-Messstellen sind in Tabelle 4 angeführt, ebenso der durch Differenzbildung erhaltene „Urban Impact“. Als „Urban Impact“ ist die an der Messstelle spezifisch einwirkende Zusatzbelastung zu verstehen. Es wird hier nicht untersucht, inwiefern diese Zusatzbelastung für straßenferne Bereiche zutrifft.

Zum leichteren Verständnis werden einige Quellengruppen zusammengefasst:

- Holzrauch+HULIS: In dieser Gruppe wird Holzrauch (abgeleiteter Wert über den Tracer Levoglucosan) und HULIS (Humic Like Substances, Analysenwert einer Substanzgruppe, die als sekundäres organisches Aerosol auftritt, und im Winter auf Holzfeuerungen zurückzuführen ist) zusammengefasst.
- Mineralaerosol und Auftausalz: Die Messungen von AQUELLA haben ergeben, dass ein überraschend hoher Anteil der Partikel PM10 in Städten an Überschreitungstagen aus Karbonaten und Silikaten gebildet wird. Zusätzlich werden an manchen Messstellen erstaunliche Konzentrationswerte von NaCl beobachtet, das als Auftausalz Verwendung findet. Auf welche Weise mineralische Partikel und NaCl in den PM10 – Bereich „aerosolisiert“ werden, wird Aufgabe von weiteren Untersuchungen sein. Sicher ist, dass es sich nicht überwiegend um Teilchen des Straßenabriebs handelt. Der Verschmutzungszustand von Gehsteigen und Straßen ist über die kalte Jahreshälfte hindurch optisch jedermann feststellbar – an dieser Seite müsste auch angesetzt werden. Mineralaerosol und Auftausalz sind jedenfalls die in der kalten Jahreszeit besonders ausgeprägten Staubkomponenten. Verschmutzungsgrad des Straße-Fahrbahnrand-Gesteig-Systems und spezielle Witterungsfolgen scheinen ebenfalls von Bedeutung zu sein. Weitere Beiträge zu

Mineralaerosol stammen auch von der Verwitterung von Fassaden und vom mineralischen Anteil im Rauch der Kohleverbrennung.

Da im Messwert für die jeweilige Rezeptormessstelle im Mittel an den Überschreitungstagen 50-70 % an Komponenten des Hintergrundaerosols enthalten sind, ist für die Erstellung von Maßnahmen in einer Stadt der „Urban Impact“ die bedeutsame Größe.

Eines der überraschenden Ergebnisse des AQUELLA-Projektes war nun die Feststellung, dass in Wien (Rinnböckstraße) der „Urban Impact“ überwiegend (zu **34%**) durch die Gruppe **Mineralaerosol und Auftausalz** gebildet wird, in zweiter Linie durch **Diesel-Abgas** mit einem Anteil von 14%, der etwa zu 1:3 Teilen auf Off-Road und Kfz, diese etwa zu gleichen Teilen auf Nutzfahrzeuge und PKW aufzuteilen ist. An Dritter Stelle liegt **„Anorganisches Sekundäraerosol“** (11%), an vierter Stelle mit 7% die Quellengruppe **„Holzrauch und HULIS“** (Tabelle 28).

Tabelle 28: Hauptquellenanteile an der AQUELLA-Messstelle Rinnböckstraße an Überschreitungstagen (Wien, 2004). Urban Impact: Durch Differenzbildung zwischen den Daten der verkehrsnahen und der urbanen Hintergrundmessstelle erhalten.

	%	%
Wien	Rinnböckstraße	Urban Impact
Kfz/Off Road-Abgas	10	14
Holzrauch+HULIS	13	7
Anorganisch Sekundär	34	11
Auftausalz	2	6
Mineralstaub	20	34
PM10	67 µg/m³	22 µg/m³

Holzrauch+HULIS: Holzrauch und Sekundäranteile von Holzrauch

Sonstige org. Anteile: Organische nicht zuordenbare Anteile (z.B. Küchendämpfe, Debris)

Anorganisch Sekundär: NH₄, NO₃, SO₄, Feuchte / Hohe Ferntransportanteile

Mineralstaub: Karbonatischer und silikatischer Staub, überwiegend 2-10 µm, verstärkt im Feb/März

Die Zusatzbelastung („Urban impact“) wird in Wien Rinnböckstraße an Überschreitungstagen in erster Linie durch „Mineralaerosol und Auftausalz“ (34%) verursacht. An zweiter Stelle liegt in Wien Rinnböckstraße Kfz- und Off-Road Abgas mit einem Quellenbeitrag im „Urban impact“ von 14 %, an dritter Stelle anorganisches Sekundäraerosol mit 11% und an 4. Stelle „Holzrauch und HULIS“ mit 7%.

Die bedeutsamsten Anteile im „Urban impact“ stammen aus den Quellengruppen „Mineralaerosol und Auftausalz“ (Tabelle 28). Dies kann im Hinblick auf Reduktionsmaßnahmen vorteilhaft sein, da dem Mineralstaub möglicher Weise durch klassische Staubbekämpfungsmaßnahmen beizukommen ist. Dem Problem der Feststofffeuerung eventuell durch Förderung von emissionsarmen Anlagen und Aufklärung. Die Reduktion der Partikelemissionen bei Kraftfahrzeugen ist seitens der EU in intensiver Behandlung, ebenso die Reduktion der NO_x-Emission. Kurzfristig wäre zu erwägen, auch dem Benzin-Motor wieder Beachtung zu schenken.

3.15 Schlussfolgerungen aus der Quellen-Modellierung

- Die Überschreitungen im Wiener Raum finden überwiegend während des Winterhalbjahres statt. Die Untersuchung des Anstiegs von Juli auf Jänner zeigt, dass dieser zu 80% im Hintergrund stattfindet und vor allem durch winterspezifische Quellen wie Holzrauch und Ammoniumnitrat verursacht wird.
- Bis auf wenige Ausnahmen ist an Überschreitungstagen der Hintergrund bereits hoch belastet (z.B. Stixneusiedl und Mistelbach über $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Schafberg, Lobau über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$): Die Zusatzbelastung, die zur Überschreitung führt, ist in Wien während vieler Episodentage relativ gering ($<20 \mu\text{g}/\text{m}^3$); nur an wenigen der Überschreitungstage werden hohe Zusatzbelastungen in der Stadt, dann meist durch Salz und Mineralstaub verursacht.
- Bereits 50-70 % der PM₁₀ Belastung an verkehrsnahen AQUELLA-Messstellen (Wien Rinnböckstraße; Kendlerstraße) stammen aus der Hintergrundbelastung. Dies bedeutet dass der Reduktion der Hintergrundbelastung vorrangige Bedeutung zukommt.
- Die Hintergrundbelastung wird an allen AQUELLA-Messstellen überwiegend durch anorganisches Sekundäraerosol verursacht, in zweiter Linie durch Holzrauch und verwandte Komponenten.
- Der Hintergrundwert sollte nicht höher als $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen, damit ein Inkrement von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Ballungsgebiet möglich ist. Bei Hintergrundwerten über 50% des TMW-Grenzwerts sollte eine Überschreitung in einem Ballungsgebiet nicht den Aktivitäten des Gebietes angelastet werden.
- Die Zusatzbelastung an den verkehrsnahen Stadtmessstellen von AQUELLA („Urban Impact“) wird weitgehend durch Mineralaerosol und Auftausalz dominiert (ca. 35%).
- Reduktionsmaßnahmen sollten
 - a) großräumig
auf Reduktion von Präkursoren für Ammoniumsulfat und –nitrat und Verbesserung der Situation bei Festbrennstoffen ausgerichtet werden,
 - b) lokal
Methoden der klassischen Staubbekämpfung für den Bereich Gehsteige – Straße – Fahrzeug (verstärkte Reinigung, Einsatz feuchter Reinigungsmethoden nicht nur im Bereich der Straßenmitte) verstärken.

4 PM10 und Meteorologische Einflüsse

4.1 Vorbetrachtungen

Meteorologische Bedingungen am Messort bestimmen wesentlich die Höhe der PM10 Belastung und ihren zeitlichen Verlauf. Einerseits sind kleinskalige Einflüsse wie lokale Windsysteme in Bodennähe zu beachten, andererseits müssen großskalige Phänomene berücksichtigt werden. Direkt abhängig davon sind Anreicherung, Verdünnung, Transport, chemische Umwandlung und Abreicherung von Schadstoffen im Allgemeinen.

Neben der Emissionsstärke bestimmen die atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen wie Temperaturschichtung und Windgeschwindigkeit die Immissionskonzentration. Jahresverläufe von PM10 zeigen ein deutliches Konzentrationsminimum in den Sommermonaten, wobei von April bis einschließlich September 2004 keine Überschreitungen von $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tagesmittelwert) an den AQUELLA Messorten in Wien zu verzeichnen sind. Turbulente Vertikalbewegungen (Konvektion), hervorgerufen durch die Sonneneinstrahlung im Sommer, bewirken eine stärkere Durchmischung der bodennahen Atmosphäre und verhindern die Anreicherung primär emittierter Partikel. Da von Oktober bis März in der Grenzschicht der Atmosphäre ($< 1\text{-}2\text{ km}$) oft stabile Schichtung bzw. Inversion herrscht, werden turbulente Bewegungen bzw. ein Vertikaltransport in höhere Schichten verringert. Der Abtransport von Feinstaub mit einer Strömung in höheren Schichten ist somit unterbunden. Inversion bedeutet eine Temperaturzunahme mit der Höhe, stabile Schichtung eine Temperaturabnahme mit der Höhe kleiner als 1°C pro 100 Meter. Inversionen (sehr stabile Schichtungen) treten vor allem als bodennahe Strahlungsinversionen (infolge nächtlicher Abstrahlung des Bodens) oder als hohe Absinkinversionen (durch absinkende Luftmassen in Hochdruckgebieten) auf. Häufig liegt die Sperrschicht im Bereich der Obergrenze von Nebel, Wolken oder Dunst. (→ 4.4. Inversionen in Wien)

Wesentlich verantwortlich für den Abtransport und die Verdünnung von primär emittiertem Aerosol ist die Windstärke, da etwa Inversionen durch auffrischenden Wind aufgelöst werden können. Je besser eine Region durchlüftet ist, desto geringer ist die Neigung zur Anreicherung von lokalen Emissionen, wobei hier Becken und Täler wesentlich benachteiligt sind. Wichtig zu beachten ist hierbei, dass bei mäßigem Wind zwar primär gebildetes Aerosol abtransportiert, jedoch Sekundär- und Primärpartikel aus anderen Regionen antransportiert werden. Um den lokalen bzw. regionalen Beitrag zur Gesamtkonzentration abschätzen zu können, werden in der Folge Stadtmessstellen mit Hintergrundstationen unter Berücksichtigung der Bodenwindrichtung verglichen. Die Quellregionen der Vorläufersubstanzen von Sekundäraerosol werden durch Rückwärtstrajektorien gefunden und somit qualitative Aussagen über den Ferntransport getroffen (→ 4.6. Analyse der Überschreitungsepisoden im Raum Wien). Bei der Abreicherung von PM10 sind Niederschlagsereignisse mit größeren Niederschlagsmengen von Relevanz (nasse Deposition).

Alle zuvor genannten meteorologischen Größen sind direkt abhängig von der vorherrschenden Wetterlage, die somit den wichtigsten Parameter zur Begründung von erhöhten Feinstaubbelastungen darstellt. In der Auswertung des Jahres 2004 werden die Wetterlagen für Europa nach Tabelle 29 klassifiziert.

Tabelle 29: Wetterlagenklassifikation für Europa (Quelle: ZAMG Wien)

H: Hoch über West- und Mitteleuropa	h: Zwischenhoch
H _z : Zonale Hochdruckbrücke	HF: Hoch mit Kern über Fennoskandien
HE: Hoch mit Kern über Osteuropa	N: Nordlage
NW: Nordwestlage	W: Westlage
SW: Südwestlage	S: Südlage
G: Gradientschwache Lage	TS: Tief südlich der Alpen
TWM: Tief über dem westlichen Mittelmeer	TSW: Tief im Südwesten Europas
TB: Tief bei den Britischen Inseln	TR: Meridionale Tiefdruckrinne
Tk: Kontinentales Tief	Vb: Tief auf der Zugstraße Adria – Polen

Die Häufigkeit winterlicher Hochdruckwetterlagen bzw. von Westwetterlagen bestimmt in hohem Maß die Anzahl an PM₁₀ Grenzwertüberschreitungen. Hochdruckwetterlagen sind im Winter mit besonders ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verbunden, da diese mit meist schwachen Winden, keinem Niederschlag und häufiger Inversionsbildung einhergehen. Dementsprechend verbleiben Emissionen tendenziell über der Quellregion - eine Anreicherung von Feinstaub ist die Folge. Zudem werden häufig Luftmassen aus Osteuropa nach Österreich transportiert, die durch Überstreichen von Gebieten mit hohen Emissionen wesentlich zum ferntransportierten Teil an PM₁₀ beitragen. Sekundär gebildetes Aerosol wie etwa Sulfat, Nitrat und Ammonium überwiegt (→ 4.6.). Wesentlich für dessen atmosphärische Bildung ist der Zeitraum, der für die chemische Umwandlung zur Verfügung steht. Somit bilden lang anhaltende, oft windschwache und großräumige Hochdruckgebiete im Winterhalbjahr die Voraussetzung für hohe Belastungen sowohl primärer, als auch sekundär gebildeter Aerosole.

Die Advektion Ozeanischer Luftmassen im Wiener Raum geht demgegenüber mit höheren Windgeschwindigkeiten aus meist westlicher Richtung und guten Ausbreitungsbedingungen einher. Inversionen werden „ausgeräumt“ und somit die vertikale Durchmischung der Atmosphäre „angekurbelt“. Niederschläge sind keine Seltenheit und bestimmen konkret die Abreicherung von Feinstaub. Da über West- und Mitteleuropa einerseits weniger PM₁₀ Vorläufersubstanzen (insbesondere SO₂) aufgenommen werden, bzw. vorhandene Vorläufersubstanzen über „rain-out“ und „wash out“ Prozesse entfernt werden können, tragen die Luftmassen, die aus diesen Regionen kommen, deutlich weniger zum Ferntransport bei als andere. Repräsentativ – für Vorläufersubstanzen aus Biomasse-Verbrennung - steht dafür etwa die Häufigkeit von Bränden in Europa in Abbildung 102.

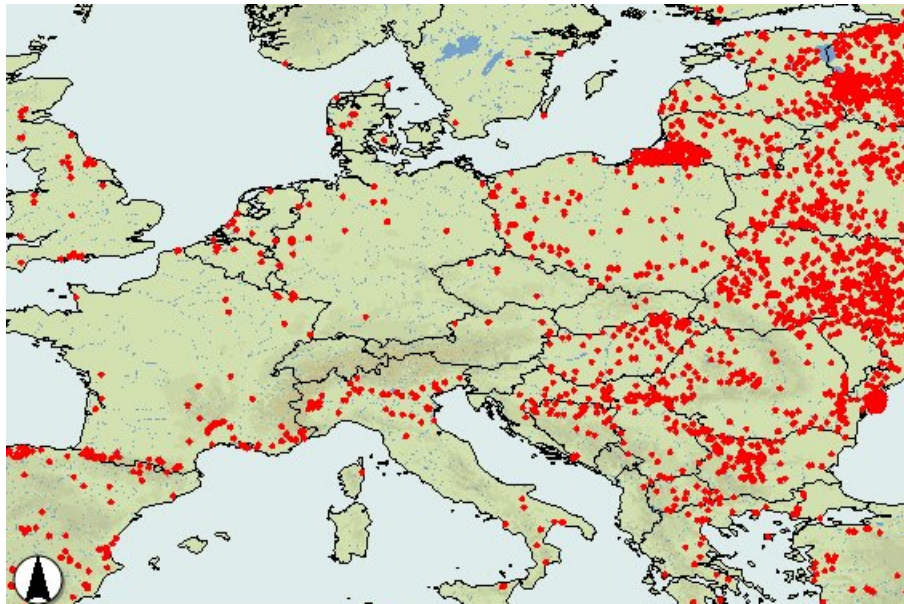


Abbildung 102: Zeitraum 1.1-30.4.2004: Häufigkeit von Bränden in Europa.

Quelle: Web Fire Mapper, <http://maps.geog.umd.edu/default.asp>

MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) Rapid Response System detektiert Brände, wenn diese nicht durch Wolken verdeckt sind. MODIS ist an Bord eines NASA Aqua und Terra Satelliten. Ein roter Punkt repräsentiert den Mittelpunkt eines 1km Pixels, welches mindestens ein Feuersignal enthält. Die Wahrscheinlichkeit ein Feuer mit 100m² zu detektieren liegt typischerweise bei etwa 50%; unter idealen Bedingungen sogar Feuer mit 50m² und 100% Wahrscheinlichkeit.

4.2 Die Witterung des Jahres 2004 im Wiener Raum

Die Niederschlagsmengen des Jahres 2004 bewegen sich zwischen 70 und 130% der Klimaperiode 1961–1990 (Abbildung 103), also ungefähr am Durchschnitt. Im Jänner 2004 treten zwei PM₁₀ Maximalbelastungen in Wien auf, trotz häufiger Niederschläge und wiederkehrender Nord- bis Westwetterlagen. Auch Februar und März 2004 präsentieren sich im Nordosten Österreichs mit ansehnlichen Neuschneemengen, hervorgerufen durch ozeanische Luftmassen. In beiden Monaten werden im Osten Österreichs Niederschlagsmengen bis über 225% des langjährigen Mittels gemessen. Gerade angesichts dieser Witterungsverhältnisse ergeben sich anders als etwa 2003 nur selten Extrembelastungen von PM₁₀ in diesen Monaten. Von April bis September liegen die Mitteltemperaturen und Niederschlagsmengen meist etwa im normalen Bereich, wobei im Juni in Ostösterreich Niederschläge bis 175% des Klimamittels fallen und Juli, August und September etwas zu trocken verlaufen. Dies übt jedoch geringen Einfluss auf die durch günstige Ausbreitungsbedingungen ohnehin geringe Feinstaubbelastung im Sommer aus. Oktober und November 2004 verlaufen mit überwiegend Westwetterlagen bzw. Einfluss von Tiefdrucksystemen und den damit verbundenen Regenfällen. Frischer Wind aus westlicher Richtung ist keine Seltenheit im November; anders jedoch die erste Dezemberhälfte, die von beständiger Hochdrucklage mit anhaltend Hochnebel und teilweise Temperaturen unter dem

Gefrierpunkt gekennzeichnet ist. Dementsprechend liegt die Inversionshäufigkeit auf hohem Niveau, bis schließlich Westwinde mit bis zu 9m/s (Tagesmittel Hohe Warte) das Jahr 2004 beenden.

(Weiterführend: www.zamg.ac.at)

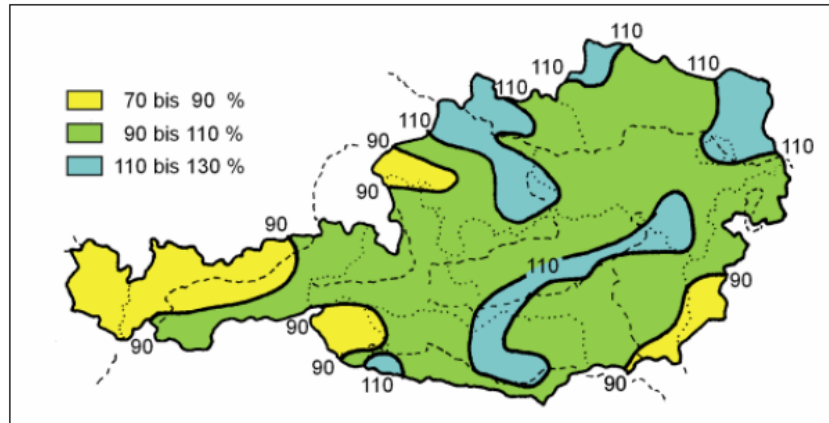


Abbildung 103: Niederschlagsmengen 2004 in Prozent des Mittelwerts der Klimaperiode (1961 – 1990), Quelle: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Die Witterungsverhältnisse in Überschreitungsepisoden beschreibt Punkt 4.6.

4.3 Topographische Einflüsse

In Bezug auf die zuvor genannten meteorologischen Parameter, wie Windgeschwindigkeit und vertikale Durchmischung sind alpine Becken und Täler deutlich benachteiligt gegenüber den gut durchlüfteten Regionen wie etwa das Österreichische Alpenvorland. Eine rasche Anreicherung von primär emittierten Feinstaubpartikeln tritt dort bevorzugt ein. In tieferen Lagen sammelt sich kältere Luft, wodurch ein vertikaler Luftmassenaustausch inhibiert (Inversion) und somit das belastete Luftvolumen durch die umgebenden Erhöhungen gefangen ist. Für den außeralpinen Raum ist allerdings eher der Ferntransport von Sekundäraerosol relevant.

Für Wien spielt der topographische Einfluss eher eine untergeordnete Rolle. Das Hügelland des Wienerwaldes grenzt im Nordwesten und Westen mit Erhöhungen wie Hermannskogel (542m) und Exelberg (516m) an die Stadt – im Südwesten sehr ähnlich bis hin zum Anninger mit 675 Metern Seehöhe. Stetig abfallend Richtung Osten gehen die westlichen Wiener Außenbezirke ins Wiener Becken über, wobei der Osten der Stadt bei Seehöhen um etwa 150 Meter liegt.

Staueffekte von Luftmassen an den Erhöhungen des Wienerwaldes treten lediglich bei schwacher Strömung aus östlicher Richtung und vorhandener stabiler Schichtung der bodennahen Atmosphäre auf ^[xliii]. Ansonsten zählt Wien zu den gut durchlüfteten Regionen Österreichs.

4.4 Inversionen in Wien

Um Inversionen anzeigen zu können, werden Radiosondenaufstiege von Wien Hohe Warte um 12:00 ausgewertet (z.B. Abbildung 109: sekundäre Abszisse: Abkürzung Inv.). Bewusst wird der Tagesaufstieg betrachtet, um mächtige und beständige Inversionen erkennen zu können. Berücksichtigt werden nur Inversionen unterhalb von 900hPa mit einem Temperaturanstieg zwischen zwei Druckflächen von mehr als 1°C. Damit werden vor allem Inversionen im Höhenbereich des Wienerwaldes und etwas darüber angezeigt. Bei schwachen Winden aus östlicher Richtung wird der Abtransport der Stadtluft über den Wiener Wald hinweg behindert, was zu erhöhten Immissionskonzentrationen führen kann. Höhere Inversionen (über 900hPa) sind für die Feinstaubbelastung im Raum Wien von untergeordneter Rolle. Inversionswetterlagen sind besonders häufig mit beständigen Hochnebeldecken verbunden, wobei sich in bzw. oberhalb der Wolkenschicht ein starker Temperaturanstieg mit der Höhe ergibt. Oft liegt damit die Inversionsuntergrenze im Bereich der Wienerwaldgipfel und darunter. Herrscht nun auch unter der Hochnebeldecke Inversion, sinken zusätzlich Schadstoffe von hohen Schornsteinen zu Boden^[xliii]. Gerade die untersten 100 Meter über Bodenniveau werden von der Radiosonde nur unzureichend erfasst, da diese erst ab etwa 100 Meter über Grund Messwerte liefert^[xliii]. Um die thermische Schichtung der unteren Atmosphäre abzuschätzen, werden im Punkt 4.6. Zeitreihen von Temperaturdifferenzen zwischen Hermannskogel und AKH, Kaiserebersdorf bzw. Lobau dargestellt.

Geringe Bewölkung, die starke Ausstrahlung der Erdoberfläche und schwacher Wind während der Nacht bewirken die Ausbildung von Bodeninversionen. Im Gegensatz zu abgehobenen Inversionen würde Bewölkung (z.B. Hochnebel) Bodeninversionen durch atmosphärische Gegenstrahlung zerstören. Bei zu starkem Wind wird die bodennah gebildete Kaltluft turbulent durchmischt und abtransportiert. Der Einfluss der Windrichtung auf die vertikale und horizontale Temperaturverteilung äußert sich z.B. durch Stau der gebildeten Kaltluft am Wienerwald bei Südostwind (inversionsfördernd)^[xliii]. Wind aus westlicher Richtung verdrängt Inversionen in Wien. Bodeninversionen werden durch die bei wenig Wind ausgebildete Wärmeinsel der Stadt abgeschwächt. Anders als im dicht verbauten Stadtgebiet können sich seichte Inversionen am Stadtrand häufiger ausbilden. Die Messstelle Schafberg liegt teilweise über dem Bereich der Inversionsobergrenze der meist in der Nacht gebildeten Bodeninversionen. Zu beachten ist jedoch, dass die maximalen Emissionen von PM₁₀ tendenziell tagsüber stattfinden und somit die Gefahr der nächtlichen Anreicherung von Feinstaub in bodennahen Schichten geringer ist.

(weiterführend: ^[xliii])

4.5 PM₁₀ – Windrosen

Die Auswertung der Windrosen beschränkt sich auf die Monate des Winterhalbjahres 2004, also Jänner bis Mitte April und Oktober bis Dezember, da hohe PM₁₀ Konzentrationen auf

eben diese Monate beschränkt sind. Zeiträume mit fehlenden PM10 Daten konnten nicht berücksichtigt werden.

In den Windrichtungssektoren sind die mittleren PM10 Konzentrationen an den AQUELLA-Messstellen und die relative Häufigkeit der Windrichtung dargestellt. Die Auflösung der Sektoren liegt bei 45° Intervallen entsprechend den Hauptwindrichtungen. Die Winddaten wurden von der ZAMG Wien zur Verfügung gestellt. Die Windrichtung stammt von drei Tageszeiten: 7, 14 und 19 Uhr Ortszeit, denen jeweils der PM10 Tagesmittelwert zugewiesen wurde. Nach Mittelung über den betrachteten Zeitraum wurden die PM10 Konzentrationen den Windrichtungssektoren zugeordnet.

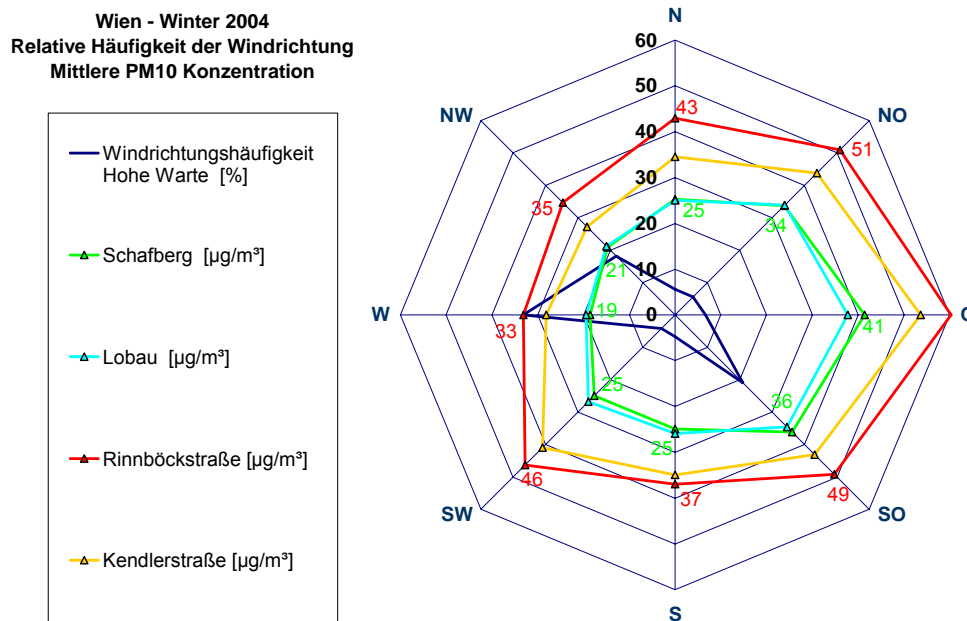
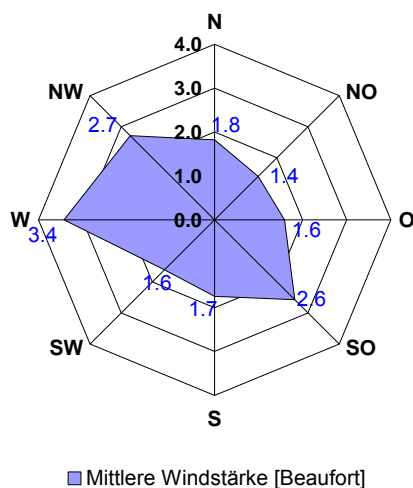


Abbildung 104: PM10 Windrose mit relativer Häufigkeit der Windrichtung (Hohe Warte) für die Wintermonate 2004 (Jan.-Apr. und Okt.-Dez.). Seehöhe der Station: 198m; Anemometerhöhe: 35m.

