



umweltbundesamt^u

EINFLUSS VON PUNKTQUELLEN AUF DIE LUFTQUALITÄT IN NORDOST- ÖSTERREICH – ENDBERICHT

Im Auftrag der OMV AG



REPORT
REP-0105

Wien, 2007

Projektleitung

Christian Nagl

AutorInnen

Siegmund Böhmer
Bernd Gugele
August Kaiser (ZAMG)
Erwin Petz (ZAMG)
Helfried Scheifinger (ZAMG)
Wolfgang Spangl
Jürgen Schneider
Daniela Wappel
Christian Nagl

Satz/Layout

Lisa Lössl

Lektorat

Maria Deweis

Diese Publikation wurde im Auftrag der OMV AG erstellt.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Herausgeber und Medieninhaber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf
<http://www.umweltbundesamt.at/>.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2007
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-903-9



INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	7
1 EINFLUSS VON FERNTRANSPORT	9
1.1 Einleitung	9
1.2 Die Relevanz grenzüberschreitenden Schadstofftransports nach Österreich	10
1.3 Schadstoffferntransport von Feinstaub	12
1.3.1 Die PM10-Belastung in Österreich	12
1.3.2 Anteil von Feinstaub-Ferntransport in Europa	13
1.3.3 Herkunftsuntersuchung mit Rückwärtstrajektorien	16
1.3.4 Herkunft der PM10-Belastung an Hintergrundstandorten	18
1.3.5 Einfluss von Ferntransport auf größere Städte in Österreich	21
1.4 Schadstoffferntransport von Schwefeldioxid	23
1.4.1 Die Belastung durch Schwefeldioxid in Österreich	23
1.4.2 Anteil von Ferntransport bei Schwefeldioxid und Sulfat	25
1.5 Schadstoffferntransport von Stickstoffoxiden	28
1.5.1 Die Belastung durch Stickstoffoxide in Österreich	30
1.5.2 Anteil von Ferntransport an Nitrat	31
2 ERMITTLUNG RELEVANTER PUNKTQUELLEN	32
2.1 Informationen zu Punktquellen	32
2.2 Emissionen gemäß EPER	32
2.3 Europaweite Emissionen gemäß EMEP	33
2.3.1 Emissionen von Feinstaub	34
2.3.2 Emissionen von Schwefeldioxid	36
2.3.3 Emissionen von Stickstoffoxiden	38
2.3.4 Vergleich der Emissionen in den verschiedenen Ländern	39
2.3.5 Sektoraler Vergleich	42
2.4 Emissionen gemäß SENCO-Datenbank	45
2.5 Emissionen gemäß Datenanfragen	48
2.5.1 Bosnien	48
2.5.2 Bulgarien	48
2.5.3 Polen	49
2.5.4 Rumänien	49
2.5.5 Serbien	49
2.5.6 Slowakei	49
2.5.7 Slowenien	49
2.5.8 Tschechien	49
2.5.9 Ungarn	49



3	EMISSIONEN AUS PUNKTQUELLEN	50
3.1	Emissionsdaten für die Modellierung	50
3.2	Emissionstrends	53
4	MODELLIERUNG	56
4.1	Methodik	56
4.2	Ergebnisse.....	59
4.2.1	Modellierung mit EMEP-Emissionskataster	59
4.2.2	Modellierung mit den Emissionen der Punktquellen.....	65
4.2.3	Immissionsbeiträge aus elf Quellgebieten	90
4.2.4	Statistisch-empirische Untersuchung der Schadstoffbelastung in Ostösterreich mittels Trajektorien	103
4.3	Belastung im Nahbereich der Raffinerie in Bratislava	113
5	ABKÜRZUNGEN UND GLOSSAR	115
6	LITERATUR	116



ZUSAMMENFASSUNG

Bei den Schadstoffen Feinstaub (gemessen als PM₁₀) und Stickstoffdioxid (NO₂), vereinzelt auch bei Schwefeldioxid (SO₂), kam es in den letzten Jahren in Österreich – wie auch in anderen Europäischen Ländern – verbreitet zu Grenzwertüberschreitungen. Zu den Grenzwertüberschreitungen bei PM₁₀ und SO₂ leistet grenzüberschreitender Schadstofftransport im außeralpinen Bereich Österreichs einen bedeutenden Beitrag (UMWELTBUNDESAMT 2005c, 2006a).

Aufgrund der langen atmosphärischen Verweilzeit von PM₁₀ und SO₂ können neben Schadstoffquellen in unmittelbarer Nachbarschaft auch mehrere hundert bis tausend Kilometer entfernte Quellen einen merklichen Anteil an der Schadstoffbelastung haben. Ziel dieser Arbeit ist es, eine systematische Zusammenschau des Beitrags einzelner ausländischer Emittenten auf den Osten Österreichs zu geben. Bei den Emittenten wurde der Schwerpunkt auf Punktquellen gelegt. Die Quantifizierung des Beitrags der einzelnen Quellen erfolgt mit Hilfe von Ausbreitungsrechnungen.

Verschiedene Vorstudien deuten darauf hin, dass für den Nordosten Schadstoffferntransport aus den östlichen Nachbarländern eine hohe Bedeutung hat. Quellen westlich von Österreich tragen deutlich weniger zur Schadstoffbelastung bei, da westliche Windrichtungen meist mit guten atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen verbunden sind.

Im ersten Schritt wurden vorhandene Daten über den Beitrag des Ferntransports zur Luftbelastung in Österreich recherchiert, gesammelt und analysiert. Dabei zeigte sich, dass relevante Quellregionen in Bosnien, Bulgarien, Polen, Rumänien, Serbien, Slowakei, Slowenien, Tschechien und Ungarn zu finden sind. Dann wurden die wesentlichen Schadstoffquellen inkl. der Punktquellen der im ersten Schritt ermittelten Staaten eruiert. Für die meisten dieser Länder wurden detaillierte Daten zur Verfügung gestellt, für manche mussten die Emissionen abgeschätzt werden. Schlussendlich konnten die Daten von 102 Quellen berücksichtigt werden, die in Summe etwa 2.000 kt SO₂, 300 kt NO_x und 80 kt Staub emittieren. Bei den Quellen handelt es sich größtenteils um Kraftwerke, zumeist mit Braunkohle betrieben. Diese Daten wurden für eine Modellierung mit dem Ausbreitungsmodell FLEXPART verwendet.

Für die Modellierungen der Zeitreihen wurden die Emissionen als konstant angenommen. Berechnet wurden einerseits die Beiträge der einzelnen Quellen auf die Immissionsbelastung von SO₂, NO_x und PM₁₀ in Wien, Illmitz, Pillersdorf, Enzenkirchen und Klösch, andererseits wurden die 102 Schadstoffquellen zu elf Quellregionen zusammengefasst und deren Beitrag ermittelt. Die Beiträge wurden als Zeitreihen von Einstundenmittelwerten jeder einzelnen Punktquelle für das Jahr 2005 ermittelt. Die Ergebnisse wurden darüber hinaus noch mit Modellrechnungen verglichen, die mit dem EMEP-Emissionskataster¹ durchgeführt wurden. Die Vergleichsrechnungen zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den gemessenen Werten.

Die berücksichtigten 102 Punktquellen tragen gemäß den Ausbreitungsrechnungen im Jahresmittel in Wien etwa 0,7 µg/m³ zur SO₂-Belastung bei, zur NO_x-Belastung etwa 0,1 µg/m³ und zur PM₁₀-Belastung (primäre Partikel) etwa 0,07 µg/m³. Der Beitrag zu sekundärem anorganischem Aerosol – modelliert mit Hilfe der SO₂- und NO_x-Emissionen – beträgt maximal 1,4 µg/m³. Einzelne Emittenten tragen nur sehr wenig zu den Belastungen bei. Nördlich von Wien in Pillersdorf sind die jeweiligen Beiträge der Punktquellen im Mittel etwas niedriger, südlich von Wien in Illmitz etwas höher.

¹ Emissionskataster, der im Rahmen von EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air pollutants in Europe, www.emep.int) für ganz Europa mit 50x50 km² Auflösung erstellt wird.

Diese Beiträge sind vor allem für PM₁₀ deutlich geringer als der Gesamtbeitrag von grenzüberschreitendem Schadstofftransport wie aus Messdaten und mit Hilfe von so genannten Rückwärtstrajektorien abgeschätzt (UMWELTBUNDESAMT 2005c, 2006a). Dies liegt zum einen daran, dass die in dieser Studie betrachteten Punktquellen z.T. nur einen geringen Teil der Gesamtemissionen des jeweiligen Landes ausmachen, zum anderen hat sich die Betrachtung des Gesamtbeitrags auf Tage mit erhöhter Belastung beschränkt. Im Jahresmittel ist der Beitrag von Ferntransport aus den untersuchten Regionen aber generell geringer.

Der Anteil der 102 Punktquellen zu Belastungsspitzen wurde exemplarisch anhand des 95-Perzentils dargestellt. In Wien beträgt der Beitrag der Punktquellen zur SO₂-Belastung beim 95-Perzentil etwa 3 µg/m³, bei NO_x 0,5 µg/m³ und bei PM₁₀ (primäre Partikel) 0,3 µg/m³. Bei den maximalen Einstundenmittelwerten ergaben die Modellrechnungen bei SO₂ für Wien einen Beitrag durch die Punktquellen von 11,5 µg/m³, bei NO_x 2 µg/m³, bei PM₁₀ (primäre Partikel) 0,9 µg/m³ und bei sekundärem anorganischem Aerosol 20,5 µg/m³.

Von den elf Quellregionen, die im Detail betrachtet wurden, stammt der größte Beitrag zur SO₂-Belastung in Wien und Illmitz aus Mittelungarn (Region Budapest – Győr), ebenso bei sekundärem anorganischem Aerosol, bei letzterem zeigt sich aber auch noch ein Einfluss von weiter entfernten Quellen. Bei NO_x ist keine Quellregion dominierend. Bei den primären PM-Emissionen stammt der größte Beitrag aus der Region Oberschlesien-Ostrava (Polen, Tschechien).

SUMMARY

In the last few years, widespread limit value exceedances were recorded in Austria – as well as in other European countries - for the pollutants particulate matter (measured as PM₁₀) and nitrogen dioxide (NO₂), and in a few cases also for sulphur dioxide (SO₂). Limit value exceedances for PM₁₀ and SO₂ are largely accounted for by transboundary pollutant transport in areas in Austria outside the Alps (UMWELTBUNDESAMT 2005c, 2006a).

Due to the long residence time of PM₁₀ and SO₂ in the atmosphere, pollutant sources in the immediate vicinity as well as at distances of several hundred or up to a thousand kilometres may contribute a considerable share of pollutant concentrations. The aim of this study is to provide a systematic synopsis of contributions from single emitters abroad to concentrations in the east of Austria. As regards emitters, the focus is on point sources. Quantification of the contributions from single sources is carried out using dispersion calculations.

Various preliminary studies suggest that long-range pollutant transport from eastern neighbouring countries is of particular importance in the north-east of Austria. Sources to the west of Austria contribute much less of the pollutant concentrations since westerly wind directions usually provide favourable atmospheric dispersion conditions.

As a first step, available data on the contribution of long-range transport to air pollution were researched, collected and analysed. The results showed that regions of relevant sources can be found in Bosnia, Bulgaria, Poland, Romania, Serbia, Slovakia, Slovenia, the Czech Republic and Hungary. Then essential pollutant sources, including point sources, were identified within the countries determined during the first stage. For most of these countries, detailed data were provided. For some of them, emissions had to be estimated. Finally, data on 102 sources were considered, emitting approximately 2,000 kt of SO₂, 300 kt of NO_x and 80 kt of particulate matter. These sources include mostly power plants, usually designed for lignite (brown coal). The data were used for modelling, using the FLEXPART dispersion model.

For modelling the time series, emissions were assumed to be constant. On the one hand, single source contributions to pollution concentrations of SO₂, NO_x and PM₁₀ in Vienna, Illmitz, Pillersdorf, Enzenkirchen and Klösch were calculated and on the other hand, the 102 pollutant sources were combined to form eleven source regions whose contribution was determined. Contributions were determined as time series of one-hour mean values of each point source for 2005. The results were also compared against model calculations carried out with the EMEP emission grid². The comparative analysis showed a good correlation with the measured values.

According to the dispersion calculations, the 102 point sources considered contribute, averaged over one year, in Vienna approximately 0.7 µg/m³ of the SO₂ concentrations, approximately 0.1 µg/m³ of the NO_x concentrations and approximately 0.07 µg/m³ of the PM₁₀ concentrations (primary particles). Contribution to secondary inorganic aerosol – modelled with SO₂ and NO_x emissions – amounts to a maximum of 1.4 µg/m³. Single emitters account only for a minor part of the concentrations. North of Vienna, in Pillersdorf, the relevant mean contributions from the point sources are lower, whereas south of Vienna, in Illmitz, they are higher.

² Emission grid with a resolution of 50x50 km² established within the framework of EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air pollutants in Europe, www.emep.int) for the whole of Europe.



The share of the 102 point sources in peak pollutant concentrations was presented by way of an example using the 95th percentile. In Vienna, the point source contribution to SO₂ concentrations is approximately 3 µg/m³ with the 95th percentile, whereas for NO_x it is 0.5 µg/m³ and for PM10 (primary particles) it is 0.3 µg/m³. For the maximum one-hour mean values, the point source contributions for Vienna, based on the model calculations, were 11.5 µg/m³ for SO₂, 2 µg/m³ for NO_x and 0.9 µg/m³ for PM10 (primary particles) as well as 20.5 µg/m³ for secondary inorganic aerosol.

Of the eleven source regions that were considered in detail, central Hungary (the region of Budapest – Győr) accounted for the largest share of SO₂ concentrations in Vienna and Illmitz, which also applies to secondary inorganic aerosol which, however, is under an additional influence from more distant sources. In the case of NO_x, there is no source region which dominates. The largest share of primary PM emissions comes from the region of Upper Silesia-Ostrava (Poland, Czech Republic).



1 EINFLUSS VON FERNTRANSPORT

1.1 Einleitung

Vor allem die für PM₁₀ und NO₂ im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, idgF) festgelegten Grenzwerte (siehe Tabelle 1) wurden in den letzten Jahren in weiten Teilen Österreichs zum Teil deutlich überschritten (siehe u. a. UMWELTBUNDESAMT, 2005c).

Tabelle 1: Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gem. Immissionsschutzgesetz Luft Anlage I.

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
SO ₂	120 µg/m ³	Tagesmittelwert
SO ₂	200 µg/m ³	Halbstundenmittelwert; bis zu drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte im Kalenderjahr bis zu 350 µg/m ³ gelten nicht als Überschreitung
PM ₁₀	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr ist die folgende Zahl von Überschreitungen zulässig: bis 2004: 35, von 2005 bis 2009: 30, ab 2010: 25
PM ₁₀	40 µg/m ³	Jahresmittelwert
CO	10 mg/m ³	Gleitender Achtstundenmittelwert
NO ₂	200 µg/m ³	Halbstundenmittelwert
NO ₂	30 µg/m ³	Jahresmittelwert Der Grenzwert ist ab 1.1.2012 einzuhalten, die Toleranzmarge beträgt 30 µg/m ³ bei Inkrafttreten dieses Gesetzes (d. h. 2001) und wird am 1.1. jedes Jahres bis 1.1.2005 um 5 µg/m ³ verringert. Die Toleranzmarge von 10 µg/m ³ gilt gleich bleibend von 1.1.2005 bis 31.12.2009. Die Toleranzmarge von 5 µg/m ³ gilt gleich bleibend von 1.1.2010 bis 31.12.2011.
Benzol	5 µg/m ³	Jahresmittelwert
Blei	0,5 µg/m ³	Jahresmittelwert

Wie Analysen – die zu einem Gutteil im Rahmen der Erstellung so genannter Stuserhebungen³ durchgeführt wurden, zeigen, leistet insbesondere bei PM₁₀ der weiträumige, grenzüberschreitende Schadstofftransport im außeralpinen Bereich Österreichs einen bedeutenden Beitrag zur Immissionsbelastung (UMWELTBUNDESAMT 2005c, 2006a). Vereinzelt Grenzwertüberschreitungen bei SO₂ an grenznahen Standorten waren in den letzten Jahren ebenfalls überwiegend auf grenzüberschreitenden Schadstofftransport zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT 2005c).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den Beitrag des grenzüberschreitenden Schadstofftransports für einzelne Schadstoffe zu erfassen sowie eine genauere Zuordnung zu deren Quellen zu geben.

³ Gemäß IG-L sind nach Überschreitung von Grenzwerten – falls die Überschreitung nicht auf Störfälle zurückzuführen war – Stuserhebungen durchzuführen. Deren Ziel ist u.a. eine detaillierte Beschreibung der Immissionssituation sowie eine Zusammenstellung der für die Überschreitung verantwortlichen Emissionsquellen.

Dazu werden in einem ersten Schritt jene Schadstoffe identifiziert, bei denen grenzüberschreitender Transport wesentlich zur Immissionsbelastung beiträgt (siehe Kapitel 1.2). In Ostösterreich sind dies vor allem PM₁₀, SO₂ und Ozon. So weit wie möglich, wird der grenzüberschreitende Anteil dem ‚hausgemachten‘ gegenübergestellt. In der Folge werden die Herkunftsgebiete jener Punktquellen ermittelt, die einen Einfluss auf die Immissionssituation in Österreich haben (in Kapitel 1.3 für PM₁₀, in Kapitel 1.4 für SO₂ und in Kapitel 1.5 für NO_x). Kapitel 2 beschreibt, wie diese identifiziert und deren Emissionen ermittelt oder abgeschätzt wurden. Ein internationaler Vergleich der Emissionen findet sich Kapitel 2.3.

Kapitel 3 gibt einen Überblick über die Emissionsdaten der Punktquellen sowie einen Vergleich der Emissionen aus Punktquellen mit den gesamten Emissionen der einzelnen Länder.

Mit Hilfe der in Kapitel 3 angeführten Emissionsdaten wurde deren Einfluss auf die Luftqualität in Österreich berechnet (Kapitel 4). In Kapitel 4.1 wird zunächst die Methodik der Modellierung beschrieben. In Kapitel 4.2 sind die Ergebnisse dargestellt. In Kapitel 4.2.1 sind die mit dem EMEP-Emissionskataster berechneten Belastungen durch SO₂, NO_x und PM angeführt, in Kapitel 4.2.2 diejenigen aufgrund der Emissionen der 102 Punktquellen. Die Punktquellen wurden weiters zu elf Quellegebieten zusammengefasst; diese Ergebnisse sind in Kapitel 4.2.3 angeführt. In Kapitel 4.2.4 wird eine statistisch-empirische Untersuchung der Schadstoffbelastung in Ostösterreich mittels Rückwärtstrajektorien dargestellt. Da es in den Grenzregionen in den letzten Jahren zu vereinzelt Grenzwertüberschreitungen bei SO₂ gekommen ist, wird in Kapitel 4.3 der Einfluss der Raffinerie Slovnaft auf grenznahe Messstellen in Burgenland und Niederösterreich untersucht.

Abkürzungen und ein Glossar finden sich in Kapitel 5.

1.2 Die Relevanz grenzüberschreitenden Schadstofftransports nach Österreich

Grenzüberschreitender Schadstofftransport spielt vor allem bei Luftschadstoffen mit langen Verweilzeiten in der Atmosphäre (d. h. mehr als einem Tag) eine Rolle. Dies gilt insbesondere für folgende Schadstoffe:

- I **Ozon:** Ozon ist ein sekundärer Luftschadstoff, der vor allem unter Mitwirkung der Vorläufer-substanzen NO_x und NMVOC unter dem Einfluss von Sonnenlicht entsteht. Die in Mitteleuropa beobachtete Ozonbelastung setzt sich aus einer großräumigen – die gesamte Nordhalbkugel umfassenden – und einer mitteleuropäischen Hintergrundkonzentration zusammen, auf welche im weiteren Umkreis großer Ballungsräume verstärkte regionale Ozonbildung aufsetzt. Während diese regionale Ozonbildung wesentlich für hohe kurzzeitige Spitzenkonzentrationen (mit Überschreitungen der Vorwarnstufe) verantwortlich ist, werden die Überschreitungen des Zielwertes zum Gesundheitsschutz und des Ziel- bzw. Schwellenwerts zum Schutz der Vegetation wesentlich vom großflächig – d. h. auf mitteleuropäischem Maßstab – erhöhten Konzentrationsniveau bestimmt.
- I **Feinstaub** (gemessen als PM₁₀): PM₁₀ hat primäre Quellen, einen bedeutenden Immissionsbeitrag leisten jedoch oft auch sekundäre Aerosole, die aus den gasförmigen Vorläufer-substanzen SO₂, NO_x, NH₃ und NMVOC entstehen. Feinstaub kann eine atmosphärische Lebensdauer von einigen Tagen haben und in dieser Zeit über mehrere hundert Kilometer transportiert werden. Überschreitungen von gesetzlichen Grenzwerten treten in Europa verbreitet auf.

I **SO₂**: Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte infolge grenzüberschreitenden Transports traten in den letzten Jahren nur im östlichsten Niederösterreich und im nordöstlichen Burgenland auf. Nachdem in den Neunzigerjahren SO₂-Transport aus dem östlichen Mitteleuropa noch verbreitet zu Grenzwertüberschreitungen beigetragen hat, ist dank erfolgter Emissionsreduktionen dieser Beitrag in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen.

Diese Schadstoffe haben eine Verweilzeit in der Atmosphäre von deutlich mehr als einem Tag und können daher über entsprechend weite Distanzen transportiert werden.

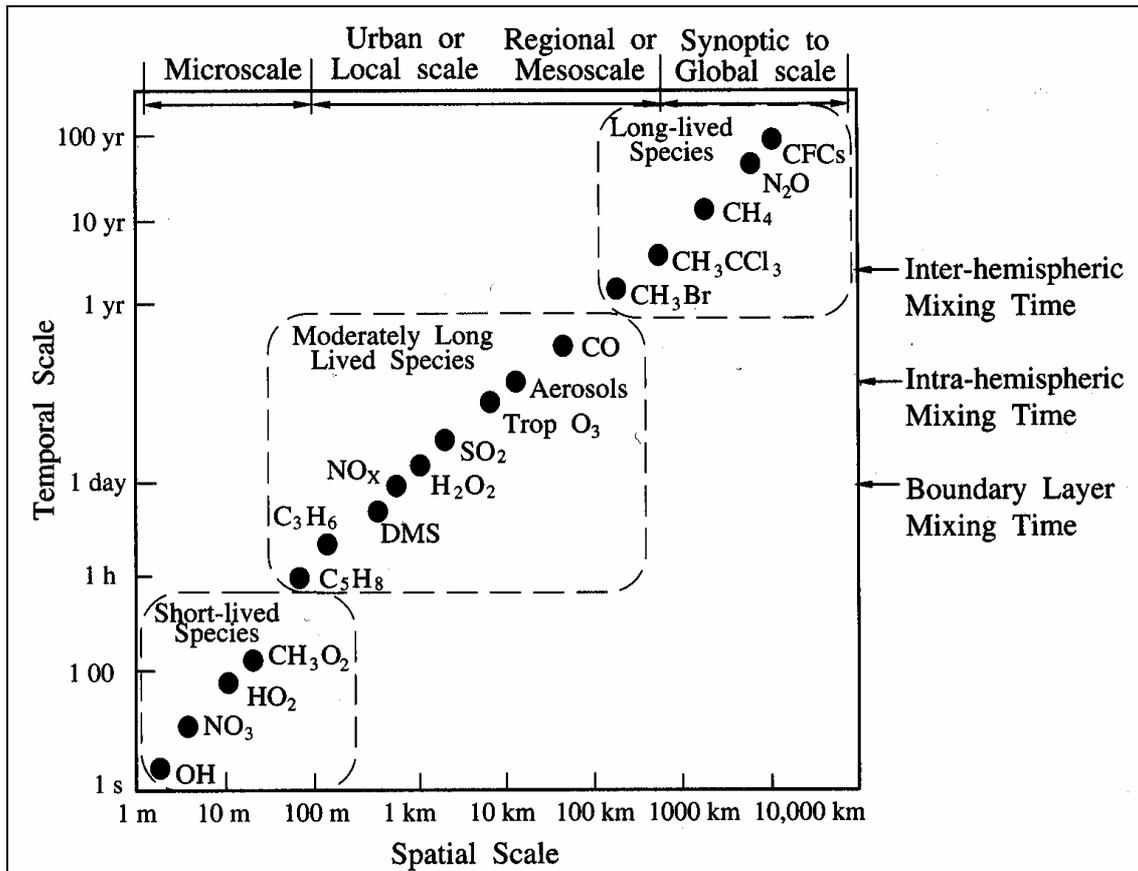


Abbildung 1: Atmosphärische Lebensdauer verschiedener Luftschadstoffe und Treibhausgase. Die atmosphärische Lebensdauer der Feinfraktion von PM₁₀ entspricht in etwa dem des Aerosols (Quelle: SEINFELD & PANDIS 1998).

Im Gegensatz dazu unterliegt NO₂ aufgrund der geringen atmosphärischen Lebensdauer von deutlich weniger als einem Tag in einem weitaus geringeren Ausmaß einem grenzüberschreitenden Schadstofftransport. Von Bedeutung sind hier vor allem NO_x-Emissionen als gasförmige Vorläufersubstanzen für Ozon und Feinstaub.

Im Zuge verschiedener Studien – bspw. bei Stuserhebungen aufgrund von Grenzwertüberschreitungen – wurde die Bedeutung von Schadstoffferntransport bei PM₁₀ für verschiedene Regionen eingehend untersucht (siehe u. a. UMWELTBUNDESAMT 2004a, 2004b, 2005a, 2005b, 2006a).

An grenznahen Messstellen wie z. B. in Kittsee (Burgenland) oder Arnfels (Steiermark) wurden vereinzelt SO₂-Grenzwertüberschreitungen durch nahe gelegene Quellen im Ausland beobachtet (UMWELTBUNDESAMT 2001, 2005c).

Nachfolgend wird der Beitrag von grenzüberschreitendem Schadstofftransport für PM₁₀, SO₂ und NO_x detailliert dargestellt.

Wie in Kapitel 3 dargestellt, sind die Emissionen der Ozonvorläufersubstanz NO_x der in diesem Bericht betrachteten Punktquellen in der Höhe von etwa 300 kt verglichen mit anderen Quellen gering. So betragen bspw. die gesamtösterreichischen NO_x-Emissionen etwa 200 kt. Auch sind diese Punktquellen keinen nennenswerten VOC-Quellen. Ein relevanter Einfluss dieser Quellen auf die Ozonbelastung in Österreich ist daher nicht zu erwarten. In den nachfolgenden Betrachtungen wird daher der Schadstoff Ozon nicht berücksichtigt. Für den Nordosten Österreichs wurde der Ferntransport von Ozon im Rahmen einer anderen Studie für eine Ozonperiode modelliert (KRÜGER 2004).

1.3 Schadstoffferntransport von Feinstaub

1.3.1 Die PM₁₀-Belastung in Österreich

Die Messung der Konzentration von PM₁₀ wurde in Österreich im Jahr 1999 an einzelnen Messstellen begonnen und seitdem schrittweise ausgebaut; im Jahr 2005 wurde an ca. 100 Messstellen PM₁₀ gemessen.

In weiten Teilen Österreichs wurden die Grenzwerte des Immissionsschutzgesetz-Luft (BGBl. 115/97 i.d.g.F., IG-L) überschritten, wobei sich der für den Tagesmittelwert festgelegte Grenzwert – 50 µg/m³ – als deutlich strenger erwiesen hat als der für den Jahresmittelwert definierte Grenzwert von 40 µg/m³.

Von Grenzwertüberschreitungen betroffen sind folgende Regionen:

- I große Städte,
- I alpine Becken und Täler, vor allem südlich des Alpenhauptkamms,
- I der ostösterreichische außeralpine Raum.

Belastungsschwerpunkte stellen jeweils die Nahbereiche stark befahrener Straßen und von Industriebetrieben dar.

Nach Überschreitungen des Grenzwerts gemäß IG-L sind Stuserhebungen zu erstellen und Maßnahmenkataloge zu erlassen. Innerhalb der Stuserhebungen sind die Emittenten, die die erhöhte Belastung verursacht haben, zu identifizieren. Diese Identifikation ist bei PM₁₀ besonders schwierig, da eine Vielzahl unterschiedlicher Quellen auf verschiedenen räumlichen Skalen zusammenwirkt. Andererseits ist die Kenntnisse der Ursachen Voraussetzung für effektive Maßnahmen. In der vorliegenden Studie werden verschiedene Methoden angewandt, um vor allem die Beiträge lokaler Quellen (Umkreis einige Kilometer) und regionaler Beiträge (Umkreis ca. 100 km) sowie des Ferntransports zu differenzieren.

Ausschlaggebend für die hohe PM₁₀-Belastung in alpinen Becken und Tälern, vor allem jenen südlich des Alpenhauptkamms, sind die nur eingeschränkte Schadstoffverdünnung bzw. die Schadstoffakkumulation über mehrere Tage hinweg in abgeschlossenen Luftmassen. Die Abschirmung gegenüber Luftmassen, die mit Nord- bis Westströmungen herangeführt werden – die dank hoher Windgeschwindigkeiten und großflächiger Niederschläge niedrige PM₁₀-Belastungen mit sich bringen – führt an der Alpensüdseite zu besonders hohen PM₁₀-Belastungen.

Im ostösterreichischen außeralpinen Raum stellen Ferntransport und – bei lang anhaltenden windschwachen Wetterlagen – regionale Schadstoffakkumulation (lange Verweilzeit der Luft im



Umkreis von ~100 km) einen wesentlichen Faktor für erhöhte PM10-Belastungen dar, in abgeschwächtem Ausmaß auch im Oberösterreichischen Alpenvorland.

Demgegenüber spielt Ferntransport in den inneralpinen Becken und Tälern praktisch keine Rolle, da bei den sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, welche hier für erhöhte PM10-Belastungen verantwortlich sind, die Luft die umliegenden Berge kaum überströmen kann.

Relativ niedrige PM10-Belastungen weisen Täler auf, die quer zum Alpenhauptkamm verlaufen und mit dem Alpenvorland in Verbindung stehen (z. B. Salzachtal, Trauntal) und die offensichtlich eine bessere Durchlüftungssituation aufweisen als parallel zum Alpenhauptkamm verlaufende Täler (z. B. Inntal). Dieser Sachverhalt sowie vergleichsweise hohe Niederschlagshäufigkeiten dürften ein Faktor für die – in Relation zu den lokalen Emissionen – niedrige PM10-Belastung in der Stadt Salzburg sein. Die PM10-Belastung weist einen markanten Jahresgang mit erhöhten Werten im Winter auf, der in erster Linie durch die unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen, aber auch durch den Jahresgang der Emissionen (Hausbrand und kalorische Kraftwerke vorwiegend im Winter, höhere Emission durch Wiederaufwirbelung bei gestreuten Straßen) bedingt ist.

Die PM10-Belastung weist einen markanten Jahresgang mit erhöhten Werten im Winter auf, der in erster Linie durch die unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen, aber auch durch den Jahresgang der Emissionen (Hausbrandemissionen nur im Winter, höhere Emissionen von PM und dessen gasförmigen Vorläufersubstanzen aus kalorischen Kraftwerken im Winter; höhere Emission durch Wiederaufwirbelung bei gestreuten Straßen) bedingt ist.

Unterschiede in den meteorologischen Verhältnissen sind für deutliche Variationen der PM10-Belastung von Jahr zu Jahr verantwortlich. So wurden sehr hohe PM10-Belastungen in den Monaten Februar und März 2003 durch lang anhaltende Hochdruckwetterlagen mit häufigem Eindringen kontinentaler Luftmassen, welche Gebiete mit hohen PM10-Emissionen überquert haben, verursacht und trugen mit dazu bei, dass das Jahr 2003 seit Beginn der PM10-Messung die höchsten Belastungen aufwies. Demgegenüber waren häufige West- bis Nordwetterlagen und hohe Niederschlagsmengen im Winter 2003/04 dafür mitverantwortlich, dass das Jahr 2004 im Großteil Österreichs, v. a. im Norden, eine unterdurchschnittliche PM10-Belastung aufwies.

1.3.2 Anteil von Feinstaub-Ferntransport in Europa

Die atmosphärische Lebensdauer von Feinstaub kann bis zu einer Woche betragen, abhängig von der Größe der Partikel und der chemischen Zusammensetzung (siehe Abbildung 2).

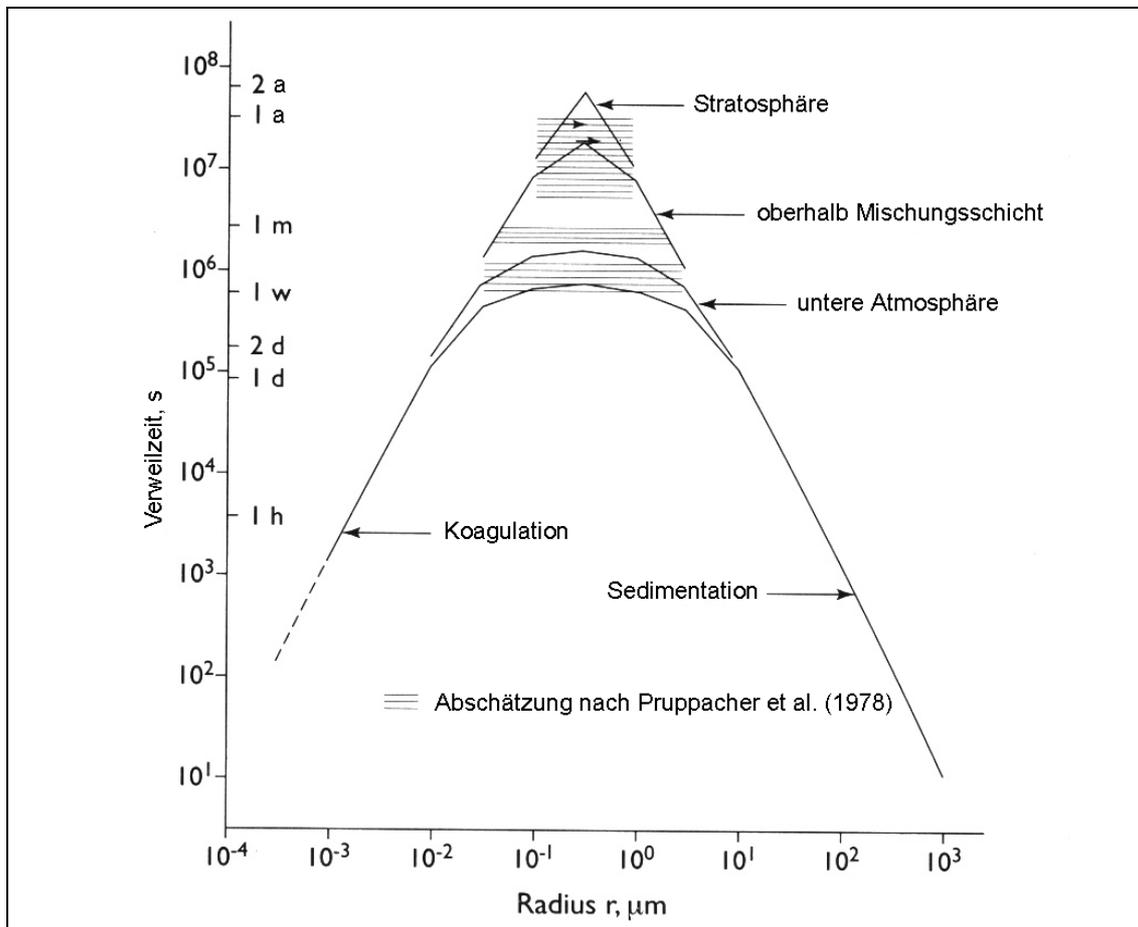


Abbildung 2: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (nach WILSON & SPENGLER, 1996).

Typische Transportdistanzen von sehr feinen sekundären anorganischen Aerosolen⁴ (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) sind 3.000 bis 4.000 km, von feinen primären Partikel⁵ 2.000 bis 3.000 km und von der PM10-Grobfraction (d. h. Teilchen zwischen 2,5 und 10 µm aerodynamischen Durchmesser) etwa 500 bis 1.000 km (WHO 2006). Je nach Größe eines Landes und Entfernung zu starken Emittenten von primären Partikeln und von gasförmigen Vorläufer-substanzen kann daher der Anteil von ferntransportiertem Feinstaub an der Hintergrundbelastung beträchtlich sein. Im Rahmen der Konvention über weiträumigen, grenzüberschreitenden Schadstofftransport (CLRTAP) der UNECE wurde für verschiedene Länder und Regionen der Anteil an Ferntransport modelliert (siehe Abbildung 3).

⁴ Als sekundär gebildete Partikel werden solche bezeichnet, die erst in der Atmosphäre durch (chemische) Umwandlung aus gasförmigen Vorläufersubstanzen entstehen.

⁵ Als primäre Partikel werden solche bezeichnet, die bereits an ihrem Entstehungsort als Partikel vorliegen.

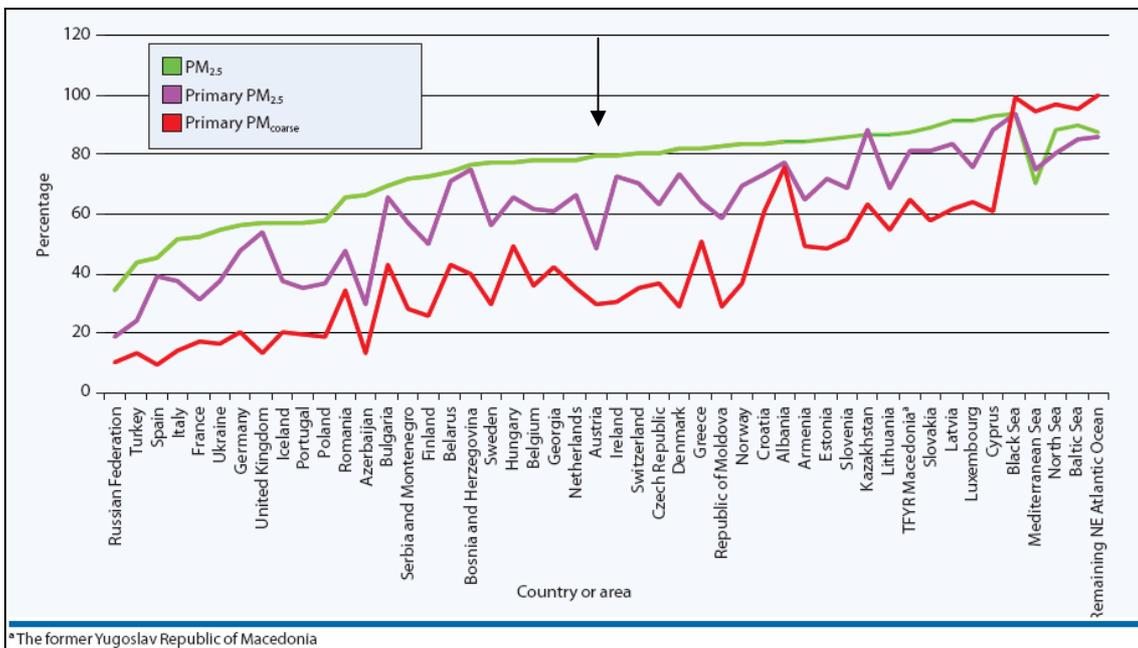


Abbildung 3: Anteil von anthropogenem grenzüberschreitendem Schadstofftransport an der PM_{2,5}, primären PM_{2,5} und PM_{10-2,5}-Konzentration (PM_{coarse}) in verschiedenen Europäischen Ländern und Regionen (Pfeil: Österreich; Quelle: WHO 2006).

Für PM_{2,5} ergeben sich durchschnittliche Anteile von Ferntransport an der regionalen Hintergrundbelastung von 40 bis über 90 %. Für die regionale Hintergrundbelastung in Österreich wurde ein Beitrag von etwa 80 % bei PM_{2,5}, etwa 50 % bei primären PM_{2,5} und etwa 30 % bei PM_{10-2,5} errechnet. In Städten, an Belastungsschwerpunkten und in abgeschirmten Tal- und Beckenlagen sind diese Anteile naturgemäß mitunter deutlich niedriger.

Die sechs Länder, aus denen die größten Beiträge zu sekundärem anorganischem Aerosol (SIA) und primärem PM_{2,5} stammen, sind in Abbildung 4 dargestellt (EMEP 2006). Bei primärem PM_{2,5} stammt – gemittelt über ganz Österreich – mehr als ein Drittel aus Österreich selbst. Aus Italien und der Slowakei stammen jeweils 9 %, aus Tschechien und Deutschland jeweils 7 %.

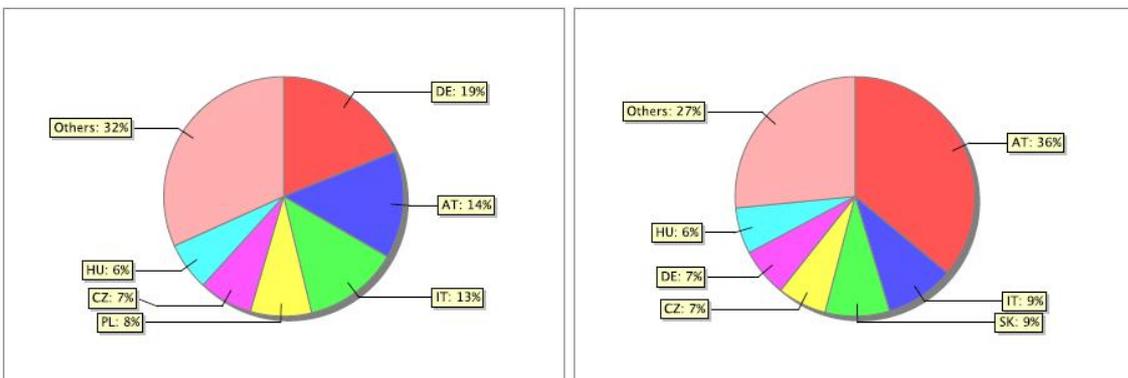


Abbildung 4: Hauptbeiträge von SIA(links) und primäres PM_{2,5} (rechts) in Österreich (Quelle: EMEP 2006).

Um die nichtlinearen chemischen Beziehungen wiederzugeben, werden von EMEP um 15 % reduzierte Emissionen von denjenigen Quellen modelliert, die zum grenzüberschreitenden

Schadstofftransport beitragen. Die Ergebnisse dieser Rechnungen sind in Abbildung 5 dargestellt.

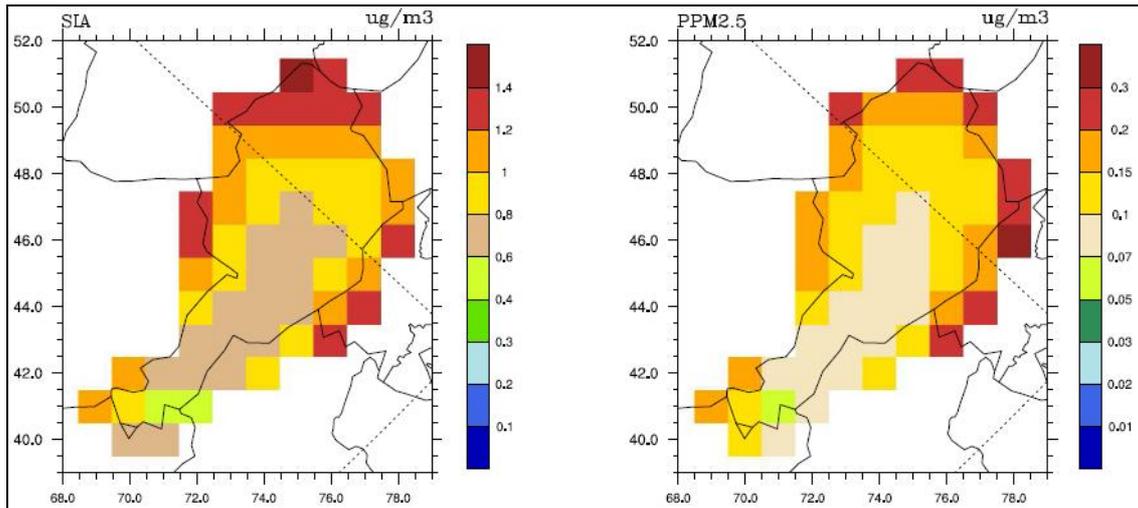


Abbildung 5: Reduktion bei SIA und primären PM_{2,5} durch um 15% verminderte Emissionen von grenzüberschreitenden Quellen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Quelle: EMEP 2004).

Österreich ist aber nicht nur Empfänger von grenzüberschreitendem Schadstofftransport, sondern trägt auch zur Schadstoffbelastung in den Nachbarländern bei. Abbildung 6 zeigt die Änderung der Konzentration von SIA und primären PM_{2,5} durch Verringerung der Emissionen in Österreich um 15% gegenüber den aktuellen Emissionen. Die größten Reduktionen treten in Bayern, Norditalien und der Slowakei auf.

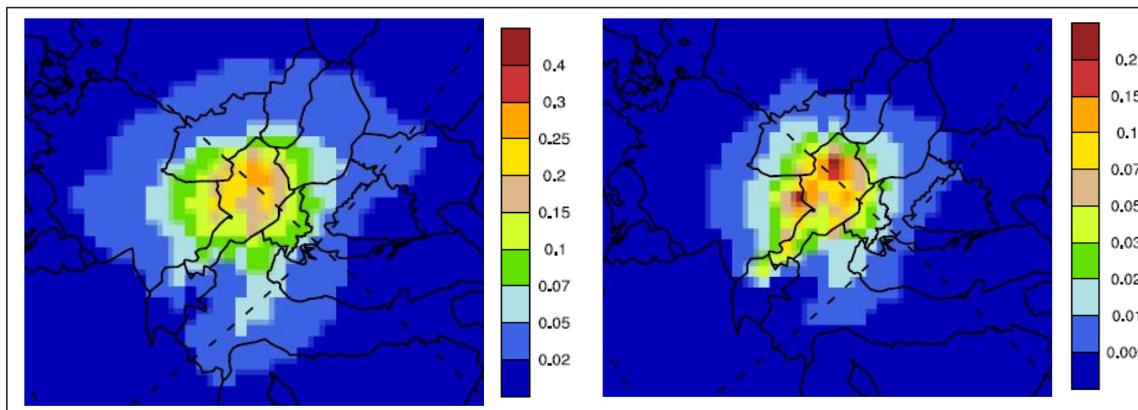


Abbildung 6: Reduktion von SIA (links) und primären PM_{2,5} Konzentrationen (rechts) durch eine 15%ige Emissionsreduktion in Österreich. Einheit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalen (Quelle: EMEP 2006).

1.3.3 Herkunftsuntersuchung mit Rückwärtstrajektorien

Untersucht wurde der Einfluss von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation (bei windschwachen Wetterlagen mit geringer Verlagerungsgeschwindigkeit der Luftmassen) auf die erhöhte PM₁₀-Belastung im außeralpinen Raum; dieser umfasst Teile der Bundesländer Salz-

burg, Oberösterreich, Niederösterreich, Wien, Burgenland und Steiermark (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

Wie bisher vorliegende Studien zeigen, beeinflusst Ferntransport die erhöhte PM10-Belastung in inneralpinen Becken und Tälern praktisch nicht, daher werden diese Regionen nicht behandelt.

Als Instrumentarium für die Untersuchung von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation werden Rückwärtstrajektorien herangezogen, welche von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) auf der Basis von Winddaten des Europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF) berechnet wurden. Eine Trajektorie ist der Weg, den die Luft (genau genommen: ein infinitesimal kleiner Luftpartikel) in einem gegebenen Zeitraum zurücklegt. Beispiele für derartige Rückwärtstrajektorien sind in Abbildung 7 dargestellt.

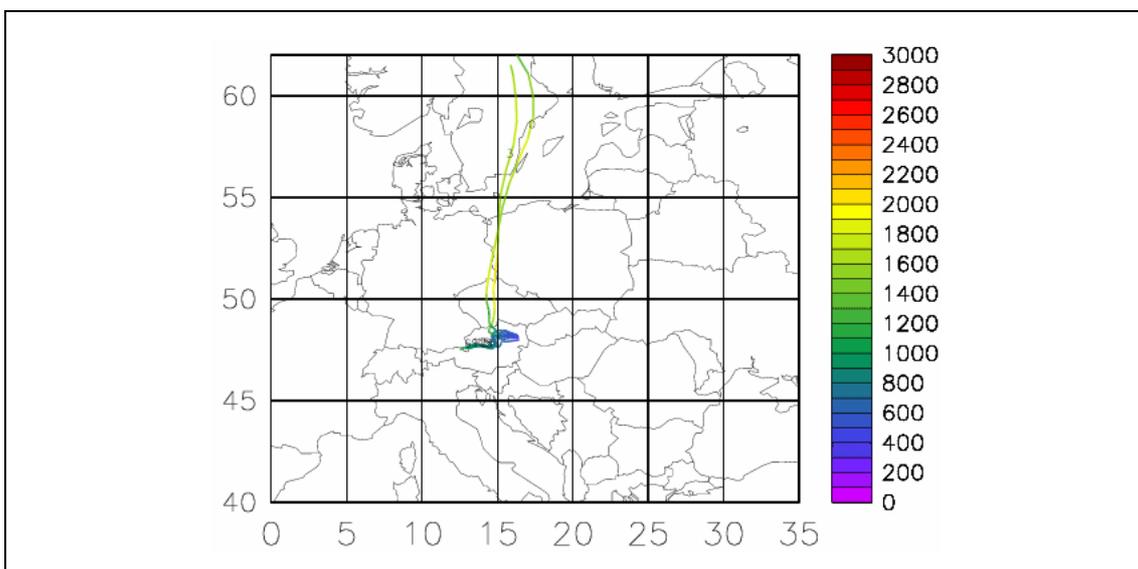
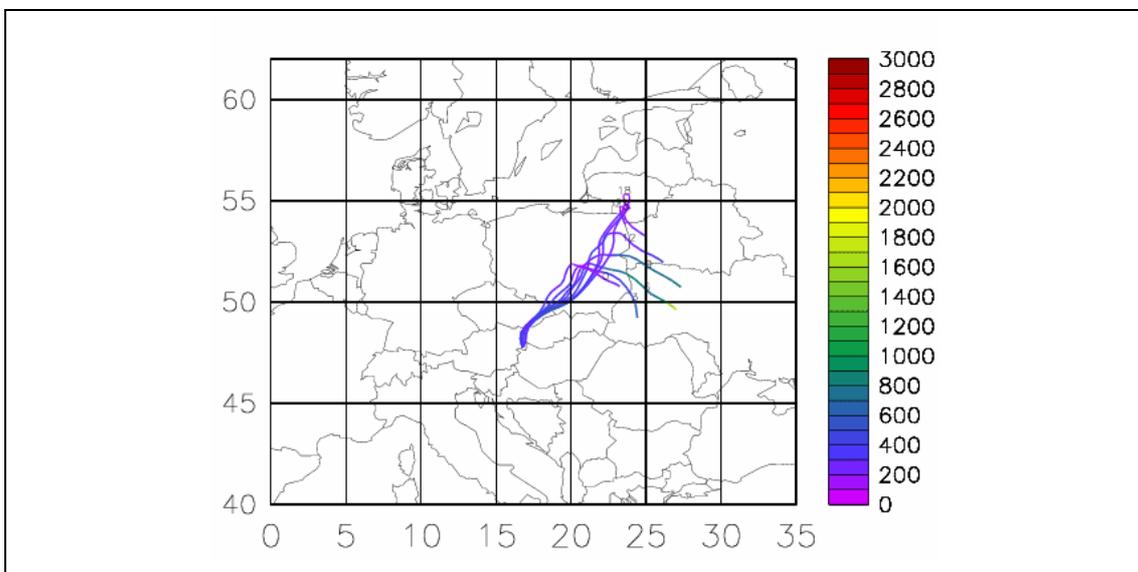


Abbildung 7: Beispiel für Rückwärtstrajektorien bei Ferntransport (links) und regionale Schadstoffakkumulation (rechts). Die Farbe der Trajektorien gibt die Höhe über Meeresniveau an.

Die räumliche Auflösung dieser Winddaten beträgt ca. 50 km, so dass von diesen Trajektorien nur großräumige Transportprozesse abgebildet werden. Untersucht wurde daher die Herkunft hoch belasteter Luftmassen auf einer kontinentalen bis regionalen Skala (d. h. > 50 km) aus verschiedenen Herkunftsregionen (siehe Abbildung 8).

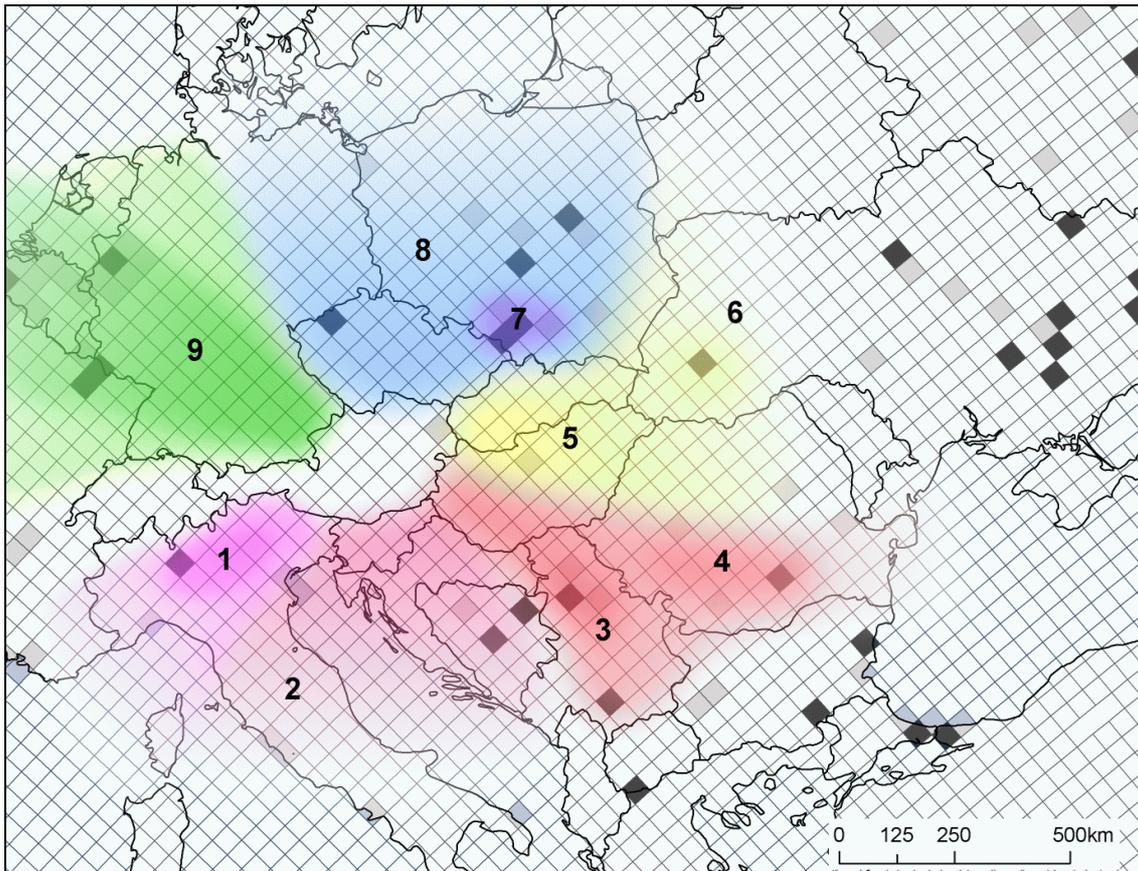


Abbildung 8: Übersicht über die Herkunftsregionen von PM₁₀-Ferntransport; die wesentlichen Herkunftsregionen sind farblich unterschieden. Grau eingefärbt wurden Quadrate mit hohen PM₁₀-Emissionen, je dunkler, desto höher die Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

Für die Städte Salzburg, Linz, Wien und Graz wurde durch Differenzbildung von Messergebnissen an städtischen Hintergrundmessstellen (soweit verfügbar) gegenüber den ländlichen Hintergrundmessstellen – welche den regionalen und überregionalen Beitrag der PM₁₀-Belastung repräsentieren – der Beitrag der jeweiligen städtischen Emissionen zur PM₁₀-Belastung im jeweiligen städtischen Hintergrund abgeschätzt.

Die Herkunftsanalysen der PM₁₀-Belastung konzentrieren sich auf Tage erhöhter PM₁₀-Konzentration, da für die Ausweisung der Grenzwertüberschreitungen Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ relevant sind. Um die Datenbasis etwas zu verbreitern, wurden alle Tage mit über 45 µg/m³ ausgewertet.

1.3.4 Herkunft der PM₁₀-Belastung an Hintergrundstandorten

Mit Hilfe von Rückwärtstrajektorien wurden die relativen Beiträge verschiedener Herkunftsregionen zur erhöhten PM₁₀-Belastung (Tagesmittelwerte > 45 µg/m³) in Enzenkirchen, Illmitz und

Pillersdorf abgeschätzt (siehe Abbildung 9) (UMWELTBUNDESAMT 2006a). Aufgrund des Beginns der Messung in Enzenkirchen im Jänner 2004, in Pillersdorf im Mai 2003 und in Illmitz im Juni 1999 stehen unterschiedlich lange Messreihen zur Verfügung, so dass für Illmitz und Pillersdorf eine genauere Auftrennung verschiedener Herkunftsregionen möglich ist als für Enzenkirchen. Längere Messreihen bedeuten zudem auch besser abgesicherte Ergebnisse, da kurze Messzeiträume u. U. nicht für mehrere Jahre repräsentativ sind.

Die regionalen Emissionen sind – anhand der Trajektorienbahnen – einem Umkreis von ca. 100 km zuzuordnen.

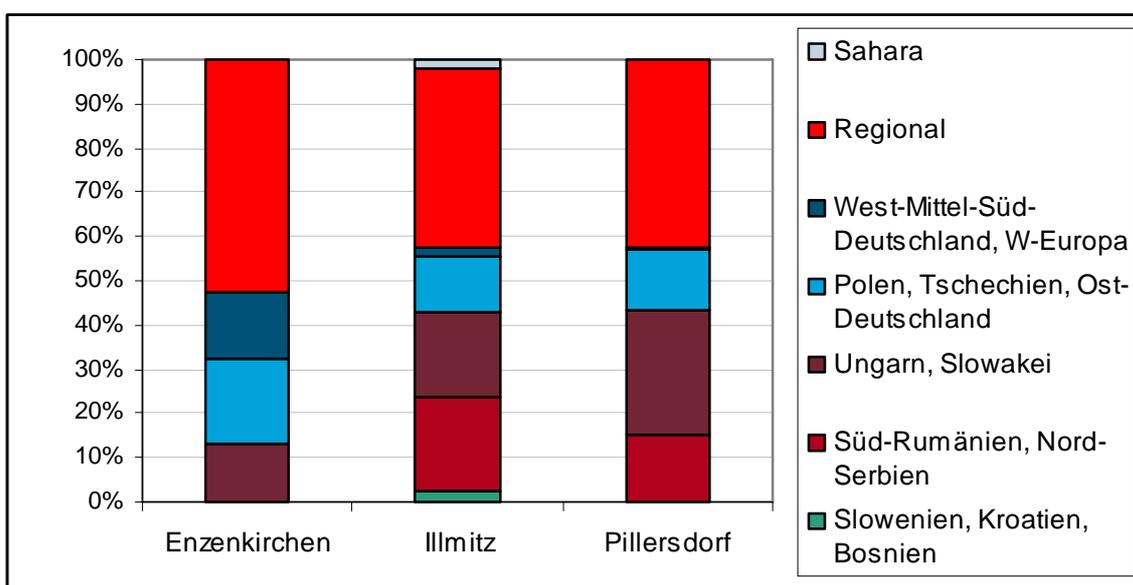


Abbildung 9: Abgeschätzte relative Anteile verschiedener Herkunftsregionen zur PM₁₀-Belastung in Enzenkirchen, Illmitz und Pillersdorf an Tagen mit PM₁₀-Konzentrationen über 45 µg/m³ (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

Da aus Illmitz Daten seit Mitte 1999 verfügbar sind, können für diesen Standort – und damit auch für den Nordosten Österreichs – die Herkunftsregionen genauer eingegrenzt werden. Das Ergebnis ist in Abbildung 10 schematisch dargestellt. Überdurchschnittliche PM₁₀-Konzentrationen sind mit Ferntransport aus Südromänien (einschließlich Nordserbien) über Ungarn, mit Ferntransport aus Ungarn, sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport aus Slowenien, Kroatien und Bosnien, mit Ferntransport aus Südromänien und Serbien, aus Ungarn, mit Ferntransport aus Polen und Nordmähren, mit Ferntransport aus Tschechien und Ostdeutschland sowie mit alleiniger regionaler Schadstoffakkumulation verbunden.

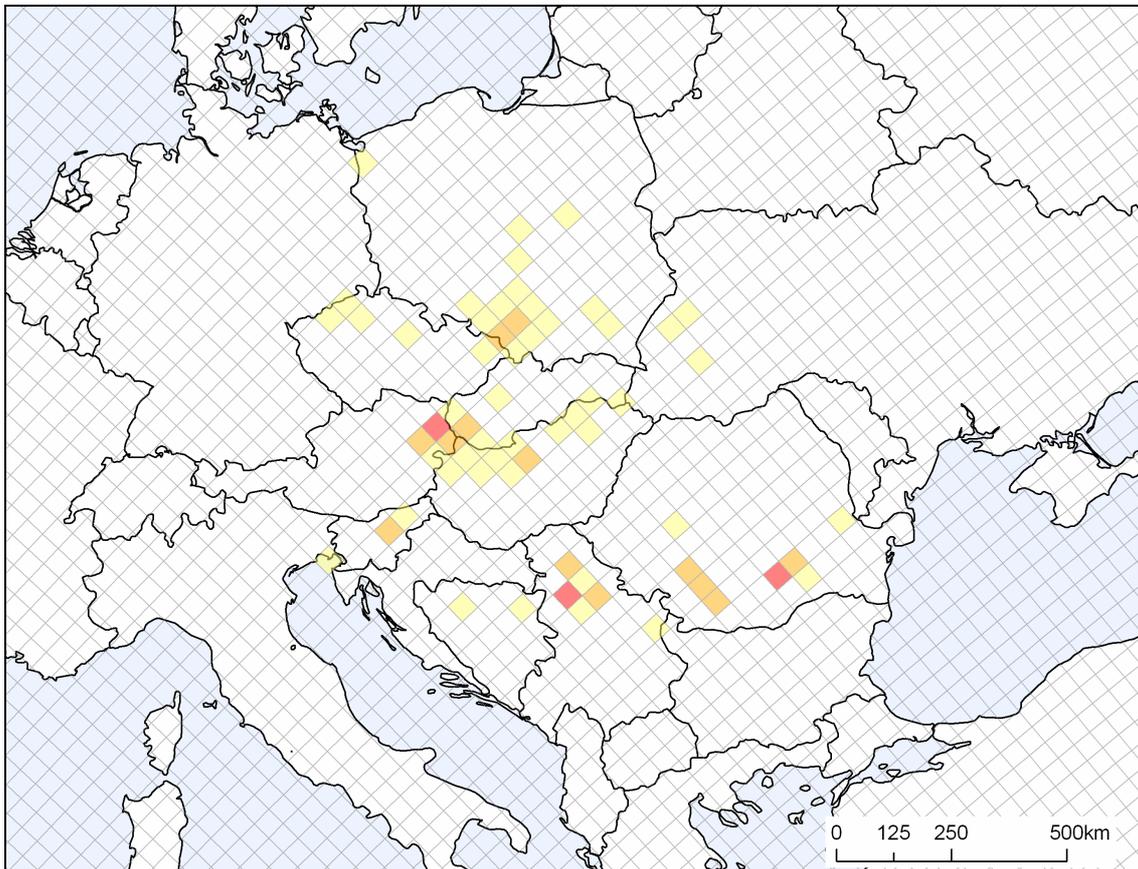


Abbildung 10: Schematische Darstellung der wichtigsten Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Illmitz. Die Farbschattierung spiegelt die Höhe des Beitrags wider) (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

Ein vergleichbares Ergebnis zeigt auch die Berechnung von Trajektorienstatistiken von PM10 der ZAMG für Ostösterreich (siehe Abbildung 11). Hohe Belastungen in Ostösterreich treten bei Transport aus Nordosten und Südosten (rote „Pfade“) auf. Die starke flächenhafte Rotfärbung im Nahbereich der ostösterreichischen Messstellen zeigt daneben aber auch die Bedeutung lokaler Quellen.

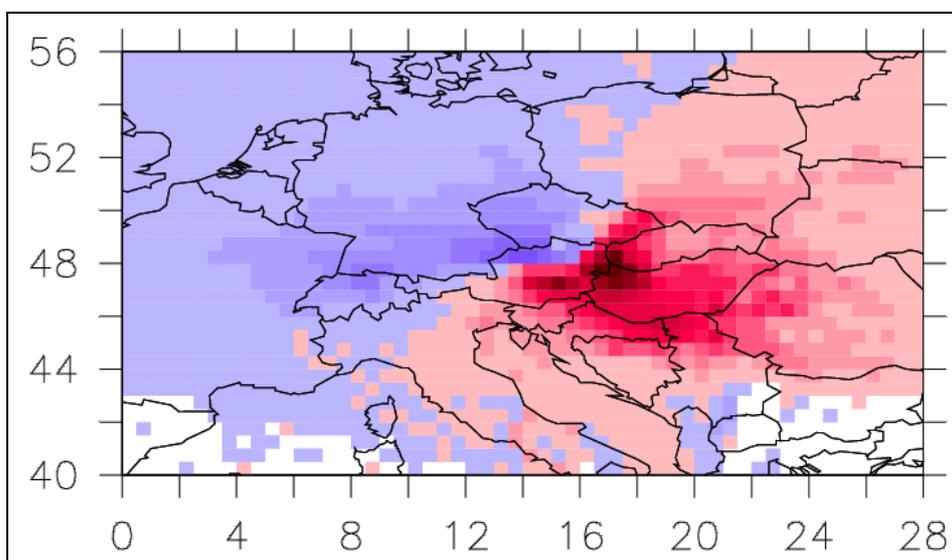


Abbildung 11: Mit Hilfe von Trajektorienstatistiken identifizierbare Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Ostösterreich.

1.3.5 Einfluss von Ferntransport auf größere Städte in Österreich

Gut abgesicherte Aussagen über die Beiträge von Ferntransport, regionalen Emissionen sowie städtischen Emissionen sind für Wien und Linz möglich, da hier lange Messreihen an städtischen Hintergrundmessstellen vorliegen. Zudem ist dank der großräumig guten allseitigen Anströmbarkeit dieser Städte relativ gut gewährleistet, dass die ECMWF-Trajektorien für diese auch repräsentativ sind (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

Salzburg und Graz liegen dagegen direkt am Rand der Alpen. In Hinblick auf die nur grobe Berücksichtigung der alpinen Topographie im Trajektorienmodell ist die Zuordnung der Trajektorien nicht immer eindeutig. Zudem zeigt der Vergleich der PM10-Konzentrationen in Salzburg, Anthering⁶ (im Salzachtal nördlich von Salzburg) sowie in Enzenkirchen, dass häufig in Salzburg niedrigere Belastungen gemessen werden als im Alpenvorland und somit Salzburg nicht von Ferntransport erreicht wird, der im Alpenvorland zu erhöhter PM10-Belastung führt. In Hinblick auf die noch offenen Fragen, in welchen Situationen die PM10-Messwerte von Enzenkirchen tatsächlich als Vorbelastung für Salzburg anzusehen sind, sind die entsprechenden Aussagen in der folgenden Abbildung 12 noch als unsicher zu betrachten.

In Graz stützt sich die Abschätzung des Beitrags städtischer Emissionen auf den Vergleich mit der nur ein Jahr (2004) betriebenen Messstelle Bockberg, die aufgrund ihrer Höhenlage auch nicht optimal für die Beurteilung der Vorbelastung gelegen ist. Für das Jahr 2004 war ein wesentlich größerer Beitrag lokaler und regionaler Emissionen festzustellen als für den Gesamtzeitraum von 2001 bis 2005.

In Graz überlagern sich Beiträge der Emissionen aus in Nord- und Nordostösterreich mit dem Ferntransport aus Polen, Tschechien, Deutschland und Westeuropa. Beiträge oberösterreichischer Quellen kommen in Wien bei Ferntransport von Westen zum Tragen, umgekehrt tragen Emissionen in Nordostösterreich in Linz bei Ferntransport von Osten zu erhöhter PM10-Belastung bei.

Abbildung 12 zeigt die Ergebnisse der Analysen. Die PM10-Konzentration im städtischen Hintergrund wird in Salzburg durch regionale Emissionen (etwa 55 %) und lokale Quellen (etwa

⁶ Messstelle im Rahmen des AQUELLA-Projektes des Institutes für chemische Technologien und Analytik der Technischen Universität Wien.

25 % dominiert). Ferntransport trägt nur zu einem vergleichsweise geringen Beitrag (etwa 20 %) zur Belastung bei. Auch in Linz ist der Beitrag durch Ferntransport mit etwa 25 % geringer als Wien oder Graz. Dagegen ist der lokale Beitrag mit etwa 45 % in Linz am höchsten. Auch in Graz ist der lokale Beitrag mit 40 % vergleichsweise hoch, Ferntransport trägt knapp über 30 % zur Belastung bei, regionale Emissionen knapp unter 30 %. In Wien stammen etwa 45 % der städtischen Hintergrundbelastung aus dem Ferntransport, 20 % aus lokalen Quellen und etwa 35 % aus regionalen Quellen inner- und außerhalb Österreichs.

Ein Vergleich des Gesamtbeitrags aus Ferntransport mit den Beiträgen aus den Punktquellen wie in Kapitel 4.2 dargestellt, zeigt, dass der Gesamtbeitrag aller ausländischer Quellen deutlich höher ist, als der der Punktquellen. Dies liegt zum einen daran, dass die in dieser Studie betrachteten Punktquellen z.T. nur einen geringen Teil der Gesamtemissionen des jeweiligen Landes ausmachen, zum anderen hat sich die Betrachtung des Gesamtbeitrags auf Tage mit erhöhter Belastung beschränkt, für die Punktquellen wurde aber der Beitrag im Jahresmittel berechnet. Im Jahresmittel ist der Beitrag von Ferntransport aus den untersuchten Regionen aber generell geringer.

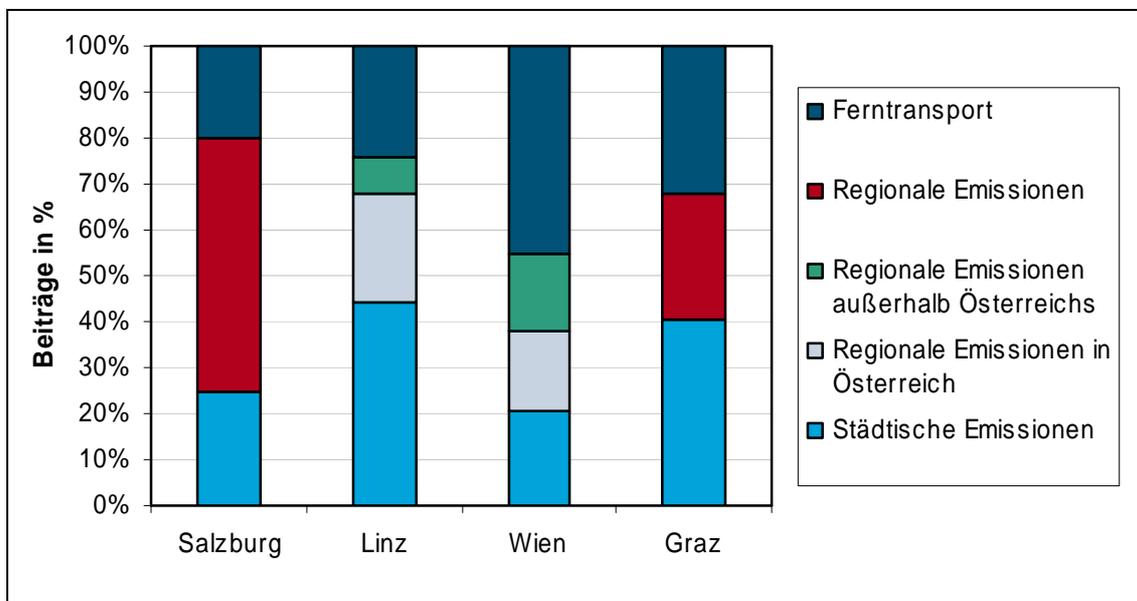


Abbildung 12: Abschätzung der relativen Anteile verschiedener Herkunftsregionen zur PM10-Belastung in Salzburg, Linz, Wien und Graz (Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Die Anteile gelten für den städtischen Hintergrund (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

Aus Salzburg und Graz stand ein kleinerer Datensatz zur Verfügung; daher konnte bei den regionalen Emissionen nicht zwischen Quellen innerhalb und außerhalb Österreichs unterschieden werden.

Abbildung 13 zeigt schematisch die PM10-Belastung und deren Herkunft für den Großraum Wien (UMWELTBUNDESAMT 2004a). Im städtischen Hintergrund beträgt der Beitrag des Ballungsraumes Wien etwa 20 %, an Belastungsschwerpunkten kann der lokale Beitrag allerdings mehr als die Hälfte der gemessenen Belastung ausmachen.

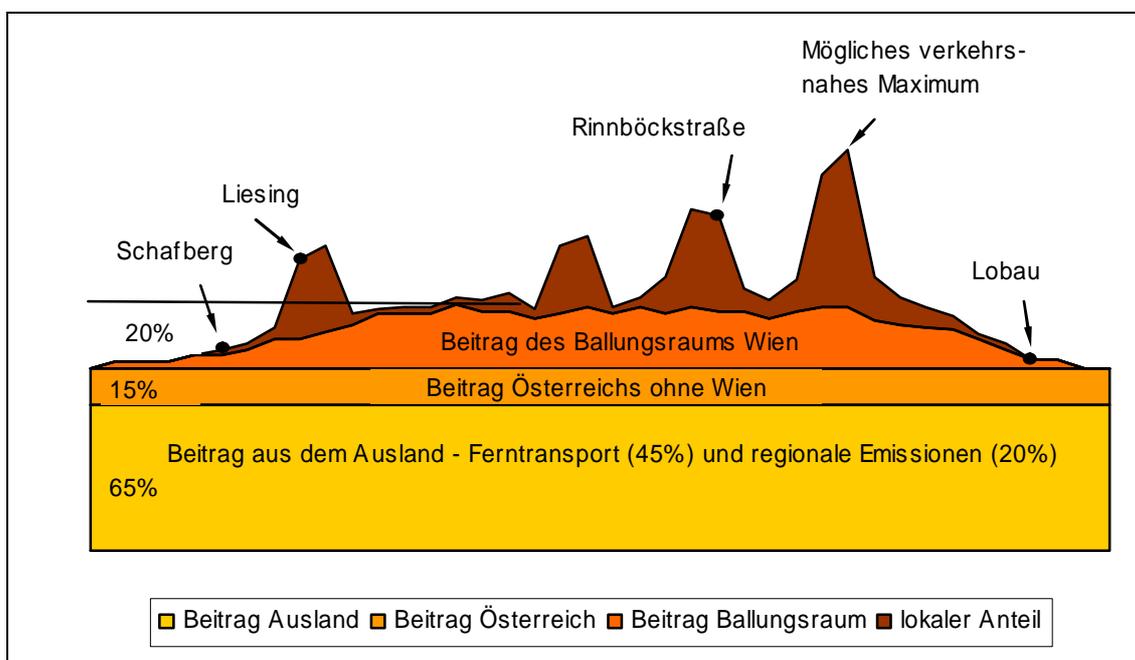


Abbildung 13: Schematische Darstellung der PM₁₀-Belastung in Wien an Tagen mit erhöhter Belastung (Tagesmittelwerte über 45 µg/m³), 1999 bis 2004 (UMWELTBUNDESAMT 2004a; aktualisiert).

1.4 Schadstoffferntransport von Schwefeldioxid

1.4.1 Die Belastung durch Schwefeldioxid in Österreich

Grenzwertüberschreitungen traten in den letzten Jahren nur an relativ wenigen Messstellen in Österreich auf und waren entweder durch lokale industrielle Emissionen oder durch grenzüberschreitenden Schadstofftransport einerseits aus Slowenien, andererseits aus der Slowakei bedingt (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Grenzwertüberschreitungen bei SO₂ seit 1999. Kursiv sind Messstellen, an denen der aktuelle, nicht aber der bis 6. 7. 2001 gültige Grenzwert⁷ überschritten wurde.

Jahr	Station
1999	St. Georgen ⁸ , Arnfels ⁸
2000	Arnfels ⁸
2001	Hallein Gamp ⁹ , Fischamend ¹⁴ , Stixneusiedl ¹⁴ , Wien Stephansplatz ¹⁰
2002	St. Pölten ¹¹ , Arnfels ⁸ , Köflach ¹² , Straßengel ¹³
2003	Kittsee ¹⁴ , Hainburg ¹⁴ , Hallein Hagerkreuzung ⁹ , Hallein Winterstall ⁹ , Straßengel ¹³ , Brixlegg ⁹
2004	Kittsee ¹⁴ , Lenzing ⁹ , Brixlegg ⁹
2005	Hermannskogel ¹⁵

Messungen seit Beginn der 90er Jahre zeigen in Österreich bis 1998 einen unregelmäßigen und regional unterschiedlichen, insgesamt aber deutlich rückläufigen Trend. Ausschlaggebend für diese Entwicklung war zunächst die deutliche Reduktion der SO₂-Emissionen in Österreich v. a. in der zweiten Hälfte der 80er Jahre sowie in den 90er Jahren die beginnende Emissionsminderung in den nördlichen und östlichen Nachbarstaaten, die im östlichen Deutschland und in Tschechien am stärksten ausfiel.

Dabei wirkten sich Maßnahmen bei einzelnen Industriestandorten in Österreich unterschiedlich aus, in Linz etwa konnte bereits in den späten Achtzigerjahren eine starke Reduktion der SO₂-Belastung erzielt werden.

Ein weiterer wesentlicher Faktor für den seit 1996 zu beobachtenden starken Rückgang der SO₂-Belastung und vor allem des SO₂-Ferntransports aus den nördlichen und östlichen Nachbarländern war das Ausbleiben von länger anhaltenden winterlichen Hochdruckwetterlagen mit Transport sehr kalter, stabil geschichteter Luftmassen aus Osteuropa nach Österreich. Derartige meteorologische Bedingungen waren zuletzt im Winter 1996/97 für starke Schadstoffanreicherung in Bodennähe und Schadstoffverfrachtung von Osten nach Österreich verantwortlich; betroffen von derartigem großflächigem Schadstoffferntransport – mit verbreiteten Grenzwertverletzungen zuletzt im Jänner 1997 – war vor allem der Nordosten Österreichs. Demgegenüber waren die Winter seit 1997/98 von vergleichsweise milder Witterung gekennzeichnet. Ungünstige Witterungsbedingungen führten im Winter 2002/03 wieder zu vergleichsweise höheren SO₂-Belastungen.

Abbildung 14 gibt Maximum, 95-Perzentil, Mittelwert und Minimum der Jahresmittelwerte der 87 Messstellen an, die zwischen 1993 bis 2005 durchgehend betrieben wurden. Darüber hinaus

⁷ Grenzwertkriterium für den HMW bis 2001: 500 µg/m³, danach 350 µg/m³.

⁸ Grenzwertüberschreitung verursacht durch Emissionen des Kraftwerkes in Šoštanj (STMK. LANDESREGIERUNG 2003, KTN LANDESREGIERUNG 2002).

⁹ Störfall in einem benachbarten Industriebetrieb.

¹⁰ Verursacher vermutlich OMV Raffinerie Schwechat (UMWELTBUNDESAMT 2006b).

¹¹ Grenzwertüberschreitung verursacht durch Emissionen in einem lokalen Industriebetrieb

¹² Grenzwertüberschreitung verursacht durch Emissionen im Anfahrbetrieb des Kraftwerkes ÖDK Voitsberg III (STMK. LANDESREGIERUNG 2003).

¹³ Störfall in der Zellstofffabrik SAPPi

¹⁴ Grenzüberschreitender Schadstofftransport aus dem Großraum Bratislava.

¹⁵ Grenzwertüberschreitung verursacht durch Emissionen der OMV Raffinerie Schwechat (UMWELTBUNDESAMT 2006b).



sind die gesamtösterreichischen SO₂-Emissionen angeführt. Das 95-Perzentil und das Mittel aller Jahresmittelwerte zeigen eine statistisch hochsignifikante Abnahme von 1,0 bzw. 0,7 µg/m³ pro Jahr auf 99,9 %-Konfidenzniveau (Mann-Kendall-Test, FMI 2002).

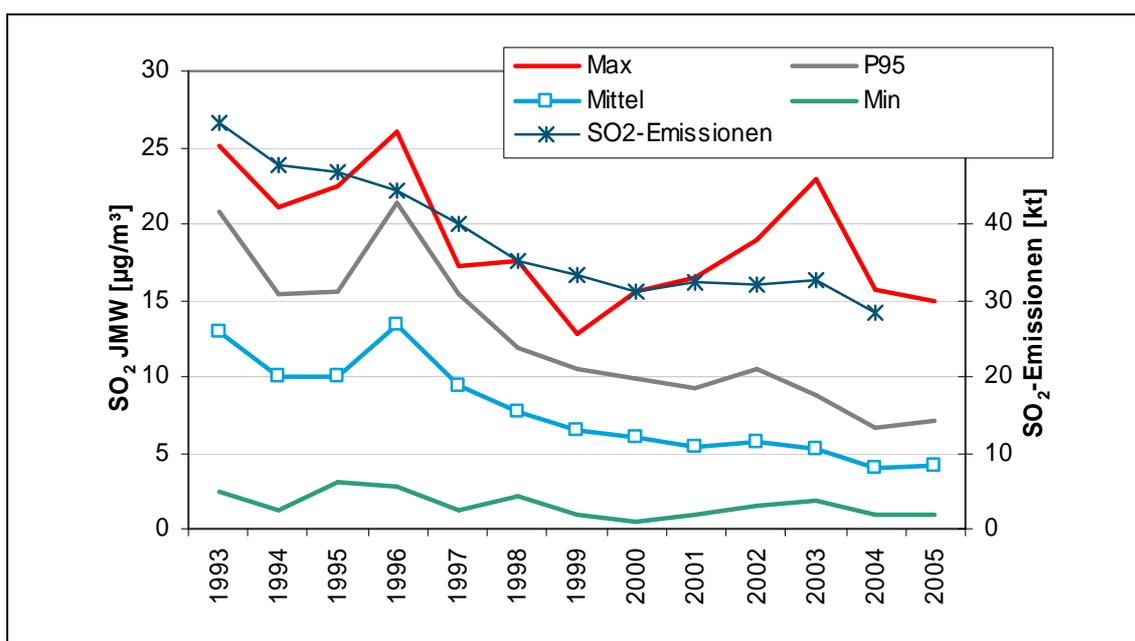


Abbildung 14: Maximum, 95-Perzentil, Mittelwert und Minimum der Jahresmittelwerte der 87 durchgehend betriebenen SO₂-Messstellen, 1993 bis 2005, µg/m³ (in µg/m³), SO₂-Emissionen in Österreich 1993 bis 2004 (in kt).