Deutlich zu sehen an den Maxima der relativen Häufigkeit der Windrichtung sind zwei bereits bekannte Hauptwindrichtungen für Wien Hohe Warte: West (etwa 35%) bis Nordwest, gefolgt von Südost (über 20%). Die Darstellung ermöglicht einen direkten Vergleich der Messstellen für verschiedene Windrichtungen. Für alle Stationen ergeben sich im Halbjahresmittel bei Bodenwinden aus östlicher Richtung erhöhte PM10 Konzentrationen. Im direkten Vergleich von Ost und West, liegen die Werte im Ostsektor bei etwa dem Doppelten wie im Westsektor. In der Westhälfte zeigen sich die höchsten Werte bei Südwestwind. Außer bei Südwind hebt sich die Station Rinnböckstraße um etwa 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ von der Kandlerstraße ab, deutlich jedoch von den Hintergrundmessstellen. Lobau und Schafberg zeigen beinahe identische Werte in allen Sektoren: bei Westwind etwas höher die Lobau, bei Ostwind der Schafberg. Erklärt wird dies dadurch, dass bei z.B. Ostwind städtisches Aerosol aufgenommen und Richtung Westen abtransportiert wird (höhere Werte am Schafberg). Berücksichtigt man nun den EU-Grenzwert von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dann liegen die Stadtmessstellen im Winterdurchschnitt bereits teilweise darüber. Anhand des hohen Konzentrationsniveaus der Hintergrundstationen, bedarf es nur eines geringen „urban impacts“ um 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zu überschreiten.



Windstärke in Beaufort	m/s
0	0,0 – <0,5
1	0,5 – <2,1
2	2,1 – <3,6
3	3,6 – <5,7
4	5,7 – <8,2
5	8,2 – <11,3
6	11,3 – <14,4
7	14,4 – <17,5
8	17,5 – <21,1
9	21,1 – <24,7
10	24,7 – <28,8
11	28,8 – <32,9
12	>32,9

Abbildung 105: Mittlere Windstärke der Wintermonate 2004 als Funktion der Windrichtung für Wien Hohe Warte aus den 7, 14 und 19 MOZ Beobachtungen.

Zwei bekannte Maxima der Windgeschwindigkeit zeigen sich bei West bis Nordwest und Südost.

Wien - Winter 2004
Relative Häufigkeit der Windrichtung
Mittlere PM10 Konzentration

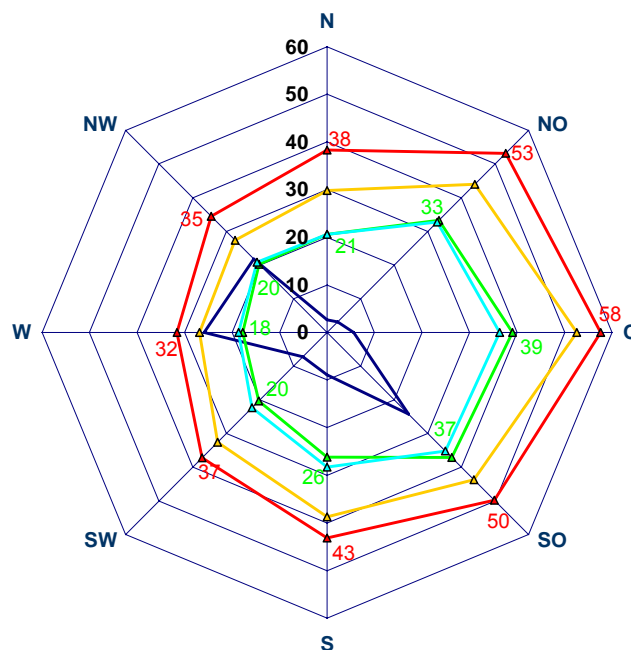
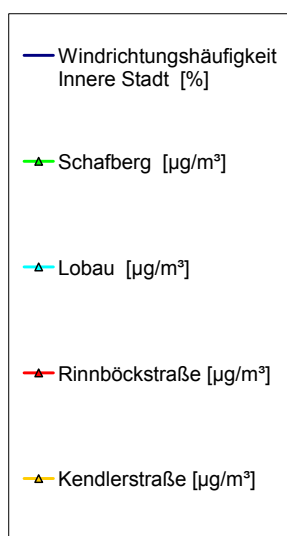


Abbildung 106: PM10 Windrose mit relativer Häufigkeit der Windrichtung (Innere Stadt) für die Wintermonate 2004. Seehöhe der Station: 171m; Anemometerhöhe: 52m. Die mittlere PM10 Konzentration ist der Mittelwert der PM10 Konzentrationwerte aller Tage, an denen der Tagesgrenzwert an der Messstelle Rinnböckstraße überschritten wurde (54 Tage)

Die aufgrund der Winddaten der Messstelle Innere Stadt erhaltene Konzentrations-Windrose ähnelt der Abbildung 104 (Rose Hohe Warte). Die Häufigkeit der Windrichtung im NW-Sektor ist hier höher als an der Hohen Warte. Wieder zeigen sich die hohen Konzentrationen bei Ostwind und die Reaktion von Schafberg und Lobau auf den „Urban Impact“.

Wien - Überschreitungstage 2004
Relative Häufigkeit der Windrichtung
Mittlere PM10 Konzentration

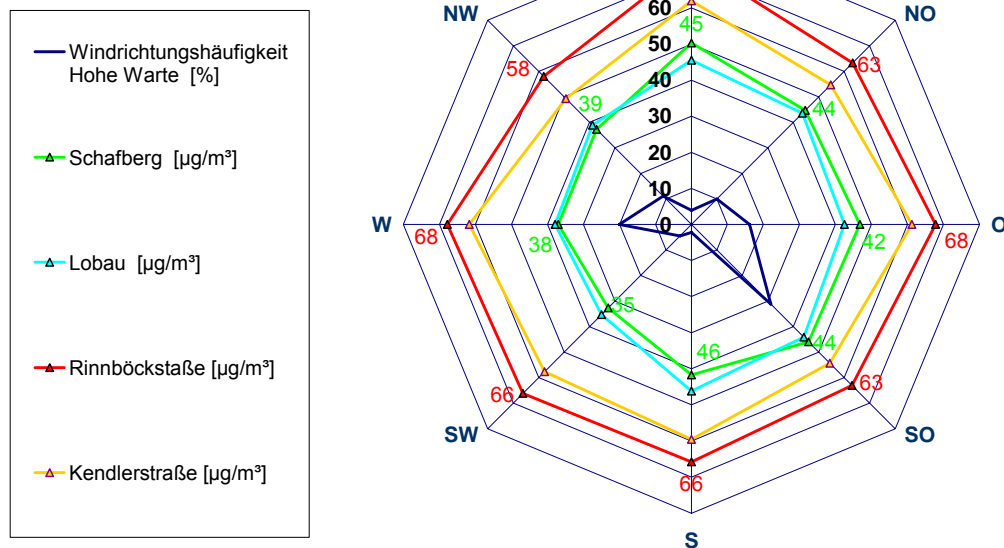


Abbildung 107: PM10 Windrose mit relativer Häufigkeit der Windrichtung (Hohe Werte) für Tage mit PM10 Konzentrationen größer $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ an einer der vier AQUELLA Messstellen.

Nun werden nur Tage betrachtet, an denen mindestens eine AQUELLA Station mit Tagesmittelwert über $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist; das heißt sobald der Grenzwert an einer der vier Stationen überschritten ist, werden die PM10 Konzentrationen einem Windsektor zugeordnet. Anders als in Abbildung 104 und Abbildung 106 sind nun die Konzentrationen in den Sektoren einigermaßen gleich verteilt, d.h. an Überschreitungstagen ist die Luft bei Westwind im Mittel gleich belastet wie bei Ostwind. Fazit: Kommt es zur Überschreitung des Grenzwertes, sind die Feinstaubkonzentrationen bei allen Bodenwindrichtungen im Mittel sehr ähnlich (z.B. leichter Westwind kann mit starker Konzentration von Primäraerosol verbunden sein). Der wesentlichste Punkt ist hier sicherlich die Dominanz der Winde aus Südost bis Ost und nicht wie in Abbildung 107 aus West bis Nordwest, da hier Westwetterlagen mit geringer PM10 Belastung ausgeschlossen sind.

Tabelle 30: Darstellung der Mittleren PM10 Konzentrationen der Wintermonate 2004 als Referenz zu Abbildung 104, Abbildung 106 und Abbildung 107. Deutlich erhöht liegt die Anzahl der Tagesmittelwerte über dem EU-Grenzwert an der Rinnböckstraße.

	Wintermittel [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Tage über $50\mu\text{g}/\text{m}^3$
Rinnböckstraße	41	54
Kandlerstraße	35	36
Schafberg	26	15
Lobau	26	13

4.6 Analyse ausgewählter Überschreitungsepisoden im Raum Wien

Die Überschreitungstage liegen in der Regel eingebettet in so genannten „Episoden“, in denen ungünstige meteorologische Bedingungen für eine PM10 Anreicherung sorgen. Oft herrscht winterliches, kaltes Hochdruckwetter mit entweder generell sehr wenig Wind aus verschiedenen Richtungen oder mit Wind aus Ost bis Südost im Wiener Raum.

Die Gründe für eine PM10 Überschreitungsepisode sollen aus den Witterungsbedingungen bzw. aus den meteorologischen Größen erkannt werden. Mögliche PM10 Hauptquellengruppen (Art / Ort) werden einerseits durch die chemische Analyse, andererseits durch die Untersuchung der Windverhältnisse (z.B. Rückwärtstrajektorien) bestimmt.

Unterschieden werden 3 verschiedene Fälle von Episoden:

- **Überschreitung des EU-Grenzwertes sowohl der Stadtmessstellen als auch der Hintergrundmessstellen**
- **Überschreitung der Stadtmessstellen, im Hintergrund deutlich geringere PM10 Konzentrationen**
- **Mischformen**

3 typische Überschreitungsepisoden wurden untersucht:

- **Episode 1: 7. bis 10.01.2004**
- **Episode 2: 23. bis 28.01.2004**
- **Episode 3: 10. bis 19.03.2004**

4.6.1 Analyse der Episode 1 (7.-10.01.2004)

Von der Universität Köln sind im Rahmen des EURAD – Projektes („Europäisches Ausbreitungs- und Depositionsmodell) modellierte PM10 Verteilungen für Europa täglich abrufbar (<http://www.eurad.uni-koeln.de/>). In den folgenden Abbildungen sind die prognostizierten PM10 Belastungen als maximale Tagesmittelwerte in Europa dargestellt.

In Wien trat das Maximum der Belastung während der Episode 1 am 8.1.2004 auf. In der modellierten Verteilung wird das Maximum für den Wiener Raum erst für den 9.1.2004 vorhergesagt. Österreich ist im Modell zu diesem Zeitpunkt von einer Zone hoher PM10 Werte von Westen, Norden und Osten umgeben. Wetterbedingt ziehen die hohen Werte am 12.1.2004 in Richtung Osten ab. Hier lässt das EURAD-Modell qualitativ gute Aussagen für bevorstehende PM10 Belastungen zu.

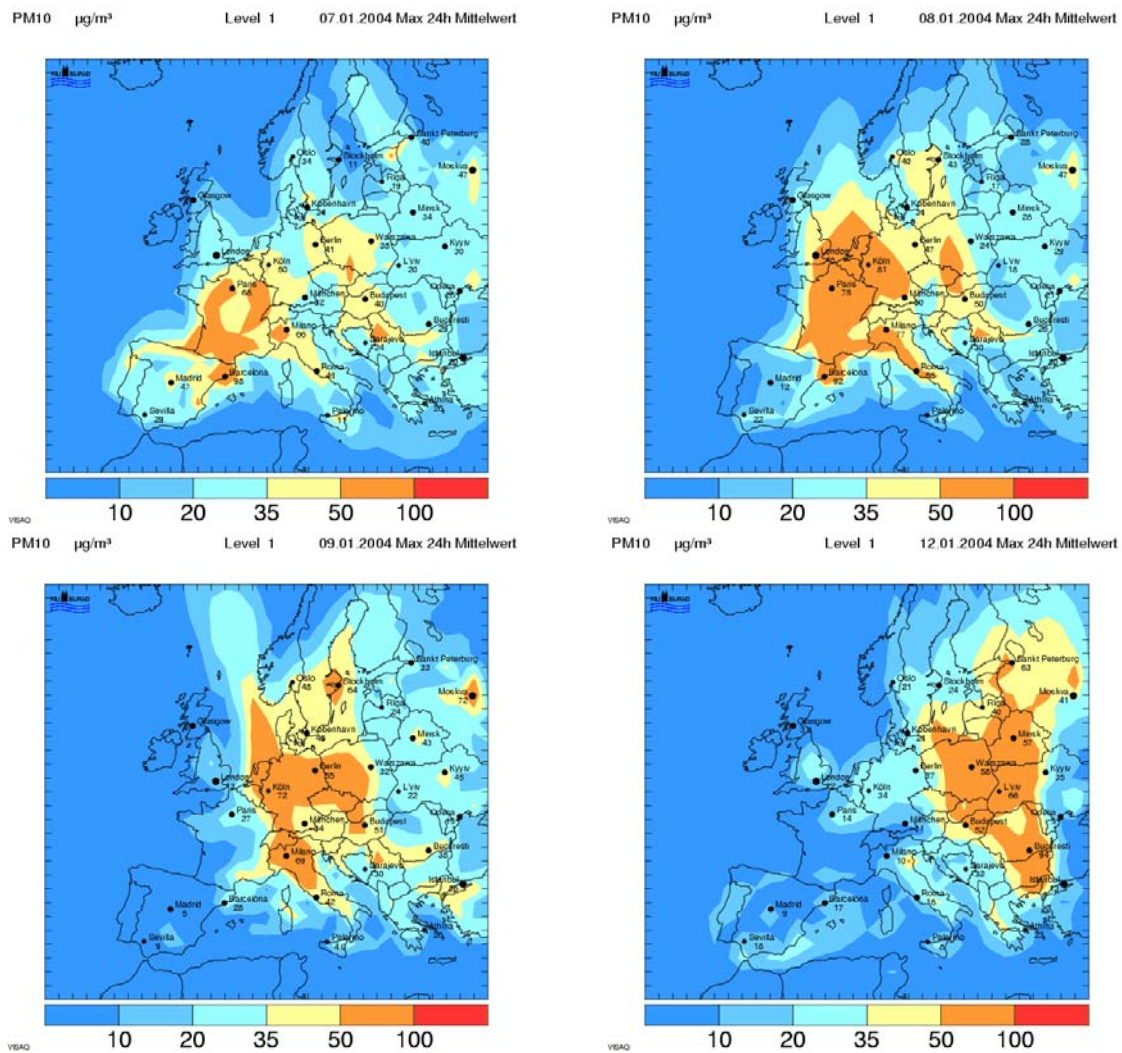


Abbildung 108 a-d: Modellerte PM10 Belastung in Europa während der Episode 7.-10.1.2004.

Zum Vergleich der Zeitreihen von PM10 und meteorologischen Parametern wird in den nachfolgenden Diagrammen die gesamte relevante meteorologische Information gemeinsam mit PM10 Daten dargestellt. Relevante Größen wie Windgeschwindigkeit, Niederschlagssumme, Niederschlagsart, Mitteltemperatur, Minimumtemperatur, Maximumtemperatur, Sonnenscheindauer, relative Feuchte und atmosphärischer Druck werden verwendet (Daten: ZAMG Wien; Tagesmittel). Hinzu kommen noch die PM10 Tagesmittelwerte der AQUELLA Messstationen und der Hintergrundstationen Mistelbach und Stixneusiedl. Vorsicht ist beim Ablesen der Werte geboten, da sich die Reihen einmal auf die linke, einmal auf die rechte Ordinate beziehen. An der unteren Abszisse sind das Datum und die am Beobachtungstag herrschende Wetterlage zu sehen. Die Wetterlagenklassifikation für Österreich bzw. für Europa (Tabelle 29) wurde von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik Wien erstellt. Die Windrichtung am AKH-Dach als Tagesmittelwert (Daten: MA22, HMW) und Inversionsindikator sind auf der zweiten Abszisse aufgetragen. Der Inversionsindikator bezieht sich auf in Punkt 4.4 beschriebene Radiosondenaufstiege und

wird mit „Inv.“ abgekürzt. Bodeninversionen werden durch die in Abbildung 114 dargestellten Temperaturdifferenzen erfasst.

Um den Bodendruck in Abbildung 109 an die Skalierung der linken Ordinate anzupassen, werden die Tagesmittelwerte des Drucks minus 900hPa gerechnet.

Episode 1

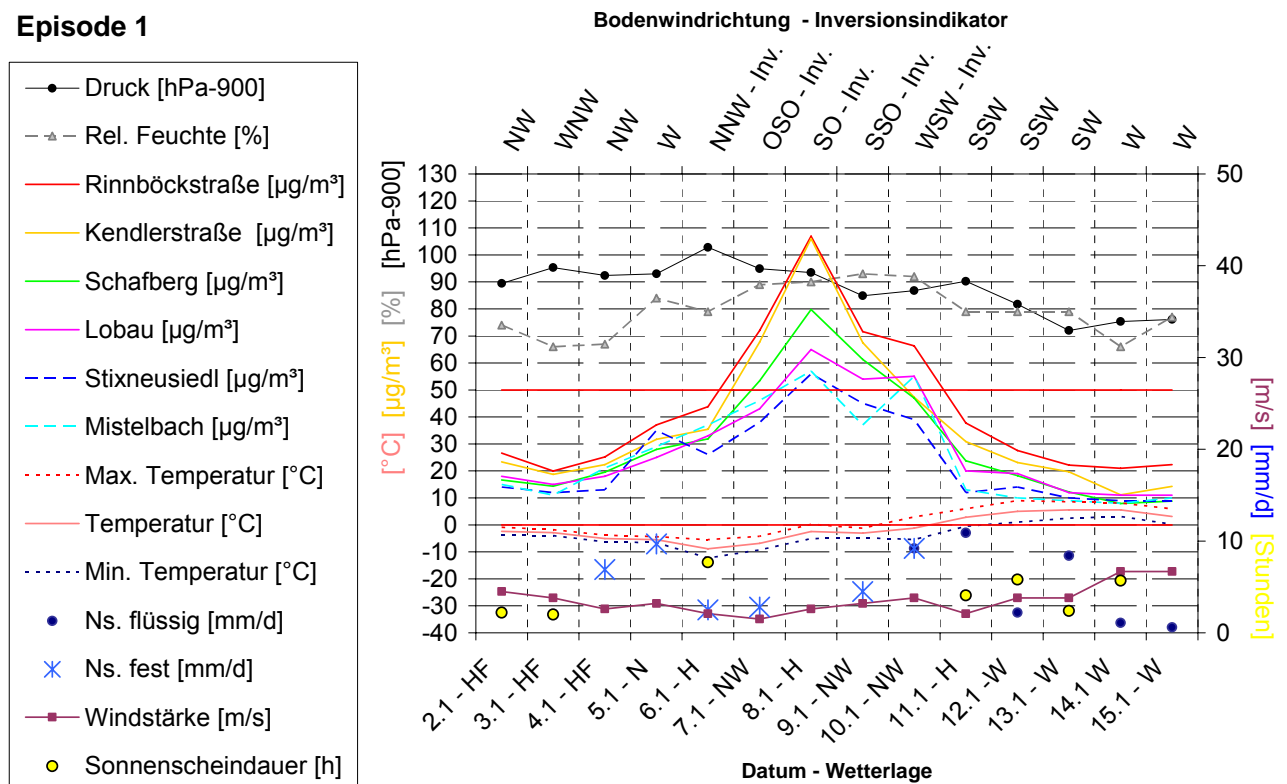


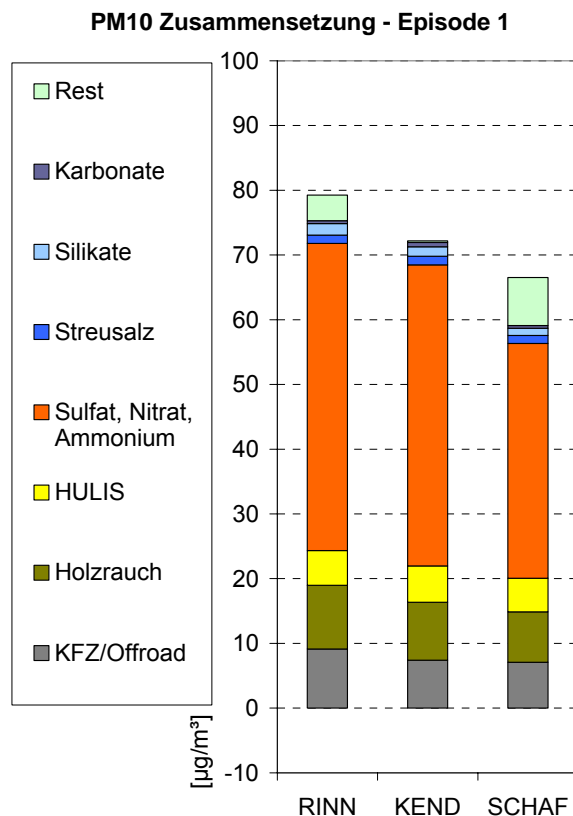
Abbildung 109: Episode 1 (7.-10.1.2004): PM10 Zeitreihen mit Meteorologischen Parametern der Station Hohe Warte; Überschreitung der Stadt- und Hintergrundmessstellen; zudem mit hohen Beiträgen an „städtischem Aerosol“.

Abbildung 109 stellt den PM10 Verlauf der Stadtmessstellen Rinnböckstraße und Kendlerstraße und der Hintergrundmessstellen Schafberg, Lobau, Stixneusiedl und Mistelbach in Kombination mit meteorologisch relevanten Größen dar (Station Hohe Warte: Seehöhe 198m, Anemometerhöhe 35m). Bei Betrachtung der Vorgeschichte dieser Episode ist zu erkennen, dass mit Bodenwind aus Nordwest und Schneefall von 4. bis 6. Jänner die Stadtbelastung etwa gleichauf mit der Hintergrundbelastung liegt. Danach dreht jedoch der Tagesmittelwind auf Südost und wird schwächer. Wichtig ist die Inversion in der Höhe, die bei schwachem Wind am 7. und 8.1.2004 unter 500m Meereshöhe liegt, womit ein Abtransport der Luftmassen über den Wiener Wald hinweg erschwert wird (Stau effekt der belasteten Luft aus östlichen Regionen). Die Wetterlage deutet teilweise auf Hochdruck bzw. einen schwachen Druckgradienten über Österreich (→ Wetterlage).

Beinahe identisch zeigen sich Rinnböckstraße und Kendlerstraße, wobei sich am 8.1.2004 ein „urban impact“ von etwa 40 µg/m³ zwischen Rinnböckstraße und Lobau ergibt – am Schafberg hingegen deutlich geringer. Hier wird die Reaktion des Schafbergs auf bodennah transportiertes Stadtaerosol bei Südostwind deutlich. Da die Hintergrundmessstellen Lobau,

Stixneusiedl und Mistelbach auch an ein bis drei Tagen den Grenzwert überschreiten, muss sich die Hintergrundbelastung bereits auf erhöhtem Niveau befinden. Somit ergibt sich eine Mischform der Überschreitungsarten, die sekundär gebildete Substanzen im Hintergrund mit Anteilen an Stadtaerosol kombiniert. Niederschläge ab 9.1.2004, Bodenwind aus westlichen Richtungen ab 10.1.2004 und schließlich Westwetter ab 12.1.2004 beenden diese Episode.

Eine Druckabnahme während den Überschreitungstagen wird sich auch in Folge bei weiteren Episoden zeigen, da Gebiete hoher Feinstaubbelastung oft mit Hochdruckgebieten



zusammenfallen. Vom Atlantik her annähernde, großräumige Tiefdruckkomplexe bewirken den Druckfall in Österreich. Dies wiederum zeigt ein mögliches Ende der Episode an, da derartige Systeme meist einen Luftmassenwechsel in Mitteleuropa bewirken.

In Abbildung 110 überwiegt der sekundär gebildete Anteil an PM10 (SO_4 , NH_4 , NO_3 , HULIS) und schwappt so zu sagen über Wien hinweg. Nunmehr verantwortlich für die hohe PM10 Belastung waren in überwiegendem Maße das anorganische Sekundäraerosol (Sulfate und Nitrate) überwiegend von Vorläufersubstanzen außerhalb des Raum Wiens stammend. Aussagen über mögliche Quellregionen werden anhand der Rückwärtstrajektorien in Abbildung 113 getroffen.

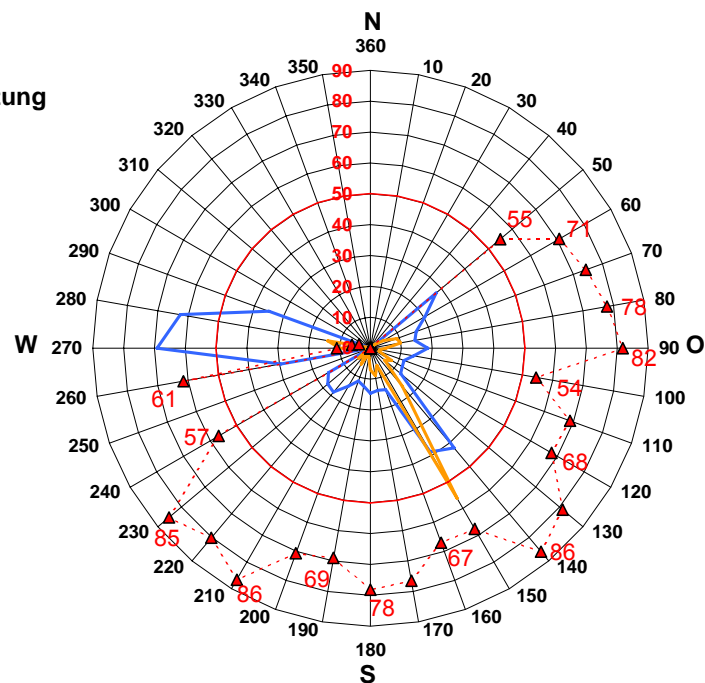
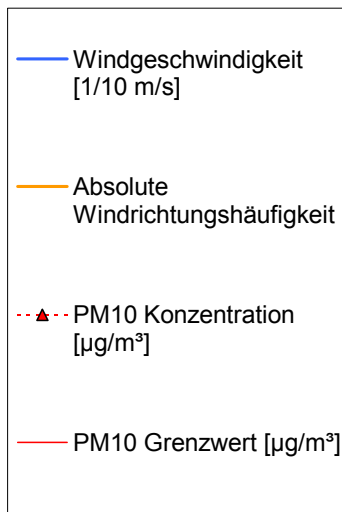
Abbildung 110: Chemische Analyse der Episode 1 (7.-10.1.2004)

Verschwindend klein sind die mineralischen Anteile, aufgrund von überwiegend beschneiten oder nassen Straßenverhältnissen, welche die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub verhindern.

Die Windgeschwindigkeit in Abbildung 111 am AKH-Dach ist aufgrund der Messhöhe um einiges höher als in der Lobau: Seehöhe der Station 270m mit einer Anemometerhöhe von 80m über Grund. Fehlende PM10 Werte in einzelnen Sektoren bedeuten nur die Abwesenheit eben dieser Windrichtung in der Episode 1. Außer bei West- bzw. Nordwestwind (ab 10.1.2004 12 Uhr) liegen alle PM10 Mittelwerte der Kendlerstraße für die jeweiligen Sektoren über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - sehr ähnlich auch in der Lobau mit einem maximalen Konzentrationsmittelwert bei einer Windrichtung von 170° . Generell zeigen sich hohe PM10

Werte nicht nur bei Ostwinden, sondern auch bei Süd und Südwest, wobei Südost die dominante Windrichtung darstellt.

**Kendlerstraße - Episode 1
PM10-Windrose
mit abs. Häufigkeit der Windrichtung
und Windgeschwindigkeit**



**Lobau - Episode 1
PM10-Windrose
mit abs. Häufigkeit der Windrichtung
und Windgeschwindigkeit**

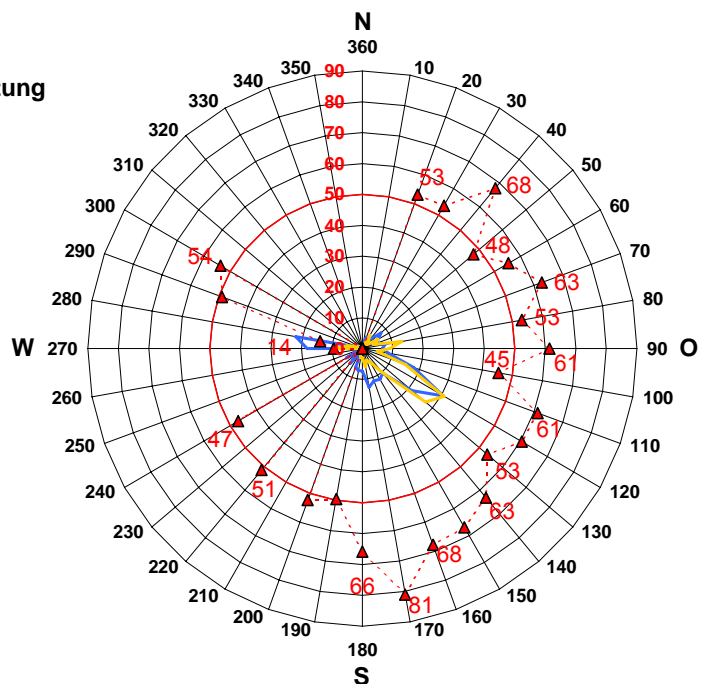
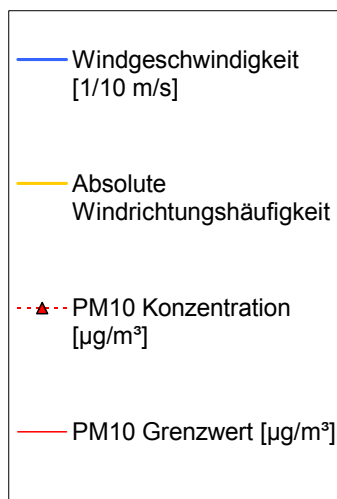


Abbildung 111 a / b: PM10 Windrosen für Kendlerstraße mit Winddaten von AKH-Dach (a) und für Lobau mit Winddaten von Lobau (b) im Zeitraum 7.1.2004 (0 Uhr) – 11.1.2004 (0 Uhr).

Aus Halbstundenmittel werden in den Sektoren der Windrichtung wiederum PM10- und Windgeschwindigkeitsmittelwerte gebildet.

Daten: MA22

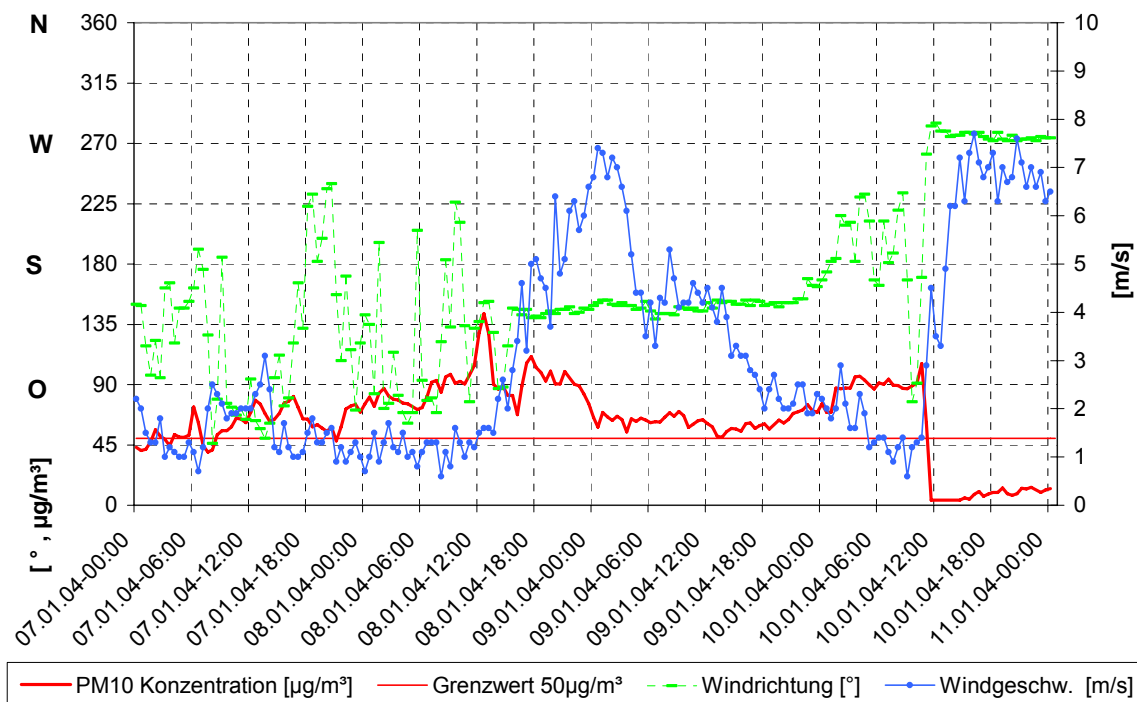


Abbildung 112: PM10 Konzentration (Kendlerstraße), Windgeschwindigkeit und Windrichtung (AKH-Dach) als Funktion der Zeit für die Episode 1. Daten: MA22 (Halbstundenmittelwerte)

Die teilweise sehr hohen Windgeschwindigkeiten in Abbildung 112 kommen wieder durch die Messhöhe am Dach des Allgemeinen Krankenhauses zustande. Windrichtung und PM10 Konzentration beziehen sich auf die linke, die Windgeschwindigkeit auf die rechte Ordinate. Mit einer flachen Druckverteilung bzw. schwachen, drehfreudigen Winden bleibt am 7. und 8.1.2004 die Luft tendenziell über der Region. Hohe Windgeschwindigkeiten (von 8.1. auf 9.1.2004) müssen nicht zwingend eine geringe Feinstaubbelastung bedeuten, denn die PM10 Konzentration bleibt stetig über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Starke Advektion von anorganischem Sekundäraerosol in diesem Zeitraum ist die Ursache. Für primär gebildete Partikel hingegen gilt ein reziproker Zusammenhang zur Windgeschwindigkeit: Starker Wind bewirkt schnelle Verdünnung und Abtransport der Emissionen.

Auffällig hier das abrupte Ende der Überschreitungsepisode am 10.1.2004 um ca. 12 Uhr. Anders als bei Tagesmittelwerten ist klar ersichtlich, dass das Ende einer Episode keinesfalls einen stetigen Konzentrationsabfall bedeutet, sondern in diesem Fall das Gegenteil – von Werten jenseits der $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durch einen Luftmassenwechsel aus West auf Werte weniger als $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Rückwärtstrajektorien:

Am Webserver des National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Air Resources Laboratory (ARL) können mit dem HYSPLIT-Modell (Hybrid Single-Particle Lagrangian

Integrated Trajectory) sowohl Vorwärts- als auch Rückwärtstrajektorien gerechnet werden. Die Berechnungen beruhen auf meteorologischen Reanalysedaten [xiv], [xiv]. (www.arl.noaa.gov/ready.html)

lat : 48.208611 lon.: 16.374167 hghts: 10, 100, 200 m AGL

Trajectory Direction: Backward Duration: 120 hrs Meteo Data: reanalysis

Vertical Motion Calculation Method: Model Vertical Velocity

Produced with HYSPLIT from the NOAA ARL Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/>)

NOAA HYSPLIT MODEL

Backward trajectories ending at 15 UTC 08 Jan 04
CDC1 Meteorological Data

NOAA HYSPLIT MODEL

Backward trajectories ending at 18 UTC 09 Jan 04
CDC1 Meteorological Data

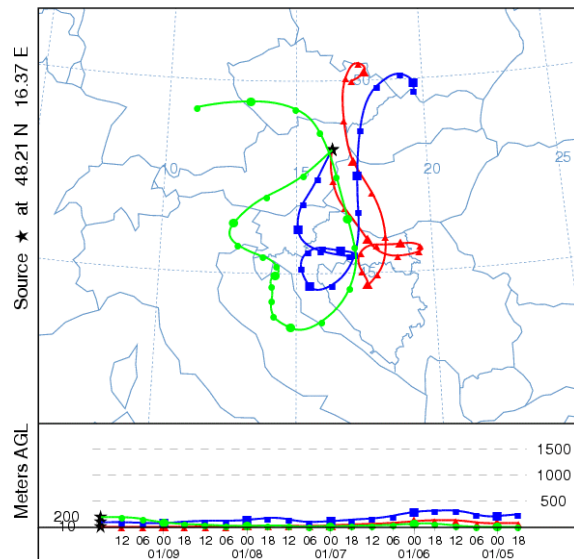
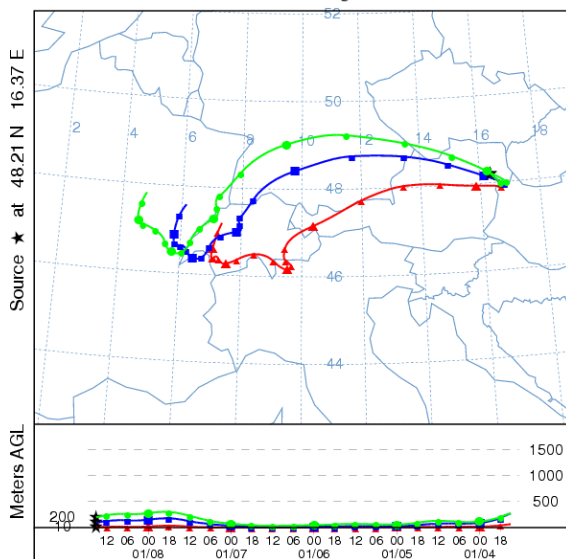


Abbildung 113 a/b: Rückwärtstrajektorien: für 8.1.2004(15 UTC) und 9.1.2004 (18 UTC)

Abbildung 113 a/b zeigt drei Rückwärtstrajektorien in unterschiedlichen Höhen (10, 100, 200m) am Endpunkt über Wien-Stephansdom (Koordinaten: 48,21°N / 16,37°E) mit einer Laufzeit von 120 Stunden. Im Vertikalschnitt ist zusätzlich die Trajektorienhöhe über Bodenniveau des Modells (Meters AGL) als Funktion der Zeit dargestellt.

Aus der Abbildung 113 a ersichtlich ist eine beinahe stehende Luft im Wiener Raum am 8.1.2004 vor 15 Uhr, was auch gut mit den Windverhältnissen in Abbildung 112 übereinstimmt. Ähnlich gestaltet sich der 7.1.2004, wobei entgegen der mittleren Windrichtung aus OSO (AKH-Dach) die Trajektorienbahn von Süddeutschland direkt nach Ostösterreich verläuft. Somit sind am 7. und 8.1.2004 so zu sagen neben „hausgemachten“ Primärschwebstoffen des Raum Wiens ein Ferntransport aus Österreich, Süddeutschland und eventuell der Schweiz für die Überschreitung verantwortlich.

Mit lebhaftem Südostwind am 9.1.2004 werden Luftmassen vorwiegend aus Gebieten am Balkan nach Österreich verfrachtet (b), welche etwa 4 Tage zuvor aus nördlicher Richtung das erste Mal Ostösterreich überströmten (Trajektorienlaufzeit: 120 Stunden). Hier spielt der Ferntransport sicherlich eine bedeutendere Rolle als die Tage zuvor.

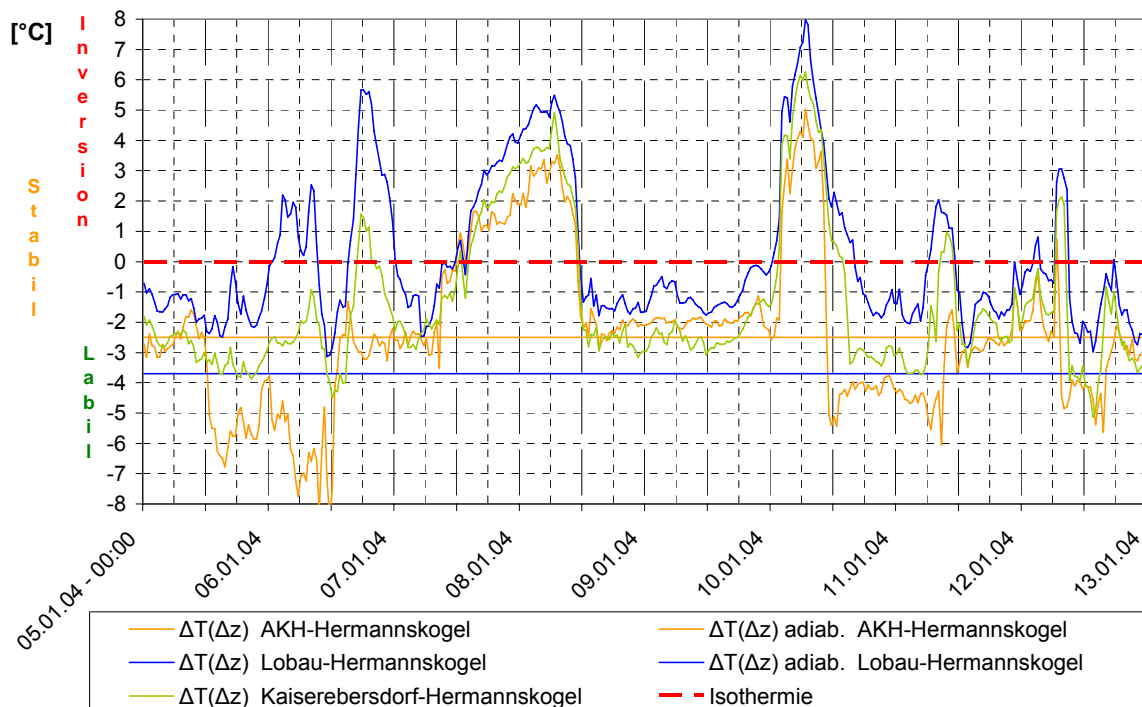


Abbildung 114: (Episode 7.-11.1.2004) Zeitlicher Verlauf der Temperaturdifferenzen und adiabatische „Temperaturgradienten“ zwischen den Stationen

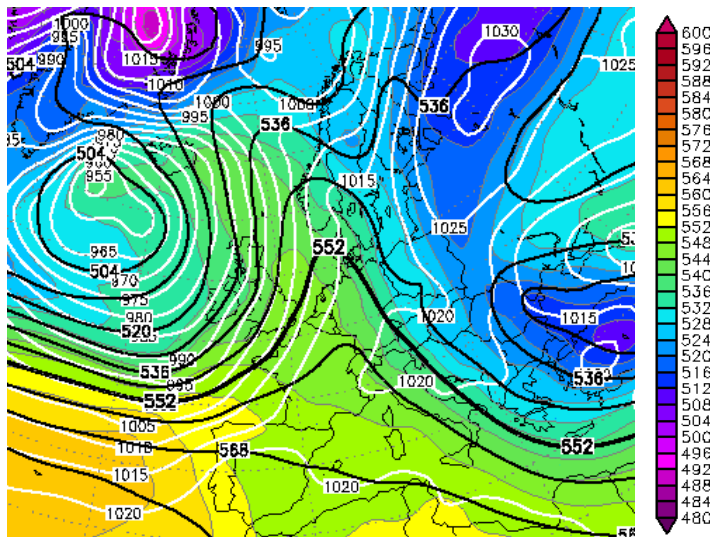
- AKH (270m) und Hermannskogel (520m)
- Lobau (150m) und Hermannskogel
- Kaiserebersdorf (155m) und Hermannskogel (Daten: MA22, Halbstundenmittel).

$-1^{\circ}\text{C}/100\text{m} = \Delta T/\Delta z_{\text{adiab.}}$ entspricht dem trockenadiabatischen „Temperaturgradienten“ (konstant), d.h. ohne diabatische Prozesse wie etwa Kondensation zwischen beiden Niveaus. Eine derartige Temperaturabnahme mit der Höhe bedeutet neutrale Schichtung. Wegen gleichem Höhenunterschied entspricht $\Delta T(\Delta z)_{\text{adiab.}}$ von Lobau-Hermannskogel ($-3,7^{\circ}\text{C}/370\text{m}$) der Temperaturdifferenz von Kaiserebersdorf-Hermannskogel. Analog wird dann $\Delta T(\Delta z)_{\text{adiab.}}$ von AKH-Hermannskogel mit $-2,5^{\circ}\text{C}/250\text{m}$ berechnet. Nun ist im zeitlichen Verlauf die thermische Schichtung der bodennahen Atmosphäre über Wien einzuschätzen. Eine Temperaturabnahme mit der Höhe stärker als $\Delta T/\Delta z_{\text{adiab.}}$ bedeutet labile Verhältnisse – sonst stabile Schichtung oder Inversion. Zu beachten ist, dass die Messstelle AKH-Dach durch im Nahbereich freigesetzte Abluft zu hohen Temperaturen aufzeichnet ^[xliii]. Dieser Umstand macht sich besonders bei Westwind bemerkbar. Auch am Hermannskogel ergeben sich durch Erwärmung der hangnahen Luftschichten tagsüber höhere Temperaturen als in der freien Atmosphäre ^[xliii].

Inversion bzw. sehr stabile Verhältnisse durch wenig Wind herrschen zwischen 7.1.2004 um 12 Uhr und 8.1.2004 um 12 Uhr (Maximum der Belastung) vor. Danach löst lebhafter Wind aus Südost die Bodeninversion auf. Die PM₁₀ Konzentration sinkt zwar, bleibt aber durch Advektion von Sekundäraerosol auf hohem Niveau. Ein zweiter Anstieg von PM₁₀ zeigt sich in der Nacht von 9. auf 10.1.2004, was durch Einschlagen des Windes aus Südost und

folglich Ausbildung einer starken Inversion bestätigt wird; ebenso in der ersten Tageshälfte des 10.1.2004.

Wetterlage:



Hoher Druck und kontinentale Kaltluft liegen über Teilen Russlands bis Ost- und Mitteleuropa, ein Hochdruckkeil in 500hPa überquert Europa von West nach Ost bzw. schwächt sich in weiterer Folge ab. Eine derartige Lage schafft die Voraussetzungen für eine mögliche Überschreitungsepisode.

Abbildung 115: Großwetterlage am 8.1.2004 um 0 UTC aus den Analysekarten des GFS-Modells: 500hPa Geopotential [gpm] (schwarze Linien), Bodendruck [hPa] (weiß), relative Topographie H500-H1000 [gpm] (Farbflächen) (www.wetter3.de).

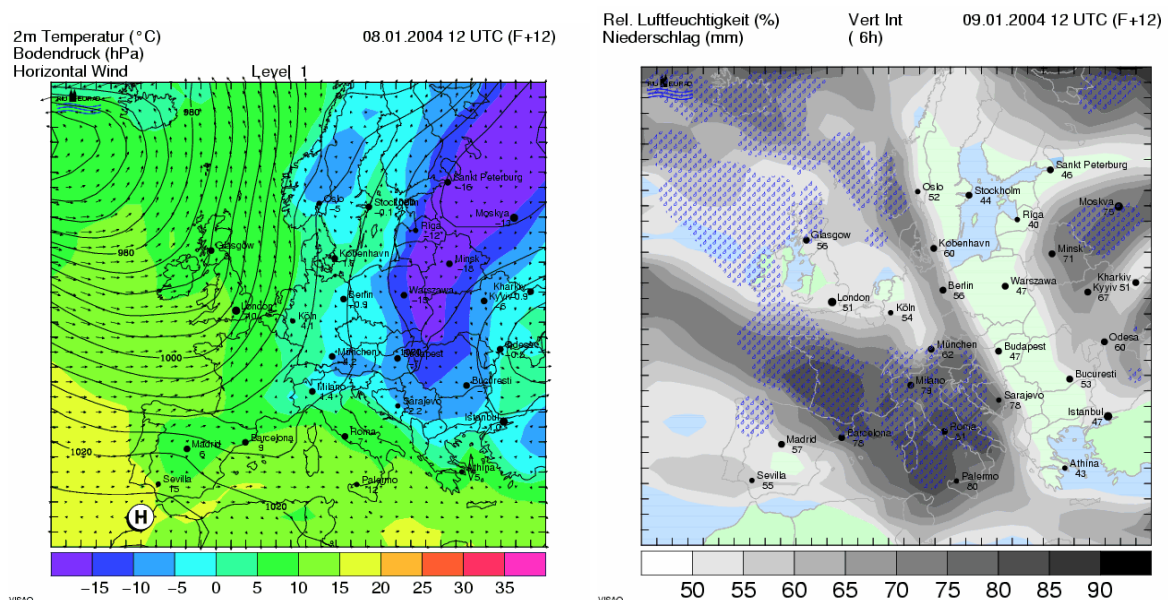
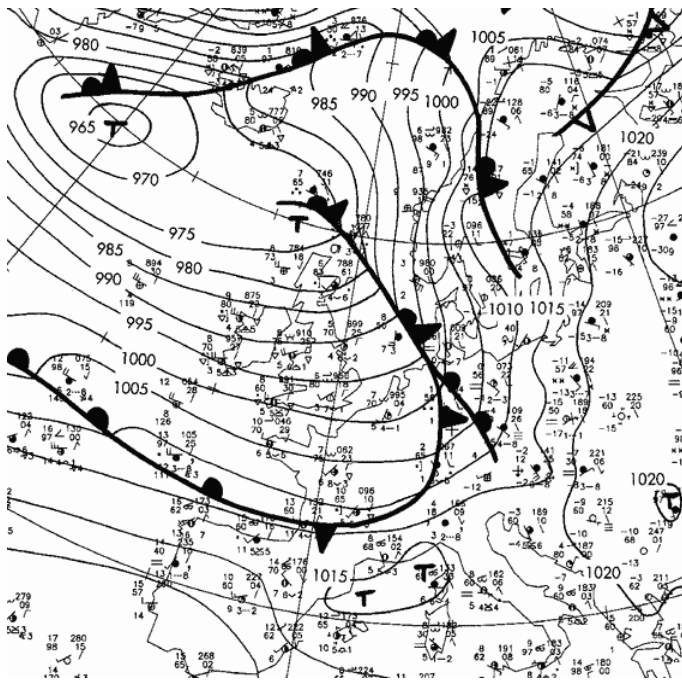


Abbildung 116: Temperaturverteilung (Farbflächen), Bodendruck, Windrichtung u. Geschwindigkeit über Europa aus der 12-stunden Prognose des MM5-Modells für 8.1.2004 um 12 UTC.

Abbildung 117: Vertikal integrierte Relative Feuchte (%) dargestellt mit Niederschlagsgebieten für 9.1.2004 um 12 UTC (12-stunden Prognose).

(Quelle: Rheinisches Institut für Umweltforschung, www.eurad.uni-koeln.de)



Ein Tiefdrucksystem nähert sich Mitteleuropa von Westen (Abbildung 116), wobei eine langgezogene Kaltfront Mitteleuropa überquert. Kontinentale Kaltluft wird auch im Wiener Raum von atlantischer Luft abgewechselt.

Abbildung 118: Bodenanalyse des Deutschen Wetterdienstes: Bodendruck mit Fronten am 9.1.2004 um 0 Uhr UTC. (Quelle: www.wetter3.de).

4.6.2 Analyse der Episode 2 (23. bis 28.01.2004)

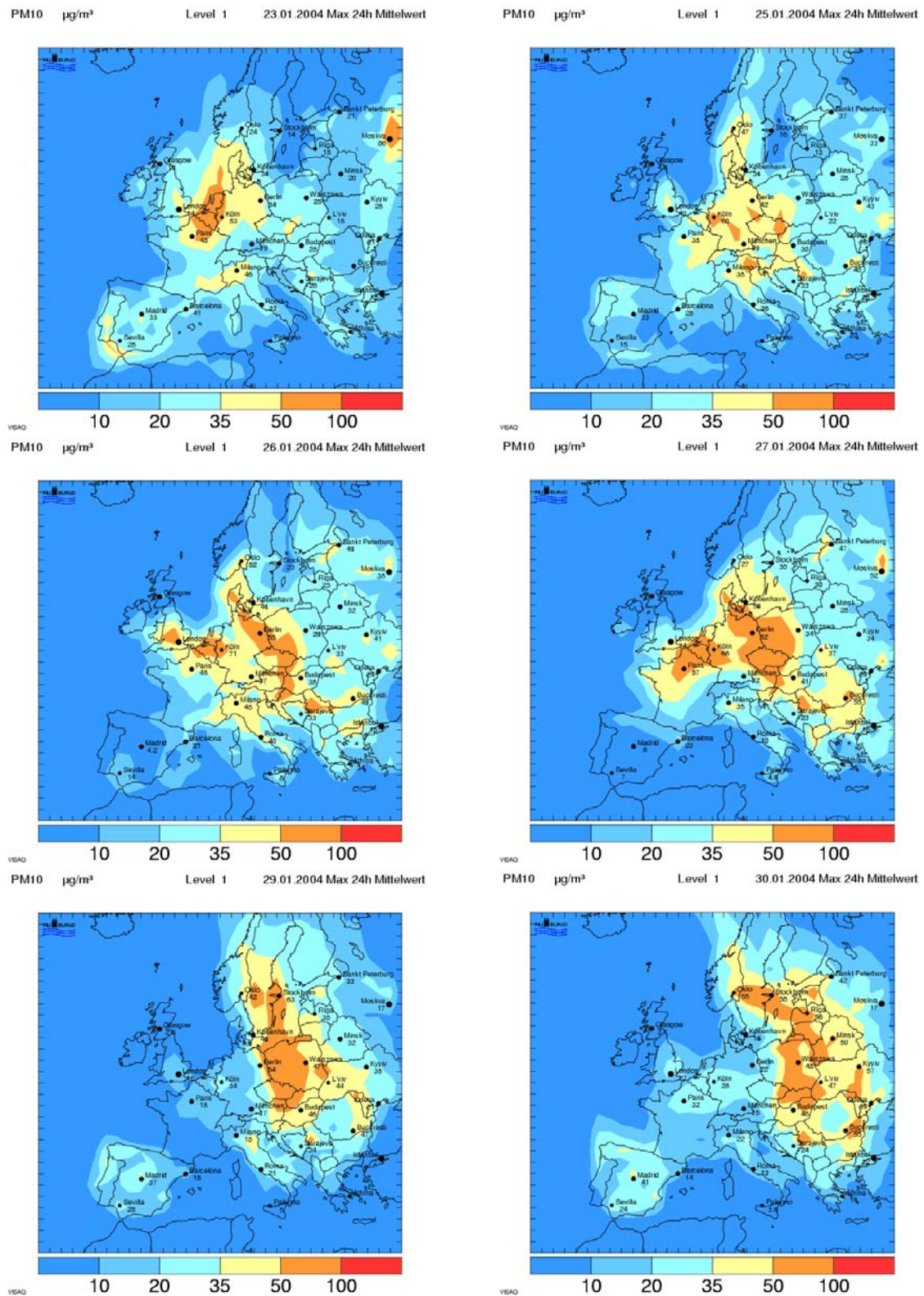


Abbildung 119 a-f: Modellerte PM10 Belastung in Europa während der Episode 2.

Episode 2

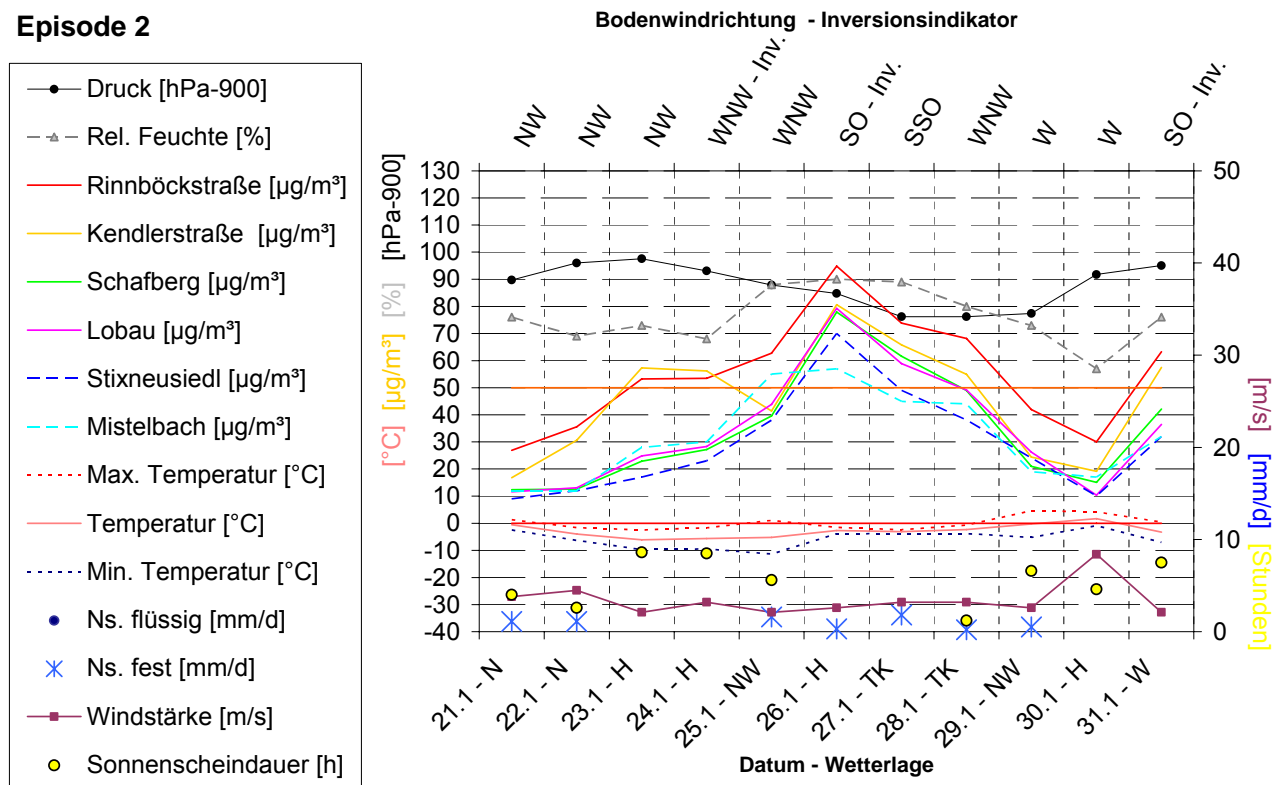
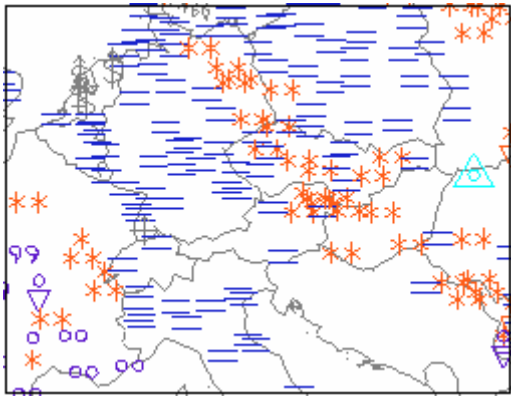


Abbildung 120: Episode 2 (23.1.-28.1.2004): PM10 Zeitreihen mit Meteorologischen Parametern (Hohe Warte); Wechsel der Art der Überschreitung während der Episode.