1.4.2 Anteil von Ferntransport bei Schwefeldioxid und Sulfat

Schwefeldioxid reagiert in der Atmosphäre mit OH-Radikalen zu Schwefeltrioxid und in Folge – falls Wasserdampf verfügbar ist – zu Schwefelsäure. Die atmosphärische Lebensdauer von SO₂ beträgt bei Reaktion mit OH-Radikalen etwa eine Woche. Aufgrund der relativ raschen trockenen Deposition von SO₂ und der deutlich schneller ablaufenden Reaktion bei Vorhandensein von Wasserdampf beträgt die atmosphärische Lebensdauer nur etwa einen Tag (SEINFELD & PANDIS 1998).

Aus Trajektorienstatistiken der ZAMG sind dennoch vergleichsweise hohe Belastungen bei Transport aus Nordosten und Südosten (rote „Pfade“), z. T. aus größerer Entfernung erkennbar. Bei Westströmungen sind die Belastungen (blau) meist niedrig.

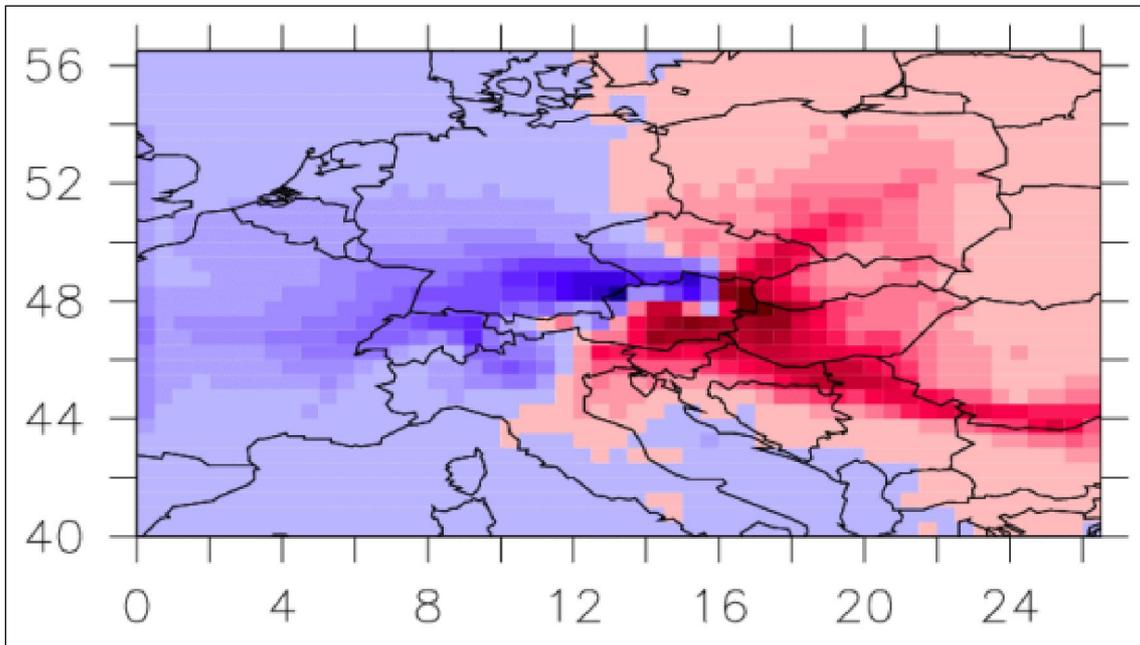


Abbildung 15: Trajektorienstatistik für SO₂, berechnet für Hintergrundstationen in Österreich.

Die Belastung durch Schwefeldioxid im Bereich des Grenzwertes selbst ist allerdings v. a. ein lokales bis regionales Problem, von grenzüberschreitender Bedeutung sind die Reaktionsprodukte die einen wesentlichen Beitrag zur Feinstaub-Belastung aber auch zur Versauerung leisten. Abbildung 16 zeigt den durchschnittlichen grenzüberschreitenden Beitrag u. a. für Sulfationen, der aufgrund der Reaktionsdauer in den meisten Ländern und Regionen in Europa über 75 % in Österreich jedoch bei über 90 % liegt.

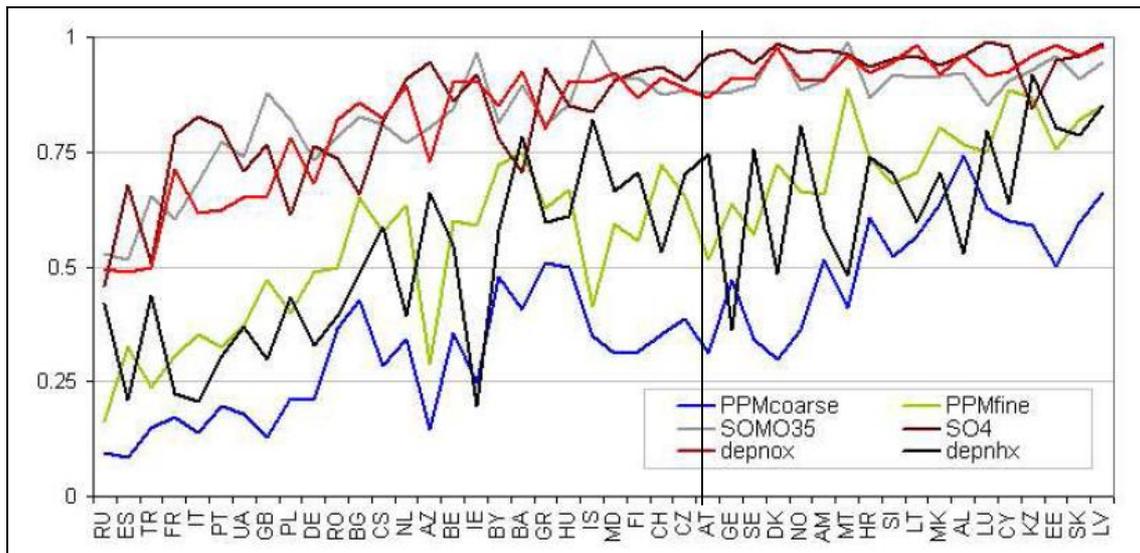


Abbildung 16: Durchschnittlicher grenzüberschreitender Anteil für verschiedene Komponenten (SO₄: Sulfat; Quelle: EMEP 2005).

Abbildung 17 zeigt die Deposition von oxidierten Schwefelverbindungen in Österreich, sowie den Anteil des grenzüberschreitenden Schadstofftransports für oxidierte Schwefelverbindungen für das Jahr 2004, berechnet mit dem EMEP-Modell (EMEP 2006). In weiten Teilen Österreichs beträgt der nationale Beitrag weniger als 20 %.

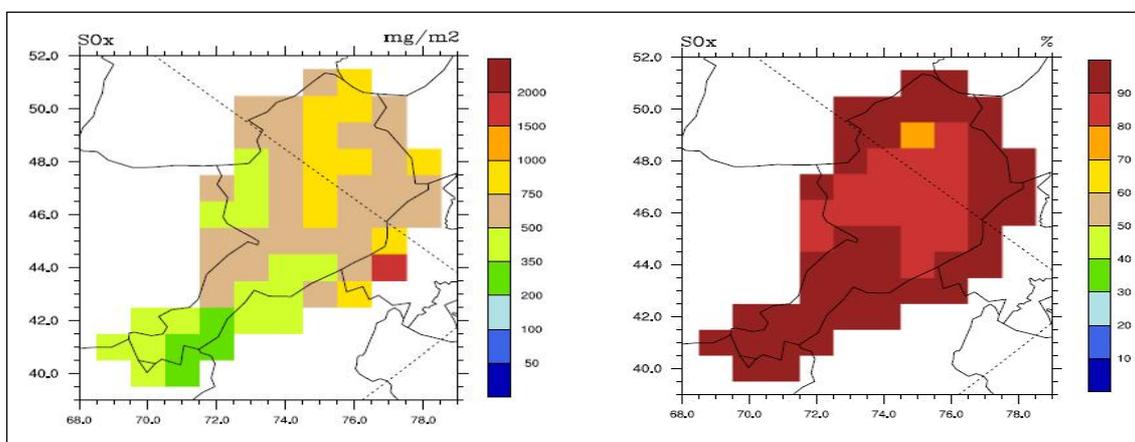


Abbildung 17: Deposition von oxidierten Schwefelverbindungen in Österreich in $mg(S)/m^2$ (links); Anteil des grenzüberschreitenden Beitrags zur Deposition von oxidierten Schwefelverbindungen in Österreich (rechts) (Quelle: EMEP 2006).

Die Hauptquellen für grenzüberschreitenden Schadstofftransport sind Polen, Deutschland, Ungarn und Tschechien (siehe Abbildung 18).

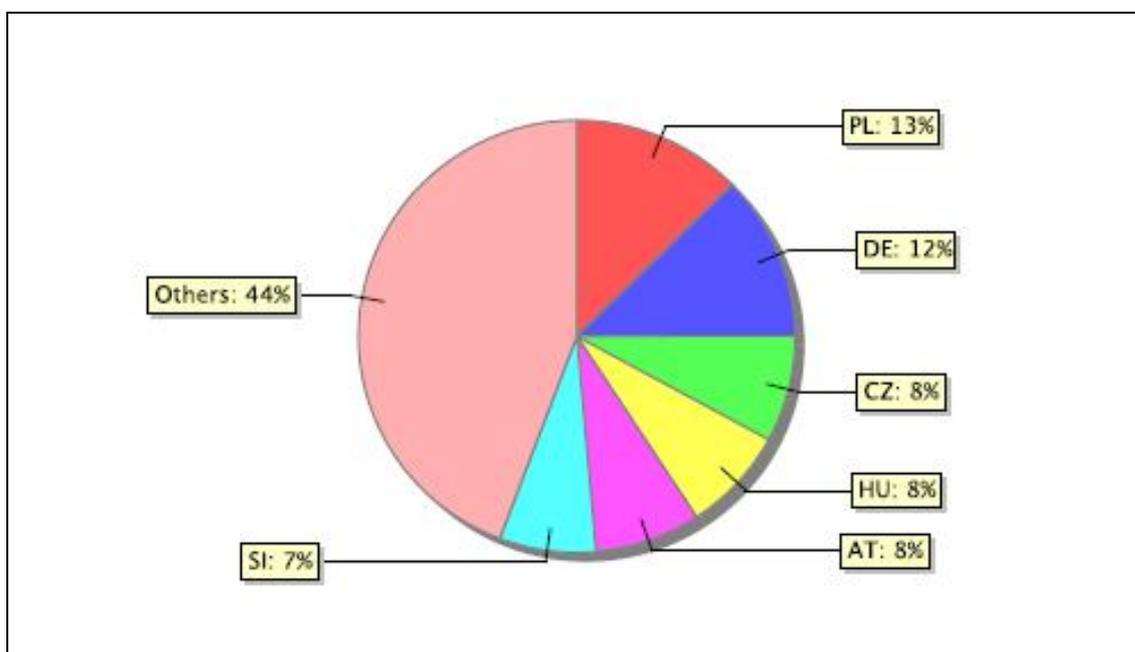


Abbildung 18: Anteil der sechs Hauptquellen an der Deposition von oxidierten Schwefelverbindungen in Österreich (Quelle: EMEP 2006).

Wie chemische Analysen von PM₁₀- und PM_{2,5}-Inhaltsstoffen gezeigt haben, kann der Anteil von Sulfat im Schwebestaub etwa 15 – 20 % betragen (siehe Abbildung 19).

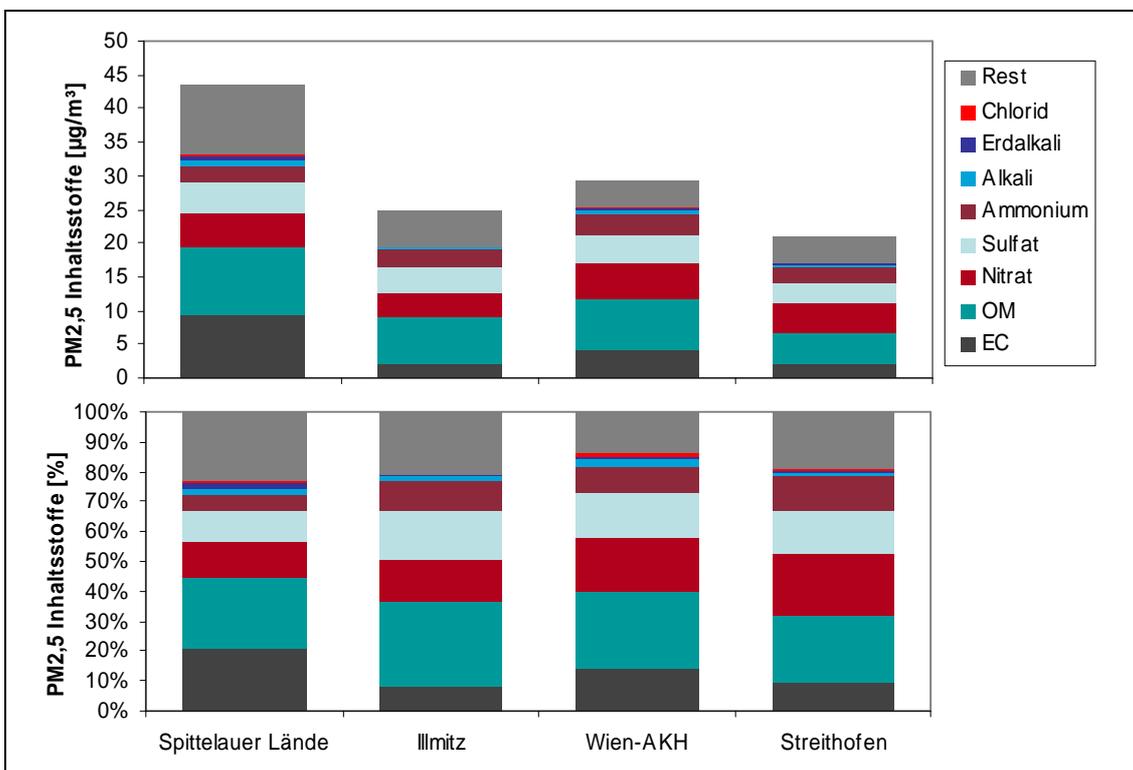


Abbildung 19: PM_{2,5}-Inhaltsstoffe an den Messstellen Spittelauer Lände, Illmitz, Wien-AKH (AUPHEP 1) und Streithofen (AUPHEP 2) an jenen Tagen, an denen von allen Stationen Analysen vorliegen (OM: Organisches Material; EC: Elementarer Kohlenstoff. UMWELTBUNDESAMT, 2005a).

Der Anteil an sekundären anorganischen Ionen (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) insgesamt beträgt bspw. in Illmitz 40 %, an der Spittelauer Lände in Wien immerhin noch 27 %. Die absoluten Gehalte von Ammoniumsulfat sind im Osten Österreichs relativ einheitlich, bei Ammoniumnitrat zeigen sich dagegen regionale Unterschiede bis zu 30 %.

Schwefeldioxid selbst spielt – wie in Kapitel 1.4.1 dargelegt – nur grenznah an Standorten in der Nähe von großen Einzelquellen eine Rolle. An der Messstelle Kittsee kam es in den vergangenen Jahren vereinzelt zu Grenzwertüberschreitungen aufgrund von Schadstofftransport aus dem Großraum Bratislava, an den Messstellen Arnfels und St. Georgen waren die Grenzwertüberschreitungen auf Emissionen aus dem Kraftwerk Šoštanj zurückzuführen.

1.5 Schadstoffferntransport von Stickstoffoxiden

Aufgrund der kurzen atmosphärischen Lebensdauer (bis maximal 20 h) von NO₂ spielt bei diesem Schadstoff Ferntransport so gut wie keine Rolle. Dies zeigt auch die Berechnung der Trajektorienstatistiken für Standorte von Hintergrundmessstellen in Österreich durch die ZAMG (siehe Abbildung 20). Hohe Belastungen sind eine Folge von Emissionen aus Österreich selbst oder von unmittelbar angrenzenden Gebieten (rot).

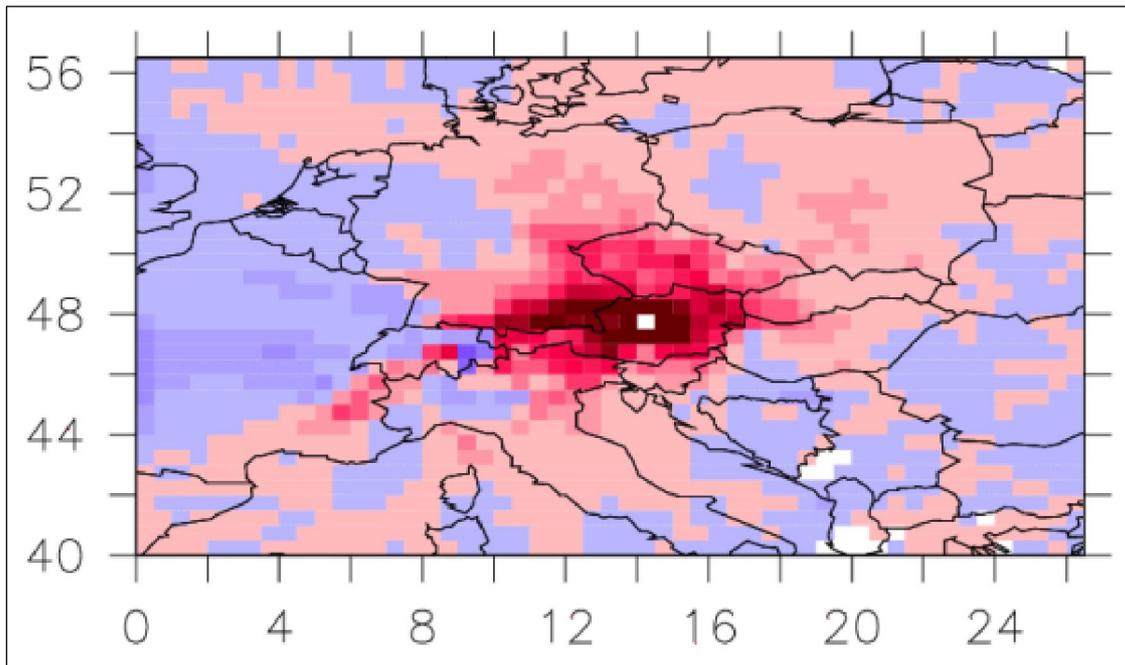


Abbildung 20: Trajektorienstatistik für NO_x , berechnet für Hintergrundstationen in Österreich.

NO_x -Emissionen spielen daher lediglich als Vorläufersubstanz für Ozon bzw. für sekundäre anorganische Aerosole (z. B. Ammoniumnitrat) eine Rolle.

Die Deposition von oxidierten Stickstoffverbindungen wird zwar in einem geringeren Ausmaß als bei Schwefelverbindungen von grenzüberschreitendem Schadstofftransport bestimmt, dennoch beträgt der nationale Anteil in weiten Teilen weniger als 30 % (siehe Abbildung 21).

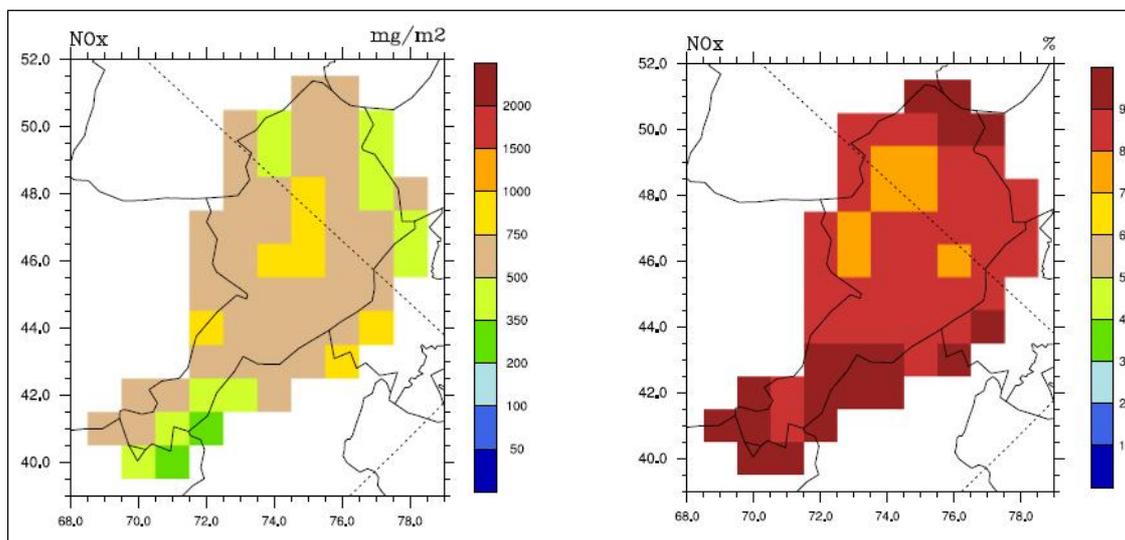


Abbildung 21: Deposition von oxidierten Stickstoffverbindungen in Österreich in mg(N)/m^2 (links); Anteil des grenzüberschreitenden Beitrags zur Deposition von oxidierten Stickstoffverbindungen in Österreich (Quelle: EMEP 2006).

Die wesentlichen Quellen für grenzüberschreitenden Transport von oxidierten Stickstoffverbindungen sind Deutschland, Italien und Tschechien, d. h. die größeren Nachbarländer (Abbildung 22).

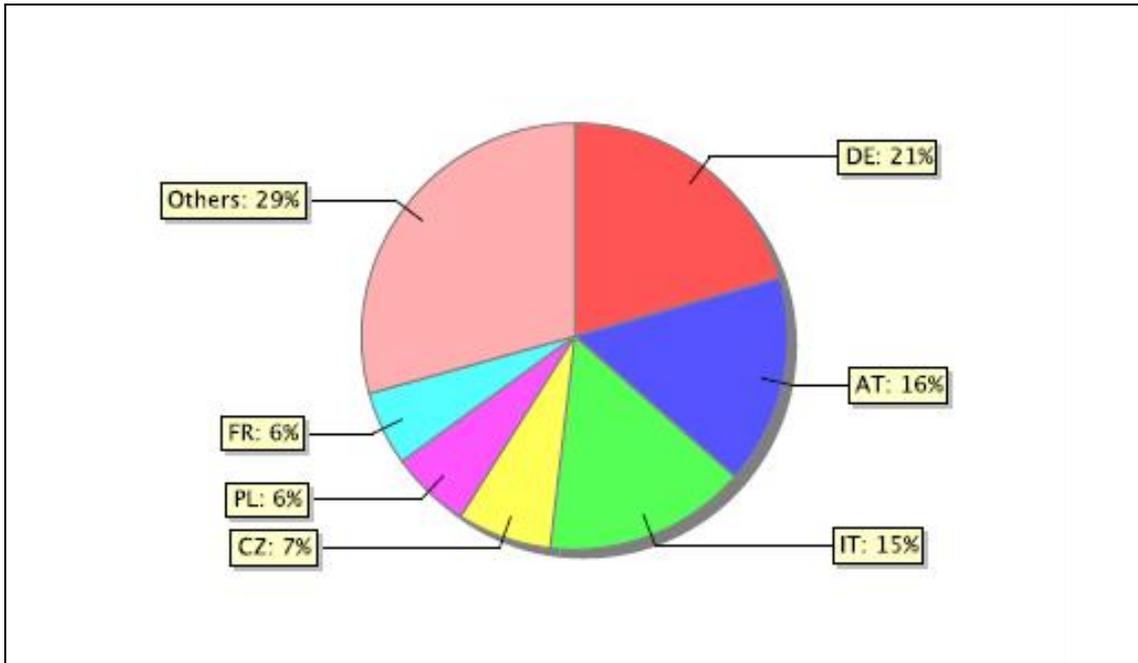


Abbildung 22: Anteil der sechs Hauptquellen an der Deposition von oxidierten Stickstoffverbindungen in Österreich (Quelle: EMEP 2006).

1.5.1 Die Belastung durch Stickstoffoxide in Österreich

Eine hohe Belastung durch NO_x bzw. NO_2 findet sich so gut wie ausschließlich an verkehrsnahen Standorten. Betroffen von Grenzwertüberschreitungen sind somit vorwiegend:

- I verkehrsnahen Standorte in größeren Städten (Wien, Graz, Salzburg, Linz, Innsbruck),
- I verkehrsnahen Standorte in Mittelstädten (Hallein, Feldkirch),
- I autobahnnahen Standorte außerorts sowohl inneralpin (A12, A13, A10) als auch außeralpin (A1).

Wie auch beim Schadstoff PM_{10} treten Grenzwertüberschreitungen verbreitet in ganz Österreich auf. Im Jahr 2005 wurde der Grenzwert für den Jahresmittelwert ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{m}^3$) an 49 von 139 Messstellen überschritten, die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{m}^3$) wurde im Jahr 2005 an 20 Messstellen überschritten.

Abbildung 23 zeigt die NO_2 -Jahresmittelwerte in Österreich im Überblick.

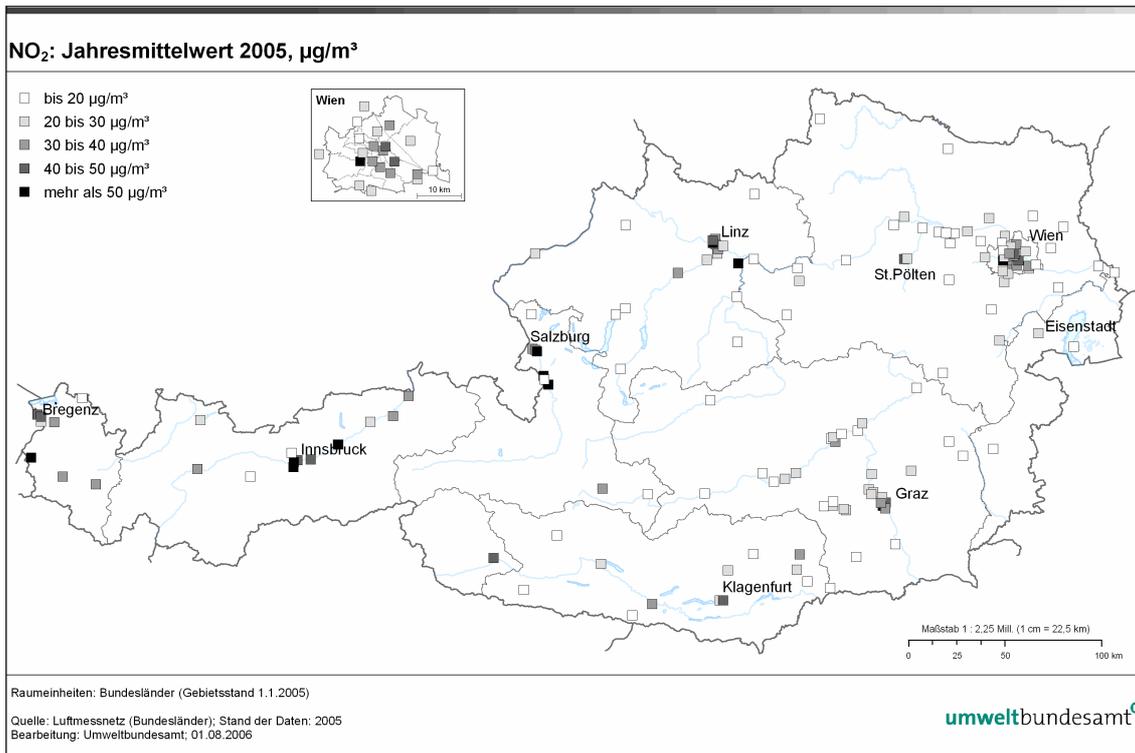


Abbildung 23: Jahresmittelwerte der NO₂-Belastung, 2005. Der Grenzwert beträgt 30 µg/m³, die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge im Jahr 2005 40 µg/m³.

1.5.2 Anteil von Ferntransport an Nitrat

Wie aus Abbildung 19 ersichtlich, beträgt der Anteil von Nitrat in PM_{2,5} zwischen 10 und 20 %. Im Unterschied zu Sulfat zeigen sich jedoch bei Nitrat regionale Unterschiede zwischen den Messstellen. Dies deutet auf eine regionale Bildung von Ammoniumnitrat bei hohen Emissionsdichten von NO_x hin.

In Stuttgart wurde dieser Effekt in noch stärkerem Ausmaß gefunden (DRECHSLER 2006). Verglichen mit den umliegenden ländlichen Regionen waren die Nitrat-Konzentrationen in der Stadt doppelt so hoch. Modellrechnungen zeigen, dass in den ländlichen Regionen die Entstehung von Nitrat durch NO_x limitiert ist, in der Stadt dagegen durch die NH₃-Konzentration.

2 ERMITTLUNG RELEVANTER PUNKTQUELLEN

2.1 Informationen zu Punktquellen

Aus Ergebnissen dieser Studie sowie aus umfangreichen anderen Arbeiten wie den Staturhebungen zu Grenzwertüberschreitungen bei PM₁₀ in den Bundesländern Wien, Niederösterreich und Burgenland sowie der Studie „Herkunftsanalyse der PM₁₀-Belastung in Österreich“ des Umweltbundesamtes, lässt sich ableiten, dass für den Nordosten Österreichs relevante Punktquellen in Bosnien, Bulgarien, Polen, Rumänien, Serbien, Slowakei, Slowenien, Tschechien und Ungarn zu finden sind, siehe auch Kapitel 1.3 (UMWELTBUNDESAMT 2004a, 2004b, 2005b, 2006a).

Zur Ermittlung der relevanten Punktquellen standen folgenden Datenquellen zur Verfügung:

- I EPER¹⁶ (European Pollution Emission Register), siehe Kapitel 2.2;
- I EMEP-Datenbank¹⁷ (basierend auf einer Datenbank der Universität Stuttgart), siehe Kapitel 2.3;
- I Publikationen von Acid Rain¹⁸ über große Punktquellen in Europa, basierend auf der SENCO-Datenbank (ACID RAIN 2000, 2004, 2006), siehe Kapitel 2.4;
- I Datenanfragen an die betreffenden Länder, siehe Kapitel 2.5.

Neben den Emissionen von PM₁₀, SO₂ und NO_x selbst sind für die Luftschadstoffmodellierung weitere Informationen notwendig:

- I Genaue Koordinaten der Punktquelle;
- I Schornsteinhöhe;
- I Abgastemperatur;
- I Abgasmenge;
- I Massenstrom.

In den oben angeführten Datenbanken ist allerdings nur ein geringer Teil dieser Informationen verfügbar, weshalb der Schwerpunkt der Recherche bei den Datenanfragen in den betreffenden Ländern liegt (siehe Kapitel 2.5).

2.2 Emissionen gemäß EPER

EPER (European Pollutant Emission Register) ist eine öffentlich zugängliche Datenbank, die Informationen zu Freisetzungen von Schadstoffen in Luft und Wasser aus bestimmten industriellen Betriebseinrichtungen enthält. Alle Betriebseinrichtungen, die eine oder mehrere der in Anhang 2 der EPER-Verordnung erwähnten Tätigkeiten durchführen, müssen eine so genannte Schadstoffemissionsmeldung abgeben. Es müssen die Emissionen jener Luft- und Wasserschadstoffe gemeldet werden, deren Jahresfracht bestimmte Schwellenwerte überschreitet. Die Schadstoffe (insgesamt 50) und die Schwellenwerte sind in Anhang 1 der EPER-Verordnung angeführt.

¹⁶ <http://eper.eea.eu.int/eper/>

¹⁷ <http://webdab.emep.int/>

¹⁸ <http://www.acidrain.org/>

In der EPER-Datenbank sind jährliche Emissionen, Standort des Betriebes sowie der Geschäftszweig bzw. die Tätigkeit dargestellt.

In Österreich wurde 2003 die erste Datenerhebung über das Berichtsjahr 2001 oder 2002 im Rahmen des Europäischen Schadstoffemissionsregisters durchgeführt. Die in Betracht kommenden Betriebseinrichtungen waren verpflichtet ihre Emissionsmeldungen den zuständigen Behörden, dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie dem Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit zu übermitteln. Die Angaben wurden in der EPER-Datenbank im Umweltbundesamt gesammelt und an die Europäische Kommission weitergeleitet.

Nachdem EPER eine 3jährige Berichtspflicht ist, war das zweite Berichtsjahr 2004. Diese Daten waren 2005 von den Betrieben zu melden und wurden Ende 2006 veröffentlicht.

Für die neuen EU Staaten war die EPER Berichtspflicht erst ab dieser zweiten Meldeperiode verpflichtend durchzuführen. Nur Ungarn hat bereits 2003 freiwillig eine EPER Erhebung durchgeführt und die Daten an die Europäische Kommission übermittelt. Daten aller anderen neuen EU-Mitgliedsstaaten sowie aktualisierte Daten der EU15-Staaten waren wie bereits erwähnt gegen Ende 2006 verfügbar gewesen und konnten daher für diese Studie nicht verwendet werden.

Um aktuellere Zahlen sowie die für die Modellierung der Schadstoffquellen notwendigen Parameter aus Ungarn zu erhalten, wurde das dortige Umweltministerium kontaktiert. Zur Verfügung gestellt wurden EPER-Emissionsdaten aus dem Jahr 2004.

Die SO₂-Daten stimmen gut mit den Daten der SENCO-Datenbank überein, etwas größere Abweichungen zeigen die NO_x-Daten.

2.3 Europaweite Emissionen gemäß EMEP

Im Vollzug der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) der UNECE werden u. a. die Emissionen von PM₁₀, SO₂ und NO_x erhoben. Die Daten werden im Rahmen des „Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air pollutants in Europe“ (EMEP) verwaltet und auf <http://webdab.emep.int/> in Form nationaler Gesamtmengen sowie auf dem für die EMEP-Modellrechnungen verwendeten Raster von 50 x 50 km zur Verfügung gestellt.

Für die gegenständliche Studie werden die auf der EMEP-Homepage publizierten „Expert Emissions“ des Jahres 2003 als aktuellste verfügbare Daten verwendet (siehe http://www.emep.int/index_data.html).

Diese Daten basieren teilweise auf offiziellen Mitteilungen der jeweiligen Staaten, so u. a. für Österreich, Belgien, Tschechien, Frankreich, Polen und die Niederlande. Für den Großteil jener Staaten, die keine Daten zur Verfügung stellten, wurden die PM₁₀-Emissionen vom IIASA¹⁹ (International Institute for Applied Systems Analysis) berechnet, u. a. für Bosnien und Herzegovina, Bulgarien, Kroatien, Deutschland, Italien, Rumänien, Serbien und Montenegro, die Slowakei, Slowenien und die Ukraine (VESTRENG 2003).

¹⁹ <http://www.iiasa.ac.at/>

Die Emissionsmengen für Österreich basieren auf der vom Forschungszentrum Seibersdorf und dem Umweltbundesamt erarbeiteten Emissionsinventur (Jahre 1990, 1995, 2000) (ORTHOFFER et al. 2002, UMWELTBUNDESAMT 2005d).

2.3.1 Emissionen von Feinstaub

Die PM10-Emissionen der EMEP-Datenbank des Jahres 2003 sind in Abbildung 24 dargestellt.

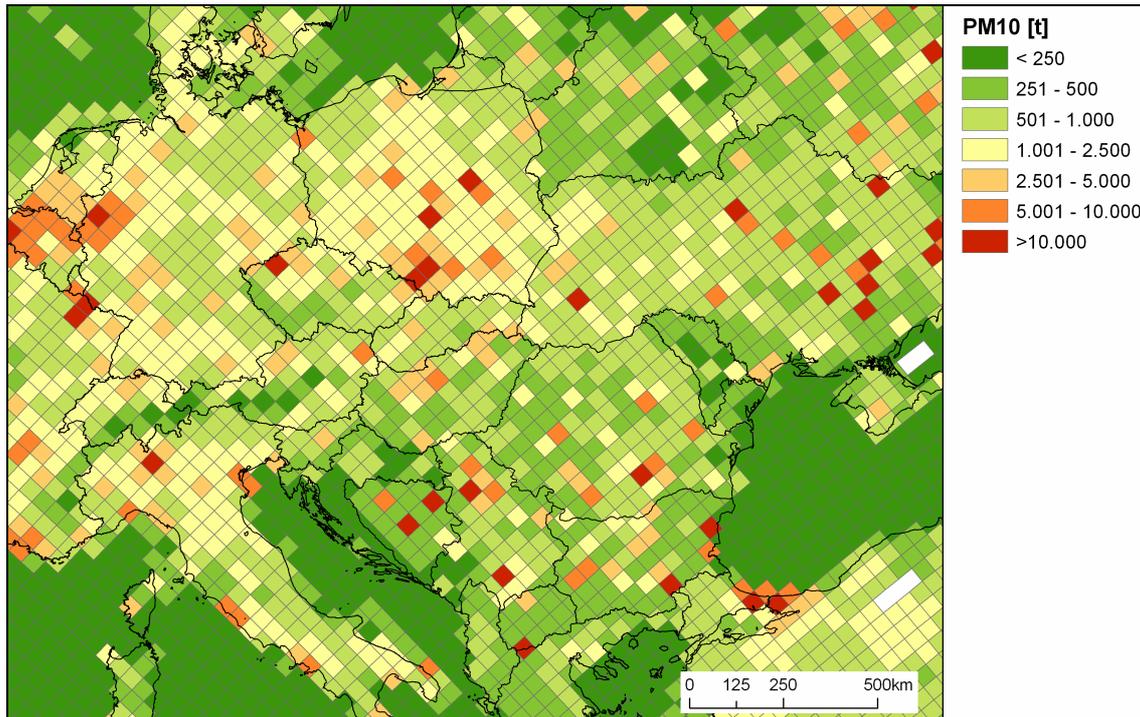


Abbildung 24: PM10-Emissionen (Raster 50 x 50 km), EMEP-Datenbank 2003.

Deutlich erkennbar sind Regionen mit sehr hohen Emissionsdichten von über 10.000 t pro Gitterzelle in jenen Bereichen, die entsprechend den Trajektorienanalysen als Herkunftsregionen von Ferntransport in Frage kommen.

Emissionen über 10.000 t pro Gitterzelle finden sich im Umkreis von einigen 100 km um Österreich

- I in Rumänien in București,
- I in Serbien bei Beograd,
- I in Bosnien-Herzegowina bei Tuzla, Sarajevo und Zenica,
- I in Tschechien in Ostrava (Nordmähren) und Nordwestböhmen (Region Chomutov),
- I in Polen in Oberschlesien (Katowice), Łódź und Warszawa,
- I in der Ukraine in Lwiw.

Die dominierenden PM10-Quellen sind Kohlekraftwerke und Stahlwerke.

Gegenüber 2001 haben die PM10-Emissionen in der westlichen Walachei deutlich abgenommen, weiters in Südpolen (Kraków), in Slowenien (Kraftwerk Šoštanj), in der mittleren und westlichen Slowakei (Regionen Bratislava und Trenčín) und in Zentralböhmen; Zunahmen werden in der Region um Beograd, in der Region um Budapest und in Nordostungarn, in Łódź sowie in der Region Venezia gemeldet.



Wie weit Veränderungen der in der EMEP-Datenbank verfügbaren PM10-Emissionen, v. a. im östlichen Europa, tatsächliche Emissionstrend widerspiegeln oder verbesserte Berechnungs- oder Erhebungsmethoden, ist im Einzelfall nicht festzustellen.

Die gesamten PM10-Emissionen **Österreichs** machen laut Staubemissionsinventur 2003 (UMWELTBUNDESAMT 2005d) 46.000 t aus; diese Daten wurden in ORTHOFER et al. (2002) auf das EMEP-Gitter disaggregiert und stellen die österreichischen Emissionen der EMEP-Datenbank (siehe Abbildung 24) dar. Nicht berücksichtigt wurden allerdings die Wiederaufwirbelungsemissionen des Straßenverkehrs.