Die Zeit zwischen 10. und 21.1.2004 ist geprägt von lebhaften Winden aus West, Niederschlägen und Mitteltemperaturen über der 0°C Grenze. Am 23.1.2004 wird witterungsbedingt eine zweite markante Überschreitungsepisode eingeleitet mit ersten Überschreitungen der Stadtmessstellen von 23. bis 25.1.2004, wobei alle Hintergrundstationen deutlich niedrigere Werte zeigen. Die Wetterlage mit höherem Druck und kontinentaler Kaltluft über Mitteleuropa entspricht den nötigen Voraussetzungen dafür. Sonnenschein, kein Niederschlag und leichter bis mäßiger Bodenwind aus Nordwest bestimmen das Wetter dieser Tage (trockene Straßen). Dementsprechend die chemische Zusammensetzung von PM10 (Abbildung 122a) mit relativ hohen Anteilen von Mineralstaub und Streusalz an den verkehrsnahen Messstellen, sowie großräumig auftretenden Anteilen von Sekundärpartikeln und Holzrauch. Auch Mistelbach übersteigt am 25.1.2004 die 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Am 26.1.2004 weisen die Hintergrundmessstellen eine den Stadtmessstellen sehr ähnliche, Konzentration auf, was auf einen Wechsel der Überschreitungsart hindeutet – nun dominiert organisches und vor allem anorganisches Sekundäraerosol (Abbildung 122b). Ein Blick auf die Witterung am 26.1.2004 bestätigt: bodennahe Strömung aus Südost mit Advektion von PM10 Vorläufersubstanzen (\rightarrow Rückwärtstrajektorien), Inversion in der Höhe (ca. 500-700m), beständige Hochnebeldecke mit leichtem Schneefall. (Abbildung 121: blau: Nebel)



Ein Wechsel der Witterung bzw. Windverhältnisse bedeutet hier auch den Wechsel der chemischen Zusammensetzung und der räumlichen Verteilung von Feinstaub in Wien und Umgebung.

Der bekannte Druckfall während der Überschreitungsepisode endet am 27.1.2004 mit dem Durchzug des sich zuvor Westen genäherten Tiefdruckkomplexes. (→Wetterlage)

Abbildung 121: Europawetter vom 26.1.2004 um 6 UTC (blau: Nebel) (www.wetterzentrale.de)

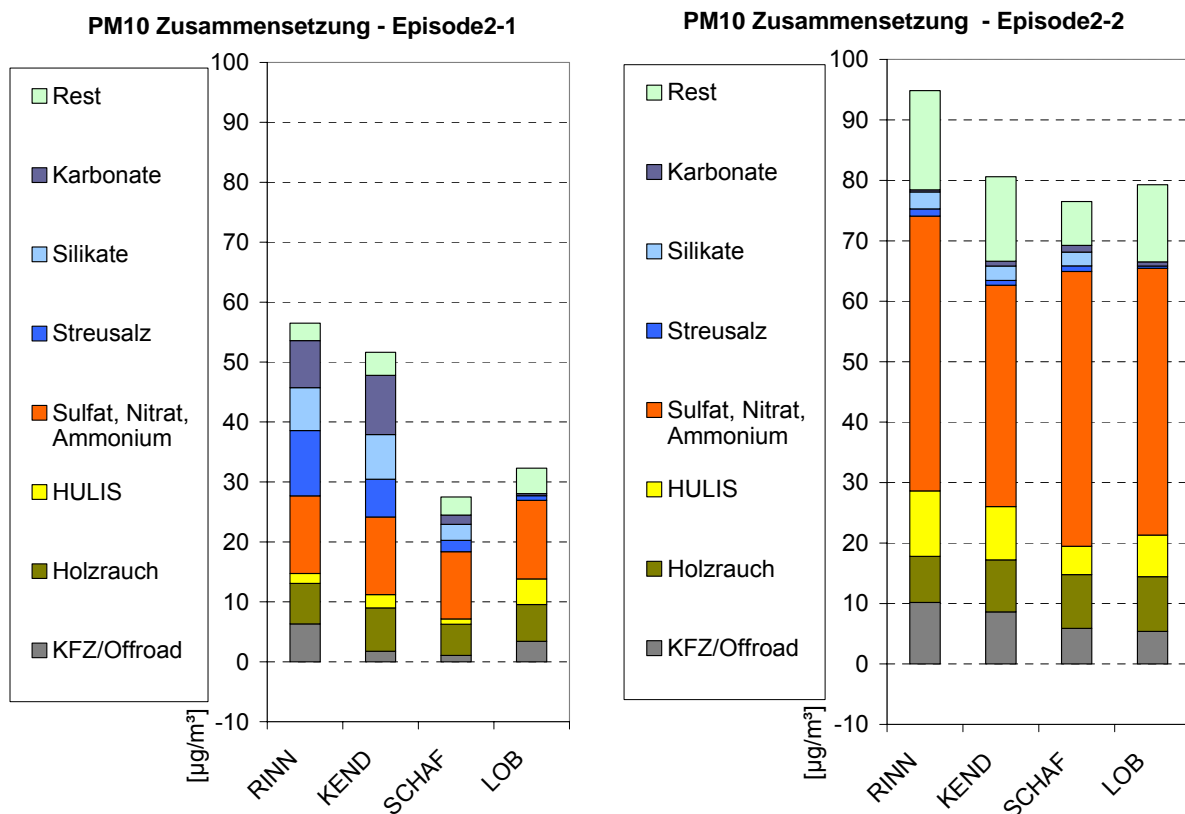


Abbildung 122 a/b: Ein direkter Vergleich der chemischen Analysen der Episode 2-1 (23.-25.1.2004) und Episode 2-2 (26.1.2004) zeigt für die jeweils verschiedenen Witterungsverhältnisse typische, unterschiedliche PM10 Zusammensetzungen.

Im linken Diagramm (Abbildung 122a) sind die hohen Konzentrationen an Karbonaten, Silikaten und Streusalz bei trockenen Straßenverhältnissen markant. Gering im Vergleich zu Abbildung 122b fallen die Beiträge von sekundären Substanzen und Kfz-Abgasen bei Nordwestwind aus. Am Schafberg sind außer Sulfat, Nitrat und Ammonium alle Komponenten abgeschwächt. Da Silikat in der Lobau nicht gemessen wurde, fehlt es in

Abbildung 122 zur Gänze. Nur verkehrsnahe Stationen wurden in diesem Fall von Mineralstaub und Streusalz maßgebend beeinflusst.

Die bodennahe Strömung aus Südost (Abbildung 126) am 26. und 27.01.2004 befördert ähnlich wie in Episode 1 in hohem Maße Sekundäraerosol und teilweise auch Holzrauch bzw. Kfz-Abgase mit Quellregionen außerhalb des Raum Wiens bzw. Österreichs (→ Trajektorien). Aus derart identischen Sekundärwerten an allen vier Stationen (besonders auch für die Lobau bei Südostwind) ergibt sich die Sicherheit, dass die Stadt Wien nur geringfügig dazu beiträgt.

Vielfach sorgt Schneefall von 26. bis 28.1.2004 für schneebedeckte oder feuchte Straßen und somit für geringe Mineralstaubkonzentrationen (Abbildung 120 / Abbildung 121 / Abbildung 124). Nach stetigem Südost dreht am 28.1.2004 gegen 6 Uhr der Wind auf Nordwest: Sekundäraerosol aus Südost überstreicht praktisch zweimal Wien, nämlich von SO nach NW und dann von NW nach SO. Die PM₁₀ Werte sinken dementsprechend nur langsam, an der Kendlerstraße erst um 14 Uhr unter 50 µg/m³ (Abbildung 126).

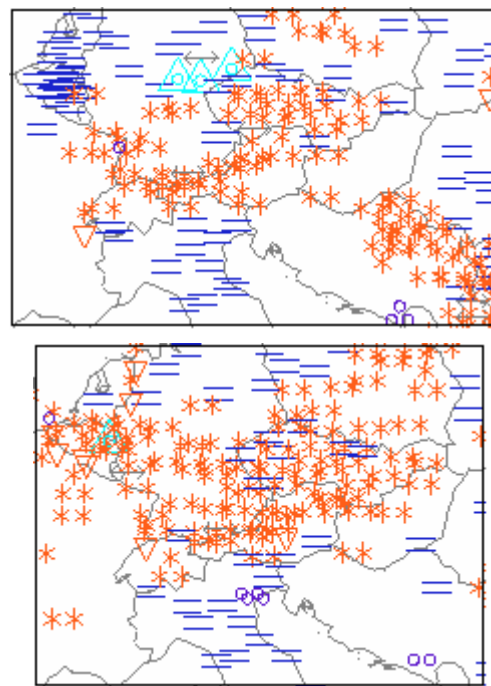
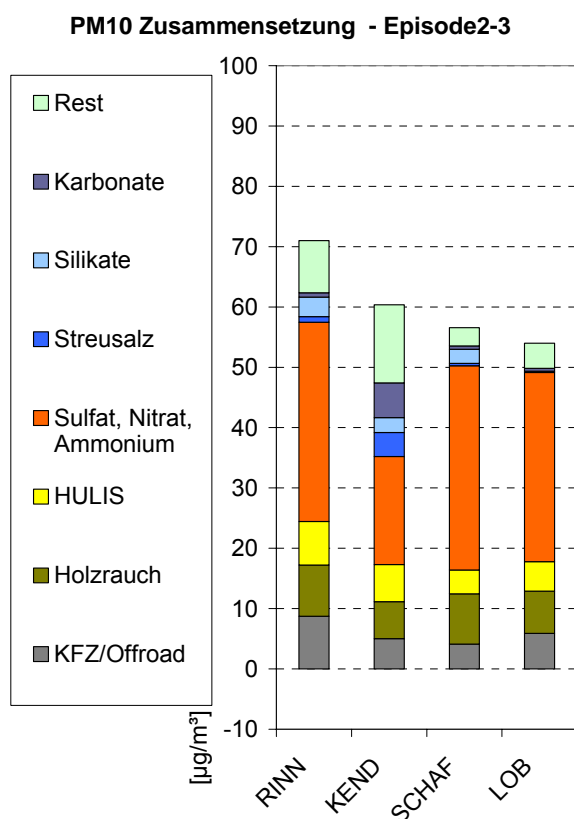


Abbildung 123: Europawetterbeobachtungen am 27. um 12 UTC und 28.1.2004 um 6 UTC.

(www.wetterzentrale.de)

Abbildung 124: Chemische Analyse der Episode 2-3 (27.-28.1.2004)

Starker Westwind am 30.1.2004 beendet diese Episode, die anschaulich zeigt, wie sich durch verschiedene Witterung innerhalb kurzer Zeit völlig verschiedene PM₁₀ Zusammensetzungen ergeben.

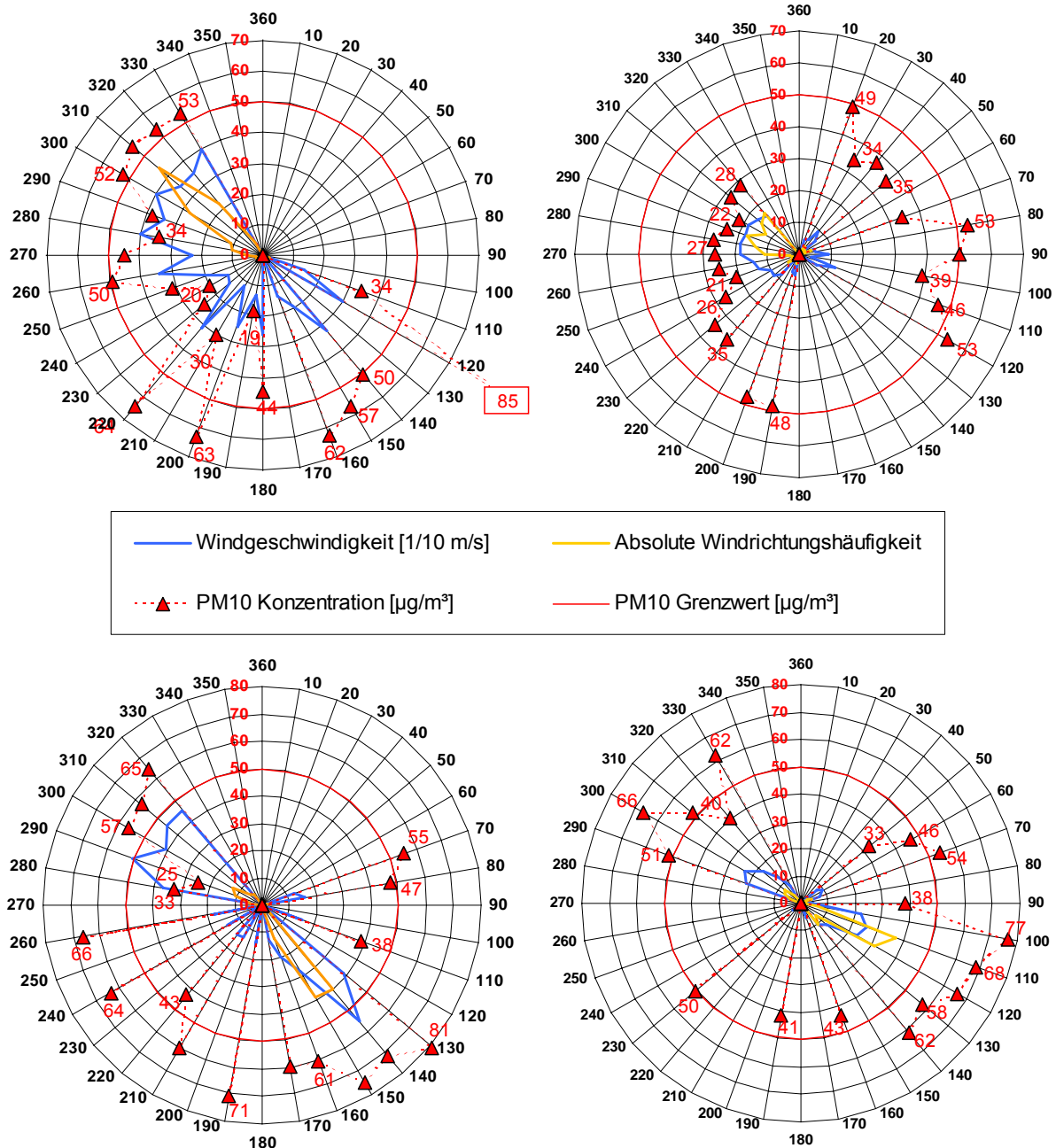


Abbildung 125 a-d: Links (a),(c): PM10 Windrosen für Kendlerstraße mit Winddaten von AKH-Dach.

Rechts (b),(d): PM10 Windrosen für Lobau mit Winddaten von Lobau.

a / b: Episode 2-1 → Zeitraum 23.1. (0 Uhr) – 26.1.2004 (0 Uhr)

c / d: Episode 2-2/2-3 → Zeitraum 26.1. (0 Uhr) – 29.1.2004 (0 Uhr)

Daten: MA22

Ein direkter Vergleich der 4 Windrosen verdeutlicht die räumlich unterschiedliche PM10 Verteilung in Episode 2-1 (Abbildung 125 oben (a/b)) und Episode 2-2/2-3 (Abbildung 125 unten (c/d)). Da von 26.-28.1.2004 die Überschreitungsort eben mit Sekundäraerosol konstant besteht, werden in Abbildung 125 c/d die Episode 2-2 und 2-3 zusammengelegt. Besonders deutlich die geringen Konzentrationen in der Lobau bei Überschreitung an den

verkehrsnahe Messstellen infolge von Mineralstaub- und Streusalzemissionen (b). Mit überwiegend Westwind zeigen sich die PM₁₀ Werte in der Lobau in der Westhälfte der Rose deutlich unter 50 µg/m³ (b), in der Osthälfte hingegen übersteigen die Konzentrationen 50 µg/m³, was auf Quellen außerhalb Wiens deutet (b/d). Die Kendlerstraße zeigt das Maximum auch bei Südost (c); in anderen Sektoren variiert die Konzentration stark. Wind aus Nord bis Ost wurde nie gemessen.

In (c) und (d) täuschen die hohen PM₁₀ Konzentrationen im NW-Sektor, die am 28.1.2004 in den Morgenstunden gemessen wurden. Zuvor aus Südost ferntransportiertes Aerosol überstreicht nun mit Nordwestwind das zweite Mal Ostösterreich.

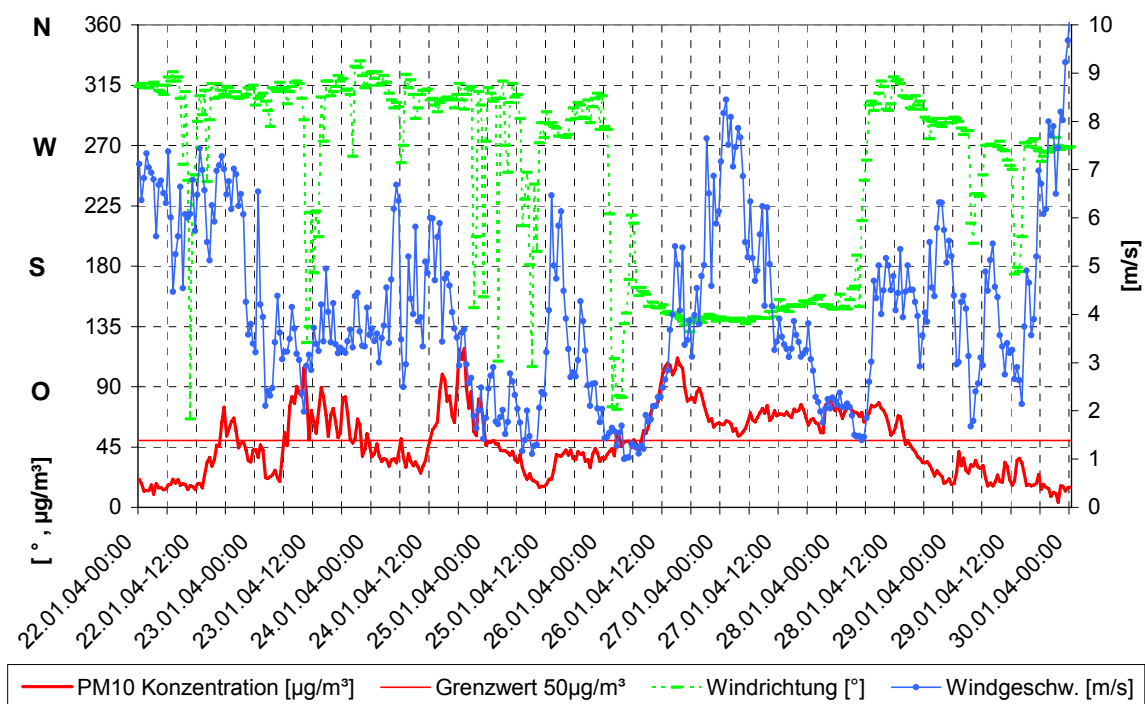


Abbildung 126: PM₁₀ Konzentration (Kendlerstraße), Windgeschwindigkeit und Windrichtung (AKH-Dach) als Funktion der Zeit für die Episode 2 (23.1.-28.1.2004)

Etwas abflauender Wind ab 22.1.2004 lässt die PM₁₀ Werte besonders an den Stadtmessstellen steigen; mit bis zu 6 m/s am AKH-Dach wird Primäraerosol aus Wien schnell abtransportiert. Die ersten drei Überschreitungen von 50 µg/m³ sind jeweils auf die Nachmittagsstunden am 22., 23. und 24.1.2004 konzentriert, was auf einen Tagesgang primärer Partikel hinweist. Zwei Trendlinien für Windgeschwindigkeit und PM₁₀ würden in Abbildung 126 (bis 26.1.2004) eine reziproke Beziehung ergeben (→Konzentration von Primäraerosol indirekt proportional zur Windgeschwindigkeit).

Der Sprung der Windrichtung von WNW auf SO am 26.1.2004 um 0 Uhr ist deutlich zu erkennen. Danach überwiegt der Ferntransport mit bis zu 8 m/s (Halbstundenmittel!) aus Südost. Der Grund für den Windsprung ist direkt aus den Wetterkarten der Abbildung 129 zu entnehmen. In den Vormittagsstunden des 28.1.2004 dreht der Wind wieder auf West und zugleich sinken die Feinstaubwerte.

Rückwärtstrajektorien:

lat : 48.208611 lon.: 16.374167 hgts: 10, 100, 200 m AGL

Trajectory Direction: Backward Duration: 120 hrs Meteo Data: reanalysis
 Vertical Motion Calculation Method: Model Vertical Velocity
 Produced with HYSPLIT from the NOAA ARL Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/>)

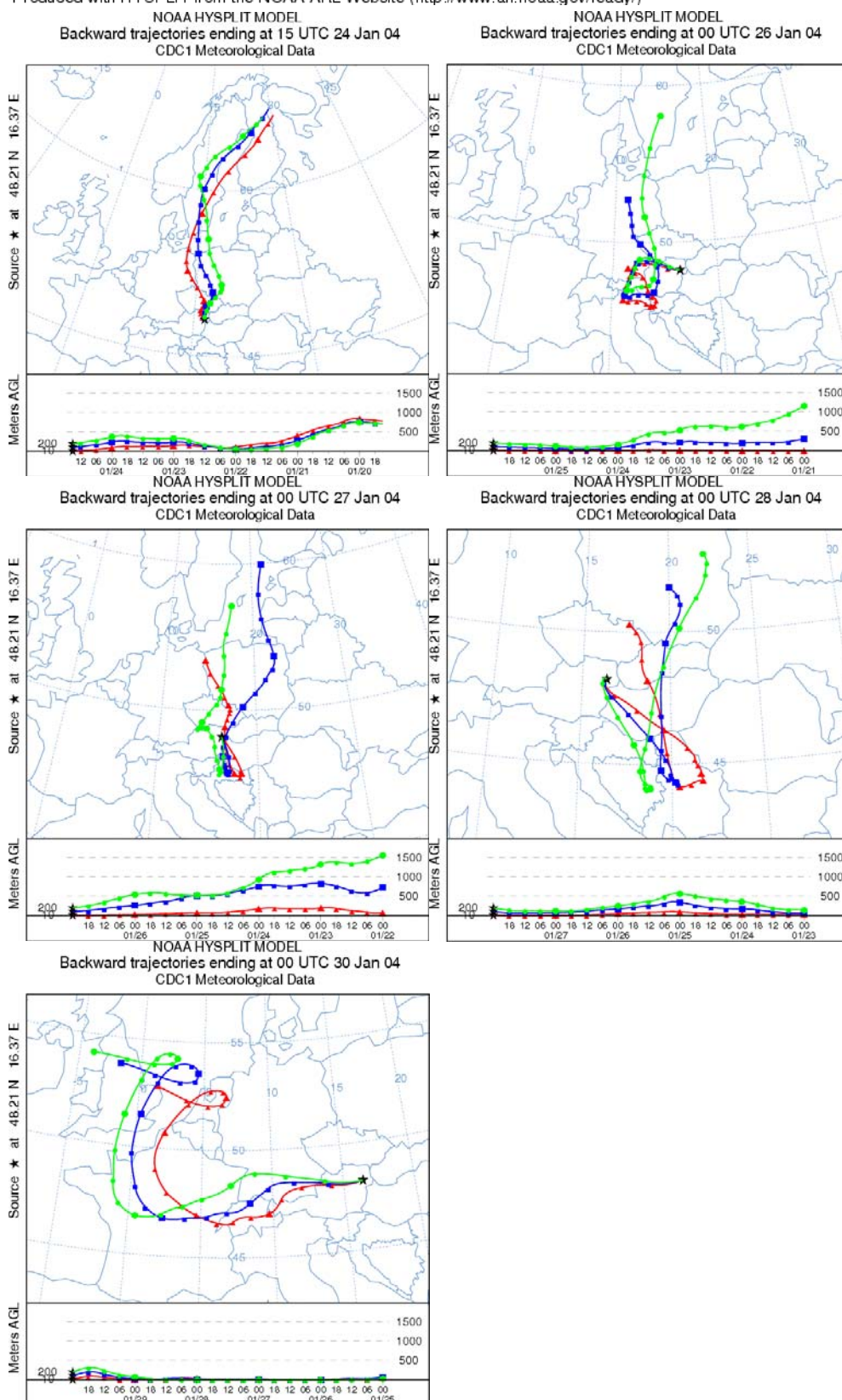


Abbildung 127 a-e : Rückwärtstrajektorien zwischen 23. und 30.1.2004 mit einer Laufzeit von 120 Stunden. Starthöhen in Wien: 10, 100 und 200 Meter über Bodenniveau.

Abbildung 127a steht repräsentativ für Episode 2-1, in welcher die Luft direkt aus Nordeuropa oft deutlich über Bodenniveau und teilweise über Polen und Tschechien nach Österreich strömt. Wenn die Trajektorien das Bodenniveau nicht erreichen, wird nur wenig Aerosol und Vorläufersubstanzen aufgenommen. Die Abbildung 127a/b zeigen eine schwache Strömung in Österreich. Das Zusammenspiel aus geringer Windgeschwindigkeit, Luftmassen aus teilweise höheren Regionen und trockenen Straßenverhältnissen führt zur Überschreitung mit Primäraerosol (v.a. Mineralstaub und Streusalz) und zu geringen Hintergrundwerten.

Quellgebiete der Vorläufersubstanzen von Ammoniumsulfat bzw. -nitrat in Episode 2-2/2-3 werden in den Abbildung 127c/d lokalisiert, wobei bodennahe Trajektorien maßgebend sind. Wesentlich ist die Emissionsstärke in diesen Ländern. Nach 28.1.2004 um ca. 6 Uhr gerät Wien in Einfluss wenig belasteter Luft aus Westeuropa (Abbildung 127e).

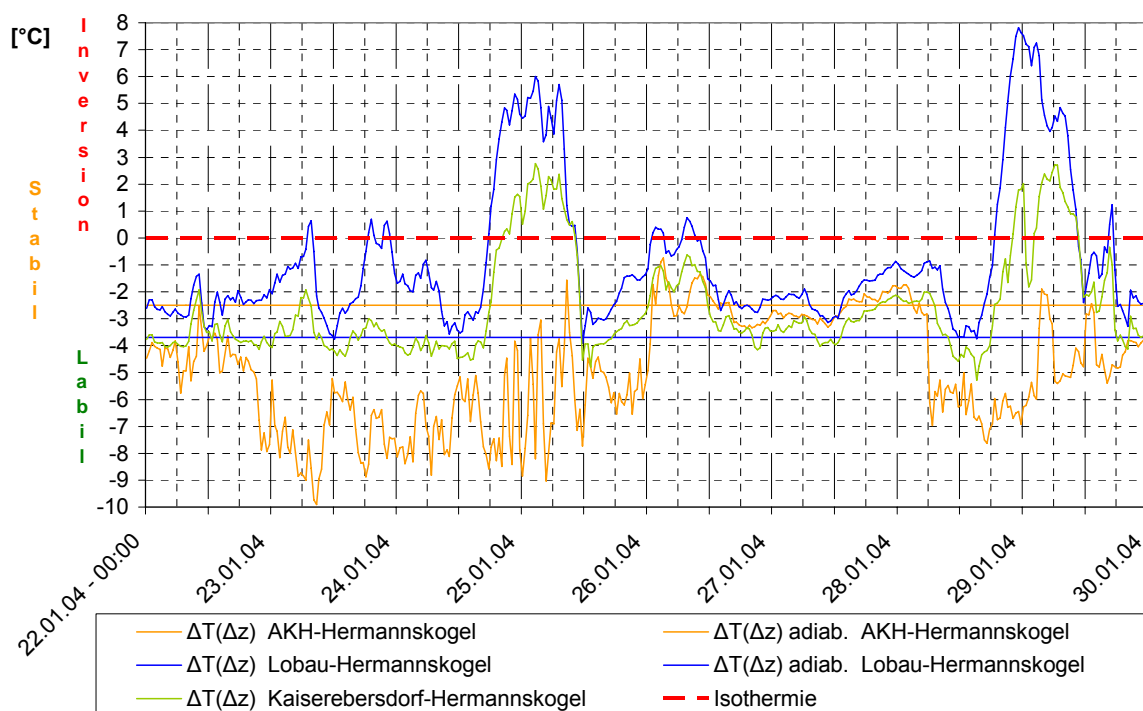


Abbildung 128: Bodennahe thermische Schichtung der Episode 2: Temperaturdifferenzen zwischen den Stationen AKH und Hermannskogel, Lobau und Hermannskogel, Kaiserebersdorf und Hermannskogel aus Halbstundenmittel errechnet. Daten: MA22

Die thermische Schichtung in der Episode 2 befindet sich meist im stabilen Bereich. Die Messstelle AKH wird stark durch Abluft des Gebäudes beeinflusst und gibt teilweise labile Verhältnisse (→nur bei SO-Wind aussagekräftig). Die beiden starken Inversionen in Abbildung 128 haben durch Nordwestwind geringeren Einfluss auf die Feinstaubkonzentration als bei Südostwind. Generell stellen sich durch die oft hohen Windgeschwindigkeiten der Episode 2 selten Inversionslagen ein.