Die größten Emissionsdichten weisen die Gitterzellen auf, in welchen Wien und Linz liegen. Die Gitterzelle 76–50 (Wien) weist PM10-Emissionen von 7.336 t auf, wovon etwa die Hälfte auf den Sektor „Produktion“ entfällt. Die Gitterzelle 73–47 mit Linz weist PM10-Emissionen von 4.673 t auf, der größte Anteil entfällt auf „Produktion“; die Gitterzelle 73–46, welche das westliche Oberösterreichische Alpenvorland umfasst, besitzt mit 2.989 t die dritthöchsten PM10-Emissionen in Österreich.

Die PM10-Emissionen der Region **Bratislava** (EMEP-Gitterzellen 77–50 und 77–51) sind mit 3.731 t vergleichsweise bescheiden; davon entfällt der relativ größte Teil auf „nicht-industrielle Verbrennungsanlagen“.

Laut SHMU²⁰ (2003) wies das Ballungsgebiet Bratislava 2001 PM10-Emissionen von 458 t auf, deutlich höhere PM10-Emissionen wies mit 1.180 t die östlich angrenzende Region Trnava auf, die Anteil an der EMEP-Gitterzelle 77–51 hat. Die bedeutendsten PM10-Quellen der Region Bratislava waren gemäß SHMU (2003) die Raffinerie Slovnaft (ca. 270 t) und das Zementwerk Holcim (ca. 120 t).

Höhere PM10-Emissionen treten gemäß EMEP-Expertenschätzung in der westlichen Mittelslowakei (Region Trenčín) in der Gitterzelle 7–53 auf. Diese Gitterzelle besitzt PM10-Emissionen von 3.271 t, der Großteil aus Kraftwerken; gegenüber EMEP 2001 bedeutet dies eine Halbierung der PM10-Emissionen. Demgegenüber wird vom SHMU²¹ die PM10-Emission aus gefassten Quellen für das Jahr 2002 in dieser Gitterzelle mit 1.560 t angegeben. Bedeutendste PM10-Quellen der Westslowakei sind gemäß SHMU (2003) das Kraftwerk ENO Zemianske Kostol'any mit 1.270 t, Novacke Chemicke zavody (Chemische Industrie) (beide Region Trenčín) und Duslo Sala (Chemische Betriebe, Düngemittel Produktion) (Region Nitra).

Die Region Košice in der Ostslowakei (Gitterzelle 80–56) weist PM10-Emissionen von 4.504 t auf, davon der Großteil aus „Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)“; gemäß SHMU (2003) betragen die PM10-Emissionen dieser Zelle 8.065 t (aus gefassten Quellen). Die bedeutendste PM10-Quelle dieser Region war gemäß SHMU (2003) im Jahr 2002 US Steel (17.190 t), gefolgt vom Kraftwerk Elektraren Vojany (7.070 t). Diese Emissionen waren allerdings höher als die in der EMEP-Gitterzelle – in der Košice liegt – angegebenen. Die EMEP-Emissionsdaten zeigen von 2001 auf 2003 einen sehr deutlichen Emissionsrückgang.

In **Ungarn** wies laut EMEP-Expertenschätzung 2003 die Region Budapest (Gitterzelle 80–52) mit PM10-Emissionen von 6.126 t die höchste Emissionsdichte auf, davon entfiel der größten Beitrag auf „nicht-industrielle Verbrennungsanlagen“. Gegenüber 2001 ging die Emission um ca. 15 % zurück.

²⁰ Slovak Hydrometeorologický Ústav

²¹ Daten direkt vom SHMU an das Umweltbundesamt übermittelt

In **Slowenien** treten die höchsten PM₁₀-Emissionen mit 3.934 t in der Gitterzelle 78–45 auf, in welcher die Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje liegen; gegenüber 2001 ist dies ein Rückgang um ca. 50 %.

In **Tschechien** treten die höchsten PM₁₀-Emissionen in Ostrava (Nordmähren) (Gitterzelle 75–55, 12.209 t) sowie im nordwestlichen Böhmen (Region Chomutov, Gitterzelle 69–50) mit 12.227 t auf.

Die höchsten Emissionsdichten im weiteren Umkreis Österreichs finden sich in **Südpolen** in der Region Katowice (Oberschlesien) in der EMEP-Gitterzelle 50–56 mit 24.806 t. Auf die Region Łódź (Gitterzelle 73–58) entfallen Emissionen von 14.457 t, auf Warszawa (Gitterzelle 73–60) 12.933 t PM₁₀.

In **Serbien** finden sich die höchsten Emissionsdichten in der Region Beograd (Gitterzelle 86–49) mit 23.992 t, in **Bosnien** in den Regionen Tuzla (Gitterzelle 85–47) mit 16.028 t sowie in der Region Zenica (Gitterzelle 85–45) mit 16.749 t, in **Rumänien** in București (Gitterzelle 92–57) mit 36.637 t.

Hohe PM₁₀-Emissionen finden sich im **nordwestlichen Mitteleuropa**. Im Bereich des Saarlandes und des nördlichen Lothringen emittieren die zwei EMEP-Gitterzellen 63–40 und 63–41 27.556 t PM₁₀, im Raum Duisburg die Zelle 60–45 11.068 t, im Bereich Lille–Roubaix die Gitterzellen 57–40 und 57–41 43.524 t.

2.3.2 Emissionen von Schwefeldioxid

Die SO₂-Emissionen laut EMEP Expertenschätzung 2003 sind in Abbildung 25 dargestellt.

Die Emissionsschwerpunkte von SO₂ decken sich nur teilweise mit jenen von PM₁₀ (siehe Abbildung 24). Die PM₁₀-Großemittenten in der westlichen Walachei, in der Region Beograd, in Bosnien und in Oberschlesien stellen ebenfalls Großemittenten von SO₂ dar, allerdings gibt es weitere SO₂-Emissionsschwerpunkte, u. a. in Nordungarn, Bosnien, im nördlichen Böhmen und in Polen.

Anders als bei PM₁₀ sind die SO₂-Emissionen der Großemittenten (v. a. Kraftwerke) im östlichen Mitteleuropa gegenüber 2001 nicht zurückgegangen, sondern in vielen Fällen stark angestiegen.

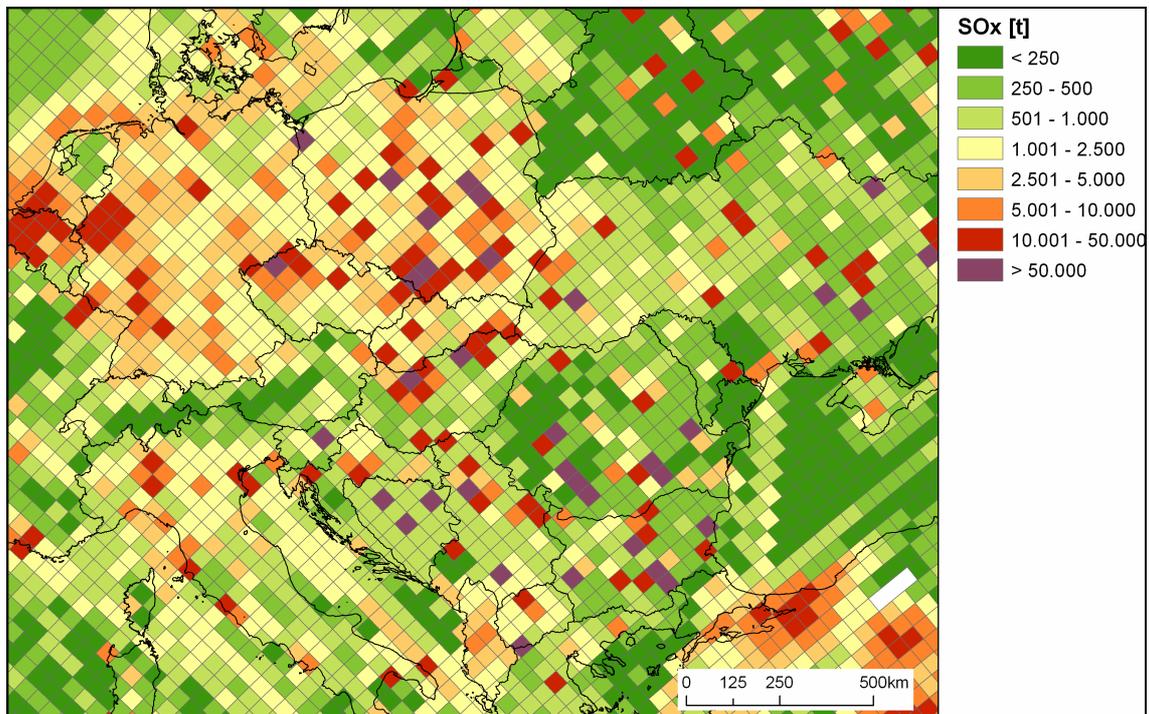


Abbildung 25: SO₂-Emissionen (Raster 50 x 50 km), EMEP-Database 2003.

Die SO₂-Emissionen **Österreichs** machen 34.140 t aus, die größten Emissionen entfallen auf die Gitterzelle 76–50 mit Wien (8.900 t) (UMWELTBUNDESAMT 2005d). Der bedeutendste SO₂-Einzelemittent in der Gitterzelle 76–50 ist die Raffinerie Schwechat (3.600 t) (UMWELTBUNDESAMT 2004).

Die Region **Bratislava** (Gitterzellen 77–50 und 77–51²²) weist gemäß EMEP 2003 SO₂-Emissionen von 14.556 t auf.

Höhere SO₂-Emissionen im Umkreis Österreichs finden sich in **Nordungarn** in der Gitterzelle 79–51 mit 63.581 t (Kraftwerk Oroszlány) und in der Zelle 80–54 mit 76.936 t (Kraftwerk Mátra bei Eger), in **Zentralslowenien** (Gitterzelle 78–45) mit 60.504 t, wo sich die Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje befinden, in **Nordwestböhmen** (Region Chomutov, Zelle 69–50) mit 66.352 t, und in der Region **Oberschlesien**, wo die Gitterzellen 75–55 und 75–56 SO₂-Emissionen von 301.339 t auf sich vereinen.

Extrem hohe SO₂-Emissionen (EMEP-Gitterzellen mit über 50.000 t) findet man weiters in Südrumänien, Nordserbien, in Bosnien und Zentralpolen, sie decken sich teilweise mit den Großemittenten von PM₁₀, allerdings gibt es auch zahlreiche extreme SO₂-Emittenten mit relativ geringen PM₁₀-Emissionen.

Die höchsten SO₂-Emissionen **Rumäniens** treten mit 120.334 t in der südwestlichen Walachei (Gitterzelle 91–54) auf, gefolgt von zwei weiteren Kraftwerken in der westlichen Walachei (Zellen 89–54 und 90–54) mit über 100.000 t. Noch höhere Emissionen findet man in der Region **Beograd** (Gitterzelle 86–49) mit 144.755 t und in **Bosnien** in der Region Zenica (Gitterzelle

²² Die SO₂-Emissionen der Gitterzelle 77–51 entfallen fast ausschließlich auf den – flächenmäßig sehr kleinen – Gebietsanteil der Slowakei, in welchem ein Teil von Bratislava liegt; die Emissionen der Gebietsanteile von Österreich und Ungarn liegen unter 300 t.

85–45) mit 149.929 t; Emissionen über 100.000 t entfallen zudem in Bosnien auf die Gebiete um Tuzla (Zelle 85–47) und Ljubija (Zelle 83–45).

Emissionsschwerpunkte in **Polen** sind neben Oberschlesien die Region Łódź (Gitterzelle 73–58) mit 290.186 t, das Kraftwerk in Konin (EMEP-Gitterzelle 70–58) mit 109.471 t sowie die Region Warszawa.

2.3.3 Emissionen von Stickstoffoxiden

Abbildung 26 zeigt die NO_x-Emissionen laut EMEP-Expertenschätzung für 2003 auf dem 50 x 50 km-Gitter. Bei den Stickstoffoxidemissionen weist – anders als bei SO₂ und PM10 – Westeuropa weitaus höhere Emissionen auf als Ost- und Ostmitteleuropa. Flächenhaft liegen die NO_x-Emissionen im Bereich von England über die Benelux-Staaten und Deutschland bis Tschechien sowie in Italien durchwegs über 5.000 t pro 50 x 50 km-Gitterzelle, in Ostmitteleuropa sind sie ungefähr halb so hoch. Sehr hohe NO_x-Emissionsdichten weisen einzelne, eng begrenzte Regionen v. a. in Polen auf, aber auch bedeutende Quellregionen von PM10 und SO₂ in Südosteuropa.

Deutlich zurückgegangen sind die NO_x-Emissionen gegenüber 2001 in Böhmen und Südmähren, im Großteil Sloweniens, in Zentralkroatien (südlich von Zagreb) und in Beograd, hingegen haben sie in București zugenommen.

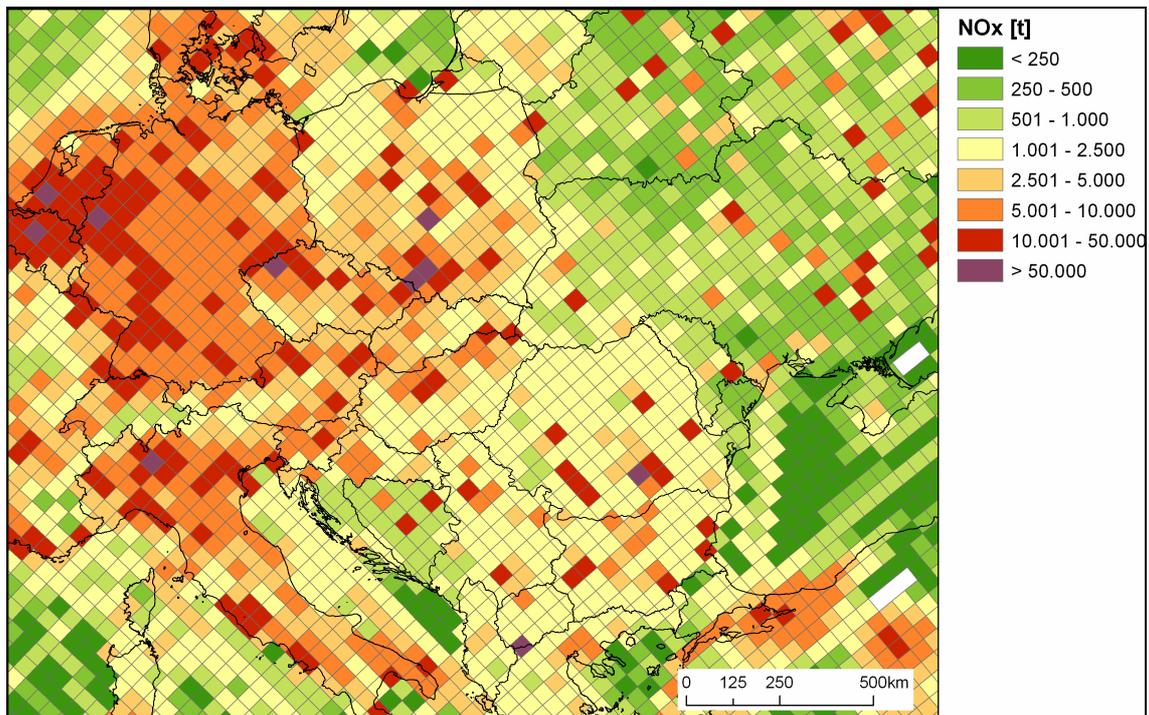


Abbildung 26: NO_x-Emissionen (Raster 50 x 50 km), EMEP-Databse, 2003.

In **Österreich** weist die Region Wien die höchsten NO_x-Emissionsdichten auf. Die Gitterzelle 76–50 umfasst NO_x-Emissionen von 32.056 t, die südwestlich angrenzende Gitterzelle 76–49 (südliches Wiener Becken, Wienerwald) 13.146 t.

Die Emissionen der Gitterzelle 76–50 werden von den EMEP-Daten, welche auf der Österreichischen Luftschadstoffinventur beruhen, vermutlich deutlich überschätzt, auch wenn diese

Zelle Teile Niederösterreichs mit der OMV als bedeutendem NO_x-Emittenten umfasst. Gemäß Emissionskataster Wien betragen die Emissionen Wiens etwa 7.500 t. Eine ausführliche Diskussion der Gründe für diese Unterschiede ist in den Fachgrundlagen zur NO₂-Statuserhebung Wien zu finden (UMWELTBUNDESAMT 2004c).

Die Emissionen der Gitterzelle 73–47 mit Linz betragen 12.624 t, der Gitterzelle 74–47 südöstlich davon 11.963 t. Auf die Region Graz (Gitterzelle 77–47) entfallen 13.356 t, auf die Region Salzburg (Gitterzelle 73–45) 7.859 t.

Auf die Region **Bratislava** (slowakische Anteile der Gitterzellen 77–50 und 77–51) entfallen laut EMEP-Expertenschätzung 10.775 t (davon der größte Teil „Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)“).

Hohe NO_x-Emissionen im Umkreis von einigen 100 km um Österreich stammen aus der Region München, aus Nordböhmen, aus Praha und Brno, aus Nordmähren und der Region Oberschlesien, aus der Region Budapest sowie Slowenien (Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje). Die „Hot spots“ sind Oberschlesien, wo die EMEP-Gitterzellen 75–56 und 75–57 NO_x-Emissionen von 128.236 t auf sich vereinen, die Region Łódź (Gitterzelle 73–58) mit 68.754 t, die Region Chomutov (Kraftwerke) mit 65.869 t, in Rumänien București mit 73.920 t, in Italien Milano mit 53.488 t.

2.3.4 Vergleich der Emissionen in den verschiedenen Ländern

Die in der EMEP-Datenbank angeführten Emissionen von SO₂, NO_x und PM_{2,5} zeigen z. T. deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Ländern, sowohl was die absolute Höhe als auch die Emissionen je Einwohner betrifft (Abbildung 27, Abbildung 28). Dabei zeigen sich auch zwischen den Schadstoffen Variationen; so unterscheiden sich die Emissionen je Einwohner bei NO_x in einem sehr viel geringeren Ausmaß als jene von SO₂ und z. T. auch PM_{2,5}. Die Emissionen je Einwohner in Österreich liegen bei NO_x etwas über dem Durchschnitt, bei PM_{2,5} knapp, bei SO₂ sehr weit unter dem Durchschnitt dieser europäischen Länder. Bei NO_x weisen die höchsten pro Kopf Emissionen die Länder Finnland, Dänemark und Luxemburg auf, bei SO₂ Bulgarien, Estland und Malta, bei PM_{2,5} Estland, Bulgarien und Finnland.

Bei den absoluten Emissionen weisen Großbritannien, Deutschland und Spanien bei NO_x die höchsten Werte auf, bei SO₂ Polen, Spanien, Großbritannien sowie Frankreich, Italien Deutschland bei PM_{2,5}.

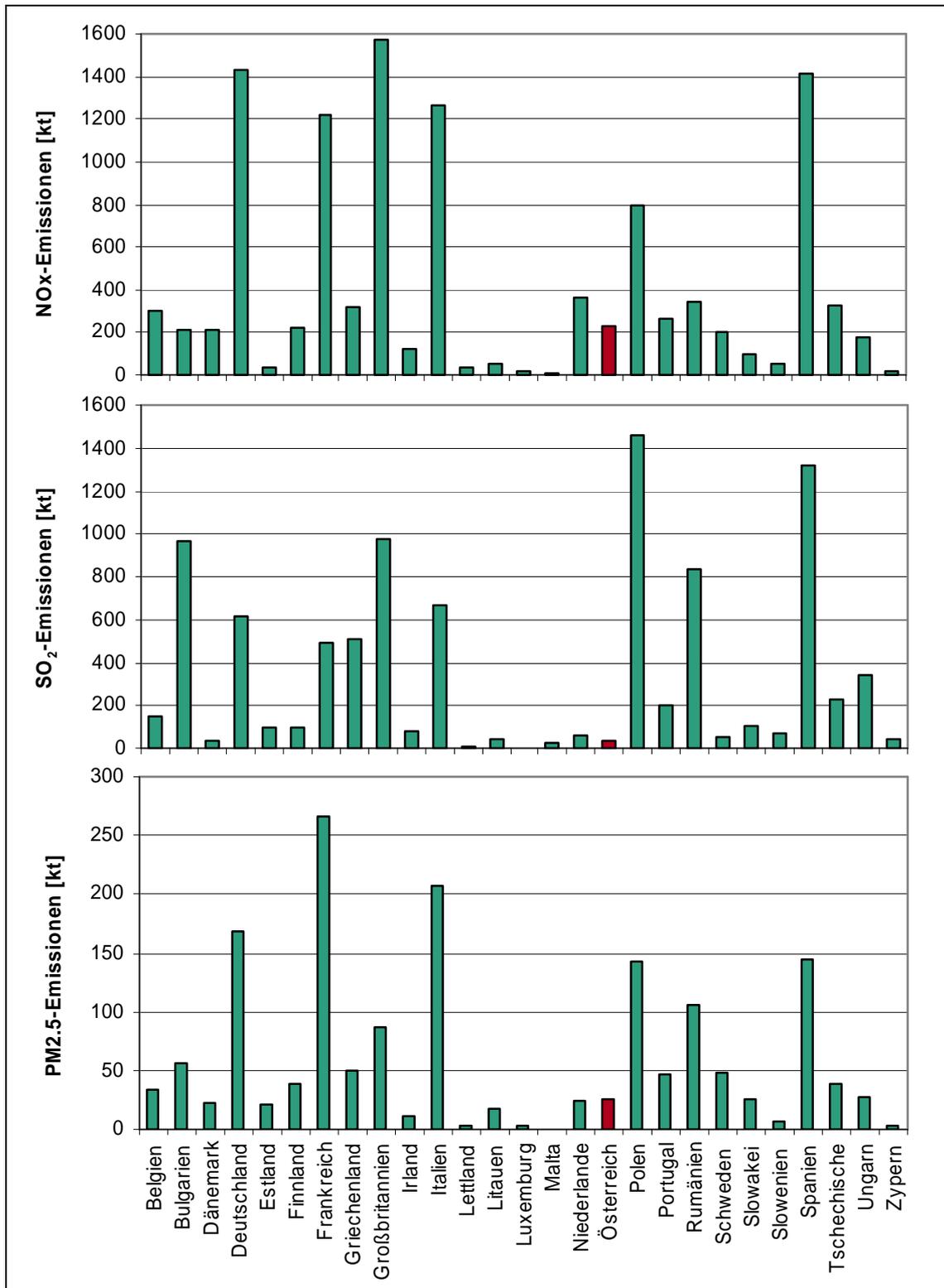


Abbildung 27: NO_x, SO₂ und PM_{2.5} Emissionen der EU25-Staaten sowie von Bulgarien und Rumänien für 2003 (Quelle: EMEP 2005a).

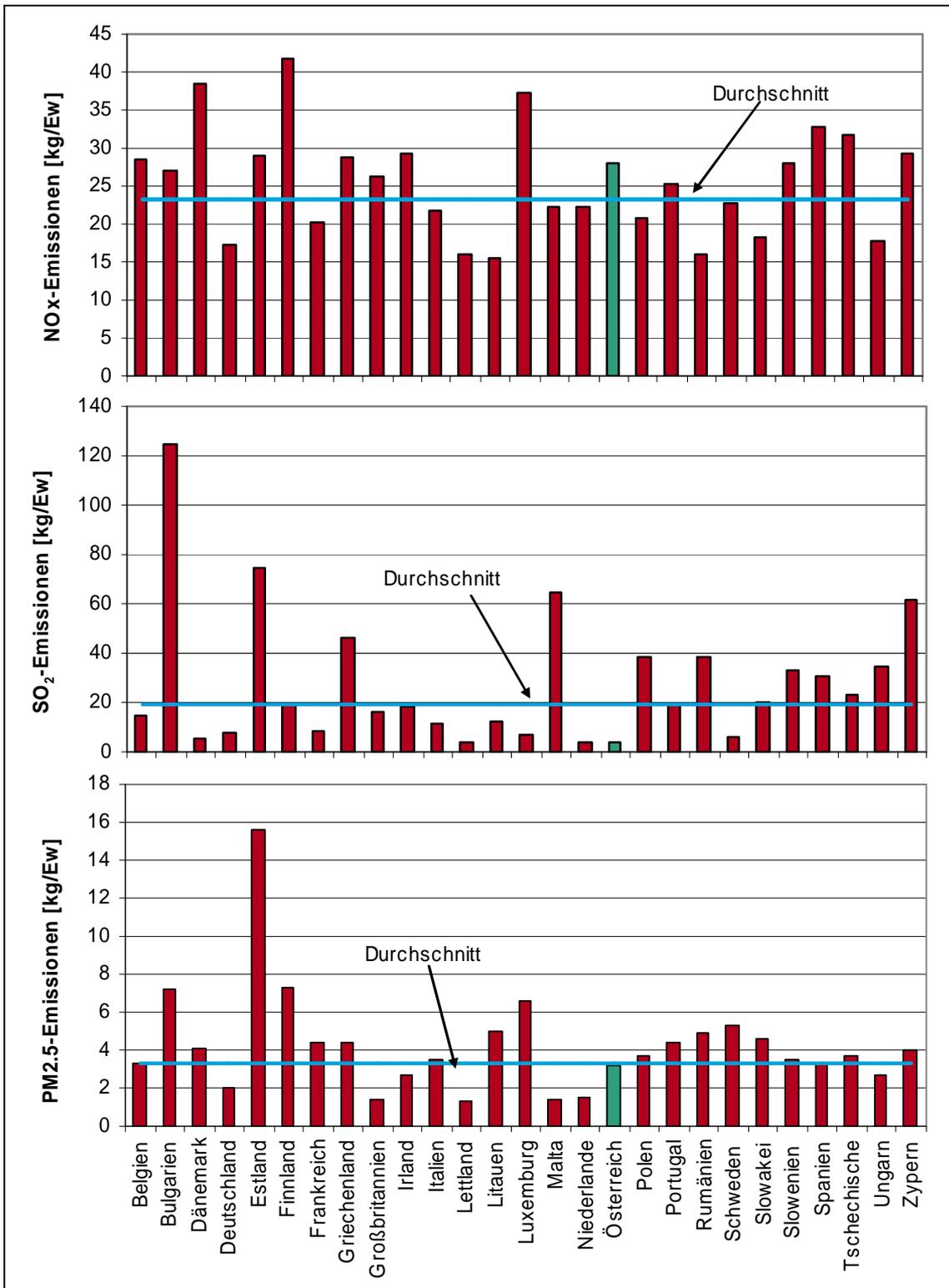


Abbildung 28: NO_x, SO₂ und PM_{2,5} Emissionen pro Einwohner der EU25-Staaten sowie von Bulgarien und Rumänien für 2003 (Quelle: EMEP 2005a).

2.3.5 Sektoraler Vergleich

In der EMEP-Datenbank (<http://webdab.emep.int/>) können die Emissionsdaten auch sektoral ausgewertet werden. Naturgemäß zeigen sich bei den einzelnen Schadstoffen deutliche Unterschiede in den Verursachergruppen. In Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6 sind die Emissionen von NO_x, SO₂ und PM_{2,5} der relevanten Sektoren gemäß der SNAP-Kategorisierung²³ angeführt; in Tabelle 3 werden die SNAP-Codes erläutert. Anm.: In der öffentlich zugänglichen EMEP-Datenbank sind die „Expert Emissions“ ausschließlich in der SNAP-Kategorisierung, nicht jedoch in dem aktuell verwendeten UNECE-Berichtsformat für klassische Luftschadstoffe NFR²⁴ verfügbar.

Tabelle 3: SNAP Systematik.

Code	Sektor
SNAP 01	Verbrennung in Wärme- und Heizkraftwerken, Raffinerie, Bergbau
SNAP 02	Verbrennung bei Kleinverbrauchern (Haushalte, Gewerbe, und Verwaltung)
SNAP 03	Verbrennung in der Industrie
SNAP 04	Prozesse in der Industrie
SNAP 05	Brennstoffförderung und Verteilungskette
SNAP 06	Lösemittel
SNAP 07	Straßenverkehr
SNAP 08	Sonstiger Verkehr und mobile Quellen (Offroad Verkehr)
SNAP 09	Abfallbehandlung und Deponien
SNAP 10	Landwirtschaft
SNAP 11	Andere Quellen und Senken

Wie aus den nachfolgenden Tabellen ersichtlich ist, ist bei SO₂ die absolut dominierende Quelle in Europa im Sektor SNAP 01 Kraftwerke zu finden. Diese tragen zu 70 % zu den SO₂-Emissionen bei. Bei NO_x ist mit 44 % die dominierende Quelle der Straßenverkehr (SNAP 07), gefolgt von Kraftwerken mit 21 % und dem Offroad Verkehr (SNAP 08) mit 15 %. Am wenigsten dominiert bei PM_{2,5} ein einzelner Sektor; der höchste Beitrag stammt aus dem Sektor SNAP 02 Haushalte mit 34 %, gefolgt vom Straßenverkehr mit 18 % und den Kraftwerken mit 11 %.

²³ Selected Nomenclature for Air Pollution (siehe EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 update)

²⁴ Nomenclature For Reporting.

Tabelle 4: NO_x-Emissionen der EU25-Staaten (ohne Malta) sowie von Bulgarien und Rumänien der einzelnen Sektoren für 2003 (nicht dargestellt: Sektoren mit Emission „0“) gemäß EMEP-Datenbank „Expert Emissions“ in kt.

Länder	S1	S2	S3	S4	S7	S8	S9	S10	Summe	Anteil
Belgien	47	22	59	5	140	23	1	0	297	3 %
Bulgarien	77	3	18	25	58	28	0	0	209	2 %
Dänemark	56	7	13	2	79	51	0	0	209	2 %
Deutschland	222	93	139	23	762	187	1	0	1428	13 %
Estland	16	1	2	0	15	4	0	0	39	0 %
Finnland	36	9	38	3	85	47	0	0	219	2 %
Frankreich	117	81	132	30	642	217	1	0	1220	11 %
Griechenland	79	9	34	6	115	74	0	1	318	3 %
Großbritannien	391	93	141	11	767	164	3	0	1570	14 %
Irland	37	8	9	1	47	17	0	0	120	1 %
Italien	146	70	153	16	652	230	1	0	1267	11 %
Lettland	8	1	3	0	19	6	0	0	37	0 %
Litauen	12	2	3	2	27	5	0	1	53	0 %
Luxemburg	0	1	2	0	14	1	0	0	17	0 %
Niederlande	58	23	30	2	165	84	0	0	364	3 %
Österreich	16	19	30	5	110	49	0	0	229	2 %
Polen	330	52	117	8	200	89	0	0	796	7 %
Portugal	66	11	31	2	110	45	0	0	265	2 %
Rumänien	125	13	37	22	86	65	0	1	349	3 %
Schweden	22	12	35	2	91	44	0	0	206	2 %
Slowakei	30	5	21	4	32	6	0	1	98	1 %
Slowenien	14	3	4	0	27	8	0	0	56	0 %
Spanien	342	32	155	49	586	244	0	2	1411	12 %
Tschechische Republik	110	14	46	3	103	47	0	2	324	3 %
Ungarn	41	15	16	3	85	17	0	2	180	2 %
Zypern	5	0	5	0	12	0	0	0	22	0 %
Summe	2405	598	1275	225	5027	1751	9	11	11302	100 %
Anteil	21 %	5 %	11 %	2 %	44 %	15 %	0 %	0 %	100 %	

Tabelle 5: SO₂-Emissionen der EU25-Staaten (ohne Malta) sowie von Bulgarien und Rumänien der einzelnen Sektoren für 2003 (nicht dargestellt: Sektoren mit Emission „0“) gemäß EMEP-Datenbank „Expert Emissions“ in kt (S1 = SNAP 01 etc.).

Länder	S1	S2	S3	S4	S7	S8	S9	S10	Summe	Anteil
Belgien	51	22	49	23	4	4	0	0	153	2 %
Bulgarien	905	9	45	7	1	3	0	0	968	10 %
Dänemark	15	3	9	0	0	3	0	0	31	0 %
Deutschland	298	97	105	90	21	5	1	0	616	6 %
Estland	90	3	6	0	1	1	0	0	101	1 %
Finnland	38	6	42	9	0	3	0	0	99	1 %
Frankreich	195	50	126	86	17	17	0	0	492	5 %
Griechenland	412	14	37	16	5	25	0	1	509	5 %
Großbritannien	747	50	119	32	6	24	1	0	979	10 %
Irland	47	13	14	0	1	1	0	0	76	1 %
Italien	381	25	118	56	10	75	0	0	665	7 %
Lettland	3	1	3	0	1	0	0	0	8	0 %
Litauen	23	6	5	7	1	0	0	0	43	0 %
Luxemburg	0	0	2	0	1	0	0	0	3	0 %
Niederlande	23	2	6	19	2	12	0	0	65	1 %
Österreich	7	9	10	5	2	1	0	0	34	0 %
Polen	1044	186	238	53	32	12	0	0	1564	16 %
Portugal	148	8	20	22	5	3	0	0	205	2 %
Rumänien	749	6	47	18	1	10	0	1	833	9 %
Schweden	13	4	22	11	1	1	0	0	52	1 %
Slowakei	61	14	21	9	1	0	0	0	106	1 %
Slowenien	57	2	4	2	1	0	0	0	66	1 %
Spanien	992	34	178	111	15	22	0	1	1353	14 %
Tschechische Republik	137	30	50	7	3	3	0	1	232	2 %
Ungarn	296	24	17	7	1	1	0	1	347	4 %
Zypern	30	0	9	0	7	0	0	0	46	0 %
Summe	6761	619	1300	591	138	228	4	5	9645	100 %
Anteil	70 %	6 %	13 %	6 %	1 %	2 %	0 %	0 %	100 %	

Tabelle 6: PM_{2,5}-Emissionen der EU25-Staaten (ohne Malta) sowie von Bulgarien und Rumänien der einzelnen Sektoren für 2003 (nicht dargestellt: Sektoren mit Emission „0“) gemäß EMEP-Datenbank „Expert Emissions“ in kt (S1 = SNAP 01 etc.).

Länder	S1	S2	S3	S4	S5	S7	S8	S9	S10	Summe	Anteil
Belgien	1,4	4,8	5,1	8,9	0,1	9,2	2,0	1,2	1,5	34	2,1 %
Bulgarien	27,0	7,6	4,2	9,5	0,2	2,8	1,6	1,4	1,7	56	3,5 %
Dänemark	1,1	8,7	0,8	0,7	0,1	3,7	4,6	1,3	1,3	22	1,4 %
Deutschland	16,8	16,8	15,0	23,7	1,6	45,9	29,0	12,8	4,4	166	10,3 %
Estland	12,1	6,8	0,2	0,1	0,1	0,7	0,4	0,2	0,6	21	1,3 %
Finnland	0,5	21,8	1,5	1,7	0,1	5,6	5,8	1,0	0,4	38	2,4 %
Frankreich	5,5	139,3	9,8	19,7	0,2	59,4	18,0	9,7	5,3	267	16,6 %
Griechenland	10,7	13,6	4,1	1,5	0,3	6,0	7,2	2,0	4,6	50	3,1 %
Großbritannien	7,8	19,4	7,5	6,9	0,6	23,4	10,5	8,8	1,9	87	5,4 %
Irland	1,0	3,1	0,6	0,4	0,0	3,3	1,6	0,6	0,4	11	0,7 %
Italien	8,7	58,9	26,9	18,9	0,1	43,4	31,3	9,9	4,0	202	12,6 %
Lettland	0,2	1,3	0,1	0,5	0,0	0,5	0,3	0,2	0,4	3	0,2 %
Litauen	0,2	11,6	0,2	0,2	0,0	1,5	0,5	0,6	2,0	17	1,1 %
Luxemburg	0,0	0,3	0,3	0,8	0,0	1,5	0,1	0,1	0,0	3	0,2 %
Niederlande	0,6	3,5	1,1	2,5	0,1	7,4	5,7	1,8	1,8	24	1,5 %
Österreich	0,4	8,1	1,3	6,3	0,0	4,8	3,9	1,0	0,4	26	1,6 %
Polen	13,8	86,6	10,2	7,5	1,3	8,3	7,6	4,7	1,9	142	8,8 %
Portugal	1,9	18,0	6,1	1,8	0,1	9,5	4,1	2,2	1,4	45	2,8 %
Rumänien	28,0	20,8	7,9	19,3	0,2	5,3	3,9	4,2	14,4	104	6,5 %
Schweden	0,4	34,4	1,6	2,8	0,0	4,0	3,1	1,0	0,3	48	3,0 %
Slowakei	5,8	5,0	1,8	2,4	0,1	3,2	0,8	1,4	4,3	25	1,5 %
Slowenien	1,8	3,1	0,2	0,2	0,0	0,5	0,4	0,2	0,2	7	0,4 %
Spanien	12,9	31,2	21,7	11,7	0,3	30,5	18,6	5,5	7,6	140	8,7 %
Tschechische Republik	15,4	9,6	2,0	1,6	0,2	2,4	2,6	1,0	3,6	38	2,4 %
Ungarn	3,9	6,2	2,3	6,9	0,0	2,2	0,9	0,9	3,8	27	1,7 %
Zypern	0,6	0,0	0,8	0,1	0,0	0,0	1,1	0,2	0,1	3	0,2 %
Summe	179	540	133	156	6	285	166	74	68	1608	100 %
Anteil	11 %	34 %	8 %	10 %	0 %	18 %	10 %	5 %	4 %	100 %	

2.4 Emissionen gemäß SENCO-Datenbank

Im Auftrag der Schwedischen NGO Acid Rain wurde von Mark Barret (SENCO, Sustainable Environment Consultants Ltd) eine Datenbank von Einzelquellen entwickelt (ACID RAIN 2000, 2004, 2006). In dieser sind Emissionsdaten von etwa 6.500 Einzelquellen aus den 25 EU-Staaten sowie 16 weiteren Nicht-EU-Staaten gespeichert. Für diese Datenbank wurden verschiedene Datenquellen verwendet, dadurch unterscheiden sich die Referenzjahre der verschiedenen Emittenten; die Daten stammen zum Gutteil aus den Jahren 2000 bis 2002. Durch laufende Sanierungsmaßnahmen in Folge des EU-Beitritts bzw. der Vorbereitungen dazu, kön-

nen sich die Emissionen zwischenzeitlich u. U. deutlich verändert haben. Der Schwerpunkt der Datenbank liegt auf den Emissionen von SO₂, enthalten sind aber auch u. a. Emissionen von NO_x, CO₂ und Staub. Bei letzterem Schadstoff sind allerdings die Unsicherheiten deutlich höher (pers. Mitteilung Mark Barrett).

In Tabelle 7 sind die Emissionen aus Punktquellen jener Länder angeführt, deren Emissionen aufgrund des Ferntransports (siehe Kapitel 1.3) von Bedeutung für den Osten Österreichs sind (ACID RAIN 2004). Die entsprechenden Emittenten wurden der Liste der 200 größten SO₂-Einzelquellen entnommen. In der Liste nicht enthalten sind Einzelquellen in Bosnien-Herzegowina – welches ebenfalls als wesentliche Herkunftsregion identifiziert wurde –; in diesem Land tragen Punktquellen lt. SENCO Datenbank allerdings nur zu 1 % zu den SO₂- und Feinstaub-Emissionen bei.

Tabelle 7: SO₂, NO_x, CO₂ und Staub-Emissionen von Punktquellen in verschiedenen Europäischen Ländern, deren Emissionen einen Einfluss auf die Luftqualität in Ostösterreich haben; in kt, CO₂ in Mt (Quelle: ACID RAIN 2004).

Nr.	Land	Betrieb	SO ₂	NO _x	CO ₂	Staub
1	BGR	Maritza II	332	35	7	0.2
13	POL	Belchatow	136	144	29	0.5
17	BGR	Maritza I	96	9	2	0
18	POL	Adamow	96	16	3	0.1
26	HUN	Oroszlany	81	10	2	0
27	POL	Turow	79	68	14	0.3
28	ROM	Craiova	75	9	2	0.2
31	POL	Patnow	71	40	8	0.1
39	ROM	Drobeta	60	8	2	0
48	ROM	Turceni	52	18	4	0.3
50	BGR	Bobovdol	47	12	2	0.1
54	POL	Pomorzany	44	34	6	0
55	POL	Krakow	44	22	5	2
57	HUN	Matra	43	26	5	0.1
63	SVK	Novaky	38	13	3	0.3
64	BGR	Varna	37	15	3	0.1
75	POL	Rybnik	32	26	8	0.2
87	CZE	Ledvice	27	14	3	26.9
89	ROM	Govora	27	3	1	0
93	ROM	Brasov	25	3	1	0
94	HUN	Borsod	25	6	1	3
97	POL	Łodz	24	15	3	0.1
102	POL	Ostroleka	23	10	3	0.1
110	HUN	Dunamenti	22	8	3	0
111	BGR	Maritza III	22	20	4	4.5
113	CZE	Tisova	22	9	2	12.3
115	POL	Zeran	22	15	3	0
116	ROM	Suceava	22	0	0	0

Nr.	Land	Betrieb	SO ₂	NO _x	CO ₂	Staub
120	POL	Skawina	20	14	2	0.1
124	POL	Siersza	19	16	3	0.1
125	HUN	Banhida	19	4	1	0
126	HUN	Pecs	19	6	1	4
128	BGR	Republica I	18	3	1	3.8
129	POL	Krakow Leg	18	11	2	0
132	ROM	Giurgiu	18	1	0	0
145	YUG	Kostolac	16	7	1	13.8
146	ROM	Paroseni	16	4	1	0
154	CZE	Prunerov	15	40	8	0.4
156	SVK	Vojany	15	11	3	0
160	BGR	Svishtov	15	4	1	2.8
166	SVN	Ljubljana	13	3	1	2.2
169	POL	Jaworzno	13	25	7	0.2
178	ROM	Iasi	12	3	1	0
183	POL	Konin	12	26	4	0.1
185	ROM	Borzesti	12	1	0	0
191	HUN	Tisza	12	4	2	0.3
195	POL	Wroclaw	11	7	2	0.1

Bei allen angeführten Betrieben handelt es sich um Kraftwerke zur Elektrizitätsgewinnen, die ganz überwiegend mit Kohle (zumeist Braunkohle oder Lignit) betrieben werden (ausgenommen Dunamenti, Kostolac und Tisza).