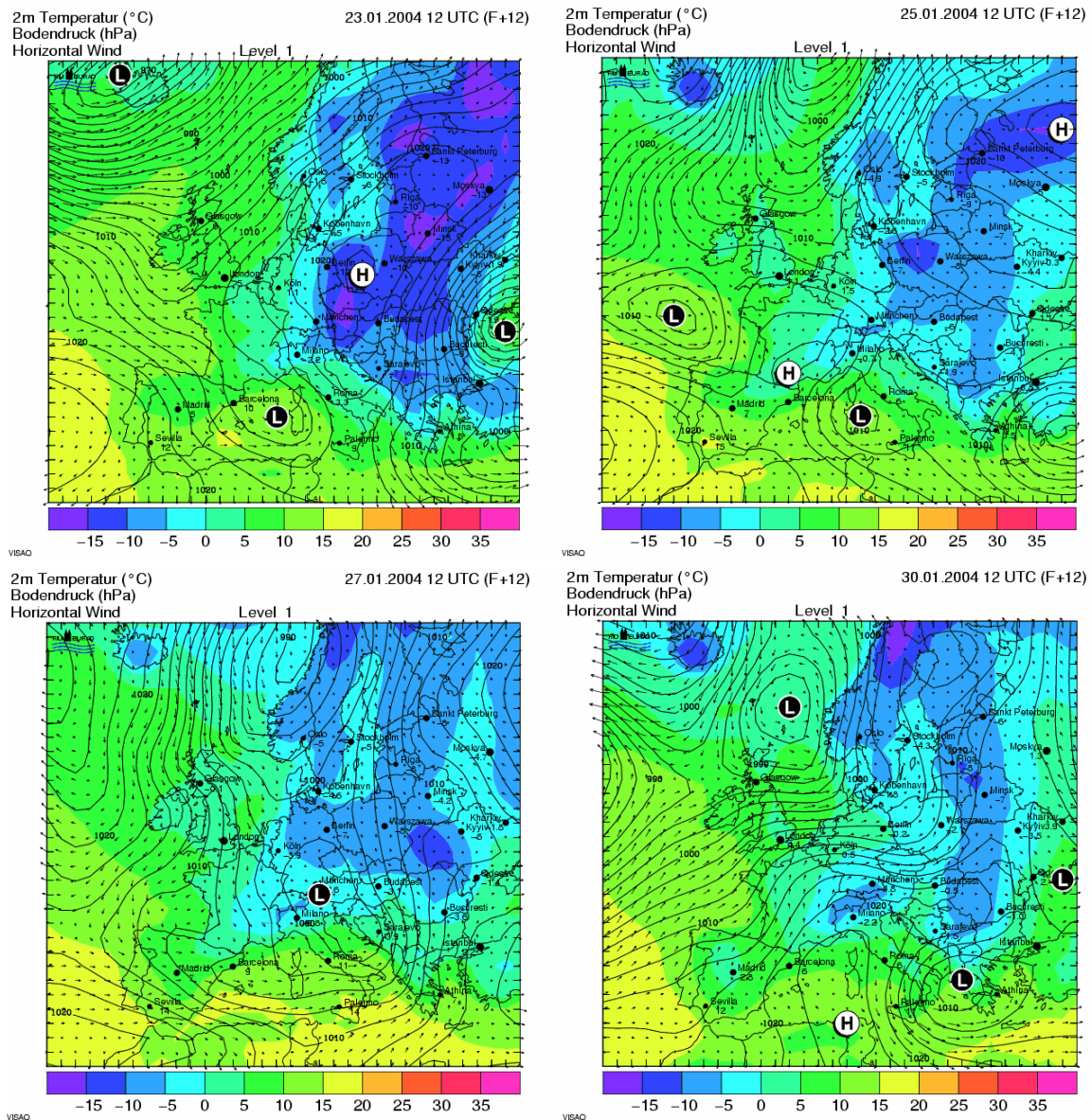
Wetterlage:

Abbildung 129 a-d: Temperaturverteilung, Bodendruck, Windrichtung u. Geschwindigkeit über Europa aus der 12-stunden Prognose des MM5-Modells für 23./25./27./ und 30.1.2004.

Hoher Luftdruck mit flacher Druckverteilung und kontinentale Kaltluft (a) liegen über Mitteleuropa, was die Voraussetzung für Anreicherung von primären Partikeln bedeutet. In Abbildung 129b äußert sich ein Bodenhoch über Frankreich durch Nordwestwind am 25.1.2004 im Wiener Raum. Das Tief südwestlich von Großbritannien wandert Richtung Osten und vertieft sich in weiterer Folge. Am 27.1.2004 überstreicht die Luft Gebiete am Balkan, in Ungarn und der Slowakei und bringt lebhaften SO-Wind in Wien (c). Mit atlantischen Luftmassen wird das Ende der Episode eingeleitet (d).

4.6.3 Analyse der Episode 3 (10. bis 19.03.2004)

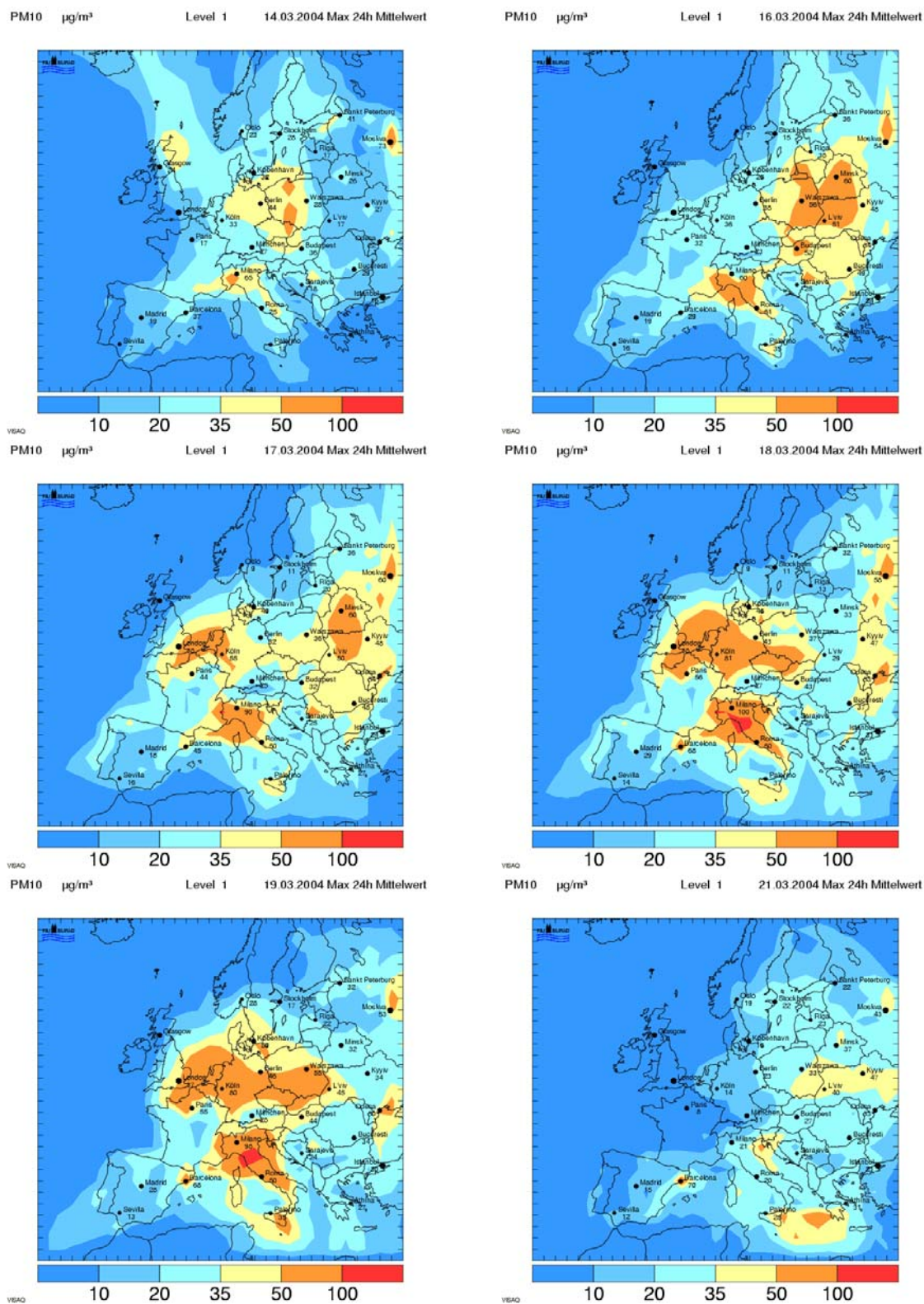


Abbildung 130 a-f: Modellierte PM10 Belastung in Europa während der Episode 3 (10.-19.3.2004)

Trotz überdurchschnittlicher Niederschlagsmengen im März 2004 (Ostösterreich 225% des Klimamittelwerts), konnte sich zur Monatsmitte in einer gradientschwachen Lage die stärkste Überschreitungsepisode des Jahres etablieren.

Episode 3

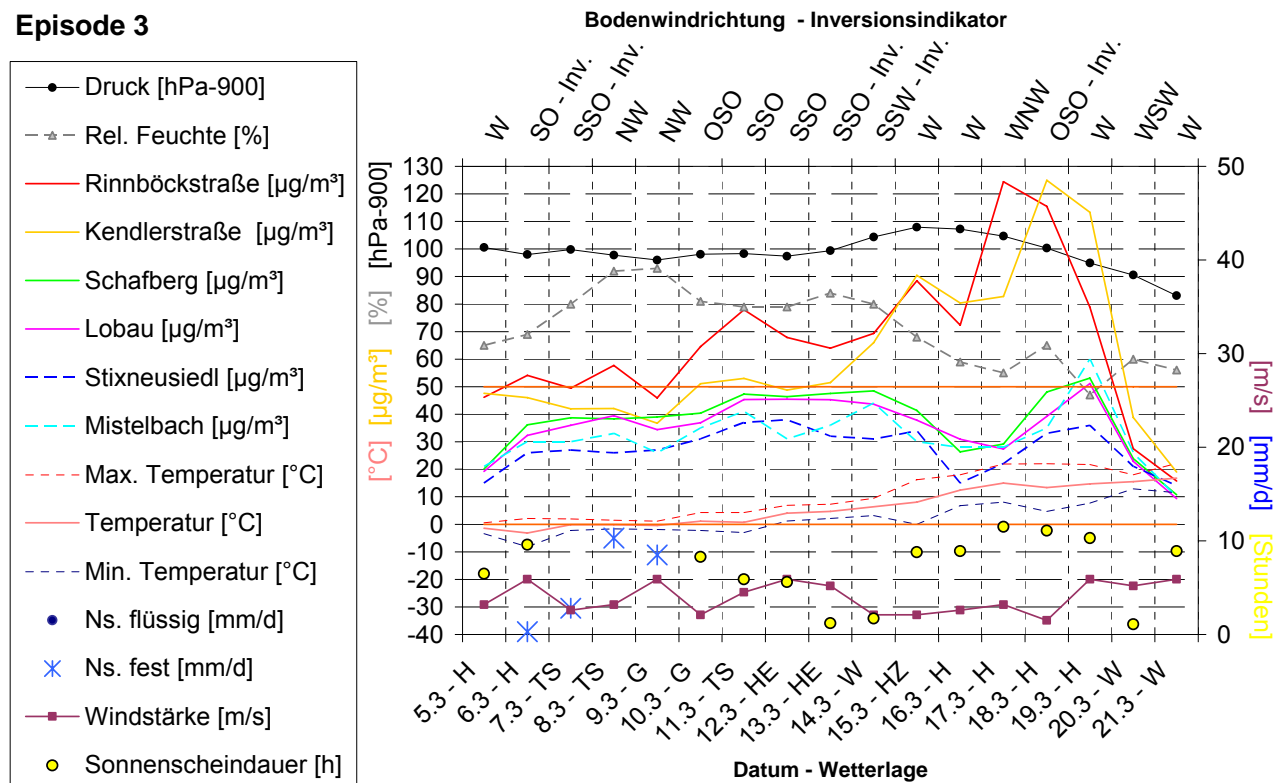


Abbildung 131: Episode 3 (10.-19.3.2004); PM10 Zeitreihen mit meteorologischen Parametern. Typische Überschreitung mit sehr hohen Konzentrationen in der Stadt und vergleichsweise geringen im Hintergrund → Mineralstaubepisode.

Die dritte signifikante Episode weist die höchsten Konzentrationen (über 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Tagesmittelwert) des Jahres 2004 auf, jedoch nur für Rinnböck- und Kendlerstraße. An allen Hintergrundmessstellen sind beinahe keine Überschreitungen des EU-Grenzwerts zu verzeichnen. Ein klares Bild der herrschenden Witterung zeigt Abbildung 131: Schneefälle (bis zu 10mm/d) und lebhafter Wind dämpfen die PM10 Konzentrationen vor Episodenbeginn. Dabei sind die Verläufe aller Messstellen sehr ähnlich. Die Wetterlagenklassifikation an der unteren Abszisse zeigt eindeutig Hochdruckwetter von 12. bis 19.3.2004 mit viel Sonnenschein, steigenden Temperaturen mit großem Tagesgang (→ Inversionen) und keinem Niederschlag. Von 11.3.2004 um 0 Uhr bis 14.3.2004 um 0 Uhr überwiegt der Ferntransport von Feinstaub durch beständigen SSO-Wind. Die Chemische Analyse in Abbildung 132a bestätigt die PM10 Zusammensetzung bei derartigen Windverhältnissen. Besonders für die Rinnböckstraße liegt hier eine Mischform der Überschreitungsort mit Primär- und Sekundäranteilen vor – im Hintergrund praktisch nur ferntransportierte Bestandteile.

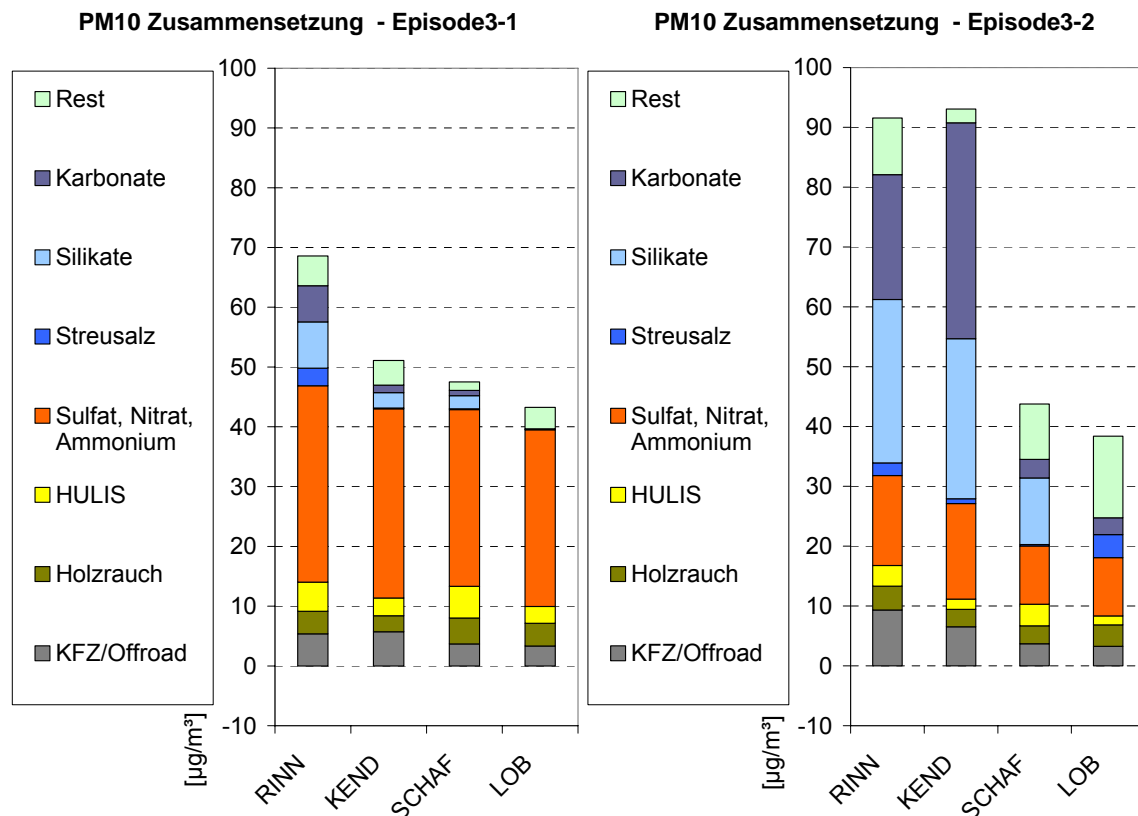


Abbildung 132 a/b: Chemische Analyse der Episode 3-1 (10.-13.3.2004) und Episode 3-2 (14.-19.3.2004). In der Lobau wurde kein Silikat gemessen.

Ab 14.3.2004 befinden sich die Stadtmessstellen im Steigen, wohingegen die PM10 Belastung an den Hintergrundstationen sinkt. Somit wird durch sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen (→Abbildung 135/Abbildung 136) in eine Überschreitungsepisode primärer Partikel übergegangen. Zusätzlich sind Kehrarbeiten der Straßen im Nahbereich der Stadtmessstellen an den Tagen der Maximalbelastung (17.-18.3.2004) sehr wahrscheinlich, da extreme Mineralstaubwerte gemessen wurden (Abbildung 132b) und die maximalen Tagesmittel von Rinnböckstraße und Kendlerstraße um einen Tag zueinander verschoben sind.

Die Analyse anhand der Windrosen in Abbildung 133 zeigt an der Kendlerstraße bei SO-Wind nur Werte bis etwa $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in anderen Sektoren jedoch über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Grund dafür liegt im langen Mittelungszeitraum (10.-19.3.2004) und vor allem an den nicht extrem belasteten Luftmassen bei Advektion aus Südost (z.B. Episode 3-1). Bei Mineralstaubepisoden hingegen übt die Windrichtung im Gegensatz zur Windstärke einen nur geringen Einfluss auf die Belastungsstärke aus.

Während in beiden Diagrammen die bevorzugte Windrichtung Südost und West ist, bestehen extreme Unterschiede in den PM10 Werten. In der Lobau bleiben in beinahe allen Sektoren die Werte unter dem EU-Grenzwert, wobei die lokale Windrichtung wenig Einfluss auf die Feinstaubkonzentration hat. Zwar waren die Witterungsverhältnisse in Episode 3 eher ungünstig für die Feinstaubbelastung, jedoch durch Vermeidung von extremen Mineralstaubemissionen wäre eine starke Grenzwertüberschreitung eher ausgeblieben.

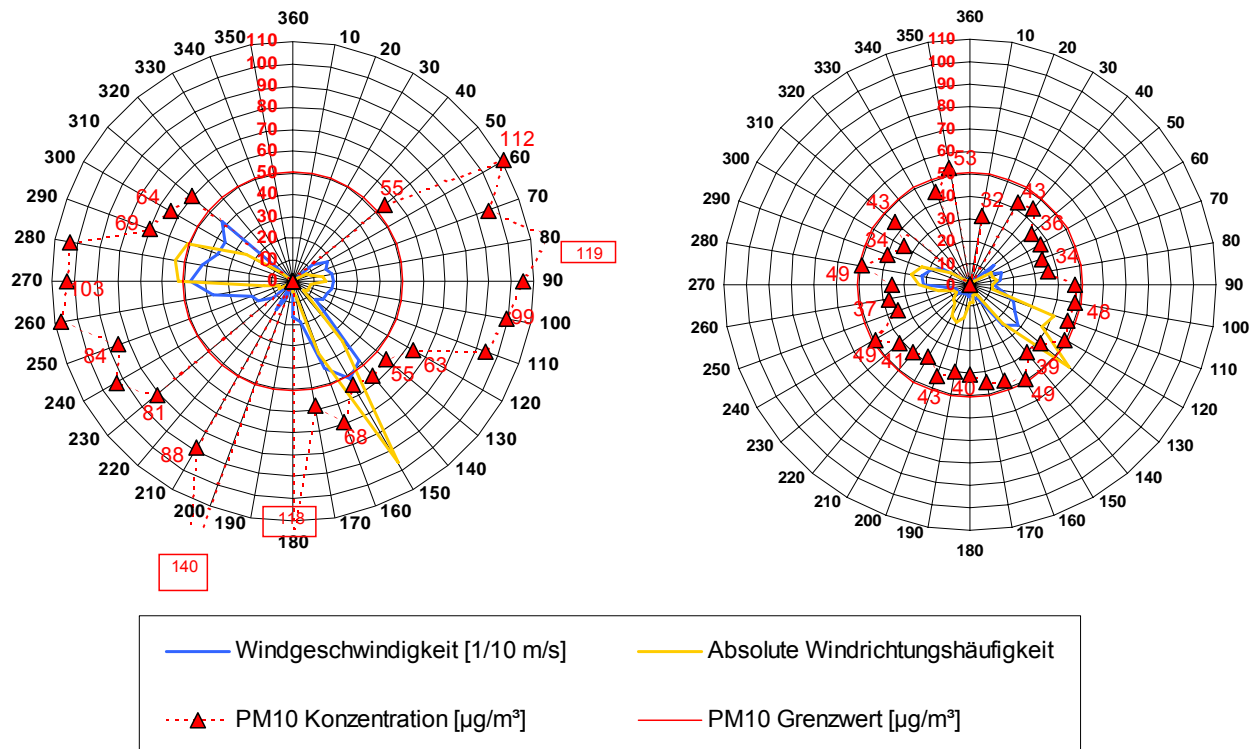


Abbildung 133 a/b: PM10 Windrosen für Kendlerstraße mit Winddaten von AKH-Dach (a) und für Lobau mit Winddaten von Lobau (b) im Zeitraum 10.3.2004 (0 Uhr) – 20.3.2004 (0 Uhr).

Mit schwachem, drehfreudigem Wind ab 14.3.2004 beginnt die Episode 3-2 (Abbildung 135). Trotz Westwind (bis 6 m/s) am 16. und 17.3.2004 (AKH-Dach) werden Konzentrationen bis $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Kendlerstraße erreicht. Wegen beinahe stehender Luft in den darauf folgenden Tagen ergeben sich die Maximalbelastungen des Jahres 2004. Starker Westwind am 19.3.2004 führt durch anhaltend hohe Emissionen von Primäraerosol nur zu einer langsamen Abreicherung.

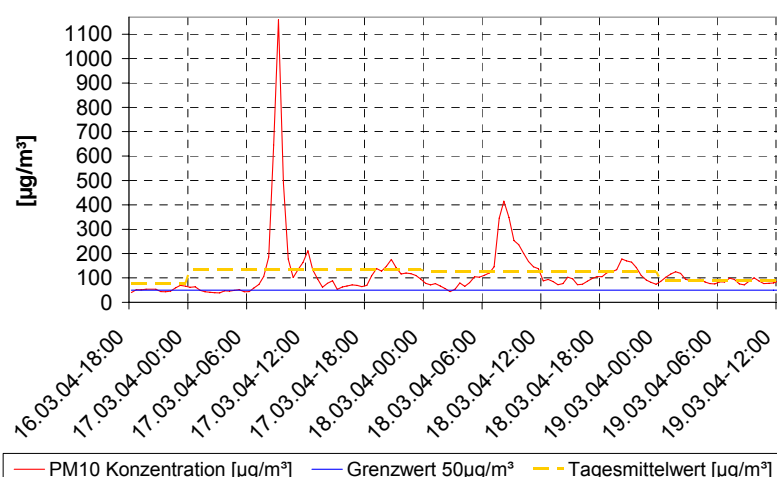


Abbildung 134: Zeitverlauf von PM10 an der Messstelle Rinnböckstraße mit einer Extrembelastung ($>1100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) am 17.3.2004 in den Vormittagsstunden.

Die Extrembelastung von über $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (in Abbildung 134) wurde vermutlich lokal hervorgerufen durch Kehrarbeiten auf den Straßen vor Ort, da keine Konzentration dieser

Größenordnung an anderen Stationen zu erkennen ist. An verkehrsnahen Stationen ist generell ein Anschwellen der Belastung zu verkehrsstarken Zeiten zu erkennen.

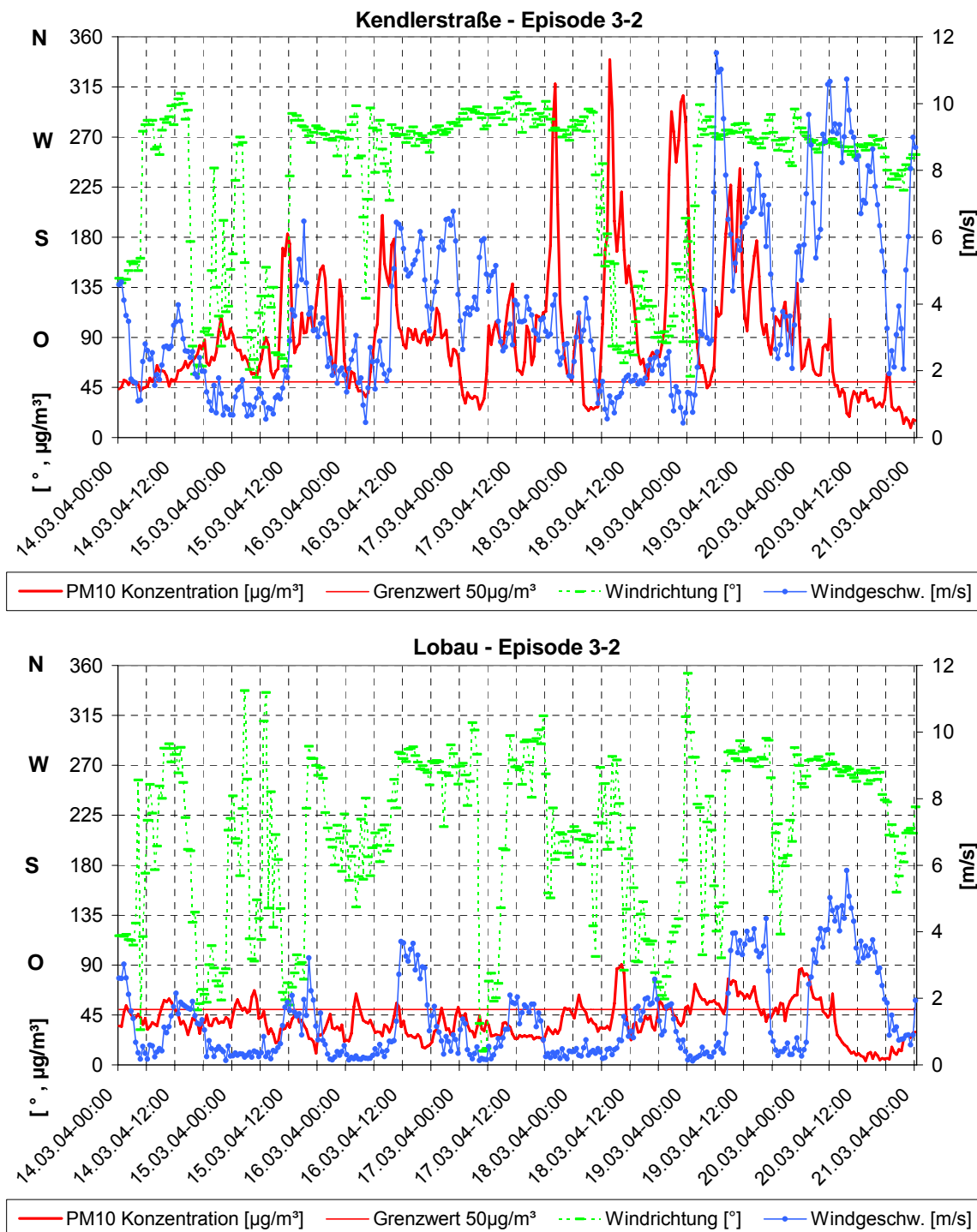


Abbildung 135 a: Kendlerstraße / b: Lobau: PM10 Konzentration, Windgeschwindigkeit und Windrichtung als Funktion der Zeit für die Episode 3-2.

Die tägliche Ausbildung von starken Strahlungsinversionen verursacht äußerst schlechte Ausbreitungsbedingungen in der Episode 3-2 (Abbildung 136). Durch die meist fehlende Bewölkung können sich in den Nachtstunden starke bodennahe Inversionen ausbilden, die

jedoch in den Mittags- und Nachmittagsstunden mit der einsetzenden Sonnenstrahlung aufgelöst bzw. abgeschwächt werden.