Die mit Abstand größte Einzelquelle für SO₂-Emissionen ist das Kraftwerk Maritza II in Bulgarien, gefolgt von zwei polnischen Kraftwerken. Internetmeldungen²⁵ zufolge werden die Maritza Kraftwerksblöcke aber auch das Belchatow Kraftwerk derzeit mit Rauchgasreinigungsanlagen ausgestattet.

Da die größten SO₂-Emittenten nur z. T. auch jene Emittenten mit den höchsten PM-Emissionen sind, werden in Tabelle 8 die zehn stärksten Staubquellen angeführt. Alle weiteren Quellen weisen Emissionen deutlich unter 1 kt auf.

²⁵ siehe z. B.

<http://www.ambsofia.um.dk/da/menu/Eksportraadgivning/Markedsmuligheder/Sektoranalyser/MiljoeOgEnergi/>
<http://www.ebrd.com/new/stories/2003/030704x.htm>
<http://www.elb.pl/index3.html>

Tabelle 8: PM- (sowie, SO₂, NO_x und CO₂)-Emissionen der zehn stärksten PM-Punktquellen in verschiedenen Europäischen Länder, deren Emissionen einen Einfluss auf die Luftqualität in Ostösterreich haben; in kt, CO₂ in Mt (Quelle: ACID RAIN 2004).

Nr.	Land	Betrieb	PM	SO ₂	NO _x	CO ₂
87	CZE	Ledvice	26.9	27	14	3
145	YUG	Kostolac	13.8	16	7	1
113	CZE	Tisova	12.3	22	9	2
111	BGR	Maritza III	4.5	22	20	4
126	HUN	Pecs	4.0	19	6	1
128	BGR	Republica I	3.8	18	3	1
94	HUN	Borsod	3.0	25	6	1
160	BGR	Svishtov	2.8	15	4	1
166	SVN	Ljubljana	2.2	13	3	1
55	POL	Krakow	2.0	44	22	5

Einige der für die Schadstoffmodellierung wesentlichen Daten (siehe Kapitel 3.1) sind allerdings in der SENCO-Datenbank nicht enthalten, auch dürfte ein Teil der Emissionsangaben nicht mehr aktuell sein (pers. Mitteilung Mark Barrett). Für die Ausbreitungsrechnung ist dieser Datensatz daher nur bedingt geeignet.

2.5 Emissionen gemäß Datenanfragen

In den oben angeführten Datenbanken sind einige der wesentlichen Parameter, die für die Ausbreitungsrechnung notwendig sind, nicht verfügbar. Es wurde daher versucht, in direktem Kontakt mit den jeweiligen Ländern die für die Modellierung von etwa zehn Einzelquellen erforderlichen Daten zu erhalten. Angefragt wurden die Daten der fünf größten Einzelquellen von SO₂, NO_x und Staub des jeweiligen Landes. Nachfolgend wird das Ergebnis der Datenanfragen der einzelnen Länder dargestellt.

2.5.1 Bosnien

Von Seiten des Umweltbundesamt wurden die entsprechenden Stellen kontaktiert. Trotz mehrmaliger Nachfragen wurden keine Daten übermittelt.

2.5.2 Bulgarien

Die wesentlichste Emissionsquelle in Bulgarien ist der Maritza I-III Kraftwerkskomplex. Die entsprechenden Daten dieser Quelle wurden von der Executive Environment Agency zugesandt. Die Emissionsfrachten erscheinen jedoch unplausibel hoch; u. U. wurden diese aus Bescheidwerten für die Emissionsraten hochgerechnet. Auf Rückfragen wurde jedoch keine Antwort erhalten.



2.5.3 Polen

Von Seiten des Umweltbundesamt wurden die zuständigen Stellen kontaktiert. Die Emissionsdaten von fünf großen Punktquellen wurden zur Verfügung gestellt.

2.5.4 Rumänien

Das Umweltbundesamt ist derzeit als Juniorpartner in einem Twinning-Projekt in Rumänien beteiligt. Über die Projektpartner wurden die Emissionsdaten der fünf größten Punktquellen angefragt. Zur Verfügung gestellt wurden EPER-Emissionsdaten aus der Region Craiova; hier befinden sich die wesentlichen Punktquellen in Rumänien

2.5.5 Serbien

Das Serbische Ministerium für Wissenschaft und Umweltschutz wurde kontaktiert. Trotz mehrfacher Nachfragen wurden keine Daten zur Verfügung gestellt. Die Emissionsdaten der beiden Kraftwerke Nikola Tesla A und B wurden aus im Internet verfügbaren Daten abgeschätzt.

2.5.6 Slowakei

Um Emissionsdaten aus der Slowakei zu erhalten, wurde das SHMU (Slowakisches Hydrometeorologisches Institut) kontaktiert. Von diesem wurden detaillierte Daten von etwa 15 Betrieben zur Verfügung gestellt. Aufgrund der räumlichen Nähe zum Großraum Wien wurde das Hauptaugenmerk auf Punktquellen im Raum Bratislava gelegt.

2.5.7 Slowenien

Emissionsdaten der beiden größten Punktquellen (Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje) wurden von der Slowenischen Umweltagentur zur Verfügung gestellt.

2.5.8 Tschechien

Vom Tschechischen Hydrometeorologischen Institut (CHMI), Hr. Machalek, wurden die Emissionsdaten von den jeweils fünf größten Einzelquellen für SO₂ und Staub übermittelt. Darüber hinaus wurden die für die Ausbreitungsrechnung notwendigen Daten zur Verfügung gestellt. Das Referenzjahr ist 2004. Ein Vergleich mit der SENCO-Datenbank zeigt, dass die Emissionen des Prunerov-Kraftwerks sich zwischenzeitlich von 15 kt auf 11 kt reduziert haben, die anderen in der SENCO-Datenbank angeführten Quellen aus Tschechien konnten in den vom CHMI zur Verfügung gestellten Daten nicht identifiziert werden.

2.5.9 Ungarn

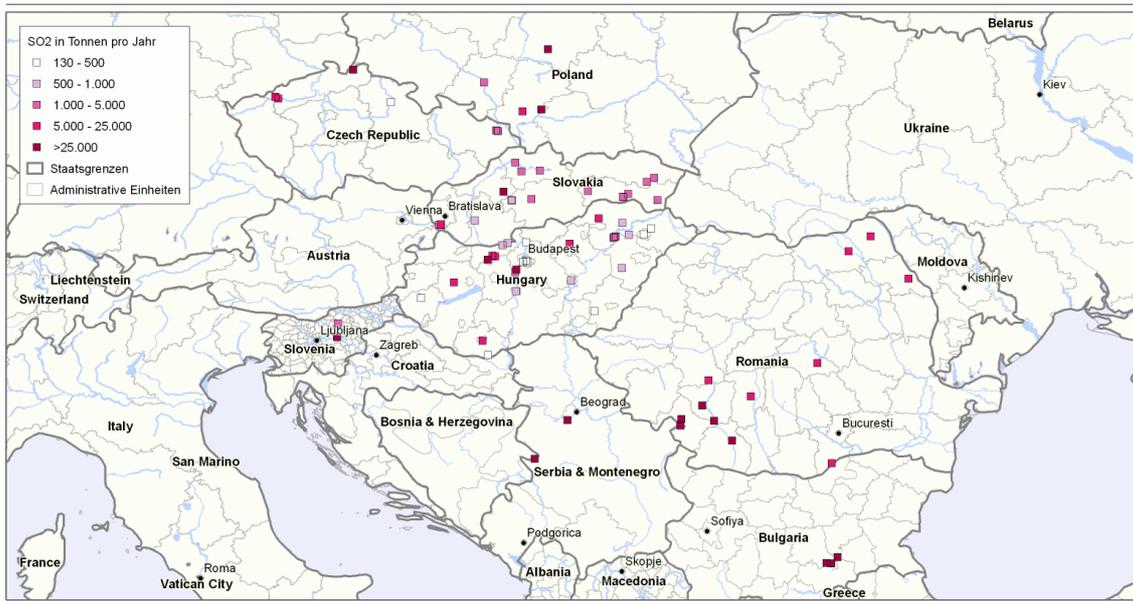
Wie in Kapitel 2.2 ausgeführt, liegen aus Ungarn Daten der EPER-Datenbank vor. Um aktuellere Zahlen sowie die für die Modellierung der Schadstoffquellen notwendigen Parameter zu erhalten, wurde das Ungarische Umweltministerium kontaktiert. Zur Verfügung gestellt wurden EPER-Emissionsdaten aus dem Jahr 2004.

3 EMISSIONEN AUS PUNKTQUELLEN

3.1 Emissionsdaten für die Modellierung

Aus den in Kapitel 2 angeführten Datenquellen, konnten die Emissionen von 102 Punktquellen in unterschiedlicher Qualität und Aktualität erhoben werden. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Emissionen von SO₂, NO_x und Staub²⁶ dieser Punktquellen, die eine Relevanz für diese Studie haben und die für die Modellierung verwendet wurden (siehe Kapitel 4).

SO₂ Emissionen Punktquellen



Datenquelle: Emissionspunktquellen (Europäische Staaten)
Karte: Umweltbundesamt; 2006-12-04.

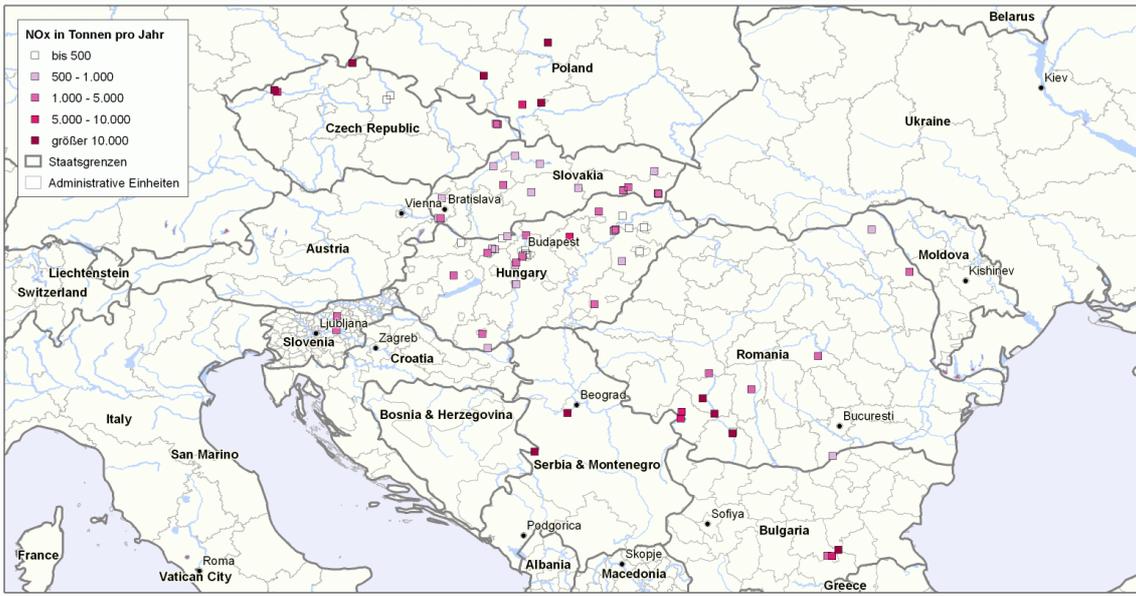
umweltbundesamt

Abbildung 29: SO₂ Emissionen der Punktquellen im Untersuchungsgebiet in t/a.

²⁶ Die Emissionen liegen als Gesamtschwebstaub oder PM₁₀ vor. Bei Verbrennungsprozessen liegt aber der überwiegende Teil als PM₁₀ oder kleiner vor, so dass dieser Unterschied nicht ins Gewicht fällt.



NO_x Emissionen Punktquellen

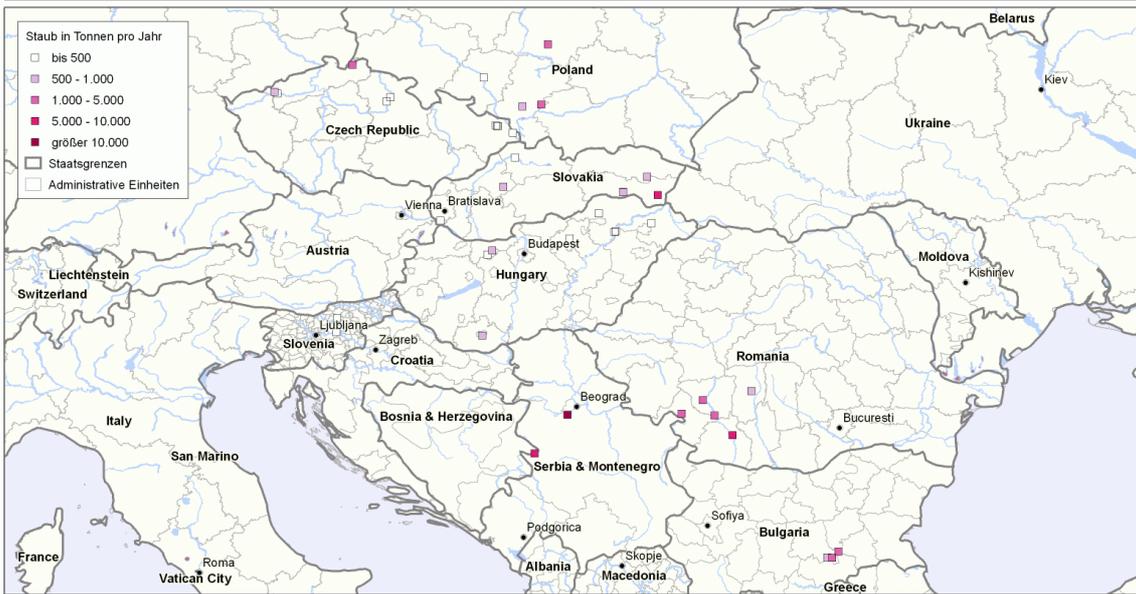


Datenquelle: Emissionspunktquellen (Europäische Staaten)
Karte: Umweltbundesamt; 2006-12-04.

umweltbundesamt[®]

Abbildung 30: NO_x Emissionen der Punktquellen im Untersuchungsgebiet in t/a.

Staub Emissionen Punktquellen



Datenquelle: Emissionspunktquellen (Europäische Staaten)
Karte: Umweltbundesamt; 2006-12-04.

umweltbundesamt[®]

Abbildung 31: Staubemissionen der Punktquellen im Untersuchungsgebiet in t/a.

Bei den Abbildungen ist zu berücksichtigen, dass diese Daten in unterschiedlicher Qualität vorliegen. Einige der Quellen konnten nur aus im Internet verfügbaren Angaben abgeschätzt werden (Serbien, Kroatien).

In Summe betragen die Emissionen der etwa 100 Punktquellen knapp 2.000 kt bei SO₂, 300 kt bei NO_x und 80 kt bei PM.

Die Daten wurden in einer Excel-Tabelle gespeichert. Folgende Informationen sind darin enthalten:

- | Land
- | Name der Emissionsquelle
- | SO₂ [t/a]
- | Staub [t/a]
- | NO_x [t/a]
- | Max. therm. Kapazität [MW]
- | Emissionskonzentration SO₂ [mg/Nm³]
- | Emissionskonzentration NO_x [mg/Nm³]
- | Emissionskonzentration Staub [mg/Nm³]
- | Schornsteinhöhe [m]
- | Austrittstemperatur [°C]
- | Austrittsfläche [m²]
- | Schornsteindurchmesser [m]
- | Austrittsgeschwindigkeit [m/s]
- | Betriebsstunden [h]
- | Max. Rauchgasvolumen [Nm³/h]
- | Brennstoff
- | Brennstoffmenge
- | Koordinaten
- | Seehöhe [m]
- | Referenzjahr
- | Kommentar

Allerdings sind nicht von allen Quellen alle Informationen verfügbar.

Bei den von offizieller Seite übermittelten Emissionsangaben zum Kraftwerkskomplex Maritza in Bulgarien dürfte es sich um aus Bescheidwerten hochgerechnete Jahresfrachten handeln, die u. U. deutlich zu hoch sind. Aufgrund des EU-Beitritts eines Großteils der Staaten, in denen die relevanten Punktquellen zu finden sind, werden die Emissionen in den nächsten Jahren deutlich abnehmen (siehe Kapitel 3.2). Dies zeigt sich bspw. beim Kraftwerk Trbovlje in Slowenien, dessen SO₂-Emissionen im Jahr 2005 27,4 kt betragen, im Jahr 2006 werden diese nur noch 1,2 kt betragen.

Tabelle 9 zeigt einen Vergleich der Emissionen aus den Datenanfragen mit denen der RAINS-Datenbank (siehe Kapitel 3.2) für das Jahr 2005. Bei SO₂ liegen die Emissionen der zur Verfügung gestellten Punktquellendaten in Tschechien und der Slowakei über denen der RAINS-Datenbank, in Bulgarien nur sehr knapp darunter. Ein möglicher Grund für diese Diskrepanz könnte sein, dass für die Emissionsdaten im Jahr 2005 im RAINS-Modell, jedoch nicht bei der Datenanfrage, bereits bestimmte Reduktionsmaßnahmen berücksichtigt wurden. Die Daten der

Punktquelle in Bulgarien (Maritza) scheinen – wie in Kapitel 2.5.2 ausgeführt – unrealistisch hoch zu sein.

Tabelle 9: Anteil der für diese Studie ermittelten Punktquellen an den Gesamtemissionen für das Jahr 2005 gemäß Emissionen der RAINS-Datenbank (Quelle der Gesamtemissionen: RAINS Europe online, <http://www.iiasa.ac.at/rains/>).

	PM	NO _x	SO ₂
Bulgarien	10 %	12 %	98 %
Tschechien	7 %	11 %	105 %
Ungarn	6 %	18 %	63 %
Polen	5 %	13 %	17 %
Rumänien	11 %	17 %	85 %
Slowakei	49 %	25 %	123 %
Slowenien	3 %	19 %	49 %

Bei der überwiegenden Anzahl an Emittenten handelt es sich um Kohlekraftwerke. Die größten Kraftwerkskomplexe haben eine thermische Leistung von etwa 7.500 MW (Maritza I-III in Bulgarien) bzw. 4.400 MW (BOT – Elektrownia Bełchatów Sa, Polen).

Von den etwa 100 Emittenten weisen fünf jährliche SO₂-Emissionen von über 100 kt auf. Fünf der Quellen haben Staubemissionen über 5 kt, elf Quellen haben NO_x-Emissionen über 10 kt, wobei die stärkste Quelle, von der gesicherte Daten vorliegen, etwa 43 kt NO_x aufweist. Als Brennstoff wird von diesen Quellen meist Braunkohle verwendet.

3.2 Emissionstrends

Ein europaweiter Überblick über die Entwicklung der nationalen Emissionen und der Emissionen einzelner Sektoren steht mit dem RAINS Modell²⁷ (Regional Air Pollution Information and Simulation) des IIASA zur Verfügung. Das RAINS-Modell wurde bspw. für die Festlegung der nationalen Emissionshöchstmengen der NEC-RL verwendet; dzt. laufen Berechnungen für die Revision dieser Richtlinie. Die Daten des RAINS-Modell stehen online zur Verfügung; für diese Auswertung wurde das Szenario „NEC_NAT_CLE4REV – final version of the national scenario (national activity paths, CLE control strategies)“ in der Version vom August 2006 verwendet. In dieser Version sind die Ergebnisse der bilateralen Konsultationen implementiert. Die Version vom August 2006 wurde für das Basis-Szenario für die Revision der NEC-RL verwendet (AMANN et al. 2006).

Ausgewertet wurden die Emissionen der für diesen Bericht relevanten Staaten²⁸, getrennt für die nationale Gesamtmenge und den SNAP Sektor 1 (Verbrennung in Wärme- und Heizkraftwerken, Raffinerie, Bergbau).

Abbildung 32 zeigt die SO₂, NO_x und PM_{2,5}-Emissionen dieser Länder für die Jahre 2000 bis 2020, Abbildung 33 zeigt den Anteil des Sektors SNAP 1 an den Gesamtemissionen der jeweiligen Länder.

²⁷ <http://www.iiasa.ac.at/rains/Rains-online.html?sb=8>

²⁸ ausgenommen Serbien und Kroatien, da von diesen Ländern keine Daten in RAINS-online verfügbar waren.

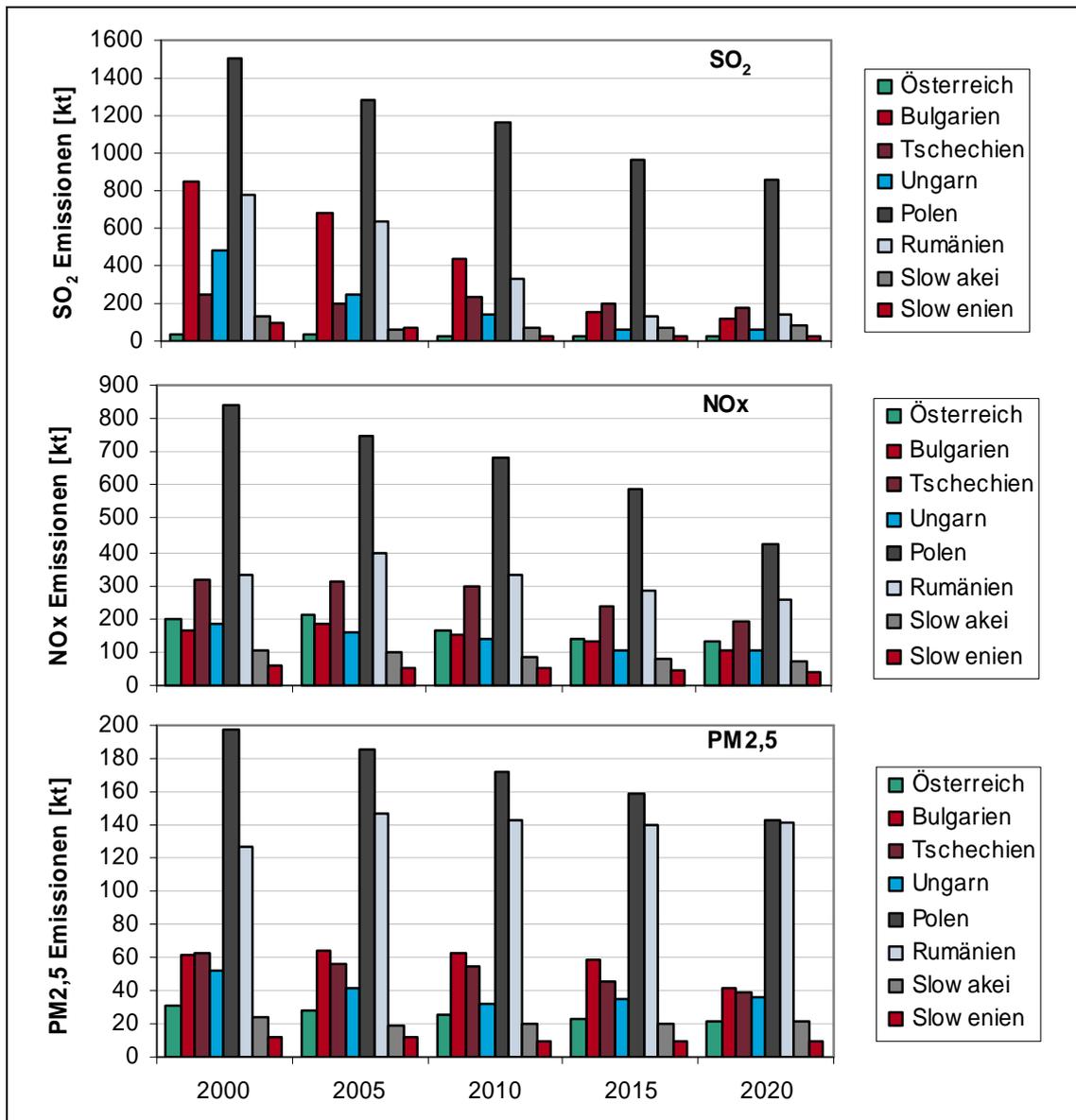


Abbildung 32: SO₂, NO_x und PM_{2,5} Emissionen verschiedener Länder, 2000 bis 2020 (Quelle: RAINS Europe online, <http://www.iiasa.ac.at/rains/>).

Die höchsten SO₂-Emissionen dieser Länder weist mit etwa 1.300 kt im Jahr 2005 Polen auf, gefolgt von Bulgarien mit knapp 700 kt und Rumänien mit 640 kt. Die österreichischen SO₂-Emissionen betragen 34 kt. Bei den NO_x-Emissionen hat ebenfalls Polen die höchsten Werte mit etwa 750 kt im Jahr 2005, gefolgt von Rumänien und Tschechien. Die österreichischen NO_x-Emissionen betragen im Jahr 2005 etwa 210 kt (inkl. Tanktourismus²⁹). Die höchsten PM_{2,5}-Emissionen fallen wiederum in Polen an (186 kt), erstaunlich hohe Emissionen weist mit etwa 150 kt Rumänien auf.

²⁹ In den Verkehrsemissionen sind auch jene Emissionen inkludiert, die aufgrund von in Österreich gekauftem, aber im Ausland verfahrenen Treibstoff entstehen.

Nach Trendberechnungen der IIASA werden die SO₂-Emissionen dieser Länder insgesamt, verglichen mit 2005 auf 75 % im Jahr 2010, im Jahr 2015 auf 50 % und im Jahr 2020 auf 45 % abgenommen haben. Die NO_x-Emissionen werden den RAINS-Berechnungen zufolge im Jahr 2010 auf 88 %, 2015 auf 75 % und 2020 auf 61 % abnehmen. Der geringste Rückgang wird für primäre PM_{2,5}-Emissionen prognostiziert; diese werden 2010 noch 94 % der Emissionen des Jahres 2005 betragen, 2015 noch 88 % und 2020 81 %.

Der Anteil des Sektors SNAP 1 an den Gesamtemissionen fällt je Schadstoff unterschiedliche aus. Bei SO₂ trägt dieser bei den meisten Ländern dzt. noch den überwiegenden Anteil bei (Abbildung 33), der Anteil wird sich aber bis 2020 deutlich reduzieren.

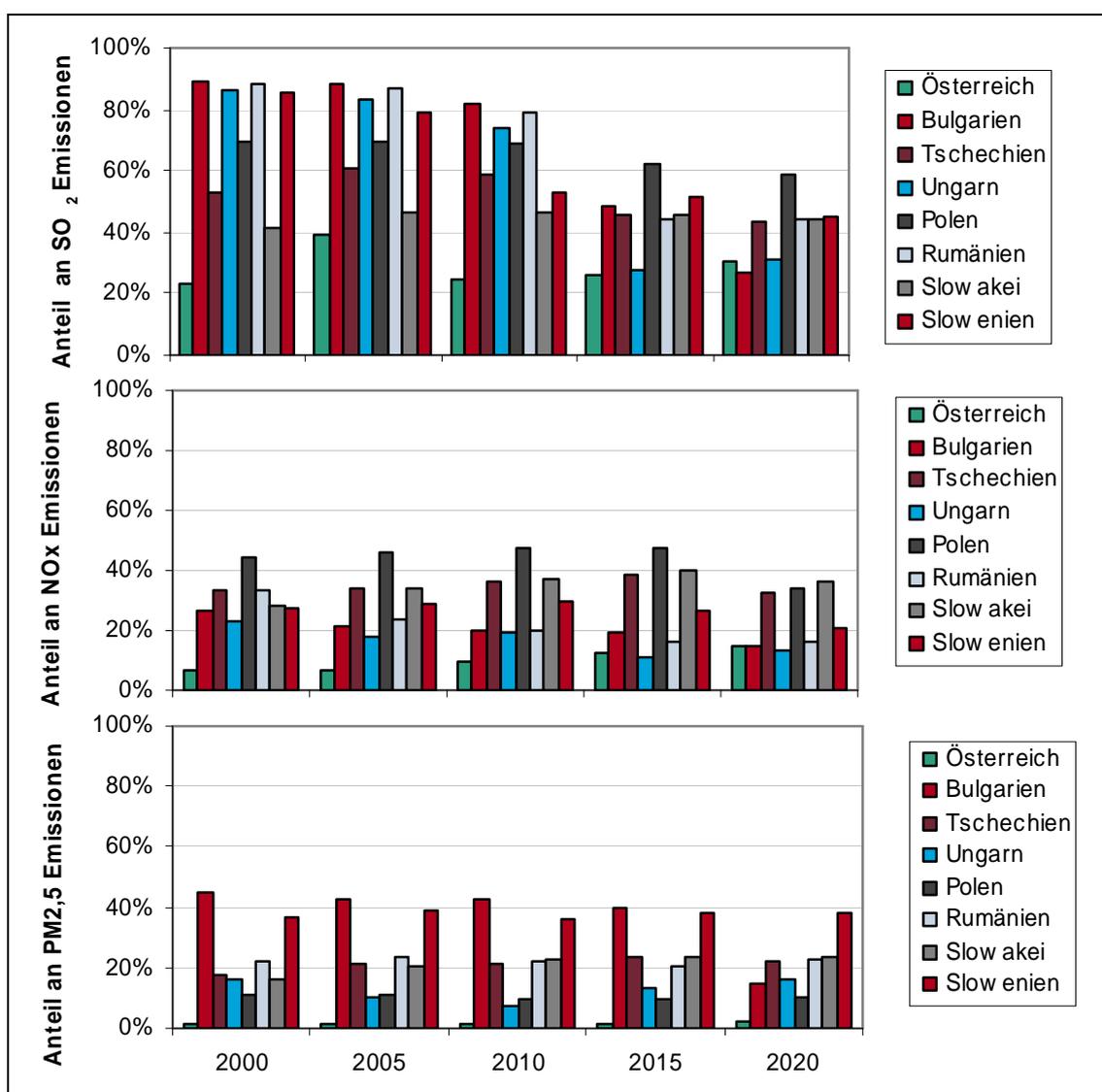


Abbildung 33: Anteil des SNAP 1-Sektors an den gesamten SO₂, NO_x und PM_{2,5} Emissionen verschiedener Länder, 2000 bis 2020 (Quelle: RAINS Europe online, <http://www.iiasa.ac.at/rains/>).

4 MODELLIERUNG

4.1 Methodik

Die Berechnung der Beiträge der Großemittenten zur Schadstoffbelastung in Österreich erfolgt mit dem Lagrange-Partikeldiffusionsmodell FLEXPART, Version 6.2 (STOHL ET AL. 1999, 2005). Das Modell wurde anhand großräumiger Tracerexperimente validiert (STOHL ET AL. 1998).

Grundlage der Modellierung sind die meteorologische Analysefelder des ECMWF, Auflösung 1°, und die Emissionsdaten der Punktquellen. Das Modell ermöglicht die Simulation folgender Prozesse:

- I Schadstoffspezifische Werte für trockene und nasse Deposition.
- I Bei Staub wird die Sedimentation aufgrund der vorgegebenen Korngrößenverteilung berücksichtigt. Gemäß ONDOV UND BIERMANN (1980) wurde den Berechnungen eine bimodiale Korngrößenverteilung mit Maxima bei 0,07 µm und 3,12 µm zugrunde gelegt.
- I Für Radionuklide kann der radioaktive Zerfall durch Vorgabe der Halbwertszeit berücksichtigt werden. Diese Option kann auch zur näherungsweise Abschätzung des Abbaus primär emittierter Schadstoffe infolge von chemischen Umwandlungen benutzt werden. Diese Vorgangsweise ist jedoch eine grobe Vereinfachung, weil die chemischen Reaktionen meist von mehreren Faktoren abhängen. Die Ergebnisse dürfen daher nur als größenordnungsmäßige Abschätzung betrachtet werden.

Anhand von Berechnungen basierend auf dem EMEP-Emissionskataster wird gezeigt, dass im Durchschnitt für SO₂ eine Halbwertszeit von 24 Stunden zu guter Übereinstimmung mit den Messwerten in Österreich führt (siehe Abschnitt 4.2.1). Dies ist ungefähr in Übereinstimmung mit Angaben zur durchschnittlichen Lebensdauer von SO₂ von rund ein Tag in FRICKE et al. (2000), und RHODE (1978). ELIASSEN UND SALT BONES (1975) geben hingegen mit rund einem halben Tag eine kürzere, WARNECK (2000) mit zwei bis vier Tagen eine deutlich längere Verweildauer von SO₂ in der Atmosphäre an.

Den Berechnungen für die Großemittenten wurde für SO₂ eine Halbwertszeit von 24 Stunden, für NO_x eine von zwölf Stunden zugrunde gelegt. Eine Halbwertszeit von 24 Stunden bedeutet, dass nach einem Tag 50 % des freigesetzten SO₂ infolge von chemischen Umwandlungen abgebaut wurde; rund 55 Stunden nach der Freisetzung sind noch rund 20 %, nach rund 80 Stunden noch 10 % des emittierten SO₂ vorhanden. Rund 5 % des SO₂ „lebt“ länger als vier Tage. Für die Halbwertszeit von zwölf Stunden für NO_x betragen die entsprechenden Werte: 50 % des NO_x ist noch zwölf Stunden nach Freisetzung, 20 % nach rund 29 Stunden und 10 % nach rund 41 Stunden vorhanden.

Für Staub wurde keine Halbwertszeit verwendet, d. h. im Modell erfolgt der Abbau der Staubkonzentration lediglich über die Deposition und die Sedimentation.

Das Modell ist derzeit nicht in der Lage, die Bildung von Sekundärschadstoffen zu simulieren. Die SO₄- bzw. NO₃-Belastung in Österreich als Folge von SO₂- bzw. NO_x-Emissionen aus den Großemittenten ist jedoch nichts anderes als jener Anteil der SO₂- bzw. NO_x-Emissionen, der durch Vorgabe der Halbwertszeit chemisch umgewandelt wurde und bei der Berechnung der SO₂- bzw. NO_x-Belastung in Ostösterreich „verloren“ gegangen ist. Nimmt man also an, dass die gesamte SO₂- bzw. NO_x-Emission in Form von SO₄ bzw. NO₃ erfolgt und berechnet die entsprechende Belastung in Österreich und zieht davon die zuvor berechnete Belastung durch SO₂ und NO_x ab, dann erhält man eine Abschätzung der Sulfat- bzw. Nitratbelastung. Die größere Masse von SO₄ und NO₃ im Vergleich zu SO₂ und NO₂ wird über den Molfaktor (bei

$\text{SO}_4/\text{SO}_2 = 96/64$; $\text{NO}_3/\text{NO}_2 = 62/46$) berücksichtigt. Auch hier gilt, dass diese Abschätzung ungenau ist, erstens, weil die Sulfat- bzw. Nitratbildung von mehreren Faktoren abhängt und die Charakterisierung durch eine Abklingfunktion, die nur von der vorgegebenen Halbwertszeit abhängt, eine grobe Vereinfachung darstellt; zweitens erfolgt die Ausbreitung zumindest im Nahbereich der Emittenten zunächst in Form von SO_2 und NO_x . Für die trockene und nasse Deposition sind daher ebenfalls zunächst die entsprechenden Werte für SO_2 und NO_x maßgeblich, nicht jedoch – wie hier angenommen – jene für SO_4 und NO_3 .

Neben den oben genannten modellspezifischen Einschränkungen enthalten die Berechnungen weitere Unsicherheitsfaktoren:

I Die Emissionsangaben wurden uns in Form von Tonnen pro Jahr zur Verfügung gestellt. Tatsächlich kann die Emission jedoch beträchtlich schwanken: Alleine durch zeitweilige Stillstandszeiten würden sich die tatsächlichen Emissionen bezogen auf die Betriebszeit erhöhen. Für das Kraftwerk Trbovlje liegen uns aus den Jahren 1996 und 1997 Emissionsdaten in Form von Zeitreihen vor. Daraus lässt sich die Schwankungsbreite von Kraftwerksemissionen abschätzen: Die durchschnittliche SO_2 -Emission für die beiden Jahre wurde uns mit 0,91 kg/s mitgeteilt, die maximal gemessene SO_2 -Freisetzung betrug 3,532 kg/s, war also nahezu viermal so hoch als der Durchschnitt. Umgekehrt war das Kraftwerk drei Monate lang nicht in Betrieb.

I Für NO_x liegen keine Angaben über die Zusammensetzung aus NO und NO_2 vor.

Wegen dieser Unsicherheiten dürfen die Ergebnisse der Modellrechnung lediglich als Abschätzung der ungefähren Größenordnung der Immissionsbeiträge der Großemittenten in einem statistischen Sinne interpretiert werden. Die Rechnung ist keine exakte Simulation der Immissionszeitreihen der Großemittenten des Jahres 2005, dazu wären zumindest Zeitreihen der Emission und eine Aufschlüsselung der NO_x -Emission in NO und NO_2 erforderlich. Im Einzelfall kann – bei Beaufschlagung eines Aufpunkts in Österreich durch die Abgasfahne eines Großemittenten – der tatsächliche Immissionsbeitrag gleich null sein, wenn der Großemittent zu diesem Zeitpunkt nicht in Betrieb ist, oder auch ein Mehrfaches des berechneten Beitrags ausmachen, wenn die tatsächliche Emission zufällig ein Mehrfaches des der Rechnung zu Grunde gelegten Jahresdurchschnitts beträgt.

Die Berechnungen wurden zunächst für jeden der 102 Einzelemittenten durchgeführt. Anhand der Zeitreihen der für die Einzelemittenten berechneten Immissionskonzentration in Österreich kann eine Hierarchie der wichtigsten Großemittenten für jeden der 5 Aufpunkte in Österreich ermittelt werden. Die große Zahl von Emittenten (85 SO_2 , 80 NO_x und 47 Staubemittenten) ergibt alleine für die drei primär emittierten Schadstoffe und für die fünf Aufpunkte in Ostösterreich eine Zahl von 1565 Zeitreihen der berechneten Immissionsbelastung. Für weiterführende Untersuchungen mussten die Einzelemittenten daher zu elf Quellregionen zusammengefasst werden. Dabei ist jedoch jeder einzelne Emittent gemäß seiner geographischen Lage und seinen Emissionen exakt berücksichtigt. Im Sinne einer möglichst realitätsnahen Simulation wurde von einer Zusammenfassung der Emittenten einer Quellregion zu einem fiktiven Gesamtemittenten abgesehen. Die Quellregionen werden näherungsweise durch ein $0,5^\circ$ -Gitter räumlich definiert. Abbildung 34 gibt einen Überblick über die elf Quellregionen.

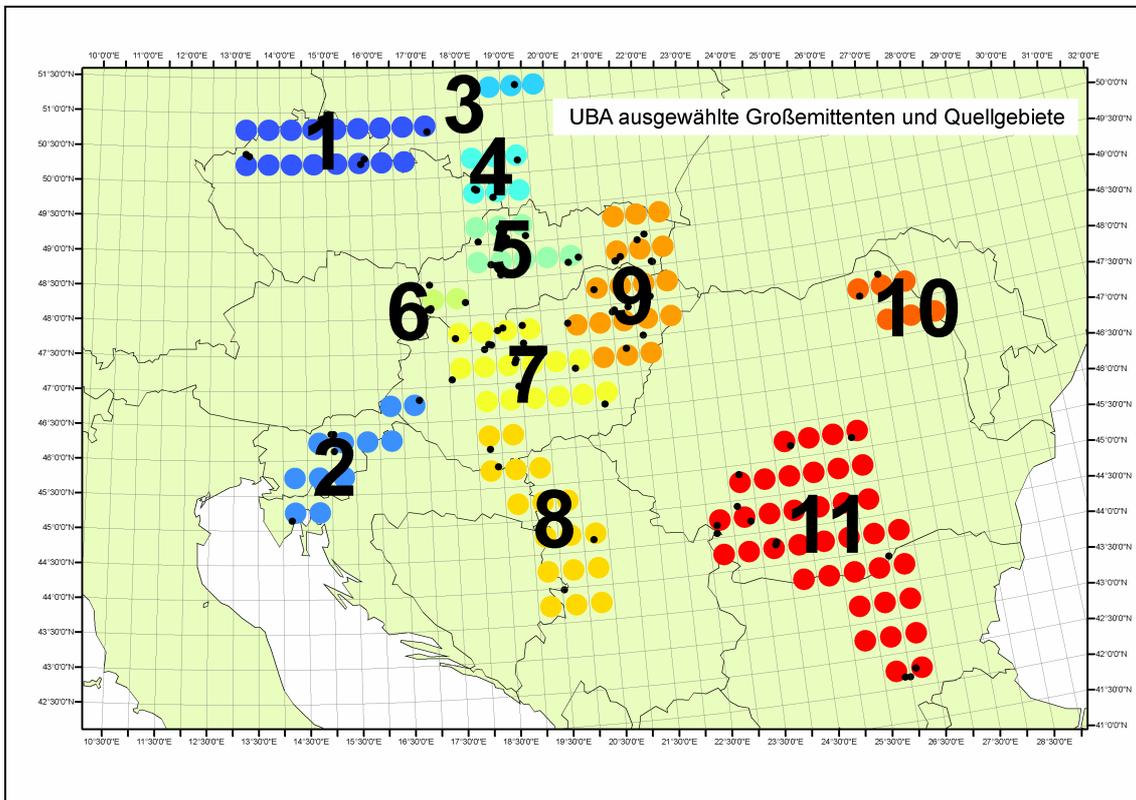


Abbildung 34: Zuordnung der Großemittenten zu Quellgebieten. Die schwarzen Punkte bezeichnen die Einzelquellen, die farbigen Kreise kennzeichnen jene Gitterelemente ($0,5^\circ$ -Gitter), die zu Quellregionen zusammengefasst wurden.