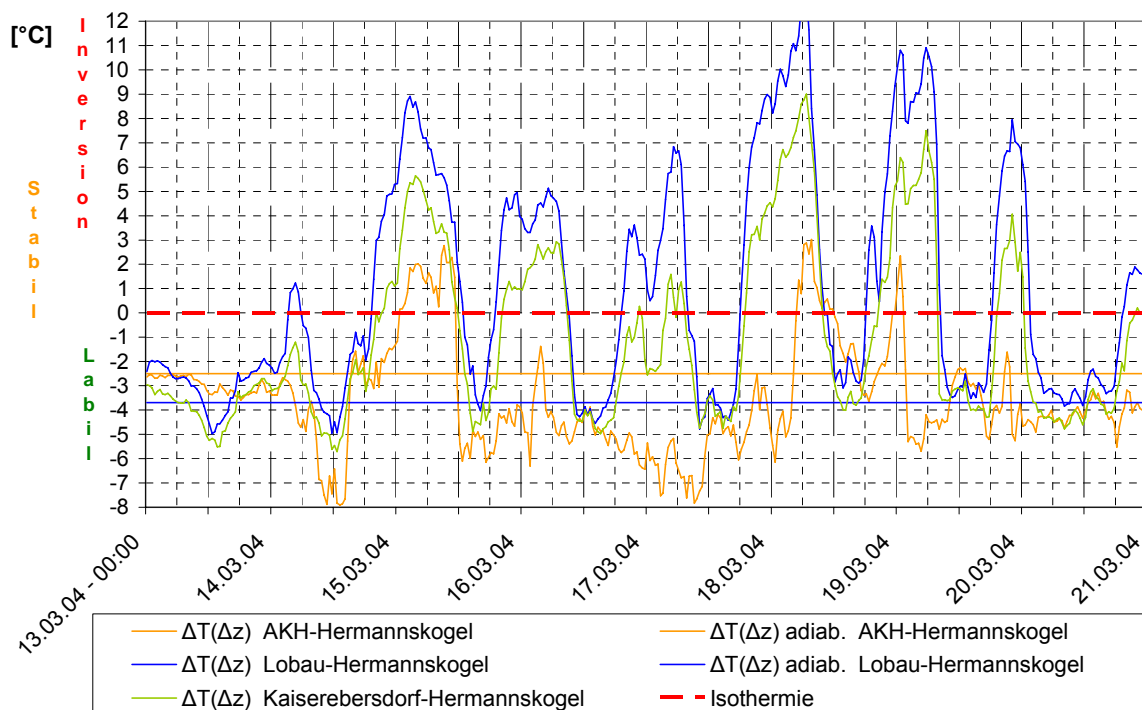
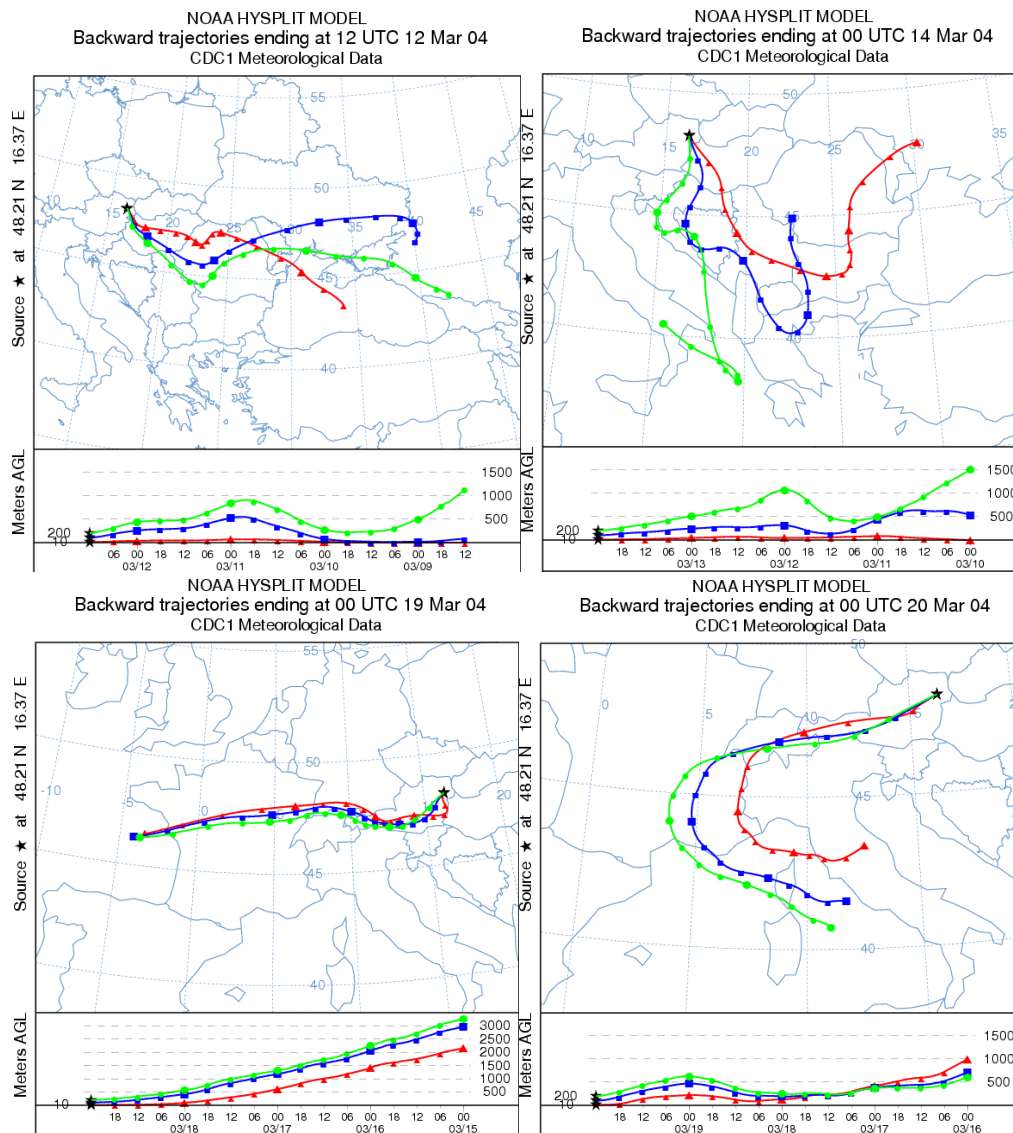


Abbildung 136: (Episode 10.-19.3.2004) Thermische Schichtung der bodennahen Troposphäre: Temperaturdifferenzen zwischen den Stationen AKH und Hermannskogel, Lobau und Hermannskogel, Kaiserebersdorf und Hermannskogel. (Daten: MA22)

Rückwärtstrajektorien:

Die Trajektorienbahn (rot) in den Abbildung 137 a/b über Südosteuropa bestätigt hohe Werte im Hintergrund zwischen 10. und 15.3.2004. In Abbildung 137c bilden absinkende, atlantische Luftmassen über den Alpen die Grundlage für eine geringe Belastung der Hintergrundstationen, bevor am 20.3.2004 ausreichend starker Westwind zum Abtransport des Feinstaubs führt.



Trajectory Direction: Backward Duration: 96 hrs Meteo Data: reanalysis
Vertical Motion Calculation Method: Model Vertical Velocity
Produced with HYSPLIT from the NOAA ARL Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/>)

Abbildung 137 a-d: Rückwärtstrajektorien für 12., 14., 19. und 20.3.2004

Wetterlage:

Passend zu den Analysen zuvor bringt ein Hoch mit Kern über Südfinnland eine Bodenströmung aus SSO im Wiener Raum (a). Mit schwachem Druckgradient über Mittel- und Südeuropa ist die vertikale Durchmischung der bodennahen Atmosphäre und somit die Verdünnung von Schadstoffen unterbunden (b). Druckfall ab dem 15.3.2004 bestätigt das gewohnte Bild eines sich aus Nordwest nähernden Tiefdrucksystems.

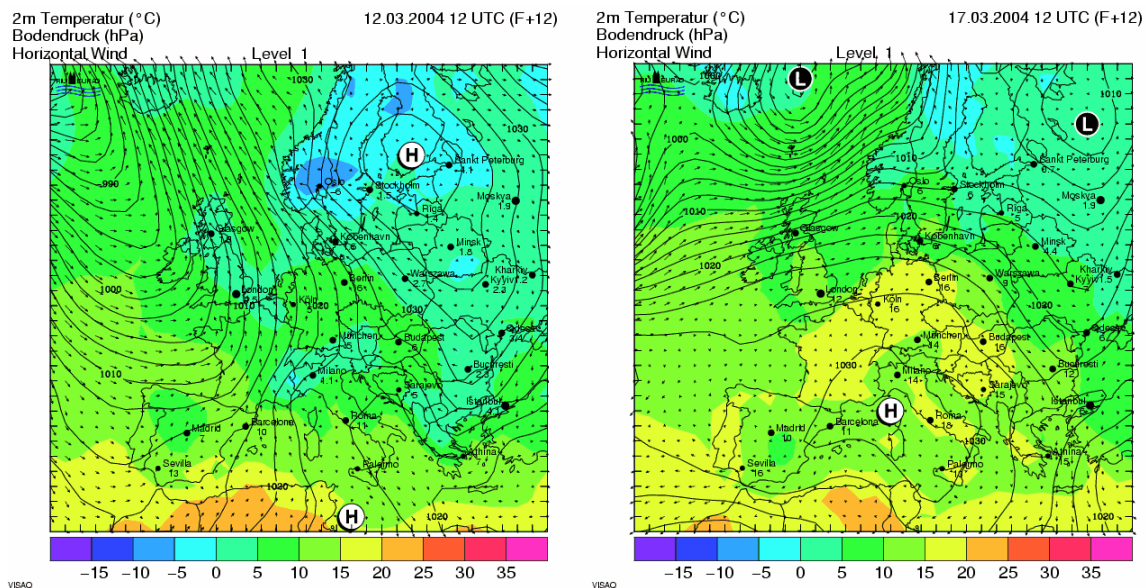


Abbildung 138 a/b: 12-stunden Prognose des MM5-Modells für 12. und 17.3.2004.

4.7 Monate geringerer PM10 Belastung

Der Februar 2004 zeichnet sich durch Dominanz von Westwinden, höheren Windgeschwindigkeiten und überdurchschnittlichen Niederschlägen im Nordosten Österreichs aus, was zumeist weder eine Anreicherung von Stadtaerosol noch Ferntransport aus östlichen Regionen zulässt. Im März können Niederschlagssummen bis 225% des Klimamittelwerts in Ostösterreich die Feinstaubepisode 3 nicht verhindern. Besonders von Anfang April bis Ende September sind durch günstige meteorologische Bedingungen (→ 4.1, 4.4) praktisch keine Überschreitungen des EU-Grenzwertes an den Wiener AQUELLA Messstellen zu nennen. Ähnlich wie im Februar verbleiben im Oktober und November 2004 die Messwerte oft bei „urban impacts“ von etwa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf tiefem Niveau. Der Oktober zeichnet sich durch eine Häufung von Südwestwetterlagen aus. An mehr als zwei Drittel der Novembertage herrscht eine Bodenwindrichtung aus westlichen Richtungen mit Tagesmittelwindgeschwindigkeiten bis 10 m/s. Niederschläge sind in diesem Zeitraum keine Seltenheit – die Feinstaubkonzentrationen entsprechen also den vorliegenden Witterungsverhältnissen.

4.8 Zusammenfassung der meteorologischen Analyse

Die Grundvoraussetzungen für eine PM₁₀ Überschreitungsepisode werden vor allem von der aktuellen Wetterlage bestimmt, wobei sich besonders Inversions- bzw. gradientenschwache Lagen negativ auf die Feinstaubbelastung auswirken. Die Analyse ausgewählter Episoden zeigt hohe Werte im Raum Wien bei folgenden Witterungsverhältnissen:

1. Leichter bis lebhafter Wind oft aus Südost / auch Hochdruckeinfluss mit Hochnebel und abgehobener Inversion / teilweise leichte Niederschläge möglich:

Besonders bei Grenzwertüberschreitungen mit hohen Sekundäranteilen (Ammoniumsulfat, -nitrat) sind im Raum Wien bodennahe Windrichtungen aus meist Südost, Ost oder auch Süd zu beobachten, die mit Windgeschwindigkeiten auch über 6 m/s (Halbstundenmittel) einhergehen. Emissionen aus dem Stadtgebiet werden schnell verdünnt und abtransportiert. Quellgebiete für PM₁₀ und vor allem für Vorläufersubstanzen werden entsprechend den Rückwärtstrajektorien in Tschechien, der Slowakei, Ungarn, Gebieten am Balkan, in Rumänien, bis hin zur Ukraine gefunden.

2. Hochdruckeinfluss / sehr schwacher Wind / Inversion (auch bodennah) / kein Niederschlag:

Sehr windschwache Episoden mit oft sonnigen und trockenen Witterungsverhältnissen mit starken, bodennahen Inversionen führen häufig zu einer regionalen und urbanen Feinstaubbelastung. Bei einer entsprechenden Emissionsstärke (z.B. durch Mineralstaub im Spätwinter) sind an verkehrsnahen Messstellen besonders hohe Überschreitungen möglich.

Da der Wiener Raum in der Regel gut durchlüftet ist und windschwache Lagen selten auftreten, ist die Anreicherung von primären Staubteilchen im Stadtgebiet relativ gering.

Die bevorzugte bodennahe Strömung aus Südost bis Ost führt in den meisten Überschreitungsfällen des Jahres 2004 zu einem PM₁₀ Ferntransport nach Ostösterreich. Auch Mischformen in der Überschreitungsart sind häufig, an denen sowohl Ferntransport mit hohen Werten im Hintergrund, als auch lokale sowie regionale PM₁₀ Anreicherung eine Rolle spielen.

Geringe Feinstaubwerte im Winterhalbjahr wurden vor allem an Tagen mit Advektion atlantischer Luftmassen und entsprechenden Witterungsverhältnissen gemessen. Hebungsvorgänge an Frontensystemen, Niederschläge und auffrischende Winde aus meist West bis Nordwest lassen keine Anreicherung von Primäraerosol zu. Luftmassen aus Westeuropa enthalten geringere Konzentrationen an anorganischen Sekundärkomponenten, insbesondere von Ammoniumsulfat.

5 Analyse von Stadt- und Importanteilen

Bei der Ermittlung der Stadt- und Importanteile müssen zusätzlich zu den auf Messungen basierenden Ergebnissen noch Annahmen getroffen werden. Die Annahmen betreffen einerseits die Aufteilung der mineralischen Feinstaubkomponenten auf Quellen, Annahmen über den nicht zugeteilten Rest, Annahmen über die Sekundär-Komponenten und andererseits, die tatsächliche Vorbelastung, die auf die Messdaten der Stationen an der städtischen Randlage (Schafberg, Lobau) einwirkt.

Für die Aufteilung der mineralischen Komponenten kann die Emissionsinventur von PM₁₀ in Österreich (Bezugsjahr 2004) [^{xlvj}] als Informationsquelle herangezogen werden (Abbildung 139).

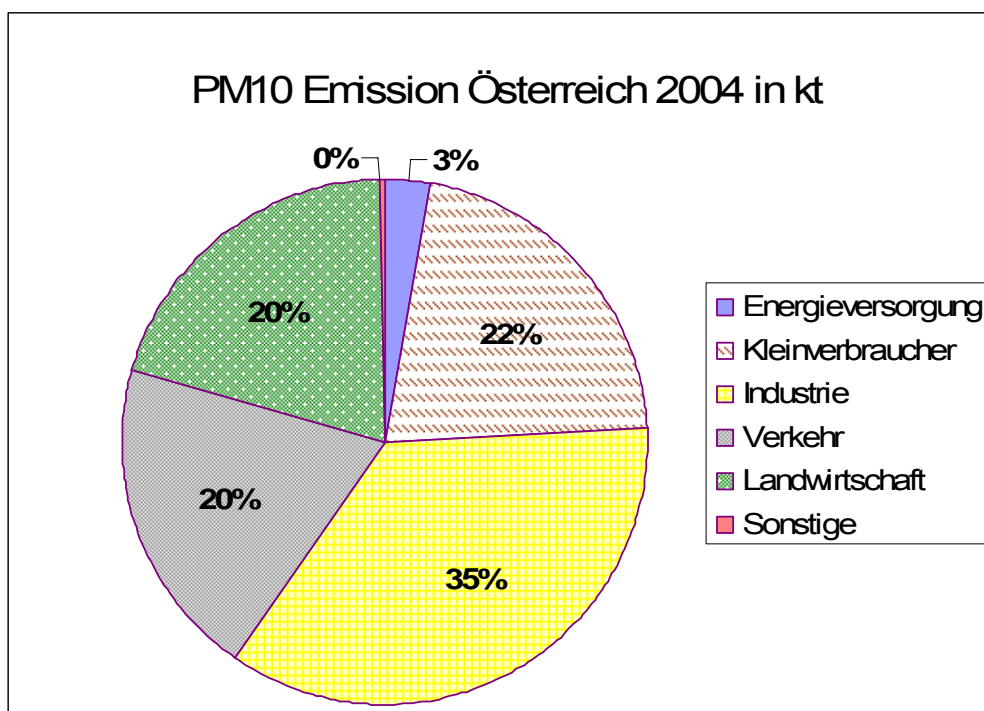


Abbildung 139: Emissionsinventur von PM₁₀ in Österreich (Bezugsjahr 2004) [Quelle: Umweltbundesamt ^{xlvj}]

Mineralische Komponenten treten bei dieser Zuteilung bei den Quellengruppen Verkehr, Landwirtschaft und Industrie in höheren Anteilen auf. Zum Vergleich mit den Emissionen an den Überschreitungstagen (im Winterhalbjahr) sind noch saisonale Emissionsmuster zu berücksichtigen: Bei Landwirtschaftlichen Emissionen erfolgt die Emission überwiegend während der warmen Jahreszeit; Emissionsannahme für Winterhalbjahr: 20% der Jahressumme. Bei Verkehr sind keine deutlichen jahreszeitlichen Unterschiede bei der

Abgasemission zu erwarten, möglicher Weise eine Zunahme der Straßenabriebs- und Wiederaufwirbelung-Emission; Emissionsannahme für Winterhalbjahr: 66% der Jahressumme beim mineralischen Staub. Bei den Industrie-Emissionen wird die Staubentwicklung aufgrund geringerer Bauaktivität im Winter etwas zurückgehen; Emissionsannahme für Winterhalbjahr: 40% der Jahressumme.

Als Verhältnis der Emissionen von Landwirtschaft, Verkehr und Industrie ergibt sich für das Winterhalbjahr demnach ein Verhältnis von 4 : 13 : 14. Der Anteil von Ruß, organischem Kohlenstoff und mineralischen Komponenten kann in erster Näherung bei den drei Quellengruppen als ähnlich angenommen werden. Innerhalb des Stadtbereichs dürften die landwirtschaftlichen Emissionen sehr geringfügige Anteile ausweisen, sodass man die Aufteilung des mineralischen Staubes in Wien zu etwa ähnlichen Teilen (1:1) dem Kfz-Verkehr und gewerblich-, industriellen Emissionen v.a. aufgrund von Güterumschlag und Verteilung von potentiell staubendem Material vornehmen kann. Da die Messdaten verkehrsnah erhoben wurden, gehen wir davon aus, dass der straßennah emittierte Anteil von indirekten Auswirkungen des Kfz-Verkehrs einschließlich dem Winterdienst und damit verbundenen Emissionen an den Mineralstaubemissionen insgesamt zu 2/3 beteiligt ist, der Industriell- gewerbliche Anteil mit 1/3.

Der ermittelte Anteil für Kfz- und Off-Road Abgas basiert auf der Messung des Russgehaltes der Atmosphäre, und der Ermittlung der Motorenemission nach Abzug des Russanteils aufgrund des Holzrauches. Der Split Kfz-Abgas und Off-Road-Abgas wurde nach der Aufteilung von Pucher [xlvii] vorgenommen. Demnach ist das Verhältnis für Abgas von Kfz und Off-Road Maschinen bei 3:1.

Der Anteil von Kfz-Emissionen beim anorganisch sekundären Feinstaub kann durch das Verhältnis der NO_x – Emissionen von Kfz- und anderen Emissionen ermittelt werden. Nach Umweltbundesamt [xlvi] wurden 2004 in Österreich 134,5 kt NO_x durch den Kfz-Verkehr von insgesamt 226,9 kt NO_x emittiert. Dies entspricht 59% der NO_x -Emission. Da etwa 20% der NO_x – Emission dem Tanktourismus zugerechnet werden kann, ergeben sich korrigiert etwa 55% als Kfz-Anteil der NO_x-Emission. Der Ammoniakanteil wird nicht dem Verkehr zugerechnet, da der für die Bildung des Ammoniumnitrats notwendige Ammoniak weitaus überwiegend aus der Landwirtschaft stammt und dieser Sparte zuzurechnen ist.

HULIS sind huminstoffartige Verbindungen, die sich überwiegend sekundär in der Atmosphäre bilden. Vorläufersubstanzen im Sommer sind Terpene und verwandte Verbindungen; im Winter vermutlich phenolische Verbindungen aus der Holzverbrennung. Aufgrund des deutlichen Zusammenhangs mit Holzrauch wird Holzrauch und HULIS in einer Quellengruppe zusammengefasst.

Die Gruppe „Sonstige“ bilden nicht zugeteilte Quellenanteile. Als solche sind auch Bilanzdifferenzen denkbar, die einerseits aus der Unsicherheit über den Anteil des

Wassergehaltes v.a. der anorganisch sekundären Anteile; und des Rechenfaktors der Umrechnung von organischem Kohlenstoff auf organisches Material beruhen. Des Weiteren sind einige nicht erfasste Quellen mit jeweils einigen Prozenten Anteil möglicher Weise wirksam, wie z.B. den Kuchendampf, z.B. von Brat- und Frittiervorgängen; sowie Emissionen der Erdgasverbrennung und der Kohleverbrennung.

Aus den Daten der gemessenen PM10 Immissionswerte an Überschreitungstagen an den AQUELLA Messstellen in Wien wurde durch Mittelung der Werte der Rinnböck- und der Kendlerstraße ein „Stadt-Wert“, aus der Mittelung von Schafbergbad und Lobau ein „Randlagenwert“ abgeleitet. Durch Vergleich von Messdaten an zwei Niederösterreichischen Messstellen (Mistelbach, Stixneusiedl) und einer Randlagenstation (Schafbergbad) wurde ein Faktor erhalten, mit welchem die „Vorbelastung“ für das Land Wien ermittelt werden kann. Die Ergebnisse sind in Tabelle 31 dargestellt.

Tabelle 31: Bildung von „Stadt“ (Mittel aus Rinnböckstraße und Kendlerstraße) und „Randlage“ (Mittel aus Schafbergbad und Lobau) Daten für die „Überschreitungstage“. Die Ableitung der „Vorbelastung“ erfolgt aus dem Verhältnis der Werte von zwei Niederösterreichischen Messstellen (Mittel von Mistelbach und Stixneusiedl) und Schafbergbad ($F=0,81$, bestimmt aus Werten der Überschreitungsepisoden). Der Faktor wird zur Ableitung der PM10 „Vorbelastung“ aus den Randlage-Daten herangezogen, wobei für die individuellen Komponenten individuelle Faktoren angewendet werden.

	"Stadt"		"Randlage"		"Vorbelastung"	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	F
Holzrauch	4,4	7,0	3,8	8,9	3,4	0,9
HULIS	4,0	6,4	3,6	8,5	3,3	0,9
Kfz/Off Road-Abgas	6,0	9,5	3,3	7,7	2,3	0,7
Kfz/Off Road-Abrieb	1,8	2,9	1,0	2,3	0,7	0,7
Pflanzendebris	0,4	0,7	0,3	0,6	0,2	0,9
sonst. OM	5,6	9,0	2,3	5,5	1,9	0,8
Ammonium	5,0	7,9	4,6	10,8	4,1	0,9
Nitrat	9,8	15,6	8,1	19,2	7,3	0,9
Sulfat	7,0	11,2	6,8	16,1	6,2	0,9
NaCl	1,3	2,0	0,4	1,0	0,3	0,7
Silikate	8,4	13,4	4,1	9,7	2,9	0,7
Karbonate	5,5	8,7	1,1	2,6	0,8	0,7
Rest	3,6	5,8	3,0	7,0	1,1	
PM10	62,9	100,0	42,5	100,0	34,4	0,81

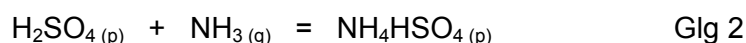
Aus den abgeleiteten Stadt- und Vorbelastungsdaten lassen sich die relativen Anteile von Quellengruppen an der PM10 Immissionsbelastung berechnen (Tabelle 32). Es ergibt sich ein Importanteil (von außerhalb des Landes Wien liegenden Quellen) von 55%, ein Eigenanteil von 45%. Da der Stadtanteil aus gemittelten Messdaten von Wien Rinnböckstraße und Kendlerstraße, somit zwei als verkehrsnah bewerteten Stationen ermittelt wurde, gilt die Analyse für verkehrsnahen Situationen in Wien. In weniger verkehrsbeeinflussten Wohnbereichen ist mit einem geringeren Stadtanteil zu rechnen. Erstaunlicher Weise ist der Stadtanteil von Kfz-Abgas an den beiden verkehrsnahen Messstellen im Mittel mit 4% relativ gering. Der höchste Quellenanteil als Stadtanteil wird

durch „Mineralstaub“ verursacht. Tatsächlich ist in der Stadt im Winter meist optisch eine Zunahme von staubendem Gut in Straßen- und Gehsteigbereichen zu erkennen, siehe auch Kapitel 3.12.4. Die Quellen der „Mineralstaubanteile“ sind nach Umweltbundesamt [xlvii] Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe, sowie der Kfz-Verkehr. Da im Winter der landwirtschaftliche Anteil gering sein dürfte, wird der Mineralstaubanteil dem Kfz-Verkehr und dem Sektor Industrie und Gewerbe zugeordnet. Für den Raum Wien sind vom Sektor Industrie und Gewerbe vor allem Emissionen aufgrund von Bautätigkeit, Abbruchtätigkeit und allgemeinem Güterumschlag von potentiell staubendem Material anzunehmen. Darunter fällt auch Material wie Sand und Schotter, welches bei ungenügend gesicherten Transporten auf die Straße kommen kann und dort einem Zerkleinerungsprozess unterworfen wird. Auch verschmutzte Reifen von Fahrten von unbefestigten Wegen oder Baustellen können Staubquellen darstellen.

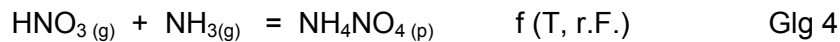
Tabelle 32: Abgeleitete Anteile für Import (über die Landesgrenze) und Stadtanteile für PM10 an Überschreitungstagen in % der Immissionsbelastung in Wien (verkehrsnahe Einwirkung)

Stadt Wien PM10	% Importanteil	% Stadtanteil	% Summe PM10 in Wien
Kfz Abgas	3	4	7
Kfz Bremsen	1	2	3
Off-Road Abgas	1	1	2
Holzrauch+HULIS	10	3	13
Pflanzen-Debris	0	0	1
Ammonium, Nitrat, Sulfat	28	7	35
Mineralstaub „Kfz“ + Winter	2	6	8
Mineralstaub Winterdienst	2	5	7
Mineralstaub „I&G, Off Road“	2	5	7
Streusalz	0	2	2
Rest	5	10	15
Summe	55	45	100

Die anorganischen Sekundäranteile werden durch Ammonium, Sulfat und Nitrat gebildet. Die Bildung der Ammoniumsalze setzt luftchemische Vorgänge voraus, in welchen aus Schwefeldioxid (SO_2) Schwefelsäure (H_2SO_4); und aus Stickstoffdioxid (NO_2) Salpetersäure (HNO_3) gebildet wird. Die Bildung von Schwefelsäure aus SO_2 kann über die Gasphase verlaufen. In diesem Fall bilden HO_2 – Radikale das Oxidationsmittel. Der überwiegende Anteil von SO_2 wird aber in Wolkenprozessen zur Schwefelsäure umgewandelt, in diesem Fall erfolgt die Oxidation am effektivsten durch H_2O_2 , weiters durch Ozon und im Fall der Anwesenheit von Mangan katalysiert mit Luftsauerstoff. Die gebildete Schwefelsäure bildet mit weiteren Schwefelsäuremolekülen feine Teilchen und mit Wassermolekülen Assoziante. Die Schwefelsäure wird durch meist aus der Landwirtschaft stammendes Ammoniak-Gas neutralisiert (Gleichung 2 und 3).



Die Bildung von Salpetersäure aus NO_2 erfolgt überwiegend mit dem OH – Radikal in der Gasphase. Die Neutralisierung von HNO_3 durch Ammoniak erfolgt in der Gasphase und bildet bei genügend niedrigen Temperaturen partikuläres Ammoniumnitrat (Glg. 4).



Aufgrund der höheren Stabilität der Ammonsalze der Schwefelsäure bilden sich bei gleichzeitigem Auftreten von Schwefel- und Salpetersäure zunächst die Ammonsalze der Schwefelsäure. Erst bei Neutralisierung der Schwefelsäure steht der überschüssige Ammoniak für die Bildung von Ammoniumnitrat zur Verfügung. Die Bildung des Ammoniumnitrats ist eine Funktion der Temperatur und der Luftfeuchte. Bei niederen Temperaturen und zunehmender Luftfeuchte wird die Bildung des Ammoniumnitrats begünstigt.

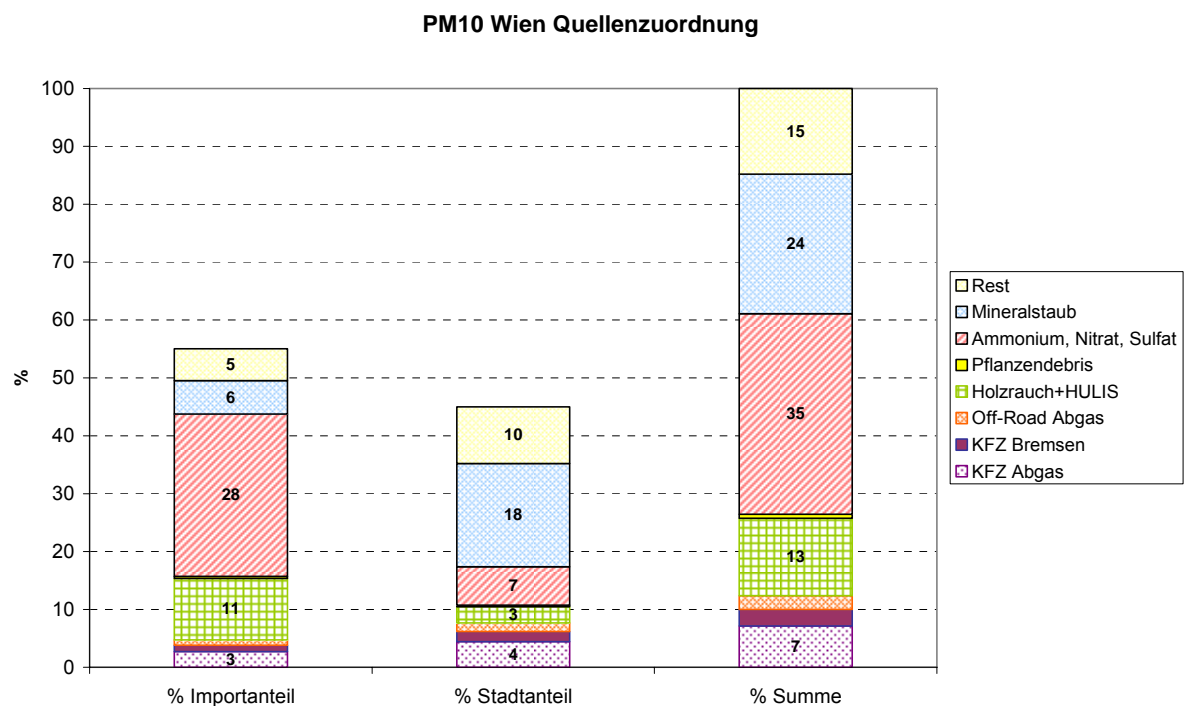


Abbildung 140: Aufteilung der mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile (Import über die Landesgrenze).