Ergänzend zu den Immissionsberechnungen werden die Auswirkungen der Großemittenten und der Quellregionen auf die gemessene Immissionsbelastung an den Messstellen Illmitz, Wien, Pillersdorf, Enzenkirchen und Klöch untersucht. Zu diesem Zweck wird die Luft an jeder Messstelle alle drei Stunden vier Tage lang „zurückverfolgt“ („Trajektorie“, Modell FLEXTRA, STOHL 1998). Anhand der Trajektorie wird untersucht, ob und wie lange sich die Luft im Nahbereich eines Großemittenten befunden hat:

- I Überstreicht die Trajektorie eine Quellregion unterhalb einer vorgegebenen Höhe über Grund (= Modelltopographie), dann wird die Zeit in Stunden aufsummiert, solange sich die Trajektorie im Quellgebiet befindet. Im vorliegenden Fall wurde die maximale Höhe der Trajektorie, bis zu der die Verweilzeit in einer Quellregion berechnet wird, mit 500 m über der Modelltopographie vorgegeben.
- I Jede Trajektorie wird dieser Prozedur unterzogen und man erhält so für jeden der fünf Aufpunkte in Österreich eine Zeitreihe der Verweilzeiten der Luft über den elf Quellregionen.
- I Die Quellregionen haben eine unterschiedliche räumliche Ausdehnung, die Ergebnisse sollen jedoch nicht von der räumlichen Ausdehnung der Quellregionen abhängig sein. Daher wurde für jede Trajektorie die Zahl der Gitterelemente, die sie in einer Quellregion unterhalb von 500 m über Modelltopographie quert, ermittelt und die Verweilzeit der Trajektorie in der gesamten Quellregion durch die Zahl der gequerten Gitterelemente dividiert. Ergebnis ist die Verweilzeit der Trajektorie in einem Quellgebiet bezogen auf jeweils ein Gitterelement.
- I Die an den fünf Aufpunkten in Österreich gemessene Schadstoffkonzentration wird in Abhängigkeit von den Verweilzeiten untersucht, um den Einfluss der Quellregionen auf die Messwerte in Österreich abzuschätzen.

Untersuchungszeitraum ist von 1. Jänner 2005 bis zum 31. Dezember 2005.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Modellierung mit EMEP-Emissionskataster

Ergänzend zu den Berechnungen für die ausgewählten Großemittenten wurden für SO_2 und NO_x zusätzlich Berechnungen, basierend auf dem EMEP-Emissionskataster durchgeführt. Diese Berechnungen haben das Ziel, das Modell zu testen und die Auswirkungen der Großemittenten besser einzugrenzen. Für SO_2 wurden die Berechnungen für die Aufpunkte Wien, Illmitz und Pillersdorf, für NO_x für Wien durchgeführt.

Abbildung 35 enthält grafische Darstellungen der Emissionskataster für SO_2 , NO_x und Primärstaub. Die ausgewählten Großemittenten sind durch Punkte gekennzeichnet. Daraus ist ersichtlich, dass die ausgewählten Großemittenten den Bereich der größten Emissionen in Osteuropa abdecken. Daneben werden jedoch auch über dem Nordwesten Europas hohe Emissionen freigesetzt. Für NO_x sind die westeuropäischen Emissionen sogar die dominierenden Quelle.

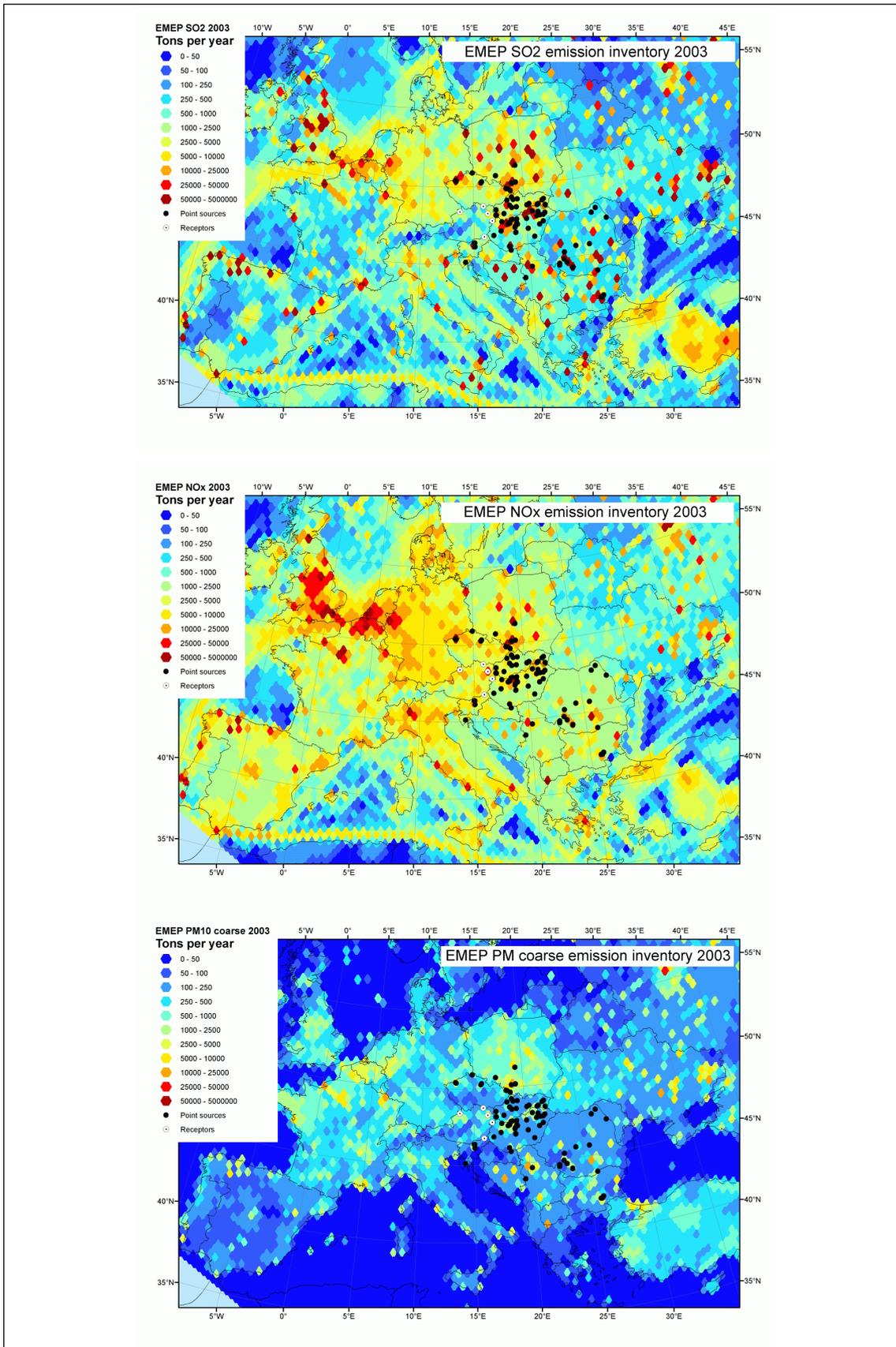


Abbildung 35: EMEP-Emissionskataster für SO_2 , NO_x und PM und Lage der untersuchten Großemittenten.

Die Ergebnisse der FLEXPART-Simulationen sind für SO₂ in Abbildung 36 und Abbildung 37 für die Aufpunkte Illmitz und Wien und für NO_x in Abbildung 38 nur für den Aufpunkt Wien dargestellt. Für die berechneten Schadstoffzeitreihen wurden statistische Parameter (Perzentile und Jahresmittelwert, die entsprechenden Konzentrationswerte können der Abbildungsbeschriftung entnommen werden) ermittelt. Die Abbildungen zeigen den Anteil der Emissionen der jeweiligen Rasterzelle der EMEP-Emissionsinventur (in Prozent) an der berechneten Schadstoffbelastung in Illmitz und Wien für alle Fälle mit Konzentrationen unter dem 5. Perzentil („Fälle mit niedriger Konzentration“, entspricht den 5 % niedrigsten Werten) bzw. über dem 95. Perzentil („Fälle mit hoher Konzentration“, entspricht den 5 % höchsten Werten) der berechneten Stundenmittelwerte und am Jahresmittelwert der berechneten Schadstoffbelastung. Je mehr die Einfärbung in Gelb- bzw. Rottöne übergeht, desto größer ist der Anteil der entsprechenden Region an der berechneten Schadstoffbelastung am Aufpunkt in Österreich.

Für beide Schadstoffe und für alle untersuchten Aufpunkte zeigen Abbildung 36, Abbildung 37 und Abbildung 38, dass die westeuropäischen Quellen hauptsächlich im niedrigsten Konzentrationsbereich (unter dem 5. Perzentil der Stundenmittelwerte) zur gemessenen Immissionsbelastung beitragen. Schon am Jahresmittel, besonders aber in Fällen mit hoher berechneter Schadstoffbelastung (über dem 95. Perzentil), dominieren Quellen aus Osteuropa.

Während der Einfluss lokaler SO₂-Quellen in Illmitz relativ gering ist (Abbildung 36), ist der Einfluss lokaler Quellen in Wien an der helleren Einfärbung um den Aufpunkt Wien besonders im Jahresmittel und bei hohen Konzentrationen (über dem 95. Perzentil) zu erkennen (Abbildung 37). Die bedeutendste Herkunftsregion der in Illmitz gemessenen SO₂-Belastung dürfte in Mitteleuropa (Kraftwerk Oroszlány) liegen.

Abbildung 38 zeigt, dass bei NO_x im Gegensatz zu SO₂ der Einfluss von Quellen im näheren Umfeld dominiert. Hohe NO_x-Konzentration kann auch aus Quellen westlich vom Aufpunkt (z. B. München, Nordwestböhmen), kaum aber aus Westeuropa kommen.

Insgesamt zeigen Abbildung 36, Abbildung 37 und Abbildung 38, dass die westeuropäischen Quellen einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Immissionsbelastung in Österreich haben, es dominieren Quellen aus Osteuropa, besonders in Fällen mit hoher Immissionsbelastung in Ostösterreich. Dies liegt v. a. daran, dass östliche Strömungen i.d.R. mit deutlich ungünstigeren atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen verbunden sind als westlicher Wind, sodass gleich hohe Emissionen bei östlichem Wind zu wesentlich höheren Immissionskonzentrationen führen als bei westlichem Wind.

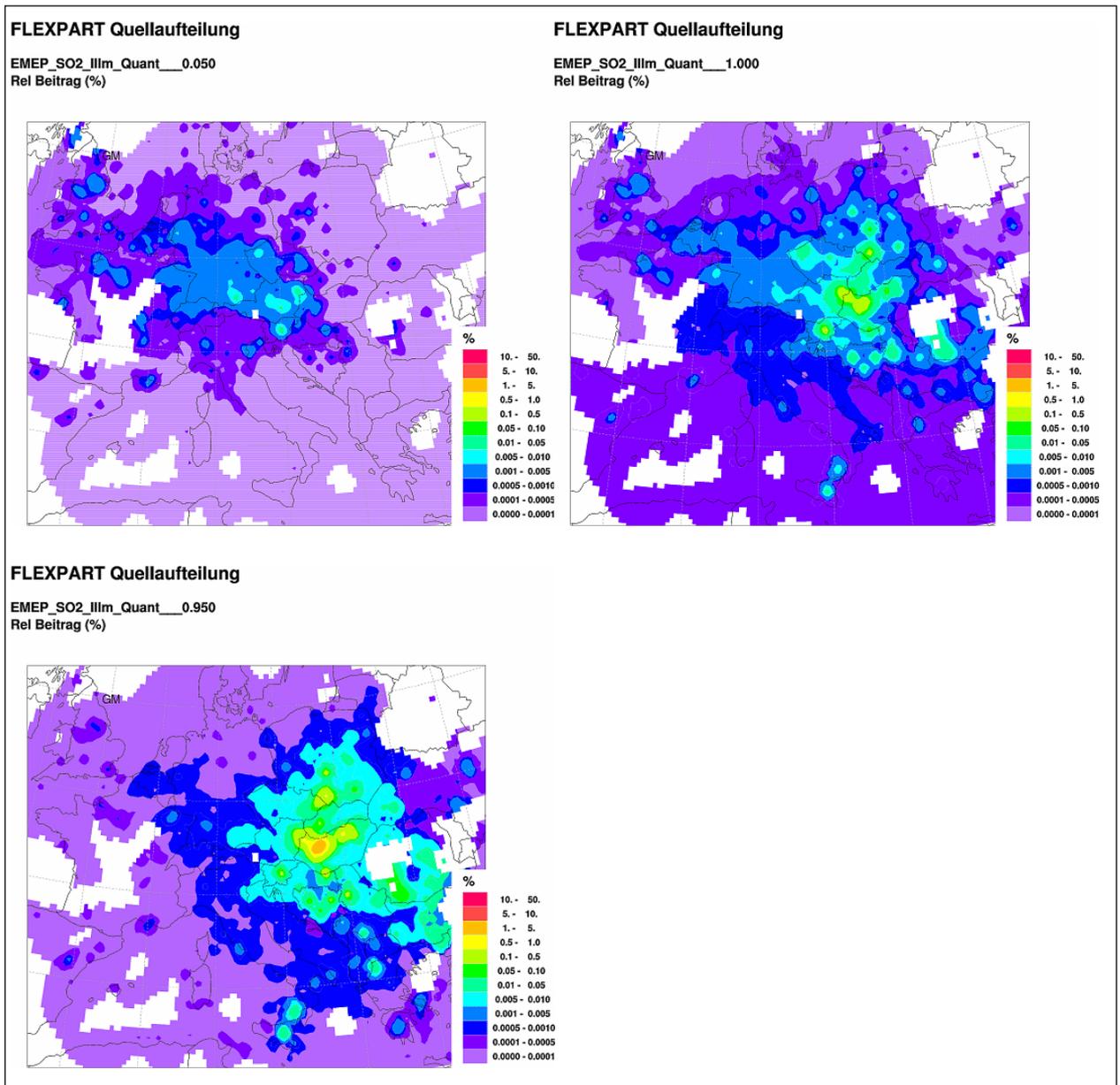


Abbildung 36: Anteil (%) der Emissionen pro Rasterzelle des EMEP-Emissionsinventur an der berechneten SO₂-Konzentration in Illmitz für Fälle unter dem 5. Perzentil (0,8 µg/m³, „niedrige Konzentrationen“, oben links), Fälle über dem 95. Perzentil (11,4 µg/m³, „hohe Konzentrationen“, unten) und am Jahresmittel (4,0 µg/m³, oben rechts).

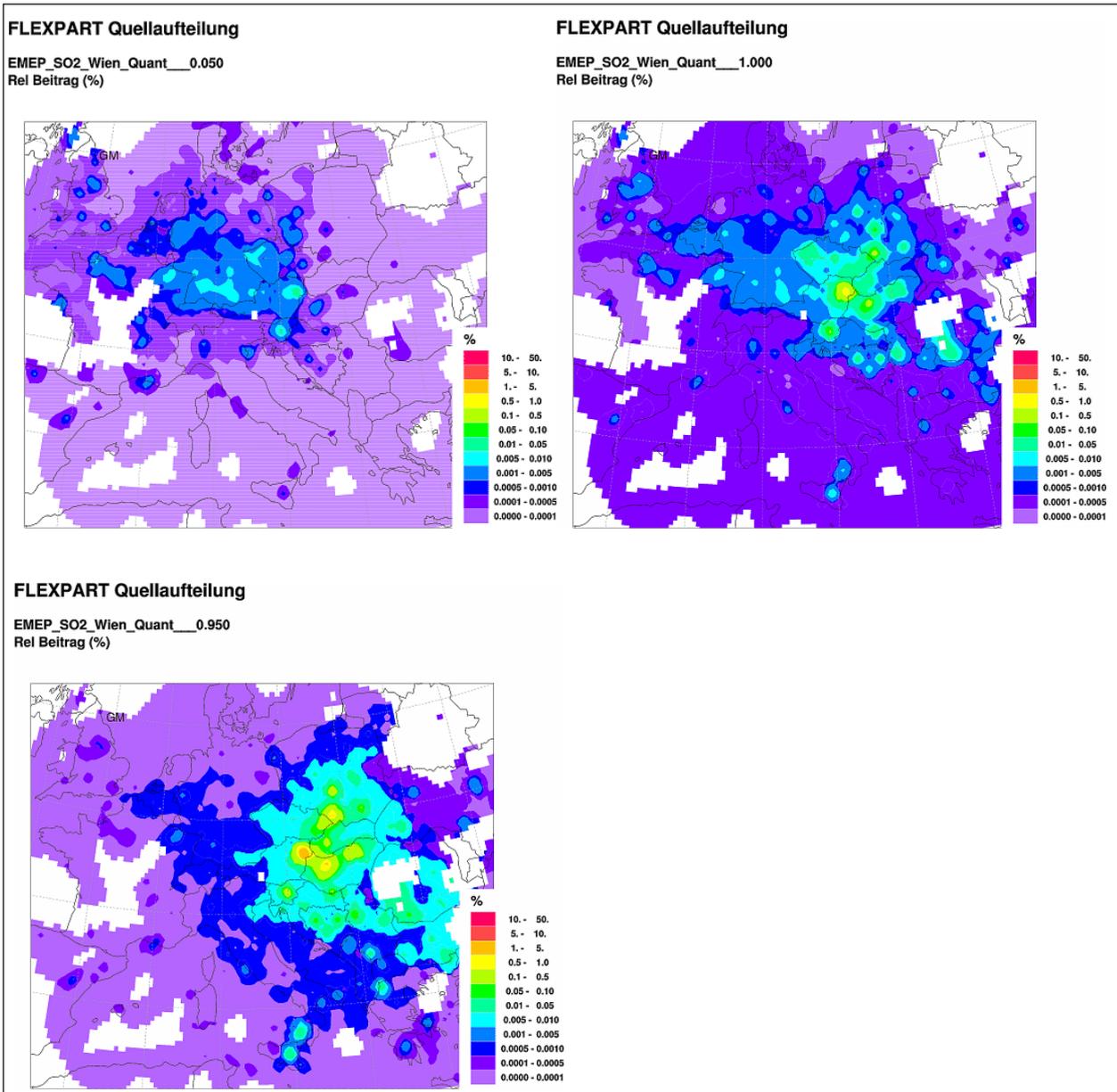


Abbildung 37: Anteil (%) der Emissionen pro Rasterzelle des EMEP-Emissionsinventur an der berechneten SO₂-Konzentration in Wien für Fälle unter dem 5. Perzentil (0,8 µg/m³, „niedrige Konzentrationen“, oben links), Fälle über dem 95. Perzentil (10,8 µg/m³, „hohe Konzentrationen“, unten) und am Jahresmittel (4,1 µg/m³, oben rechts).

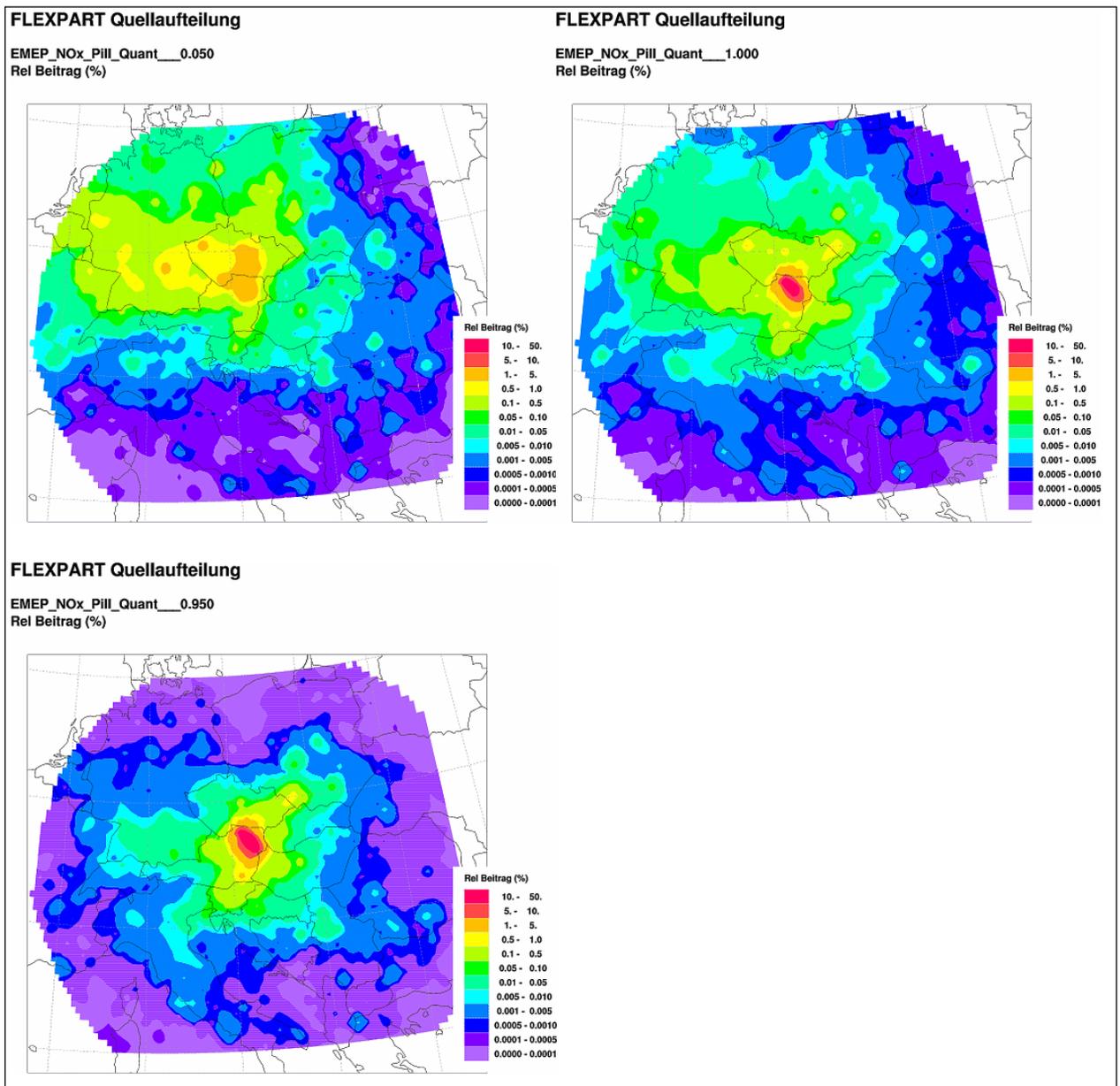


Abbildung 38: Anteil (%) der Emissionen pro Rasterzelle des EMEP-Emissionsinventur an der berechneten NO_x-Konzentration in Wien für Fälle unter dem 5. Perzentil (6,5 µg/m³, „niedrige Konzentrationen“, oben links), Fälle über dem 95. Perzentil (28,2 µg/m³, „hohe Konzentrationen“, unten) und am Jahresmittel (14,9 µg/m³, oben rechts).

Die Berechnungen anhand der EMEP-Emissionskataster ermöglichen weiters einen Vergleich der berechneten mit der gemessenen Immissionsbelastung an den ausgewählten Aufpunkten in Österreich (Abbildung 39). Im Jahresmittel stimmen für SO₂ Messung und Rechnung für die drei untersuchten Aufpunkte gut überein. Für NO_x überschätzt das Modell für Wien die Belastung (für die anderen Aufpunkte, sowie für Staub wurden keine Berechnungen mit dem Emissionskataster durchgeführt). Zu beachten ist hier allerdings, dass bei den Berechnungen anhand des Emissionskatasters weitere vereinfachende Annahmen getroffen werden mussten; so enthalten die Emissionskataster keine Angaben über die Freisetzungshöhe der Schadstoffe; zudem sind die Emissionsdaten durch das EMEP-Gitter (50 km x 50 km) stark geglättet. Bei den

Ergebnissen für die Großemittenten ist daher eine höhere Genauigkeit als anhand des Emissionskatasters zu erwarten.

Die Abbildung 39 enthält zudem Jahresmittelwerte der für die ausgewählten Großemittenten berechneten Schadstoffbelastung. Im Jahresmittel ist die Belastung durch alle 102 Großemittenten an den untersuchten Aufpunkten im Vergleich zu allen europäischen Quellen und im Vergleich zu den Messwerten relativ klein.

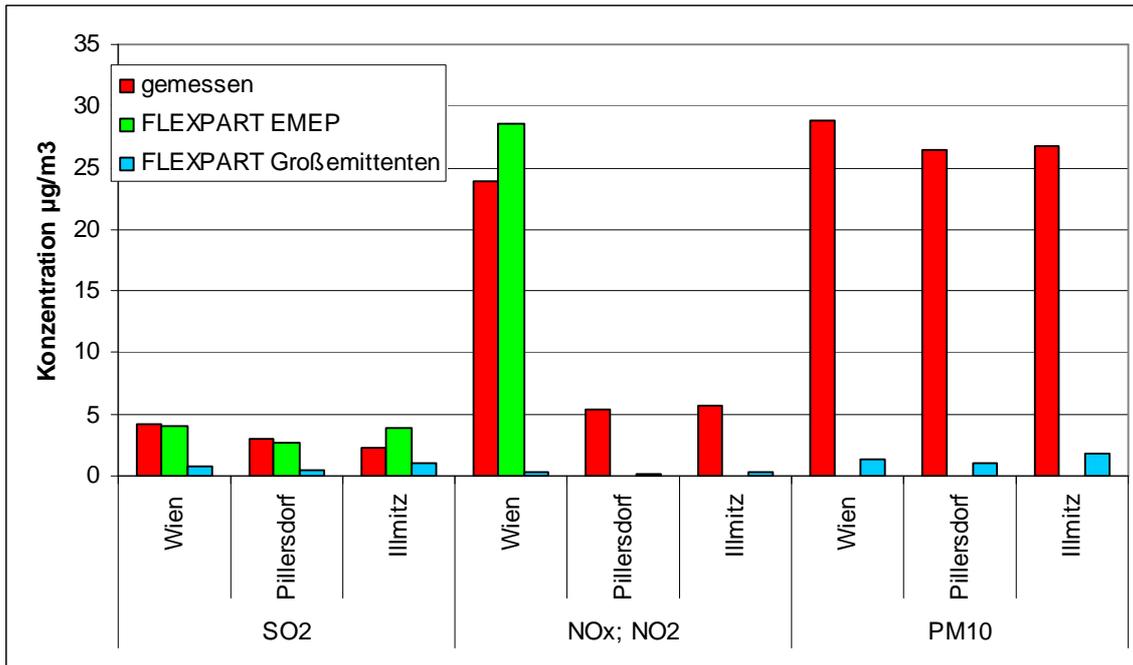


Abbildung 39: Vergleich der Jahresmittelwerte der gemessenen mit der mit FLEXPART für die Emissionskataster und für die ausgewählten Großemittenten berechneten Jahresmittelwerte der Immissionsbelastung.

4.2.2 Modellierung mit den Emissionen der Punktquellen

Die Abbildung 41 bis Abbildung 45 enthalten für jeden der fünf Aufpunkte in Ostösterreich die Absolut-Beiträge der einzelnen Großemittenten zum berechneten Jahresmittel 2005 und zu hohen Konzentrationen (größer als das 95. Perzentil der berechneten Stundenmittelwerte) der Immissionsbelastung durch SO₂, Abbildung 47 bis Abbildung 51 jene für NO_x und Abbildung 53 bis Abbildung 62 jene für Staub und Sekundärstaub. Jeder Einzelemittent ist entsprechend seinem Beitrag zur Schadstoffbelastung in Ostösterreich eingefärbt. Alle Konzentrationsangaben sind in Hundertstel µg/m³. Anhand dieser Abbildungen können für jeden Schadstoff und für jeden Aufpunkt die bedeutendsten Emittenten abgelesen werden. Den Abbildungen für die einzelnen Schadstoffe sind jeweils Abbildungen der Jahresemission der Großemittenten vorangestellt (Abbildung 40 für SO₂, Abbildung 46 für NO_x und Abbildung 52 für Primärstaub).

Grundsätzlich gilt für alle untersuchten Schadstoffe, dass im Jahresmittel tendenziell die nahe gelegenen Großemittenten die größeren Beiträge zur Immissionsbelastung in Ostösterreich liefern, während in Fällen mit hoher Konzentration die Bedeutung der weiter entfernten Quellen mit besonders hohen Emissionen zunimmt. Weiters wirkt sich die Lage des Aufpunkts in Österreich auf die Relevanz der Quellen aus: Illmitz wird vor allem von Quellen im Osten und Süd-

osten beaufschlagt; je weiter man nach Westen geht (Wien, Pillersdorf, Enzenkirchen), desto wichtiger werden Quellen im Nordosten und Norden. Umgekehrt wird der im Süden gelegene Aufpunkt Klöch verstärkt von Quellen im Südosten und Süden beaufschlagt.

Bei SO_2 liegen die stärksten Quellen relativ weit entfernt im Südosten im Bereich Serbien, Rumänien und Bulgarien (Abbildung 40), eine weitere markante Quelle befindet sich in Polen (Belchatow). Die Beiträge dieser starken, aber weit entfernten Quellen sind im Jahresmittel kleiner als jene aus näher gelegenen Quellen, bei hohen Konzentrationen (Fälle mit Konzentrationen über dem 95. Perzentil der berechneten Stundenmittelwerte) dominieren diese Quellen jedoch an den östlichen Aufpunkten und spielen sogar noch in Enzenkirchen und Klöch eine wichtige Rolle (Abbildung 41 bis Abbildung 45).

Die NO_x -Emission der untersuchten Großemittenten ist deutlich kleiner als die SO_2 -Emission (Abbildung 46), insgesamt beträgt sie lediglich rund 15 % der gesamten SO_2 -Emission (Abbildung 40). Die berechneten NO_x -Beiträge der Großemittenten sind daher sehr niedrig (Abbildung 47 bis Abbildung 51). Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von NO_x dominieren im Vergleich zu SO_2 die nahe gelegenen Quellen.

Auch die Emission von Primärstaub ist im Vergleich zu SO_2 deutlich kleiner (Abbildung 52), insgesamt beträgt sie rund 4 % der gesamten SO_2 -Emission. Die stärksten Quellen befinden sich im Südosten mit dem Kraftwerk Nikola Tesla in Serbien als der markantesten Quelle. Nikola Tesla liefert an allen Aufpunkten in Österreich die größten Beiträge zum berechneten Jahresmittelwert der Staubbelastung und in Fällen mit hoher Staubbelastung (Fälle mit Konzentrationen über dem 95. Perzentil). Insgesamt sind die Beiträge der Großemittenten zur Staubbelastung in Ostösterreich jedoch sehr klein (maximal $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zum Jahresmittelwert bzw. $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu den 5 % höchsten Werten, jeweils aus Nikola Tesla).

Deutlich höher, sogar höher als die Belastung durch SO_2 , sind die Beiträge der Großemittenten zur Sekundärstaubbelastung. Auch weit entfernte Quellen spielen hier noch eine wichtige Rolle.

Die vergleichsweise große Bedeutung der Großemittenten bei hoher berechneter Immissionsbelastung in Ostösterreich kann für SO_2 auch durch Korrelation mit den anhand des EMEP-Katasters berechneten gesamteuropäischen Konzentrationen gezeigt werden (Abbildung 63 am Beispiel Illmitz). Die Abbildung zeigt das Verhältnis der SO_2 -Konzentrationen, die für die 102 Großemittenten („UBA“) zu jenen, die für den EMEP-Kataster berechnet wurden in Abhängigkeit von den für den EMEP-Kataster berechneten „gesamteuropäischen“ SO_2 -Konzentrationen. Man erkennt, dass mit zunehmender „gesamteuropäisch“ verursachter Konzentration der Anteil der Immissionen aus den Großemittenten zunimmt. Bei hohen SO_2 -Konzentrationen kann der Anteil der Großemittenten 30 bis 50 % an der gesamten SO_2 -Konzentration betragen!

Allen Ergebnissen ist gemeinsam, dass die einzelnen Beiträge der Großemittenten für sich jeweils sehr klein sind. Die höchsten Konzentrationen werden für SO_2 und Sekundärstaub berechnet, aber auch hier liegen die Beiträge selbst der dominierenden Einzelemittenten jeweils unter $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für NO_x und Primärstaub sind die berechneten Konzentrationen entsprechend der deutlich niedrigeren Emission nochmals sehr viel kleiner. Daraus folgt, dass Episoden mit hoher Schadstoffbelastung in Ostösterreich nicht Folge eines einzelnen dominierenden osteuropäischen Großemittenten sein können.

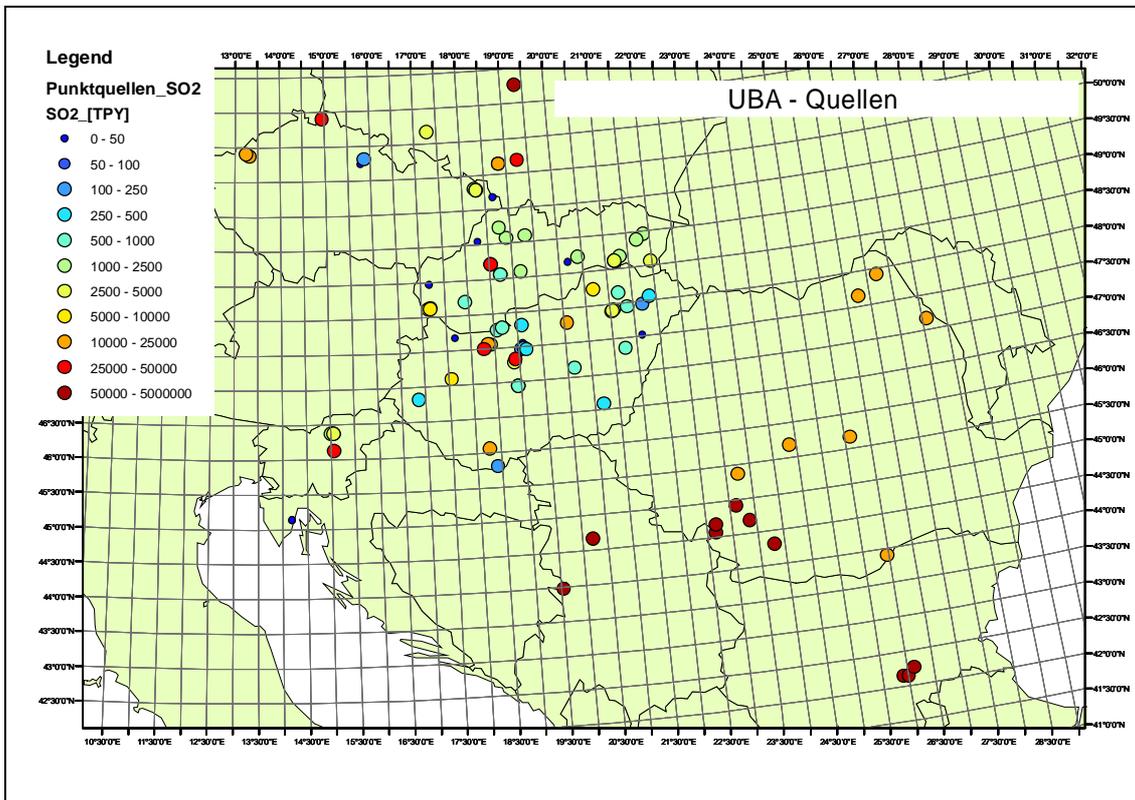


Abbildung 40: Die untersuchten Großemittenten für SO₂, eingefärbt nach der Jahresemission analog der Skalierung der EMEP-Emissionskataster.