Die Aufteilung der mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile als Import über die Landesgrenze ist in Abbildung 140 dargestellt. Berücksichtigt man die „indirekten“ Wirkungen des Kfz-Verkehrs in den Bereichen „Mineralstaub“ und „Ammonium, Nitrat, Sulfat“, so werden für „Mineralstaub“ rund 34% dem Kfz-Verkehr und 33% dem Winterdienst als

indirekte Auswirkung zugeordnet (die weiteren 33% dem Sektor Industrie und Gewerbe); aus dem Bereich „Ammonium, Nitrat, Sulfat“ 55% des Nitratanteils.

Damit ergeben sich die in Abbildung 141 dargestellten direkten und indirekten Anteile des Kfz-Verkehrs, angegeben als Prozent des an verkehrsnahen Messstellen während Überschreitungstagen auftretenden PM10 Feinstaubs, einschließlich einer Aufschlüsselung in Kfz-Abrieb und Wiederaufwirbelung und in Winterdienst-Anteile.

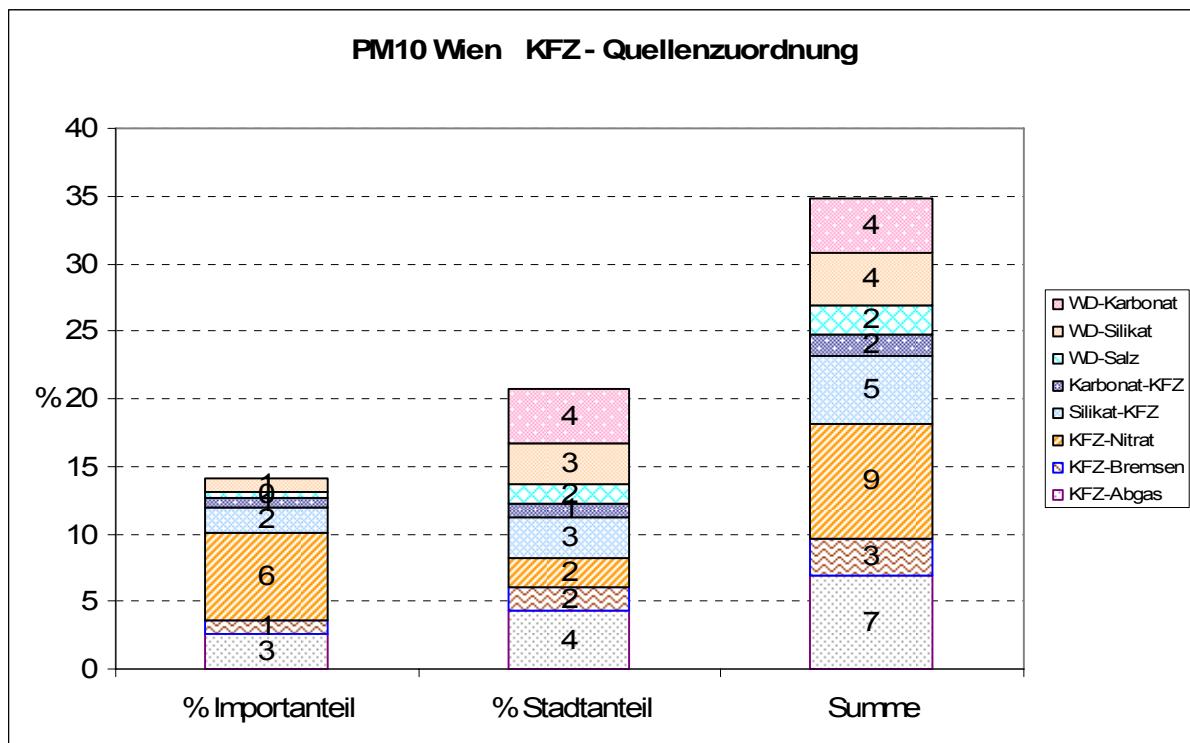


Abbildung 141: Aufteilung der durch direkte und indirekte Auswirkung des Kfz-Verkehrs entstehenden mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile (Import über die Landesgrenze). WD: Winterdienstanteile; Kfz: Anteile durch Kfz-Verkehr ohne Winterdienst

Es ist aus der Abbildung 141 deutlich ersichtlich, dass das in der Stadt auftretende Nitrat eine überwiegend aus dem Import stammende Komponente darstellt, während mineralische Anteile (Silikat, Karbonat, Salz) überwiegend in der Stadt produziert werden.

Innerhalb der Größenfraktion des Feinstaubs PM10 werden häufig zwei Größenfraktionen unterschieden: a) Teilchen unter 2,5 µm Durchmesser, hier als „feine“ Fraktion bezeichnet; und Teilchen im Bereich 2,5 – 10 µm, hier als „grobe“ Teilchenfraktion angegeben. In Tabelle 33 werden die direkten und indirekten Kfz-Anteile der Partikel PM10 in feine und grobe unterteilt. Von den insgesamt 31% Kfz-Anteilen an den Partikeln PM10 fallen 16% unter die

feine und 15% unter die grobe Fraktion. Dabei wird die feine Fraktion überwiegend importiert, während die grobe Fraktion überwiegend aus der Stadtproduktion stammt.

Tabelle 33: Aufteilung der direkten und indirekten Kfz-Anteile in „feine“ und „grobe“ Anteile an PM10

Kfz-Anteil	Direkt/Indirekt	Fein/Grob	% Importanteil	% Stadtanteil	% Summe
Kfz-Abgas	Direkt	Fein	3	4	7
Kfz-Bremsen	Direkt	Grob	1	2	3
Kfz-Nitrat	Indirekt	Fein	6	2	9
Salz	Indirekt	Grob	0	2	2
Silikat	Indirekt	Grob	2	4	7
Karbonat	Indirekt	Grob	1	4	4
Summe			13	18	31
Summe Fein			9	6	16
Summe Grob			4	12	16

Fein: < 2,5 µm; Grob: Überwiegend 2,5-10 µm

Die Unsicherheitsbereiche der Makrotracermanalyse für die Bewertung der Stadt- und Importanteile sind in Tabelle 34 dargestellt. Die geringsten Unsicherheitsbereiche (+/-10%) sind für die direkt analysierten Messgrößen Chlorid und Natrium (für Streusalz), sowie für Ammonium, Nitrat und Sulfat (für anorganische Sekundärkomponenten) anzunehmen. Für Pflanzen-Debris, Kfz-Abgas und Kfz-Bremsen wird ein Unsicherheitsbereich von jeweils +/- 20% angenommen.

Tabelle 34: Angabe der Konzentrationsbereiche der PM10 – Anteile Importanteile und Stadtanteile für PM10 in Wien (für verkehrsnahen Messort, siehe Text)

Stadt Wien PM10	% Importanteil		% Stadtanteil		% Summe PM10 in Wien	
	Andere Quellen	Kfz-Anteil	Andere Quellen	Kfz-Anteil	Andere Quellen	Kfz-Anteil
Kfz Abgas		3		3-5		6-8
Kfz Bremsen		1		2		3
Off-Road Abgas	1		1		2	
Holzrauch+HULIS	10-14		3-5		13-19	
Pflanzendebris	0		0		1	
Ammonium, Nitrat, Sulfat	20-24	6	5	2	24-29	8-9
Mineralstaub „Kfz“		2		5-7		7-9
Mineralstaub „Winterdienst“		2		4-6		6-8
Mineralstaub „I&G, Off Road“	2		4-6		6-8	
Streusalz		0		2		2
Rest	4-6		8-12		12-18	
Summe	37-47	13-15	21-29	18-24	58-76	32-39

(Bereich Holzrauch Unsicherheit f = 10,7-14; Andere Quellen: +/-10% für Chlorid, Nitrat, Sulfat; weitere Quellen +/-20%)

Größere Unsicherheitsbereiche sind für Holzrauch und für bestimmte Mineralstaubquellen denkbar. Aus den Emissionsmessungen von Levoglucosan und Mannosan in Biomassefeuerungen wurden für einen Holzmix von 70:10:20 (Fichte-Fichtenbriketts-Buche) ein Konversionsfaktor von 10,7 ($\text{Levoglucosan} \cdot f = \text{PM}_{\text{Biomasse}}$) und für einen Mix von 50:50 (Fichte-Buche) ein Faktor von 14 abgeleitet. Der Mix von 70:10:20 entspricht dem statisch erfassten Brennstoffverbrauch in Österreich; mit diesem Wert wurde auch in dieser Studie gerechnet. Da bei kleineren Einzelfeuerungen eher mit Hartholz gefeuert wird, nehmen wir den verwendeten Konversionsfaktor von 10,7 als untere Grenze an und rechnen in Tabelle 34 mit einem Unsicherheitsbereich für den Konversionsfaktor von 10,7-14. Die weitere Quellengruppe mit einer erhöhten Unsicherheit ist „Mineralstaub“, da dieser von mehreren Quellen gebildet werden kann (siehe oben und auch Kapitel 3.12.4). Für die straßennah emittierten Anteile von indirekten Auswirkungen des Kfz-Verkehrs, für Emissionen infolge des Winterdienstes und für Industriell- gewerbliche Anteile (v.a. Transfer von Verschmutzung aus Baustellen und unbefestigten Wegen) werden jeweils 1/3 der gemessenen Mineralstaubanteile angenommen. Tatsächlich muss mit einer unbekannten Dunkelziffer von PM10-Mineralstaubentwicklung durch Schienenfahrzeuge, durch Transfer von nicht gereinigten Gehsteigen und durch Verwitterung der Fassadenputze, weiters durch Winderosion unbefestigter Flächen gerechnet werden. Diese Betrachtungen zeigen, dass der Kfz-Verkehr zwar eine bedeutende Rolle in der Aufwirbelung von Staub spielen kann, dass jedoch die Transfermechanismen von Staub auf die Straße quantitativ nicht bekannt sind.

Jedenfalls zeigt die Einführung von Unsicherheitsbereichen auf, dass noch zahlreiche Details der Staubemission in Städten und im Straßenbereich eingehender Untersuchungen bedürfen, zumal die direkte Emission von Mineralstaub auf einer reinen Straße durch gleichmäßig rollenden Verkehr sehr gering ist und jedenfalls unter 20% der gesamten PM10-Emission des Kfz-Kollektivs liegt [berechnet nach ^{xlviii} und nicht publizierten Daten].

6 Zusammenfassung

Die Beprobung für das Projekt AQUELLA – Wien erfolgte vom Jänner - Dezember 2004. In den Proben wurden Ruß (EC), organischer Kohlenstoff (OC), Ionen, Spurenmetalle, ausgewählte polare und apolare Verbindungen, sowie als organische Makrokomponenten Levoglucosan, Cellulose und „Humic Like Substances“ (HULIS) analysiert. Die Quellenproben – v.a. Straßenstaub – wurden mit einem für das gegenständliche Projekt entwickelten PM10-Elutriator präpariert und für die Gewinnung von Quellenprofilen analysiert. Aus anderen Projekten werden die Quellenprofile für Holzrauch, landwirtschaftliche Stäube, Baustellen- und Küchenaerosole sowie Pflanzen-Debris gewonnen. Für Sekundäraerosole (anorganisch und organisch) sind keine weiteren Profilerstellungen erforderlich.

Die Analysenwerte der Beprobungsstandorte wurden der Makrotracer-Analyse unterzogen, mit welcher bereits eine relativ gute Aufklärungsrate der PM10-Anteile von ca. 85-90% erzielt werden konnte. Die Ergebnisse des CMB-Modells bestätigten die Makrotracer-Daten. Zusätzlich wurden Anteile von Küchendämpfen und Ergasverbrennung ermittelt.

Die bedeutendsten Quellengruppen an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße sind:

1. Sulfat- und Nitrataerosol (mit Ferntransportanteilen)
2. Winterlicher Straßenstaub mit Splitt- und Streusalzanteilen
3. Holzrauch / Biomasse Rauch
4. Kfz-Emissionen incl. Reifen-, Bremsabrieb, Off-Road u.a. fossile Quellen

Die vergleichenden Untersuchungen an vier Messstellen und über vier Jahreszeiten ergaben:

- Die Überschreitungen im Wiener Raum finden überwiegend während des Winterhalbjahres statt. Die Untersuchung des Anstiegs von Juli auf Jänner zeigt, dass dieser zu 80% im Hintergrund stattfindet und vor allem durch winterspezifische Quellen wie Holzrauch und Ammoniumnitrat verursacht wird. Es wurde in AQUELLA daher besonderes Augenmerk auf das Auftreten der speziellen winterspezifischen Quellen gelegt.
- Bis auf wenige Ausnahmen ist an Überschreitungstagen der Hintergrund bereits hoch belastet (z.B. Stixneusiedl und Mistelbach über 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Schafberg, Lobau über 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$): Die Zusatzbelastung, die zur Überschreitung führt, ist in Wien während vieler Episodentage relativ gering (<20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); nur an wenigen der Überschreitungstage werden hohe Zusatzbelastungen in der Stadt, dann meist durch Salz und Mineralstaub verursacht.
- Bereits 50-70 % der PM10 Belastung an verkehrsnahen AQUELLA-Messstellen (Wien Rinnböckstraße; Kandlerstraße) stammen aus der Hintergrundbelastung. Dies

bedeutet dass der Reduktion der Hintergrundbelastung vorrangige Bedeutung zukommt.

- Die Hintergrundbelastung wird an allen AQUELLA-Messstellen überwiegend durch anorganisches Sekundäraerosol verursacht, in zweiter Linie durch Holzrauch und verwandte Komponenten.
- Die Zusatzbelastung an den verkehrsnahen Stadtmessstellen von AQUELLA („Urban impact“) wird weitgehend durch Mineralaerosol und Auftausatz dominiert (ca. 35 %).

Die Differentialanalyse zwischen Stadtmessstelle (Wien Rinnböckstraße) und Hintergrundmessstelle (Schafberg) ergibt, dass der Stadteinfluss beim Sulfat- und Nitrat-aerosol vergleichsweise gering ist, so dass für Reduktionsmaßnahmen in der Stadt v.a. folgende Bereiche verfolgt werden sollten:

- Maßnahmen beim Winterdienst und sonstiger Staubbekämpfung insbesondere in der kühlen Jahreszeit;
- Maßnahmen bei Einzelfeuerungen von Biomasse (v.a. mit Scheitfeuerung, bzw. Feuerung mit teilweiser Rauchentwicklung);
- Unterstützung der EU Vorhaben bei der Reduktion von PM und NO_x Emissionen bei Neufahrzeugen.
- Unterstützung der EU Vorhaben bei der Reduktion von SO₂ und NO_x Emissionen in neuen Beitrittsländern

Die relativ hohe Mineralstaubbelastung deutet darauf hin, dass generell dem Bereich der klassischen Staubbekämpfung erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte, wie

- Klassische Staubbekämpfung in Straßen-, Straßenrand-, Parkplatz-, Gehsteig- und Baustellenbereichen. Überall, wo Fremdmaterial von Erde, Kies, Sand bis Tierexkrementen und Aschenbecherrückständen, um einige aufzuzählen, auf die Fahrbahn oder in Fahrbereiche gelangt und zermahlen werden kann, ist mit erhöhten Staubanfall zu rechnen. Die tatsächliche Wirksamkeit derartiger Maßnahmen wäre auch zu prüfen und sollte in zukünftige Projektpläne einfließen.

Die hohen Anteile an Holzrauch sind überraschend, da bisher in Europa keine einschlägigen Studien bekannt waren, die auf eine großräumige Belastung im Hintergrund hinwiesen. Mit den Ergebnissen des CARBOSOL Projektes wurde diese Lücke gefüllt. Diese Daten unterstützen die Vorstellung, dass Holzrauch kein regionales Problem, sondern ein Gesamt-europäisches Problem darstellt, auf das man in Europa nicht eingerichtet war. In den USA kommen derzeit wöchentlich neue wissenschaftliche Reports über Biomasse-Rauch durch offene Kamine, Öfen, Grillen, Verbrennen von Gartenabfällen, landwirtschaftliche Feuer und Waldbrände heraus. Das AQUELLA Projekt ist auf diesem Gebiet ein Pionier-Projekt für Europa. Wie man die Holzrauch-Emissionen reduzieren kann, sollte interdisziplinär mit Fachleuten des Immissionsschutzes und der Holzwirtschaft erörtert und untersucht werden.

Als Beispiel für die Zusammensetzung des PM10 - Feinstaubs in der Stadt sind Beiträge des Einflusses der städtischen Quellen (% Stadtanteil) an Überschreitungstagen – als Mittelwert der Messstellen Rinnböckstraße und Kendlerstraße (% Summe PM10 in Wien) – in der Abbildung 142 den Importanteilen gegenübergestellt.

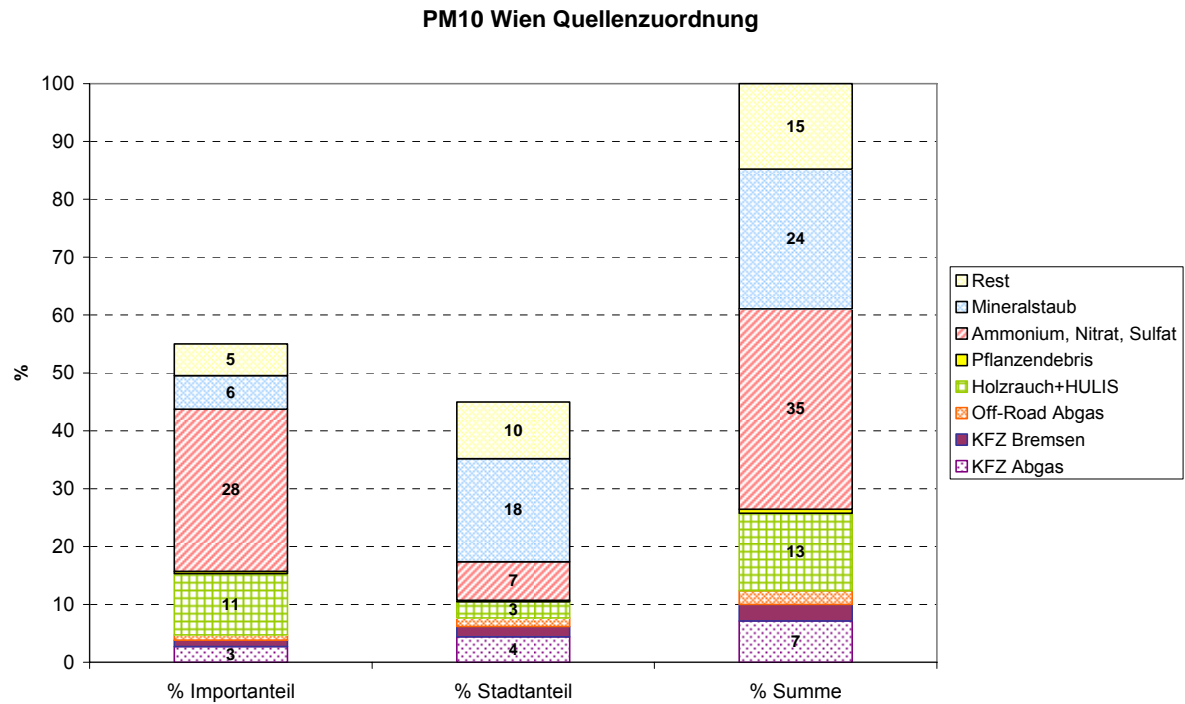


Abbildung 142: Aufteilung der mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile (Import über die Landesgrenze).

7 Verzeichnisse

7.1 Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Aktivitäten im CMB Modell. Durchgezogene Pfeile: AQUELLIS – Bereich; Gepunktete Pfeile: AQUELLA – Bereich	9
Abbildung 2: Aerosolquellenverteilung PM ₁₀ nach ARC in Österreich – unter Einbezug eines gemessenen Anteils von 35% sekundär anorganischen Komponenten	11
Abbildung 3: Lage der AQUELLA – Messstellen in Wien.....	15
Abbildung 4: Messstelle Rinnböckstraße	15
Abbildung 5: Messstelle Kendlerstraße.....	16
Abbildung 6: Messstelle Schafbergbad.....	16
Abbildung 7: Messstelle Lobau	16
Abbildung 8: Aufteilung der Quarzfaserfilter.....	17
Abbildung 9: Segmentierung der Jänner-Proben	18
Abbildung 10a-l: PM ₁₀ -Verlauf an den Wiener AQUELLA Messstellen und Probenpools. Rot umrandete Episoden wurden einzeln analysiert, blau und grün umrandete wurden jeweils in Pools analysiert.....	26
Abbildung 11: Elutriator – Gerät zur Herstellung von PM ₁₀ -Proben (roter Pfeil: PM ₁₀ -Sammeleinheiten)	35
Abbildung 12: PM ₁₀ Proben auf 47 mm – Filtern aus Kehrstaubproben	36
Abbildung 13: Verlauf der PM ₁₀ Tagesmittelwerte an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße. Jan.2004-Dez.2004.	40
Abbildung 14: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM ₁₀ im Mai 2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße	41
Abbildung 15: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM ₁₀ im Juli 2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße	41
Abbildung 16: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM ₁₀ vom 20.1.-7.2.2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße	42
Abbildung 17: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM ₁₀ vom 10.3.-21.3.2004 an den Messstellen Schafberg und Lobau (Hintergrund), Rinnböckstraße und Kendlerstraße	42
Abbildung 18: Zusammensetzung der Straßenstäube im Umkreis der Messstellen, geordnet nach Jahreszeiten.	43
Abbildung 19: Zusammensetzung der Straßenstäube im Umkreis der Messstellen, geordnet nach Sammelorten.	44
Abbildung 20: Schwermetalle in PM ₁₀ an Überschreitungstagen 2004 / Monatswerte an der Messstelle Wien Rinnböckstraße	47
Abbildung 21: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Rinnböckstraße,	49
Abbildung 22: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Kendlerstraße	49
Abbildung 23: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Schafberg.....	50
Abbildung 24: n-Alkane Monatsmittelwerte; Messstelle Lobau	50
Abbildung 25: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Rinnböckstraße	51
Abbildung 26: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Kendlerstraße.....	51
Abbildung 27: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Schafberg ..	52
Abbildung 28: Relative Darstellung – Vergleich der n-Alkane an der Messstelle Lobau.....	52
Abbildung 29: Vergleich der PAH an der Messstelle Rinnböckstraße – 4 Monate	53
Abbildung 30: Vergleich der PAH an der Messstelle Kendlerstraße – 4 Monate	53
Abbildung 31: Vergleich der PAH an der Messstelle Schafberg – 4 Monate	54
Abbildung 32: Vergleich der PAH an der Messstelle Lobau – 4 Monate.....	54
Abbildung 33: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Rinnböckstraße.....	55

Abbildung 34: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Kendlerstraße	55
Abbildung 35: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Schafberg.....	56
Abbildung 36: Mittelwerte der polaren Tracerkomponenten an Überschreitungstagen bzw. Perioden in Wien Lobau	56
Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10, Silizium und Aluminium an der Messstelle Rinnböckstraße, Jan-Dez 2004.....	58
Abbildung 38: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10, Silizium und Aluminium an der Messstelle Kendlerstraße, Jan-Dez 2004	59
Abbildung 39: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10, Silizium und Aluminium an der Messstelle Schafberg, Jan-Dez 2004.	59
Abbildung 40: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von PM10 an den Wiener Messstellen Schafberg, Kendlerstraße, Rinnböckstraße, Lobau; Jan-Dez 2004.....	60
Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf (Tagesmittelwerte) von silikatischem Staub an den Messstellen Schafberg, Kendlerstraße, Rinnböckstraße; Jan-Dez 2004.....	60
Abbildung 42: Zeitlicher Verlauf des relativen Anteils von silikatischem Material in PM10 an Wiener Messstellen, Zeitraum Jan-Dez 2004.	62
Abbildung 43: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Rinnböckstraße	63
Abbildung 44: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Kendlerstraße.....	63
Abbildung 45: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Schafberg	64
Abbildung 46: Verlauf von EC und OC im Vergleich zu PM10; TMW Jan-Dez 2004; Messstelle Lobau	64
Abbildung 47: Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen in Wien. (Lobau: ohne Silikate).....	66
Abbildung 48: Vergleich der Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse für die Saison-Monate im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen Schafberg und Lobau. (Lobau: ohne Silikate)	67
Abbildung 49: Vergleich der Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen Schafberg und Lobau. (Lobau: ohne Silikate)	67
Abbildung 50: Quellenbeiträge für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den Messstellen Wien Rinnböckstraße und Schafberg, sowie der „Urban Impact“, gebildet aus der Differenz der jeweiligen Analysenwerte an Rinnböckstraße und Schafberg.	69
Abbildung 51: Quellenbeiträge für die Überschreitungstage an der Messstelle Kendlerstraße im Jahr 2004 an den Messstellen Wien Kendlerstraße und Schafberg, sowie der „Urban Impact“, gebildet aus der Differenz der jeweiligen Analysenwerte an Kendlerstraße und Schafberg.....	70
Abbildung 52: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße.	71
Abbildung 53: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Kendlerstraße. Die fehlenden HULIS-Werte für Dezember wurden anhand der HULIS/Holzrauch Messdaten der Messstelle Schafberg rekonstruiert.	71
Abbildung 54: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Schafberg.....	72
Abbildung 55: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Lobau. Die fehlenden HULIS-Werte für Dezember wurden anhand der HULIS/Holzrauch Messdaten der Messstelle Schafberg rekonstruiert. An dieser Messstelle wurden keine Silikate bestimmt.	72
Abbildung 56: Quellenanteile des „Urban Impact“ an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße (im Vergleich zu Schafberg).....	73
Abbildung 57: Verlauf von zusammengefassten Quellenanteilen (Holzrauch und sekundäre organische Stoffe; Kfz- und Off-Road- Abgas; Sulfate und Nitrate; Mineralstaub; Streusalz)	

an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße. Ü1-Ü21:	
Überschreitungsperioden	73
Abbildung 58: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Rinnböckstraße.	76
Abbildung 59: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) an der Messstelle Schafberg	76
Abbildung 60: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) für den „Urban Impact“, gebildet aus der Differenz der jeweiligen Analysenwerte an Rinnböckstraße und Schafberg.....	77
Abbildung 61: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) an der Messstelle Kendlerstraße..	77
Abbildung 62: Mittelwerte für die Saison- Monate (2004) an der Messstelle Lobau (Messdaten ohne Silikate).....	78
Abbildung 63: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m ³ an der Messstelle Rinnböckstraße, sowie relative Anteile (rechts im Bild)	79
Abbildung 64: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m ³ an der Messstelle Kendlerstraße, sowie relative Anteile (rechts im Bild). > 50 µg/m ³ bezieht sich auf die Messstelle Rinnböckstraße.	79
Abbildung 65: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m ³ an der Messstelle Schafberg, sowie relative Anteile (rechts im Bild). > 50 µg/m ³ bezieht sich auf die Messstelle Rinnböckstraße.	80
Abbildung 66: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Wintertagen < 50 und > 50 µg/m ³ an der Messstelle Lobau, sowie relative Anteile (rechts im Bild). > 50 µg/m ³ bezieht sich auf die Messstelle Rinnböckstraße.	80
Abbildung 67: Messstelle Rinnböckstraße, Vergleich zweier Ergebnisse an Tagen sehr unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung von PM10; relative Darstellung.	81
Abbildung 68: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße.	82
Abbildung 69: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Kendlerstraße.....	83
Abbildung 70: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Schafberg.	83
Abbildung 71: Vergleich der Quellenanteile im Jänner und Juli 2004 an der Messstelle Lobau.	84
Abbildung 72: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte CMB.....	86
Abbildung 73: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Rinnböckstraße; Relativwerte CMB.....	86
Abbildung 74: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Kendlerstraße; Absolutwerte CMB.....	87
Abbildung 75: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Kendlerstraße; Relativwerte CMB.....	87
Abbildung 76: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Schafberg; Absolutwerte CMB.....	88
Abbildung 77: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Schafberg; Relativwerte CMB.....	88
Abbildung 78: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Lobau; Absolutwerte CMB.	89
Abbildung 79: Mittelwerte für Saison- Monate (2004) an der Messstelle Lobau; Relativwerte CMB.	89
Abbildung 80: Quellenanteile an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße CMB.	90
Abbildung 81: Relativanteile von Mineralstaub und Sekundäraerosol an Überschreitungstagen im Jahr 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße	91
Abbildung 82: Quellenanteile an Überschreitungstagen (Überschreitungen an Messstelle Rinnböckstraße) im Jahr 2004 an der Messstelle Kendlerstraße CMB.	91
Abbildung 83: Quellenanteile an Überschreitungstagen (Überschreitungen an Messstelle Rinnböckstraße) im Jahr 2004 an der Messstelle Schafberg CMB.....	92
Abbildung 84: Quellenanteile an Überschreitungstagen (Überschreitungen an Messstelle Rinnböckstraße) im Jahr 2004 an der Messstelle Lobau CMB.	92

Abbildung 85: Vergleich gemessener und berechneter Traceranteile für Jänner 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.	93
Abbildung 86: Vergleich gemessener und berechneter Traceranteile für Jänner 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.	94
Abbildung 87: Vergleich gemessener und berechneter Traceranteile für Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.	94
Abbildung 88: Ermittelte Quellenanteile an den Tracern für Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; CMB-Modell.	95
Abbildung 89: Mittelwerte für Jänner 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	96
Abbildung 90: Mittelwerte für April 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	96
Abbildung 91: Mittelwerte für Juli 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	97
Abbildung 92: Mittelwerte für Oktober 2004 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	97
Abbildung 93: Überschreitungsperiode 7.-10.1.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	98
Abbildung 94: Überschreitungsperiode 23.-28.1.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	99
Abbildung 95: Überschreitungsperiode 14.-19.3.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	99
Abbildung 96: Überschreitungstag 1.4.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	100
Abbildung 97: Überschreitungsperiode 11.-13.12.04 an der Messstelle Rinnböckstraße; Absolutwerte.	100
Abbildung 98: Verwitterungsprodukte unter Dolomit Splittkörnern – Im Hof der TU Wien, Dezember 2004.	107
Abbildung 99: Verlauf von Mineralstaub und Sekundäraerosol (Sulfate und Nitrate) an der Messstelle Rinnböckstraße, Überschreitungsepisoden 2004.	109
Abbildung 100: Vergleich der drei Städte – verkehrsnahe Messstellen (Wien, Rinnböckstraße; Graz, Don Bosco; Salzburg, Rudolfsplatz), Überschreitungsepisoden 2004, Makrotracer-Quellendaten – Absolutwerte.	110
Abbildung 101: Vergleich der drei Städte – verkehrsnahe Messstellen, (Wien, Rinnböckstraße; Graz, Don Bosco; Salzburg, Rudolfsplatz), Überschreitungsepisoden 2004, Makrotracer-Quellendaten – Relativwerte.	110
Abbildung 102: Zeitraum 1.1-30.4.2004: Häufigkeit von Bränden in Europa.	119
Abbildung 103: Niederschlagsmengen 2004 in Prozent des Mittelwerts der Klimaperiode (1961 – 1990), Quelle: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.	120
Abbildung 104: PM ₁₀ Windrose mit relativer Häufigkeit der Windrichtung (Hohe Warte) für die Wintermonate 2004 (Jan.-Apr. und Okt.-Dez.). Seehöhe der Station: 198m; Anemometerhöhe: 35m.	122
Abbildung 105: Mittlere Windstärke der Wintermonate 2004 als Funktion der Windrichtung für Wien Hohe Warte aus den 7, 14 und 19 MOZ Beobachtungen.	123
Abbildung 106: PM ₁₀ Windrose mit relativer Häufigkeit der Windrichtung (Innere Stadt) für die Wintermonate 2004. Seehöhe der Station: 171m; Anemometerhöhe: 52m. Die mittlere PM ₁₀ Konzentration ist der Mittelwert der PM ₁₀ Konzentrationwerte aller Tage, an denen der Tagesgrenzwert an der Messstelle Rinnböckstraße überschritten wurde (54 Tage).....	123
Abbildung 107: PM ₁₀ Windrose mit relativer Häufigkeit der Windrichtung (Hohe Warte) für Tage mit PM ₁₀ Konzentrationen größer 50µg/m ³ an einer der vier AQUELLA Messstellen.	124
Abbildung 108 a-d: Modellierter PM ₁₀ Belastung in Europa während der Episode 7.-10.1.2004.	126
Abbildung 109: Episode 1 (7.-10.1.2004): PM ₁₀ Zeitreihen mit Meteorologischen Parametern der Station Hohe Warte; Überschreitung der Stadt- und Hintergrundmessstellen; zudem mit hohen Beiträgen an „städtischem Aerosol“.	127
Abbildung 110: Chemische Analyse der Episode 1 (7.-10.1.2004).	128

Abbildung 111 a / b: PM10 Windrosen für Kendlerstraße mit Winddaten von AKH-Dach (a) und für Lobau mit Winddaten von Lobau (b) im Zeitraum 7.1.2004 (0 Uhr) – 11.1.2004 (0 Uhr).	129
Abbildung 112: PM10 Konzentration (Kendlerstraße), Windgeschwindigkeit und Windrichtung (AKH-Dach) als Funktion der Zeit für die Episode 1. Daten: MA22 (Halbstundenmittelwerte)	130
Abbildung 113 a/b: Rückwärtstrajektorien: für 8.1.2004(15 UTC) und 9.1.2004 (18 UTC) ..	131
Abbildung 114: (Episode 7.-11.1.2004) Zeitlicher Verlauf der Temperaturdifferenzen und adiabatische „Temperaturgradienten“ zwischen den Stationen	132
Abbildung 115: Großwetterlage am 8.1.2004 um 0 UTC aus den Analysekarten des GFS-Modells: 500hPa Geopotential [gpm] (schwarze Linien), Bodendruck [hPa] (weiß), relative Topographie H500-H1000 [gpm] (Farbflächen) (www.wetter3.de).	133
Abbildung 116: Temperaturverteilung (Farbflächen), Bodendruck, Windrichtung u. Geschwindigkeit über Europa aus der 12-stunden Prognose des MM5-Modells für 8.1.2004 um 12 UTC.	133
Abbildung 117: Vertikal integrierte Relative Feuchte (%) dargestellt mit Niederschlagsgebieten für 9.1.2004 um 12 UTC (12-stunden Prognose).	133
Abbildung 118: Bodenanalyse des Deutschen Wetterdienstes: Bodendruck mit Fronten am 9.1.2004 um 0 Uhr UTC. (Quelle: www.wetter3.de).	134
Abbildung 119 a-f: Modellerte PM10 Belastung in Europa während der Episode 2.	135
Abbildung 120: Episode 2 (23.1.-28.1.2004): PM10 Zeitreihen mit Meteorologischen Parametern (Hohe Warte); Wechsel der Art der Überschreitung während der Episode.	136
Abbildung 121: Europawetter vom 26.1.2004 um 6 UTC (blau: Nebel) (www.wetterzentrale.de).	137
Abbildung 122 a/b: Ein direkter Vergleich der chemischen Analysen der Episode 2-1 (23.-25.1.2004) und Episode 2-2 (26.1.2004) zeigt für die jeweils verschiedenen Witterungsverhältnisse typische, unterschiedliche PM10 Zusammensetzungen.	137
Abbildung 123: Europawetterbeobachtungen am 27. um 12 UTC und 28.1.2004 um 6 UTC.	138
Abbildung 124: Chemische Analyse der Episode 2-3 (27.-28.1.2004)	138
Abbildung 125 a-d: Links (a),(c): PM10 Windrosen für Kendlerstraße mit Winddaten von AKH-Dach. Rechts (b),(d): PM10 Windrosen für Lobau mit Winddaten von Lobau. a / b: Episode 2-1 → Zeitraum 23.1. (0 Uhr) – 26.1.2004 (0 Uhr) c / d: Episode 2-2/2-3 → Zeitraum 26.1. (0 Uhr) – 29.1.2004 (0 Uhr) Daten: MA22	139
Abbildung 126: PM10 Konzentration (Kendlerstraße), Windgeschwindigkeit und Windrichtung (AKH-Dach) als Funktion der Zeit für die Episode 2 (23.1.-28.1.2004)	140
Abbildung 127 a-e : Rückwärtstrajektorien zwischen 23. und 30.1.2004 mit einer Laufzeit von 120 Stunden. Starthöhen in Wien: 10, 100 und 200 Meter über Bodenniveau.	141
Abbildung 128: Bodennahe thermische Schichtung der Episode 2: Temperaturdifferenzen zwischen den Stationen AKH und Hermannskogel, Lobau und Hermannskogel, Kaiserebersdorf und Hermannskogel aus Halbstundenmittel errechnet. Daten: MA22	142
Abbildung 129 a-d: Temperaturverteilung, Bodendruck, Windrichtung u. Geschwindigkeit über Europa aus der 12-stunden Prognose des MM5-Modells für 23./25./27./ und 30.1.2004.	143
Abbildung 130 a-f: Modellerte PM10 Belastung in Europa während der Episode 3 (10.-19.3.2004)	144
Abbildung 131: Episode 3 (10.-19.3.2004); PM10 Zeitreihen mit meteorologischen Parametern. Typische Überschreitung mit sehr hohen Konzentrationen in der Stadt und vergleichsweise geringen im Hintergrund → Mineralstaubepisode.	145
Abbildung 132 a/b: Chemische Analyse der Episode 3-1 (10.-13.3.2004) und Episode 3-2 (14.-19.3.2004). In der Lobau wurde kein Silikat gemessen.	146
Abbildung 133 a/b: PM10 Windrosen für Kendlerstraße mit Winddaten von AKH-Dach (a) und für Lobau mit Winddaten von Lobau (b) im Zeitraum 10.3.2004 (0 Uhr) – 20.3.2004 (0 Uhr).	147
Abbildung 134: Zeitverlauf von PM10 an der Messstelle Rinnböckstraße mit einer Extrembelastung ($>1100\mu\text{g}/\text{m}^3$) am 17.3.2004 in den Vormittagsstunden.	147

Abbildung 135 a: Kendlerstraße / b: Lobau: PM10 Konzentration, Windgeschwindigkeit und Windrichtung als Funktion der Zeit für die Episode 3-2.....	148
Abbildung 136: (Episode 10.-19.3.2004) Thermische Schichtung der bodennahen Troposphäre: Temperaturdifferenzen zwischen den Stationen AKH und Hermannskogel, Lobau und Hermannskogel, Kaiserebersdorf und Hermannskogel. (Daten: MA22)	149
Abbildung 137 a-d: Rückwärtstrajektorien für 12., 14., 19. und 20.3.2004	150
Abbildung 138 a/b: 12-stunden Prognose des MM5-Modells für 12. und 17.3.2004.	151
Abbildung 139: Emissionsinventur von PM10 in Österreich (Bezugsjahr 2004) [Quelle: Umweltbundesamt ^{xlvij}]	153
Abbildung 140: Aufteilung der mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile (Import über die Landesgrenze).	157
Abbildung 141: Aufteilung der durch direkte und indirekte Auswirkung des Kfz-Verkehrs entstehenden mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile (Import über die Landesgrenze). WD: Winterdienstanteile; Kfz: Anteile durch Kfz-Verkehr ohne Winterdienst	158
Abbildung 142: Aufteilung der mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2004 an den verkehrsnahen Messstellen in Wien in Stadt- und Importanteile (Import über die Landesgrenze).	163

7.2 Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: „Haupt-Quellen“ und Unterteilungen, deren Unterscheidungsmöglichkeit in AQUELLIS untersucht wird	11
Tabelle 2: Tracerkomponenten in AQUELLA	12
Tabelle 3: Wichtige Tracer im CMB Modell („unique“ und Haupt-Tracer)	13
Tabelle 4: Liste der gepoolten und nicht gepoolten Analysen	19
Tabelle 5: Liste der analysierten Pools (Rote Schrift: Überschreitungsperioden , schwarze Schrift: Perioden ohne Grenzwertüberschreitung an der Messstelle Rinnböckstraße).....	20
Tabelle 6: Nachweisgrenzen der analysierten Komponenten	32
Tabelle 7: Makrotracer und abgeleitete Quellen im Makrotracer-Modell.....	37
Tabelle 8: Non-Exhaust PM10 Emissionen (Einfache Methodik) und Vergleich mit typischen Abgas-Emissionsraten von Diesel-Fahrzeugen. (aus ^[xv]).....	37
Tabelle 9: Mittelwert von EC- und OC-Konzentrationswerte im Kaisermühlentunnel – Außenluft bereinigte Werte (Limbeck et al., in Vorbereitung).....	38
Tabelle 10: Vergleich von Umrechnungsfaktoren von Levoglucosan auf Holzrauch-OC.....	38
Tabelle 11: Probenahme von Straßenstäuben neben den Messstellen.....	43
Tabelle 12: Mittelwerte der Analyseergebnisse für die Saisonmonate im Jahr 2004 an den AQUELLA-Messstellen in Wien. OM=OC*1,7; Silikate=Si*2,7; Karbonate=Ca*2,5. n.a.: nicht analysiert	45
Tabelle 13: Konzentrationswerte von Schwermetallen in Wien 2004 (diese Arbeit), 1999/2000 ^[x] und in München ca. 20 Jahre davor [□] (als Vergleich mit früherer, höherer Metallbelastung).	47
Tabelle 14: Konzentrationswerte von Schwermetallen in ng/m ³ in Wien 2004 – AQUELLA – Messstellen; JMW sowie Winter- und Sommerhalbjahr; Winter/Sommer – Verhältnis.	48
Tabelle 15: Monatsmittel des Silikatanteils (Si*2,7) in % an der PM10-Konzentration:	61
Tabelle 16: Übersicht der zu Überschreitungspools zusammengefassten Überschreitungstage	65
Tabelle 17: Relative Anteile (%) von Quellen an Überschreitungstagen an den Messstellen Rinnböckstraße, Schafberg und im „Urban Impact“ – Mittel über 2004	68
Tabelle 18: Relative Quellenanteile an der Messstelle Rinnböckstraße an Überschreitungsepisoden aus Makrotracer-Modell.	74

Tabelle 19: Monate mit Überschreitungstagen im Jahr 2004 – Wien Rinnböckstraße; Relative Anteile von PM10 an der Hintergrundmessstelle und im „Urban Impact“ im Vergleich zu PM10 Werten an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße	75
Tabelle 20: Übersicht über die Überschreitungspools - CMB	90
Tabelle 21a: Vergleichsdaten von Makrotracer und CMB Modellergebnissen für AQUELLA-Ereignisse in Wien; Angaben in % von PM10	101
Tabelle 22: Relativer Beitrag (%) von „Biomasse Rauch“ und „Plant Debris“ zu Organischem Material (OM) in PM2.5 Proben. 2-Jahres Durchschnitt für Sommer und Winter Quartale. Daten von Puxbaum et al. □	105
Tabelle 23: Relative Anteile von Quellen an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße, und Vergleich mit Daten von anderen Orten – Jahresmittel.	106
Tabelle 24: Vergleich der PM10 Werte an Überschreitungstagen an der Messstelle Rinnböckstraße mit Vorbelastungswerten am Schafberg, sowie in Stixneusiedl und Mistelbach. Epi Nr.: Episode Nr.; N Tage: Zahl der Tage im Pool; RBS: Rinnböckstraße; SCHB: Schafberg; STIX: Stixneusiedl; MIST: Mistelbach; Charakteristik: Haupt-Quellen; AS: Ammoniumsalze; H: Holzrauch; Min: Mineralstaub; NaCl: Streusalz-Staub; G: Gemischte Quellen	111
Tabelle 25: Quellenanteile an der urbanen Hintergrundmessstelle Schafberg; Makrotracer-Ergebnisse; Mittel der Überschreitungsepisoden	112
Tabelle 26: PM10 Konzentration an der Hintergrundmessstelle im Verhältnis zur beobachteten Konzentration an den verkehrsnahen Messstelle und „Urban Impact“ an der verkehrsnahen Messstelle (Daten für Überschreitungstage an den Rezeptormessstellen).	113
Tabelle 27: „Belastungsmessstellen“ und urbane Hintergrundmessstellen im Projekt AQUELLA – Wien	114
Tabelle 28: Hauptquellenanteile an der AQUELLA-Messstelle Rinnböckstraße an Überschreitungstagen (Wien, 2004). Urban Impact: Durch Differenzbildung zwischen den Daten der verkehrsnahen und der urbanen Hintergrundmessstelle erhalten	115
Tabelle 29: Wetterlagenklassifikation für Europa (Quelle: ZAMG Wien)	118
Tabelle 30: Darstellung der Mittleren PM10 Konzentrationen der Wintermonate 2004 als Referenz zu Abbildung 104, Abbildung 106 und Abbildung 107. Deutlich erhöht liegt die Anzahl der Tagesmittelwerte über dem EU-Grenzwert an der Rinnböckstraße.	124
Tabelle 31: Bildung von „Stadt“ (Mittel aus Rinnböckstraße und Kendlerstraße) und „Randlage“ (Mittel aus Schafbergbad und Lobau) Daten für die „Überschreitungstage“. Die Ableitung der „Vorbelastung“ erfolgt aus dem Verhältnis der Werte von zwei Niederösterreichischen Messstellen (Mittel von Mistelbach und Stixneusiedl) und Schafbergbad ($F=0,81$, bestimmt aus Werten der Überschreitungsepisoden). Der Faktor wird zur Ableitung der PM10 „Vorbelastung“ aus den Randlage-Daten herangezogen, wobei für die individuellen Komponenten individuelle Faktoren angewendet werden.	155
Tabelle 32: Abgeleitete Anteile für Import (über die Landesgrenze) und Stadtanteile für PM10 an Überschreitungstagen in % der Immissionsbelastung in Wien (verkehrsnaher Einwirkung)	156
Tabelle 33: Aufteilung der direkten und indirekten Kfz-Anteile in „feine“ und „grobe“ Anteile an PM10	159
Tabelle 34: Angabe der Konzentrationsbereiche der PM10 – Anteile Importanteile und Stadtanteile für PM10 in Wien (für verkehrsnaher Messorte, siehe Text)	159
Tabelle 35: Abkürzungen der Substanznamen	171

7.3 Verzeichnis der Abkürzungen

Tabelle 35: Abkürzungen der Substanznamen

Abkürzung PAH	
7-on	Benzo(de)anthracen-7-on
RET	Reten
BeP	Benzo(e)pyren
BP	Benzo(ghi)perylene
COR	Coronen
IFL	Indeno(cd)fluoranthren
IPY	Indeno(cd)pyren

Monocarbonsäuren	
MCA C6	Hexansäure / Capronsäure
MCA C7	Heptansäure / Önanthsäure
MCA C8	Octansäure / Caprylsäure
MCA C9	Nonansäure / Pelargonsäure
MCA C10	Decansäure / Caprinsäure
MCA C11	Undecansäure
MCA C12	Dodecansäure / Laurinsäure
MCA C13	Tridecansäure
MCA C14	Tetradecansäure / Myristinsäure
MCA C15	Pentadecansäure
MCA C16-1	cis-9-Hexadecensäure / Palmitoleinsäure
MCA C16	Hexadecansäure / Palmitinsäure
MCA C17	Heptadecansäure / Margarinsäure
MCA C18:1	cis-9-Octadecensäure / Ölsäure
MCA C18:2	(cis,cis)-9,12-Octadiensäure / Linolsäure
MCA C18	Octadecansäure / Stearinsäure
MCA C19	Nonadecansäure
MCA C20	Icosansäure / Arachinsäure
MCA C21	Henicosansäure
MCA C22	Docosansäure / Behensäure
MCA C23	Tricosansäure
MCA C24	Tetracosansäure / Lignocerinsäure
MCA C25	Pentacosansäure
MCA C26	Hexacosansäure / Cerotinsäure

Sonstige	
DCA C5	Pentandisäure / Glutarsäure
DCA C6	Hexandisäure / Adipinsäure
DCA C8	Octandisäure / Suberinsäure
DCA C9	Nonandisäure / Azelainsäure
DCA C10	Decandisäure / Sebacinsäure
Abietinsäure	Abietinsäure / Sylvinsäure
Nonanal	Nonanal / Pelargonaldehyd
TC	Total Carbon, Gesamtkohlenstoff
EC	Elemental Carbon, Rußkohlenstoff
OC	Organic Carbon, Organischer Kohlenstoff
OM	Organic Material, aus OC*f abgeleitet, je nach OC-Zusammensetzung: f = 1,2-2
CC	Carbonate Carbon, Karbonatkohlenstoff

8 Literatur

-
- i Pope C.A. III, 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.
- ii Friedlander S.K., 1973. Chemical element balances and identification of air pollution sources. *Environ.Sci.Technol.* 7, 235-240.
- iii Gordon G.E., 1980. Receptor models. *Environ.Sci.Technol.* 14, 792-800.
- iv Cooper J.A., Watson J.G., 1980. Receptor oriented methods of air particulate source apportionment. *J.Air Pollut. Contr.Assoc.* 30, 1116-1125.
- v Wopenka B., 1982. Kombination von mikrochemischen und faktorenanalytischen Methoden zur Charakterisierung von atmosphärischen Aerosolimmissionen. Dissertation, TU Wien.
- vi Puxbaum H., Wopenka B., 1984. Die Anwendung von Rezeptormodellen zur Aerosolquellenanalyse. Ein Review. *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie.*
- vii Schauer J.J., Rogge W.F., Hildemann L.M., Mazurek M.A., Cass G.R., Simoneit B.R.T., 1996. Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmos.Environ.* 30, 3837-3855
- viii Zheng M., Cass G.R., Schauer J.J., Edgerton E.S., 2002. Source apportionment of PM_{2.5} in the Southeastern United States using solvent-extractable organic compounds as tracers. *Environ.Sci.Technol.* 36, 2361-2371
- ix Winiwarter W., Trenker C., Höflinger W., 2001. Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des UBA, ARC-S-0151.
- x Puxbaum H., Gomiscek B., Kalina M., Bauer H., Salam A., Stopper S., Preinig O., Hauck H., 2004. A dual site study of PM_{2.5} and PM₁₀ aerosol chemistry in the larger region of Vienna, Austria. *Atmos.Environ.* 38, 3949-3958.
- xi Kunit M., Puxbaum H. (1996) Enzymatic determination of the cellulose content of atmospheric aerosols. *Atmos.Environ.* 30, 1233-1236.
- xii Limbeck A., Rendl J., Puxbaum H., 2003. ETAAS determination of palladium in environmental samples with on-line pre-concentration and matrix-separation. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 18, 161 - 165.
- xiii Bauer H., Kasper-Giebl A., Löflund M., Giebl H., Hitzemberger R., Zibuschka F., Puxbaum H., 2002. The contribution of bacteria and fungal spores to the organic carbon content of cloud water, precipitation and aerosols. *Atmos.Res.* 64, 109-119.
- xiv Augustyn R., Riess P., Schermann G., Bachl R., 2005. Jahresbericht 2004. Luftgütemessungen der Umweltschutzabteilung der Stadt Wien gemäß Immissionsschutzgesetz – Luft. MA 22 – 222/205
- xv Emission Inventory Guidebook 2003, Road vehicle tyre & break wear, & road surface wear. Activities 070700-070800.
- xvi Düring I., Lohmeyer A., 2004. Modellierung nicht motorbedingter PM₁₀ Emissionen von Straßen. KRdL-Expertenforum Staub und Staubinhaltsstoffe 10./11.11.04 Düsseldorf
- xvii Lough G.C., Schauer J.J., Park J.-S., Shafer M.M., Deminter J.T., Weinstein J.P., 2005. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environ. Sci. Technol.* 39, 826-836.
- xviii Fine P.M., Cass G.R., Simoneit B.R.T., 2001. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States. *Environmental Science and Technology* 35, 2665-2675.

-
- xix Fine P.M., Cass G.R., Simoneit B.R.T., 2002. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Woods Grown in the Southern United States. *Environmental Science and Technology* 36, 1442-1451.
- xx Fine P.M., Cass G.R., Simoneit B.R.T., 2004. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Wood Types Grown in the Midwestern and Western United States. *Environmental Engineering Science* 21, 387-409.
- xxi Schmidl C., 2005. Diplomarbeit, TU Wien.
- xxii Pucher E., Sekanina A., Rüdiger H., 2006. *Unsere Luft 1980-2015*. 6. Auflage. ÖAMTC-Akademie Wien.
- xxiii Puxbaum H., Tenze-Kunit M. (2003) Size distribution and seasonal variation of atmospheric cellulose. *Atmospheric Environment* 37, 3693-3699.
- xxiv Limbeck A., Rendl J., Heimbürger G., Kranabetter A., Puxbaum H., 2004. Seasonal variation of palladium, elemental carbon and aerosol mass concentrations in airborne particulate matter. *Atmospheric Environment* 38, 1979-1987.
- xxv Bae M.-S., Demerjian, K.L., Schwab J.J., 2006. Seasonal estimation of organic mass to organic carbon in PM_{2.5} at rural and urban locations in New York State. *Atmospheric Environment* 40, 7467-7479.
- xxvi Steiger M., 1991. Die anthropogenen und natürlichen Quellen urbaner und maritimer Aerosole charakterisiert und quantifiziert durch Multielementanalyse und chemische Rezeptormodelle. Dissertation Universität Hamburg. Schriftenreihe Angewandte Analytik des Inst. F. Angew. und org. Analytik der Universität Hamburg
- xxvii Stelson A.W., Seinfeld J.H., 1982, Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. *Atmospheric Environment* 16, 983-992.
- xxviii Piringer M., Ober E., Puxbaum H., Kromp-Kolb H., 1997 Occurrence of Nitric Acid and Related Compounds in the Northern Vienna Basin During Summertime Anticyclonic Conditions. *Atmospheric Environment* 31, 1049-1057.
- xxix Watson, J.G., N.F. Robinson, C.W. Lewis, C.T. Coulter, J.C. Chow, E.M. Fujita, D.H. Lowenthal, T.L. Conner, R.C. Henry and R.D. Willis, 1997. Chemical mass balance receptor model version 8 (CMB) user's manual. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, by Desert Research Institute, Reno, NV. [ftp: //eafs.sage.dri.edu/cmb80/model/](ftp://eafs.sage.dri.edu/cmb80/model/).
- xxx Hildemann L.M., Markowski G.R., Cass G.R., 1991. Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. *Environ. Sci. Technol.* 25, 744-759.
- xxxi Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* 27, 636-651.
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 5. Natural gas home appliances. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2736-2744.
- xxxii Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 3. Road dust, tire debris and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1892-1904.
- xxxiii Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 5. Natural gas home appliances. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2736-2744.
- xxxiv Marr I., Puxbaum H., 2006. Quality Manual for the AQUELLA group of projects. Institute for Chemical Technology and Analytics, TU Vienna.
- xxxv Liu W., Wang Y., Russell A., Edgerton E.S., 2005. Atmospheric aerosol over two urban-rural pairs in the southeastern United States: Chemical composition and possible sources. *Atmospheric Environment* 39, 4453-4470.

- xxxvi Ward T.J., Smith G.C., 2005. The 200/2001 Missoula Valley PM_{2.5} chemical mass balance study, including the 2000 wildfire season – seasonal source apportionment. *Atmospheric Environment* 39, 709-717.
- xxxvii Sapkota, A.; Symons, J. M.; Kleissl, J.; Wang, L.; Parlange, M. B.; Ondov, J.; Breyse, P. N.; Diette, G. B.; Eggleston, P. A.; Buckley, T. J., 2005. Impact of the 2002 Canadian Forest Fires on Particulate Matter Air Quality in Baltimore City. *Environmental Science and Technology* 39, 24-32.
- xxxviii Jimenez J., Wu C-F., Claiborn C., Gould T., Simpson C.D., Larson T., Sally Liu L.-J., 2005. Agricultural burning smoke in eastern Washington-part I: Atmospheric characterization. *Atmospheric Environment*, Article in press.
- xxxix Boman C.B., Forsberg A.A., Järnholm B.G., 2003. Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. *Scand. J. Work Environ. Health*, 29, 251-260.
- xl Larsson E.H., Johansson C., Johansson L., Swietlicki E., Brorström-Lunden E., 2006. Is levoglucosan a suitable quantitative tracer for wood burning? – Comparison with receptor modelling on trace elements in Lycksele, Sweden. Submitted manuscript.
- xli Bond T.C., Streets D.G., Yarber K.F., Nelson S.M., Woo J.-H., Klimont Z., 2004. A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *Journal of Geophysical Research* 109, D14203, doi: 10.1029/2003JD003697.
- xlII Puxbaum H., Caseiro A., Sánchez-Ochoa A., Kasper-Giebl A., Claeys M., Gelencsér A., Legrand M., Preunkert S., Pio C., Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background. Submitted to *J. Geophys. Res.*
- xlIII Kaiser A., Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, 1996. Studie zum Aufbau eines Vertikalprofils für den Raum Wien.
- xlIV Draxler, R.R. and 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.
- xlV 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.
- xlVI ANDERL M. et al., 2006. Emissionstrends 1990-2004. Umweltbundesamt Report REP-0037
- xlVII Pucher E., Sekanina A., Rüdiger H., 2006. Unsere Luft 1980-2015. 6. Auflage. ÖAMTC-Akademie Wien.
- xlVIII SCHMID H., PUCHER E., ELLINGER R., BIEBL P., PUXBAUM H., 2001. Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria – results of the Tauern tunnel experiment 1997. *Atmos. Environ.* 35, 3585-3593

Online:

- Web Fire Mapper: <http://maps.geog.umd.edu/default.asp>
- Trajektorien: <http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>
- Umweltbundesamt: www.umweltbundesamt.at
- Zentralanstalt f. Meteorologie u. Geodynamik: www.zamg.ac.at
- Rheinisches Institut für Umweltforschung: www.eurad.uni-koeln.de
- Wetterzentrale Deutschland: www.wetterzentrale.de
- Wetter3 Deutschland: www.wetter3.de