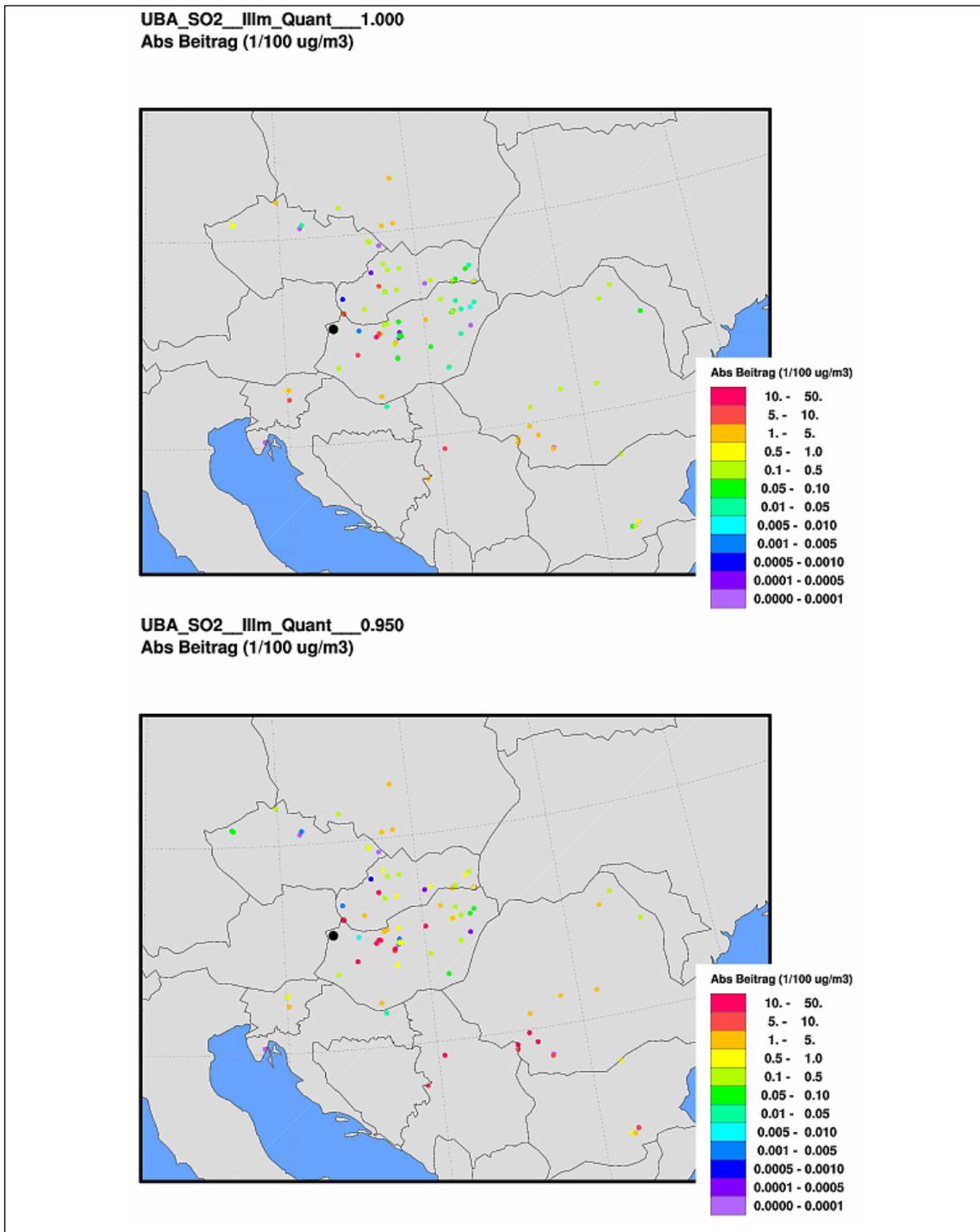


Abbildung 41: Beiträge der 102 Großemittenten zur SO₂-Konzentration in Illmitz zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher SO₂-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

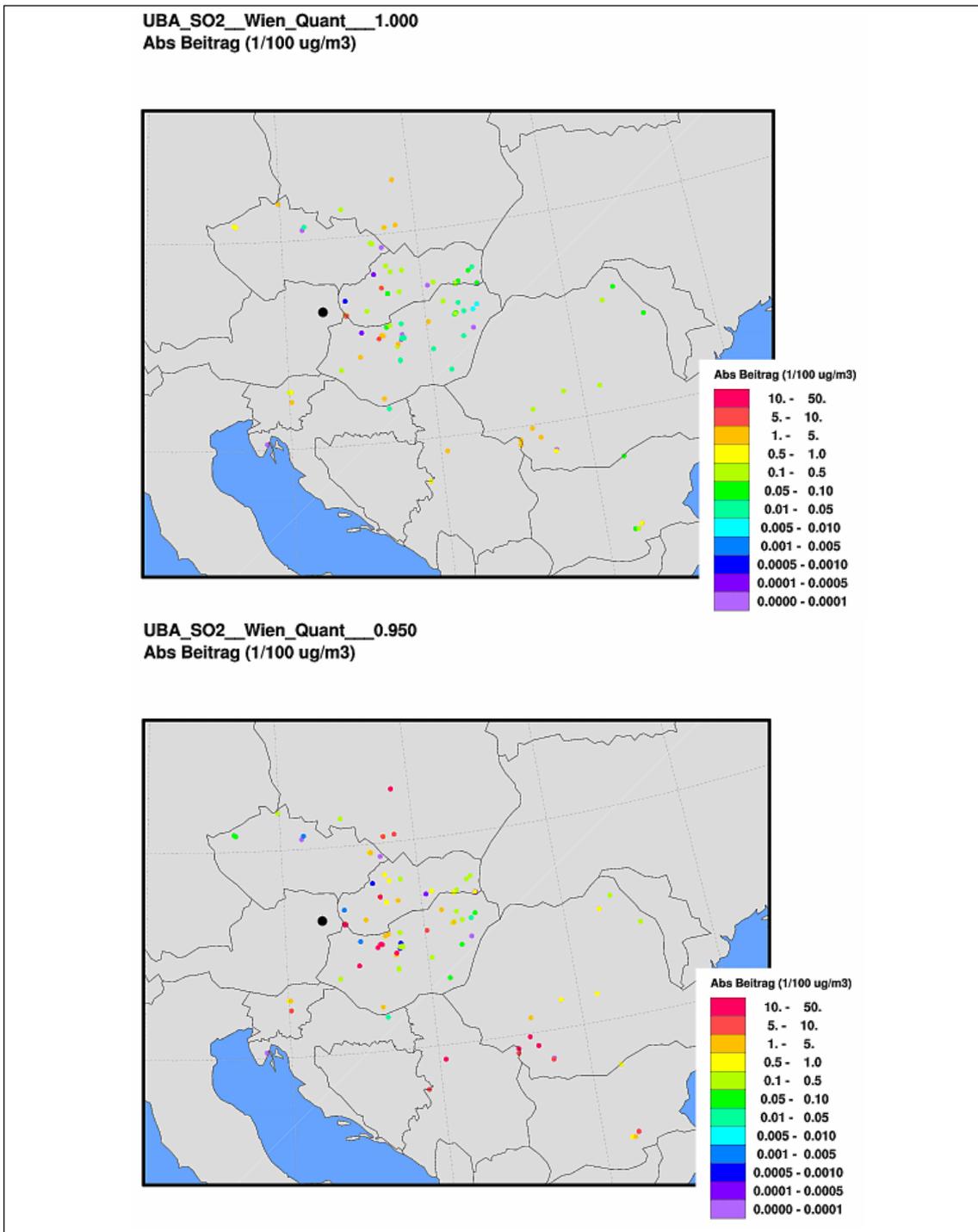


Abbildung 42: Beiträge der 102 Großemittenten zur SO₂-Konzentration in Wien zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher SO₂-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

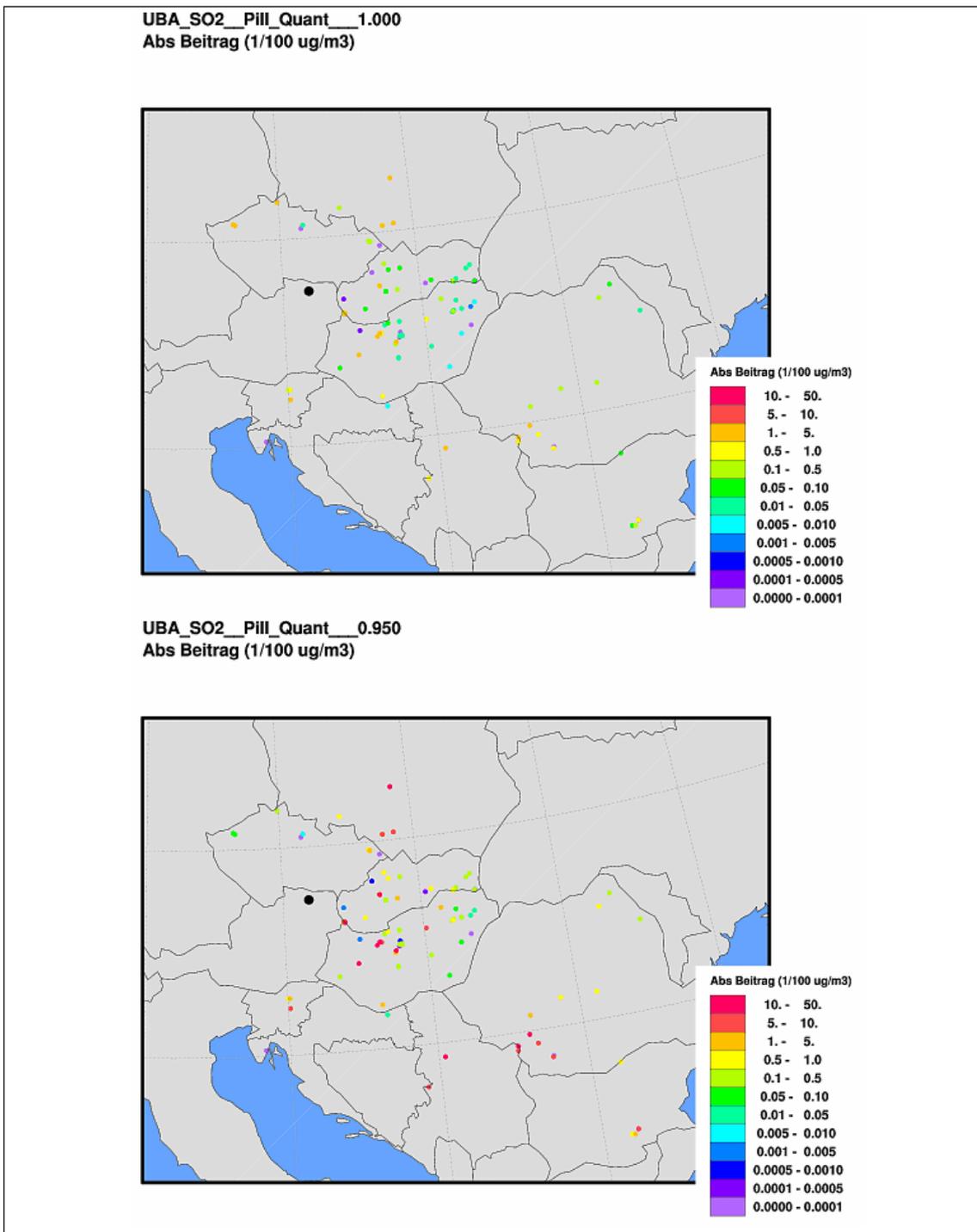


Abbildung 43: Beiträge der 102 Großemittenten zur SO₂-Konzentration in Pillersdorf für das Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher SO₂-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

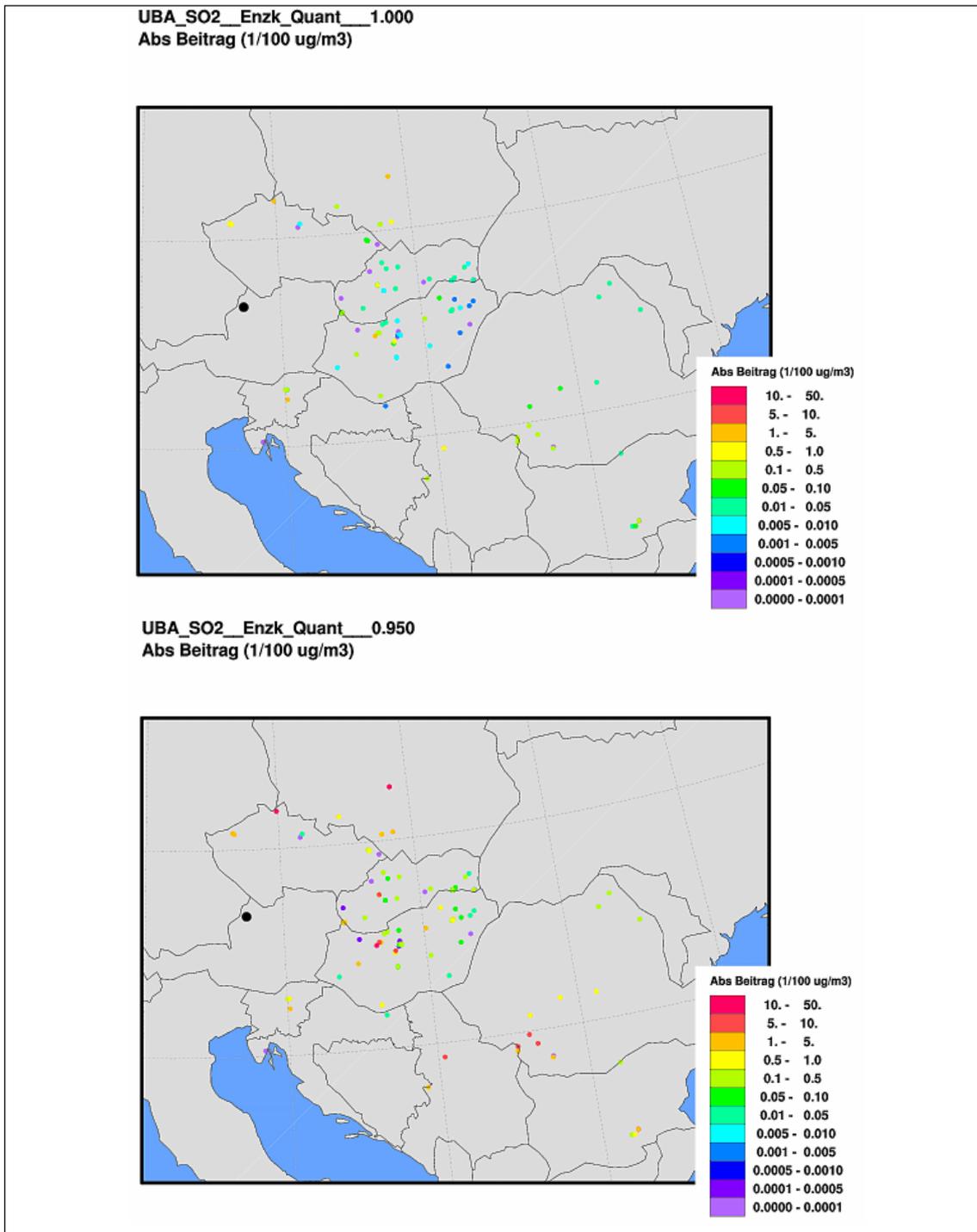


Abbildung 44: Beiträge der 102 Großemittenten zur SO₂-Konzentration in Enzenkirchen zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher SO₂-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

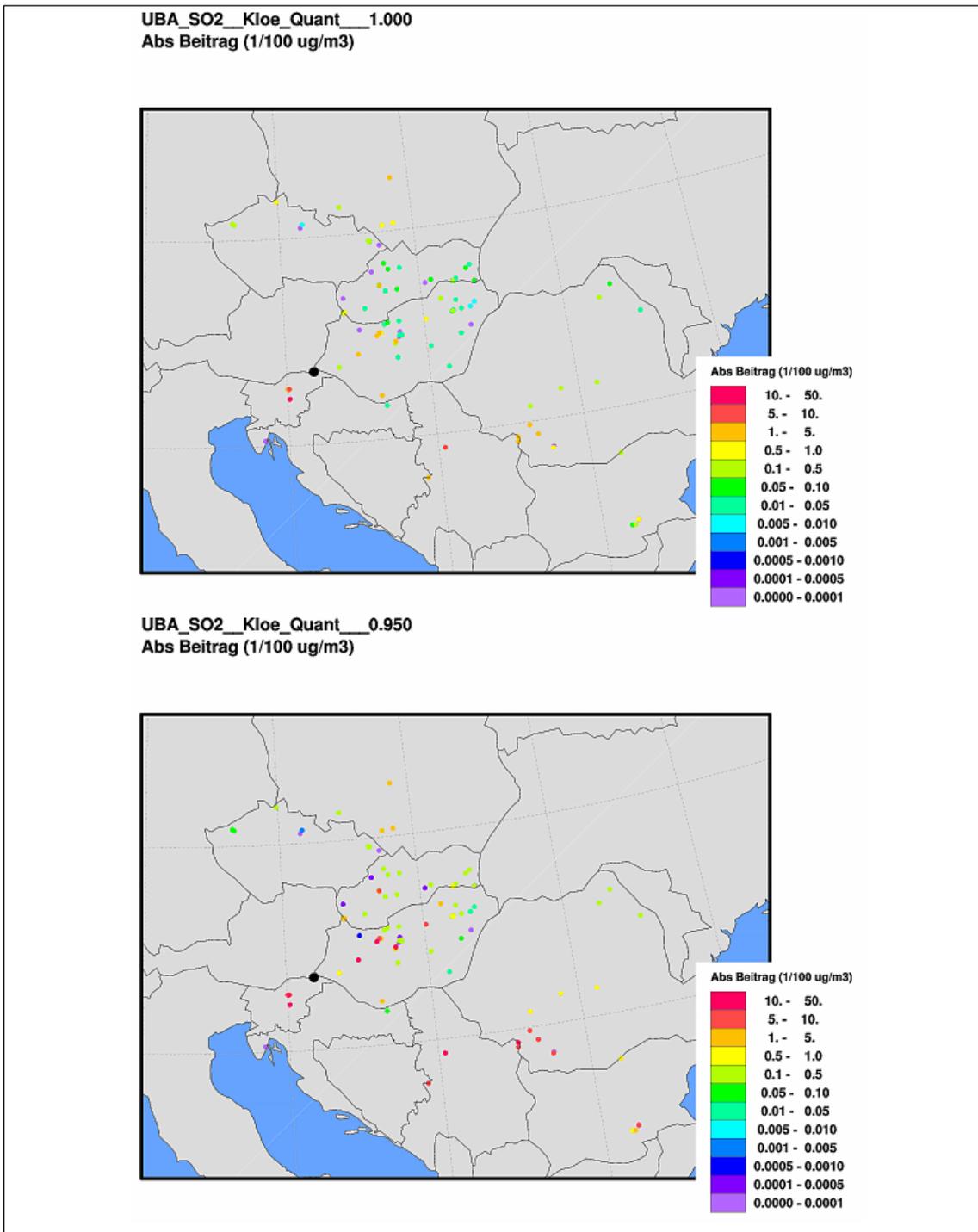


Abbildung 45: Beiträge der 102 Großemittenten zur SO₂-Konzentration in Klöch zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher SO₂-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

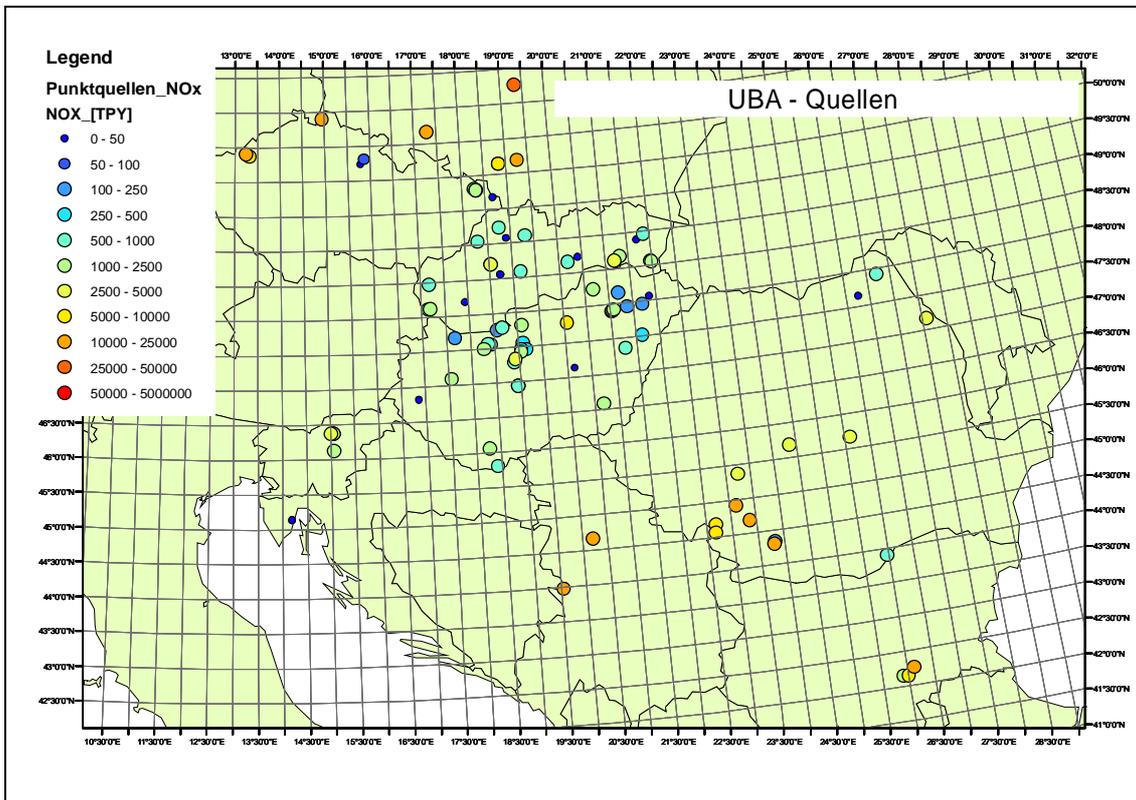


Abbildung 46: Die untersuchten Großemittenten für NO_x, eingefärbt nach der Jahresemission analog der Skalierung der EMEP-Emissionskataster.

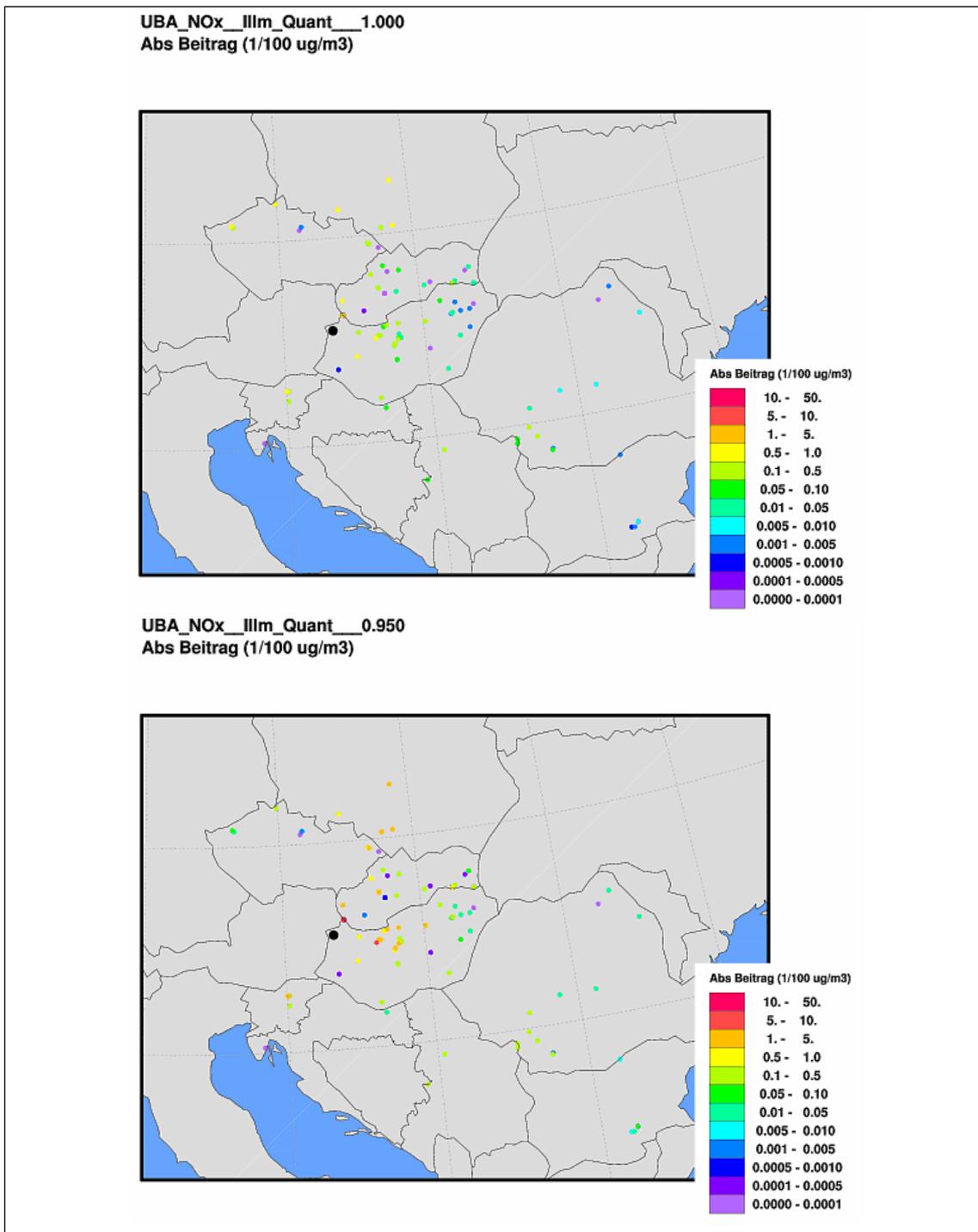


Abbildung 47: Beiträge der 102 Großemittenten zur NO_x-Konzentration in Illmitz zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher NO_x-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

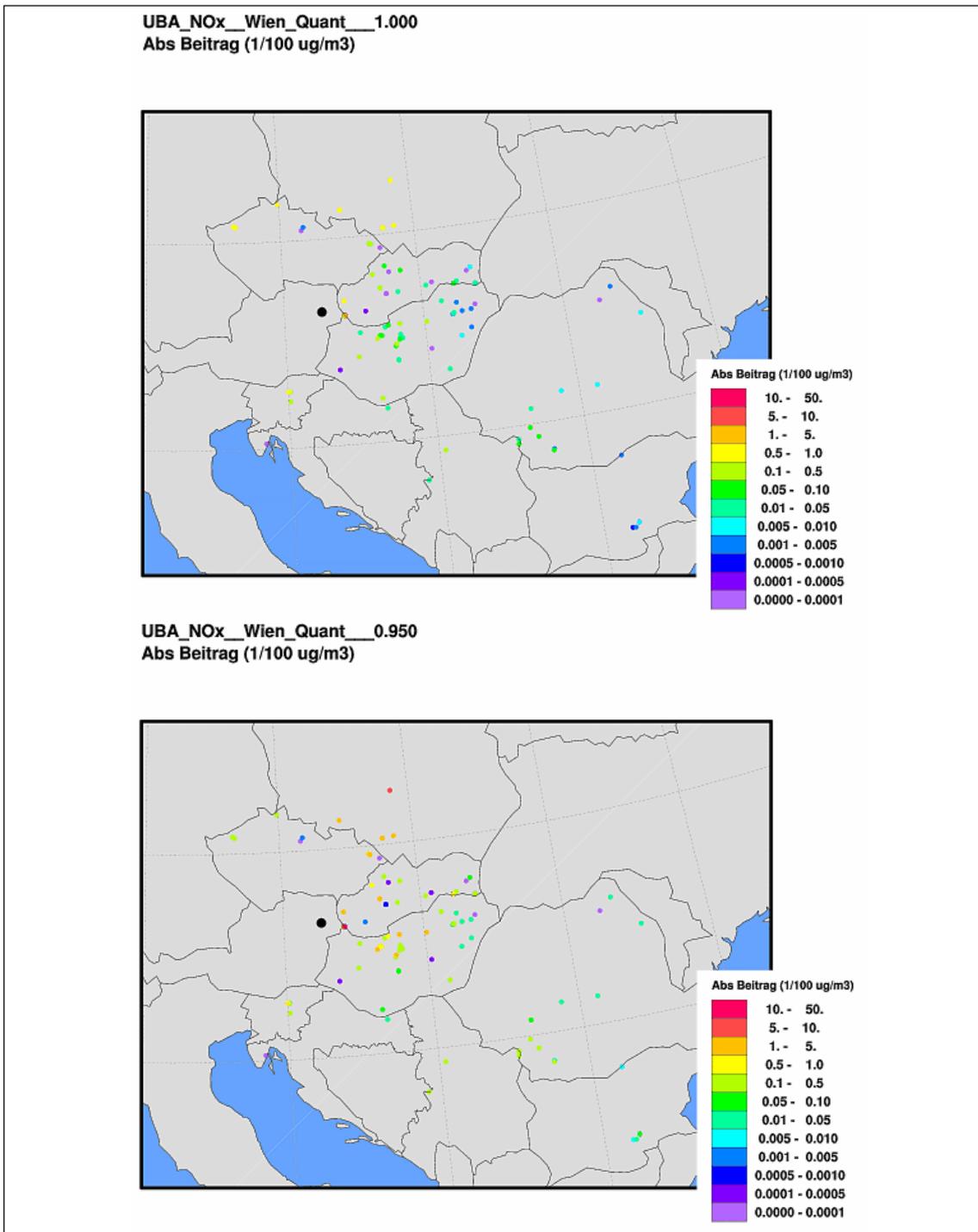


Abbildung 48: Beiträge der 102 Großemittenten zur NO_x-Konzentration in Wien zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher NO_x-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

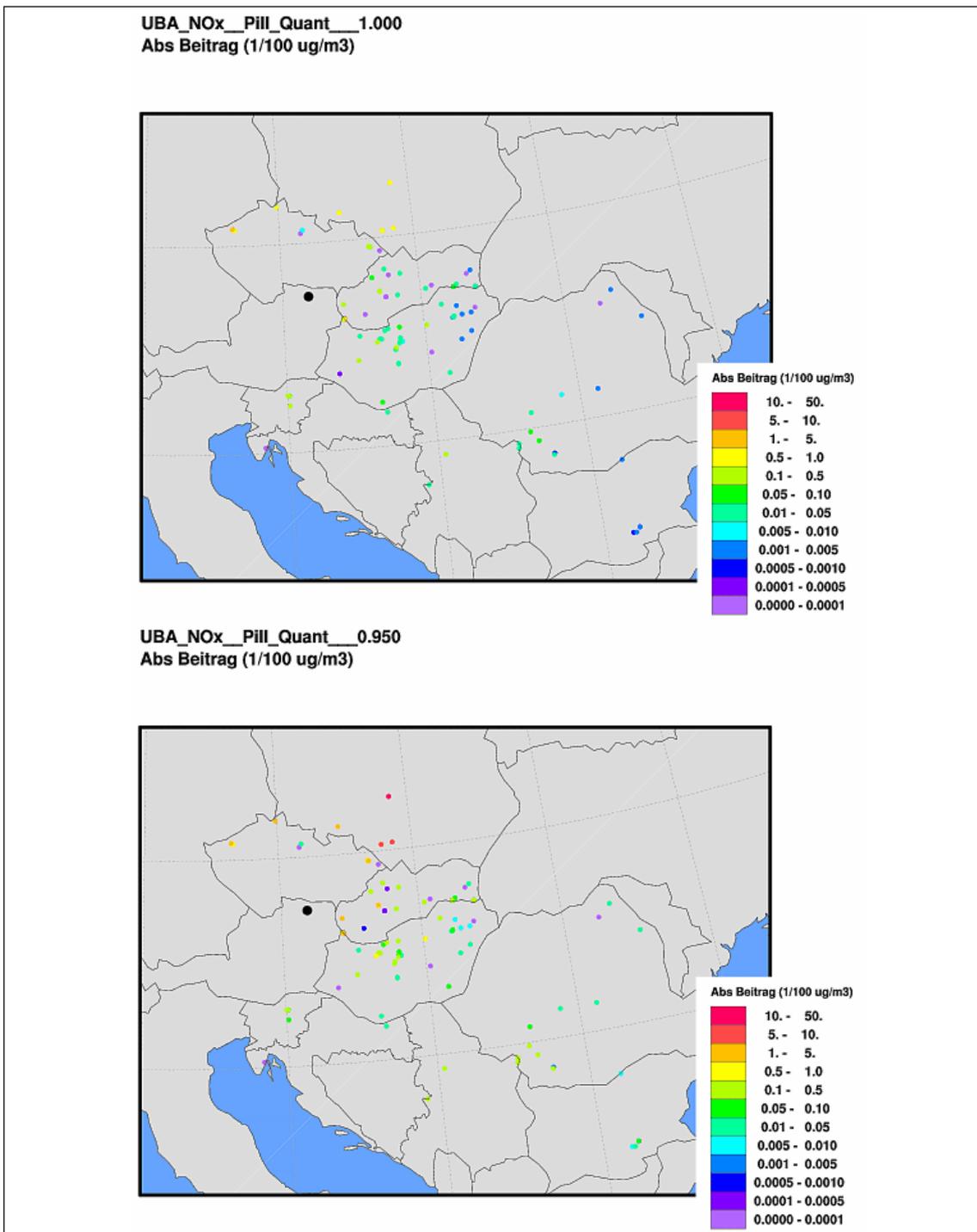


Abbildung 49: Beiträge der 102 Großemittenten zur NO_x-Konzentration in Pillersdorf zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher NO_x-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

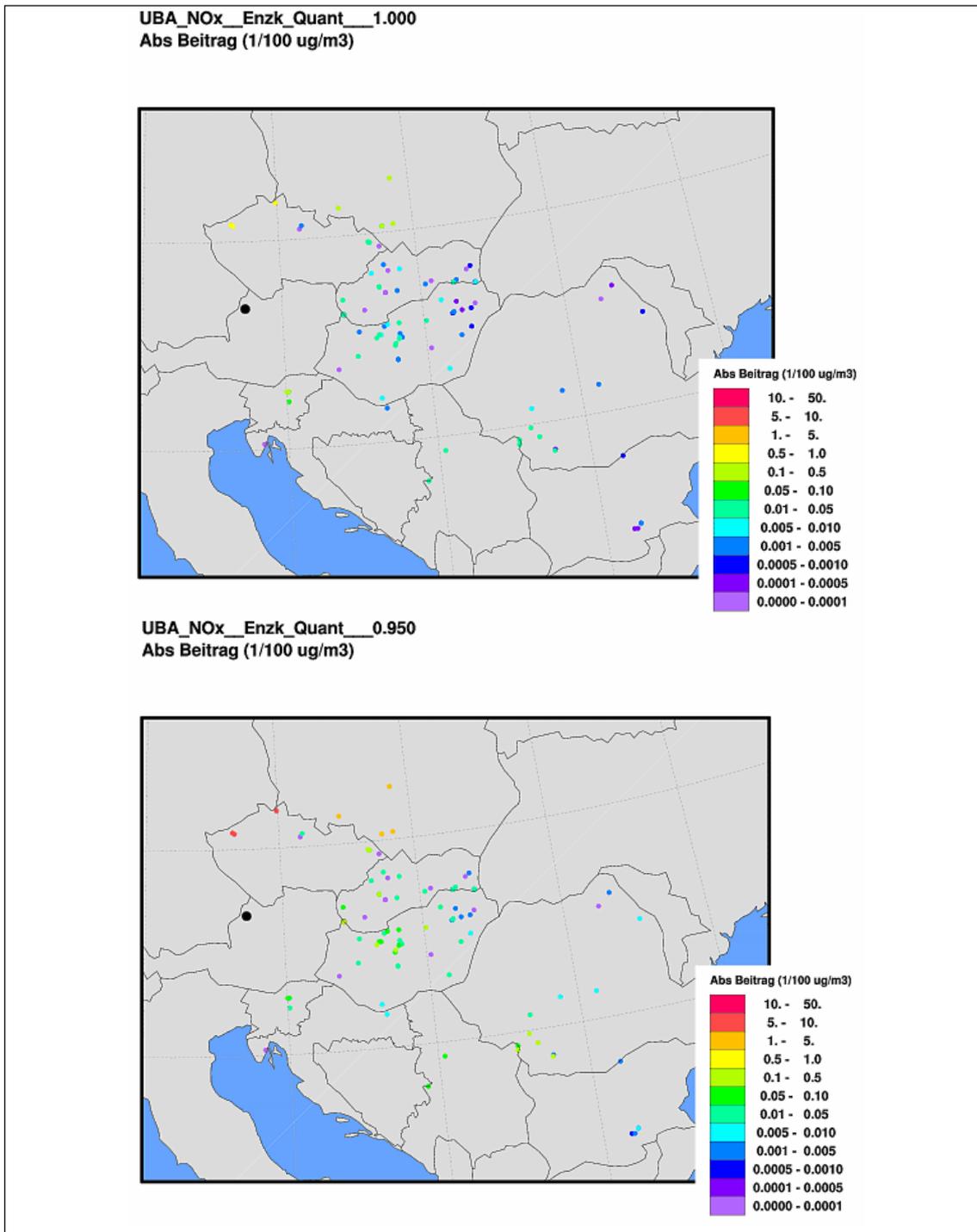


Abbildung 50: Beiträge der 102 Großemittenten zur NO_x-Konzentration in Enzenkirchen zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher NO_x-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

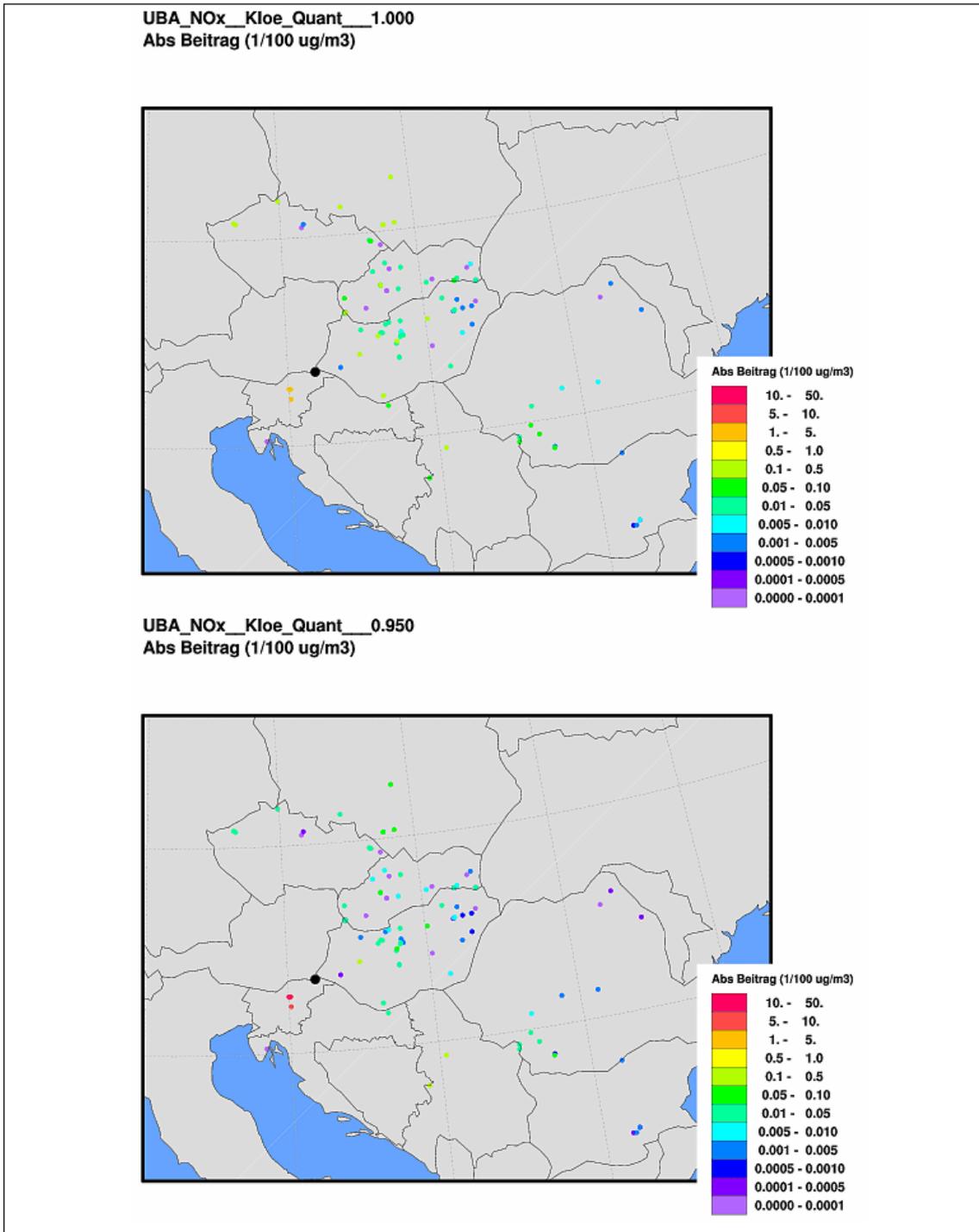


Abbildung 51: Beiträge der 102 Großemittenten zur NO_x-Konzentration in Klöchen zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher NO_x-Belastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

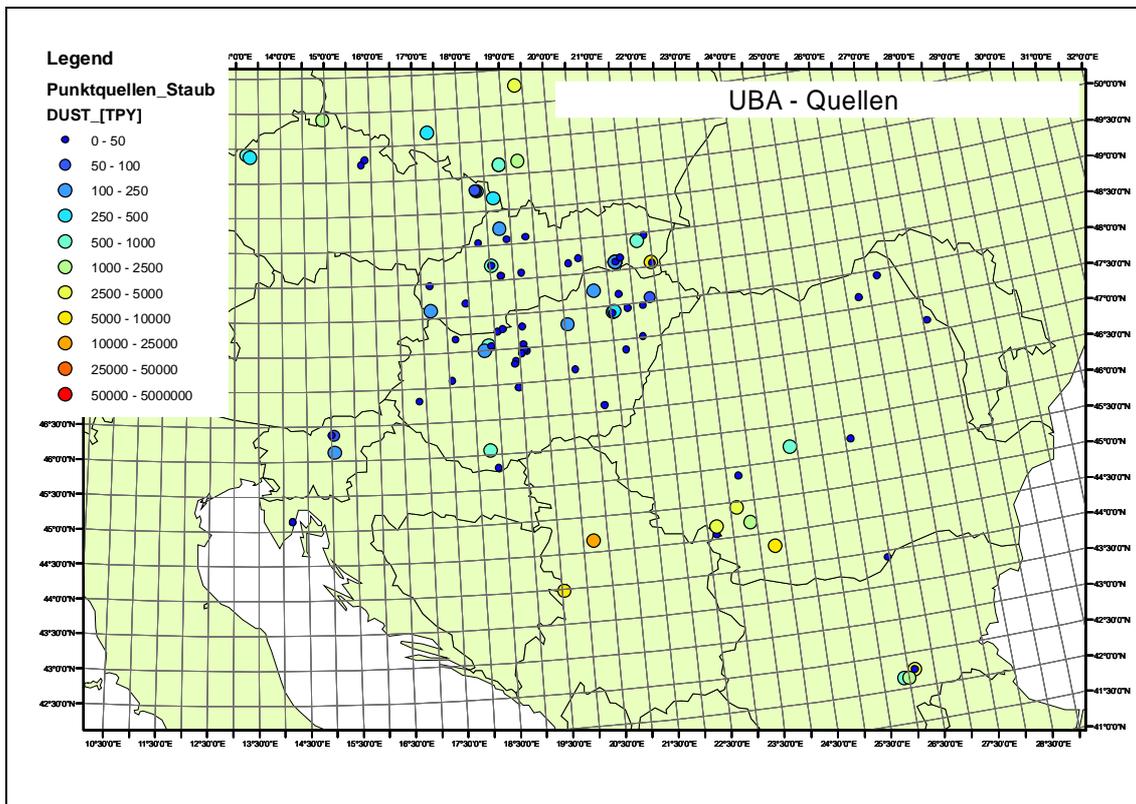


Abbildung 52: Die untersuchten Großemittenten für Staub, eingefärbt nach der Jahresemission analog der Skalierung der EMEP-Emissionskataster.

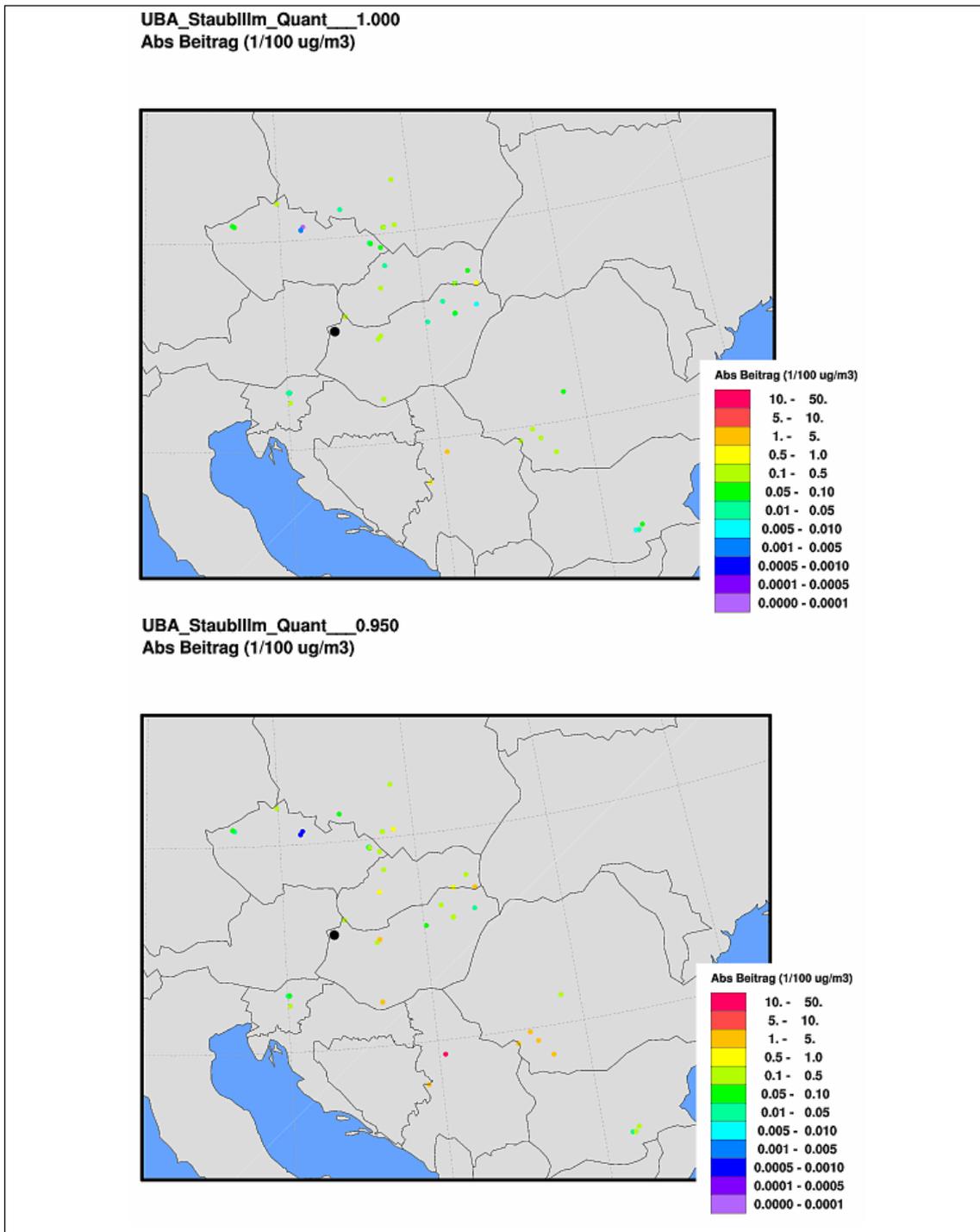


Abbildung 53: Beiträge der 102 Großemittenten zur Primärstaub-Konzentration in Illmitz zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Primärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

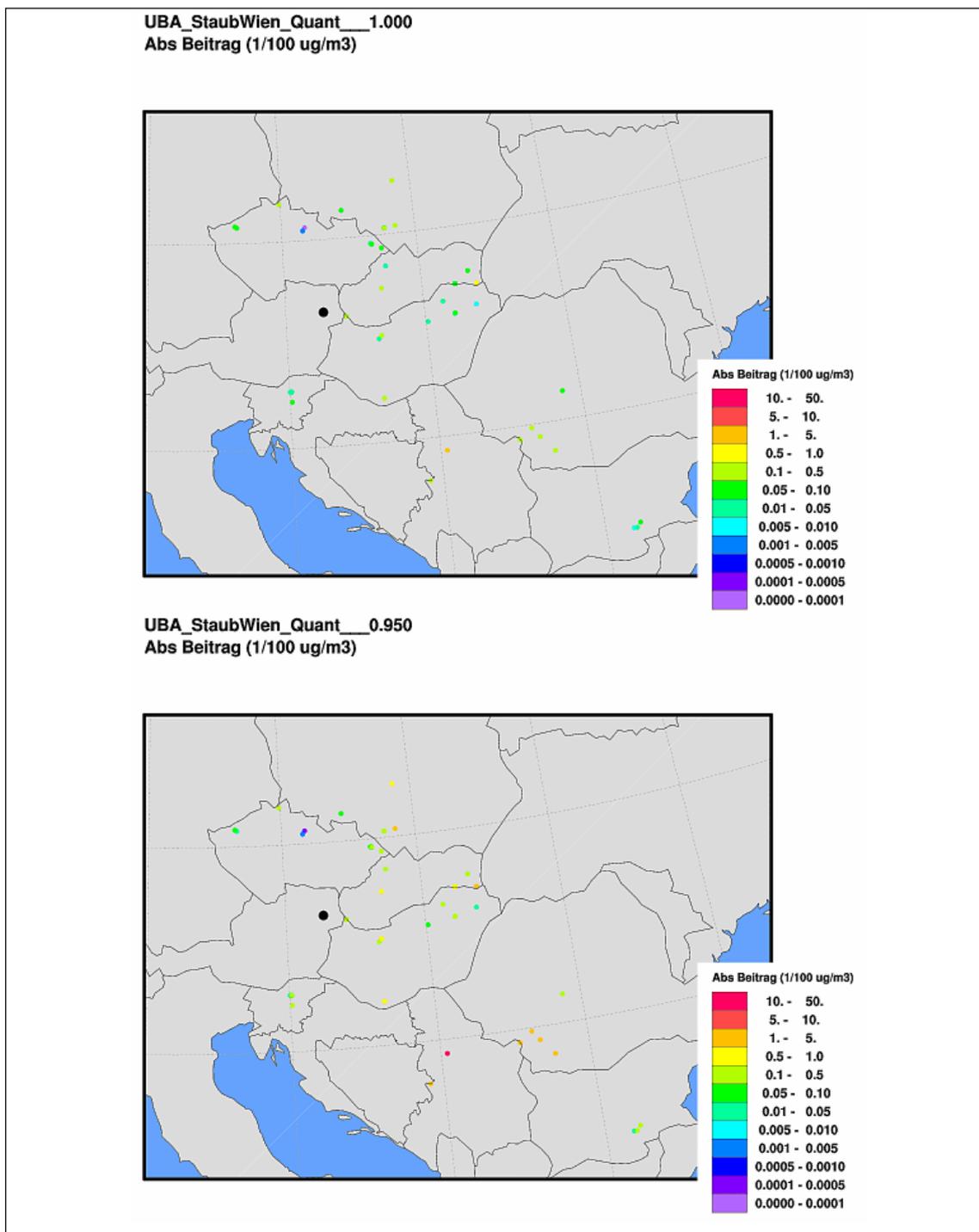


Abbildung 54: Beiträge der 102 Großemittenten zur Primärstaub-Konzentration in Wien zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Primärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

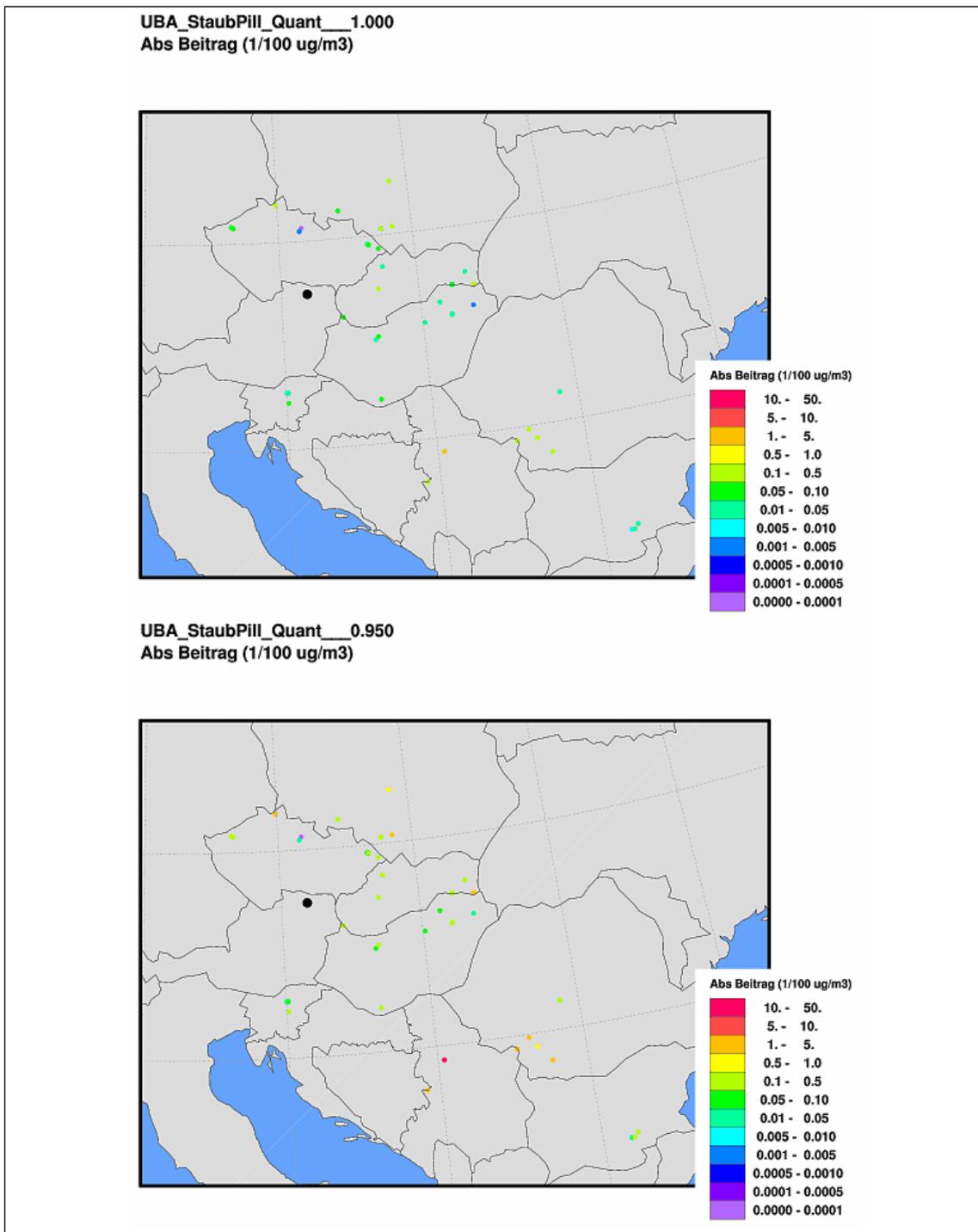


Abbildung 55: Beiträge der 102 Großemittenten zur Primärstaub-Konzentration in Pillersdorf zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Primärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

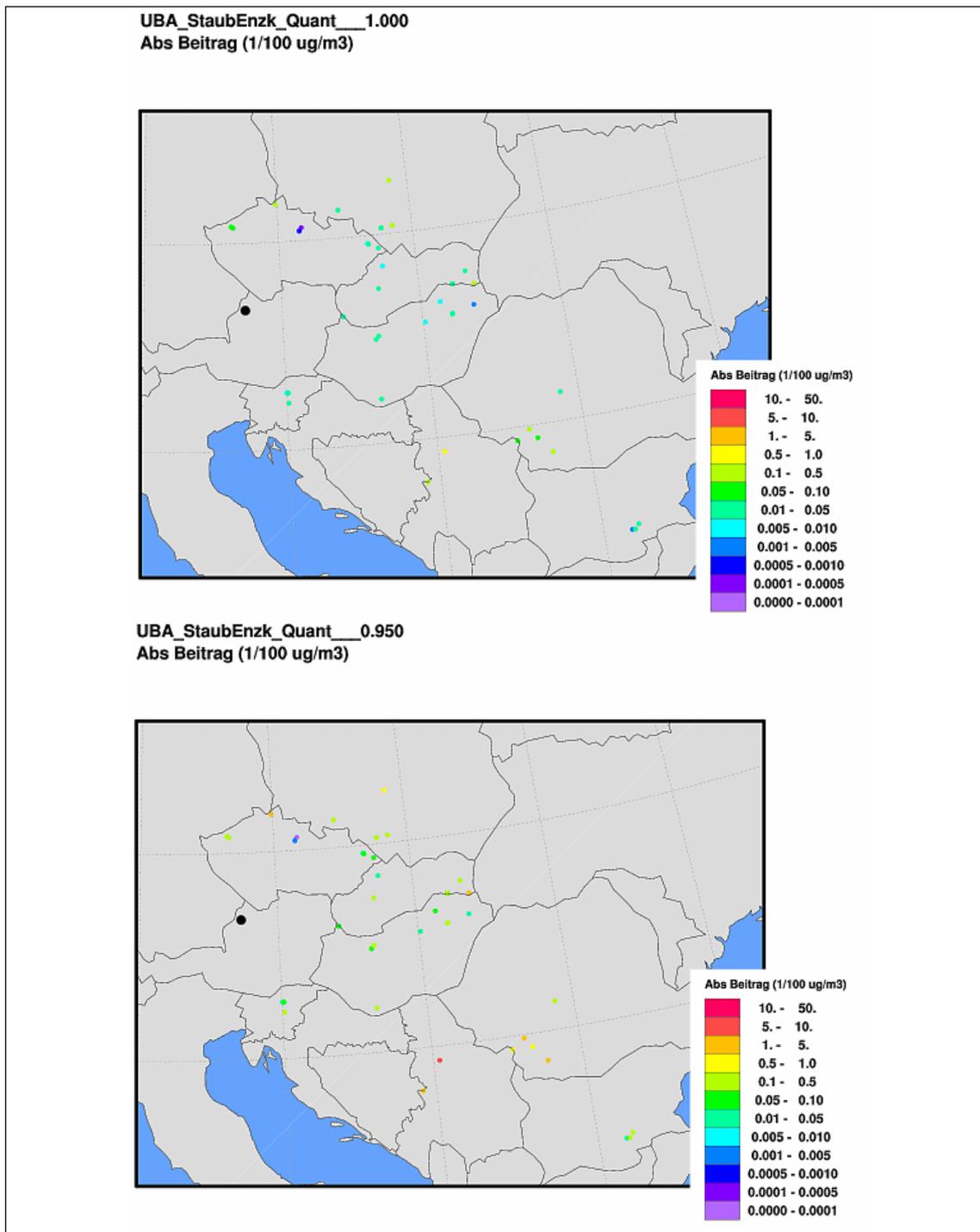


Abbildung 56: Beiträge der 102 Großemittenten zur Primärstaub-Konzentration in Enzenkirchen zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Primärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

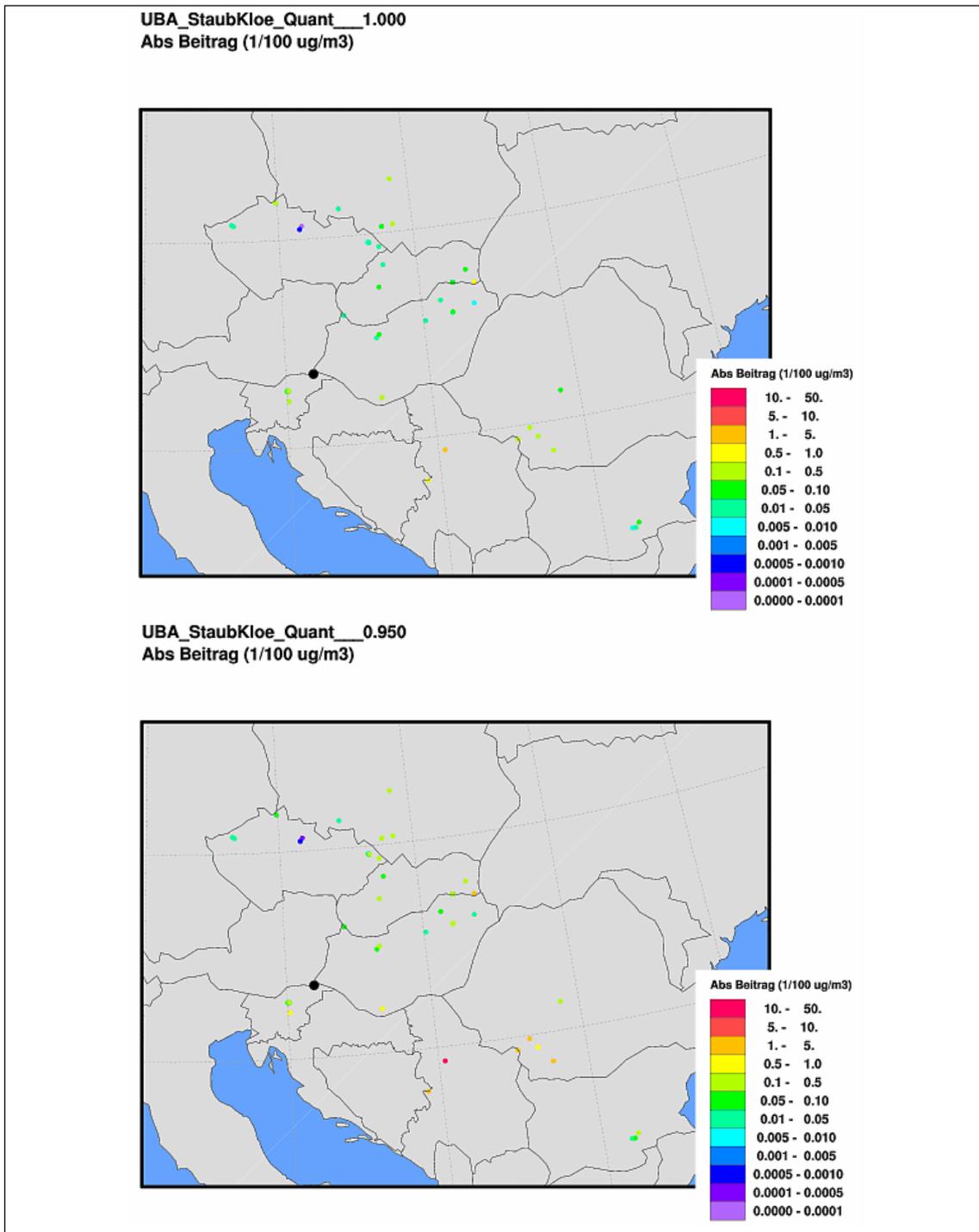


Abbildung 57: Beiträge der 102 Großemittenten zur Primärstaub-Konzentration in Klösch zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Primärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

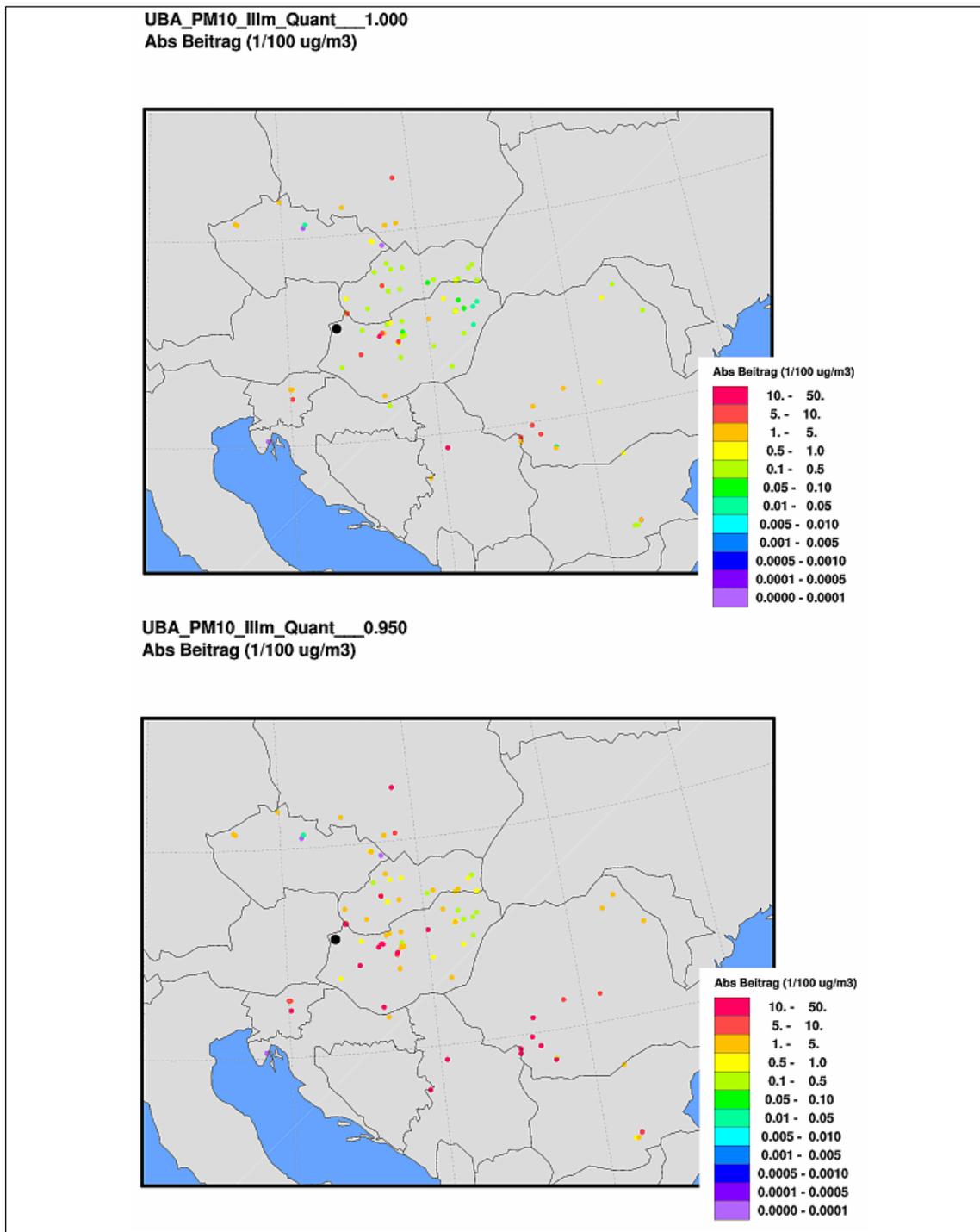


Abbildung 58: Beiträge der 102 Großemittenten zur Sekundärstaub-Konzentration in Illmitz zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Sekundärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

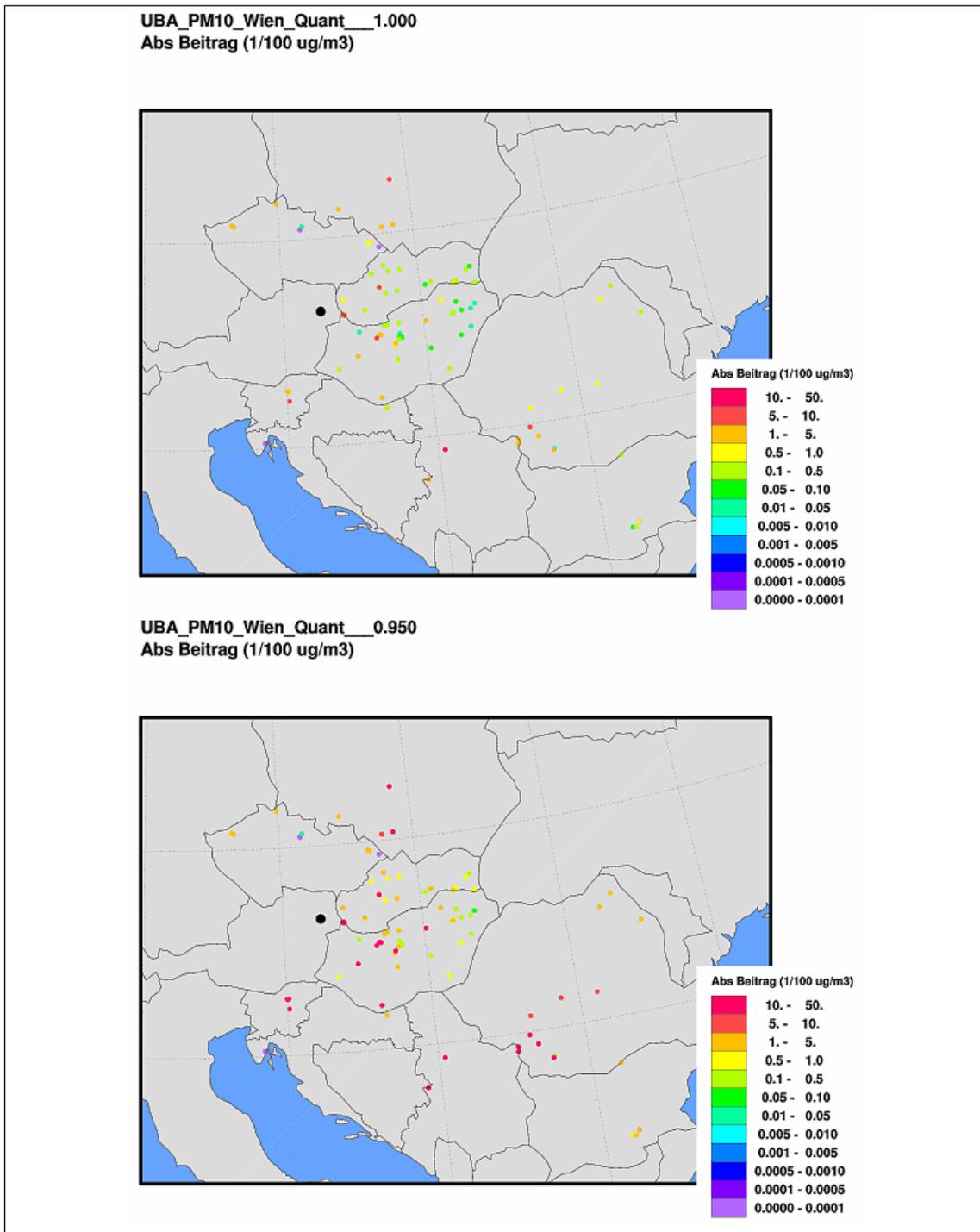


Abbildung 59: Beiträge der 102 Großemittenten zur Sekundärstaub-Konzentration in Wien zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Sekundärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

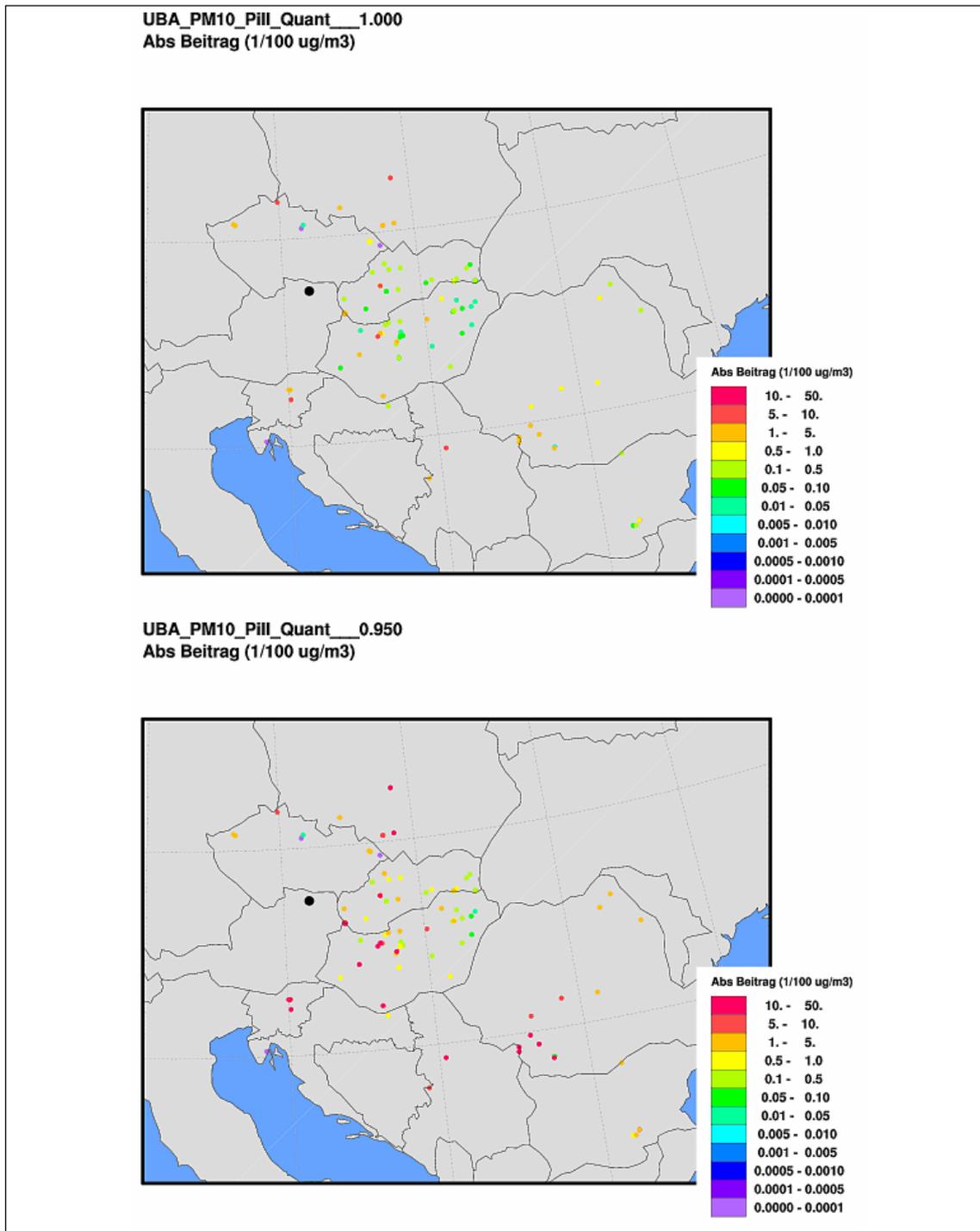


Abbildung 60: Beiträge der 102 Großemittenten zur Sekundärstaub-Konzentration in Pillersdorf zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Sekundärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

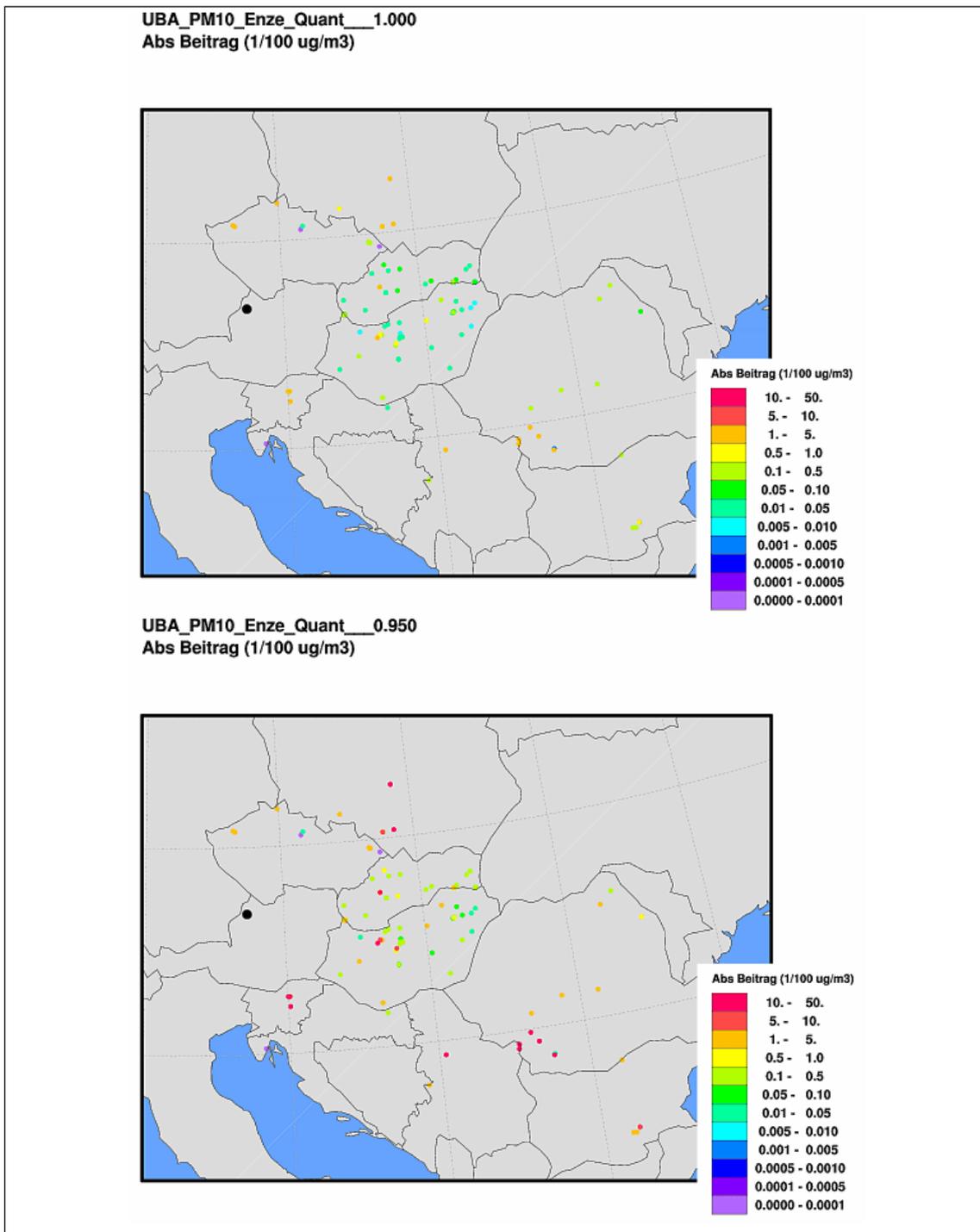


Abbildung 61: Beiträge der 102 Großemittenten zur Sekundärstaub-Konzentration in Enzenkirchen zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Sekundärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

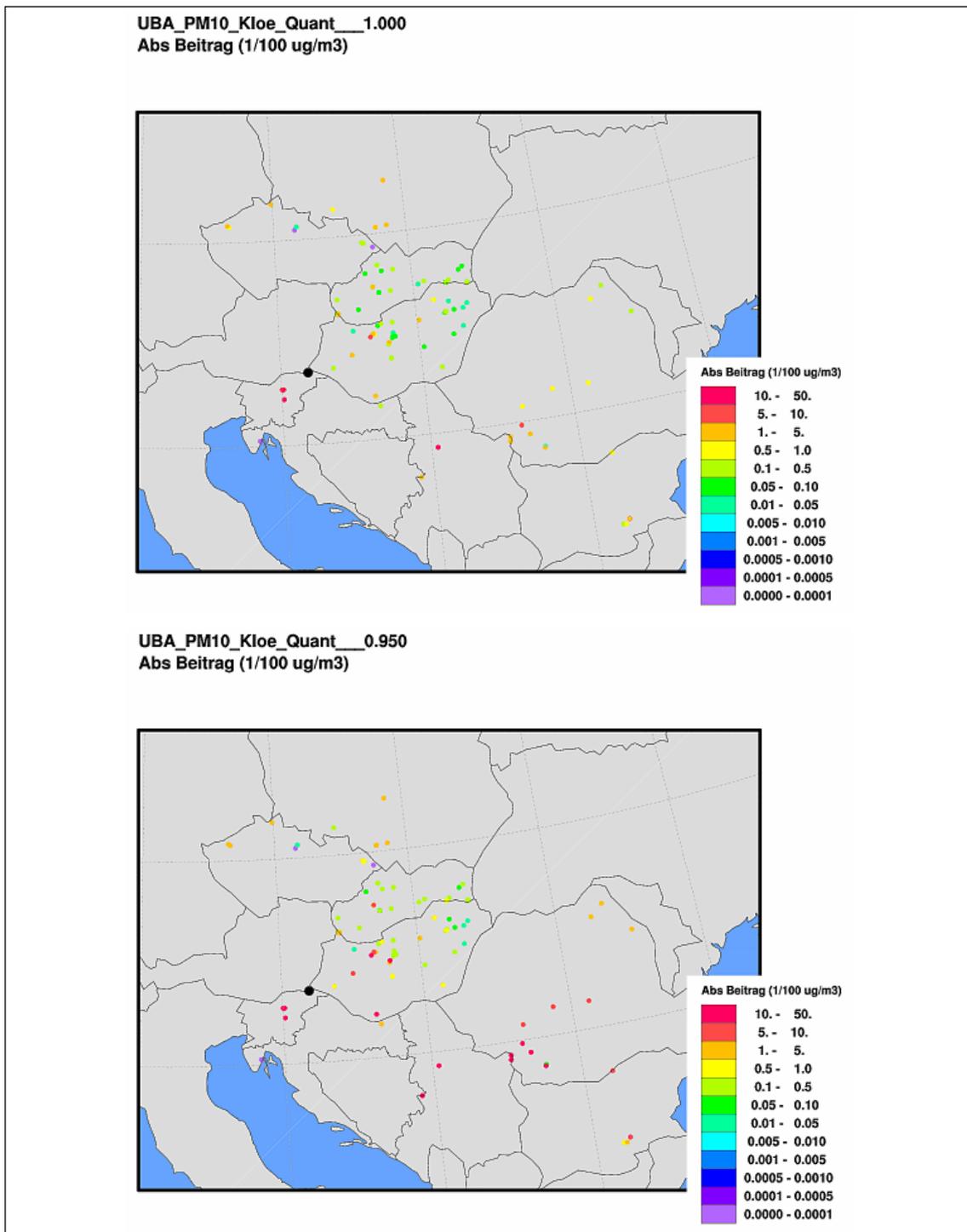


Abbildung 62: Beiträge der 102 Großemittenten zur Sekundärstaub-Konzentration in Klöch zum Jahresmittel 2005 der berechneten Belastung (oben) und in Fällen mit hoher Sekundärstaubbelastung (über dem 95. Perzentil, unten). Alle Konzentrationsangaben in 1/100 µg/m³.

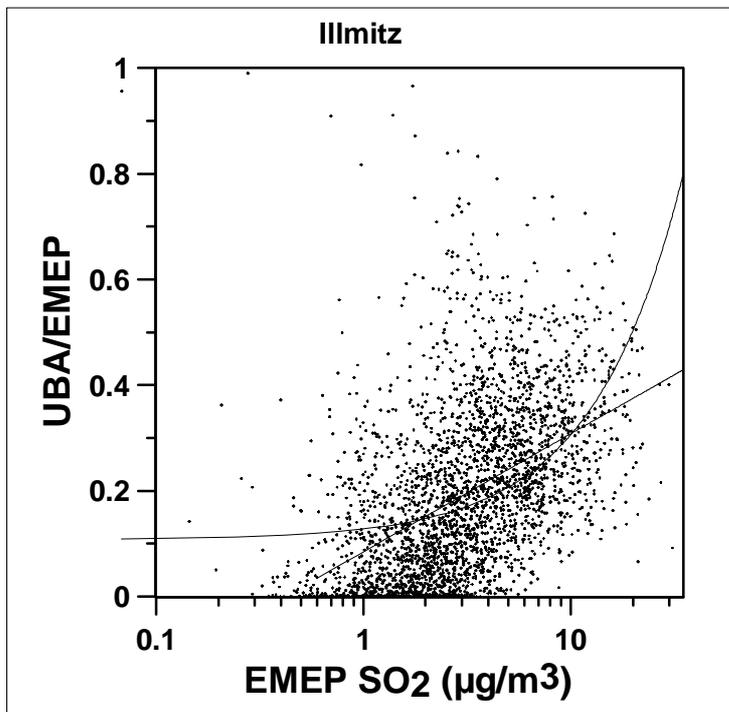


Abbildung 63: Abhängigkeit des Quotienten der SO_2 -Konzentration, verursacht durch die 102 Großemittenten, zur SO_2 -Konzentration, verursacht durch alle Emissionen gem. EMEP-Emissionskataster, von der SO_2 -Konzentration, verursacht durch Emissionen gem. EMEP-Emissionskataster.

4.2.3 Immissionsbeiträge aus elf Quellgebieten

Im Weiteren wurden die Immissionsbeiträge der Einzelemittenten in elf Quellgebieten zusammengefasst, für jedes Quellgebiet die mittlere Belastung (Jahresmittel für 2005) und der maximale Stundenmittelwert im Jahr 2005 an den jeweiligen Aufpunkten in Ostösterreich ermittelt und in Abbildung 65, Abbildung 68 und Abbildung 71 grafisch dargestellt. Den Ergebnissen für jeden Schadstoff ist wieder eine Karte mit den Gesamtemissionen für jedes Quellgebiet vorangestellt. Zusätzliche statistische Parameter der berechneten Schadstoffzeitreihen sind in Tabelle 10 zusammengestellt.

Für alle Schadstoffe nimmt die Belastung durch die 102 Großemittenten von Südost (Illmitz) nach Nordwest (Pillersdorf) ab (Abbildung 65, Abbildung 68 und Abbildung 71), da die Mehrzahl der berücksichtigten Großemittenten östlich von Österreich liegt.

Für SO_2 (Abbildung 65) dominieren sowohl bei den Mittelwerten als auch bei den Spitzenwerten für die Aufpunkte Illmitz und Wien Beiträge aus dem nahe gelegenen Quellgebiet 7 (mittleres Ungarn), gefolgt von Beiträgen aus dem am weitesten entfernten Quellgebiet 11, welches die höchsten Emissionen aufweist (südliches Rumänien, Bulgarien, vgl. Abbildung 64). In Pillersdorf sind die Beiträge aus Quellgebiet 11 bei maximalen Stundenmittelwert sogar etwas größer als jene aus Quellgebiet 7, das den größten Beitrag zum Jahresmittelwert liefert. Klösch wird neben Einflüssen aus den Quellgebieten 7 und 11 auch aus den Quellgebieten 2 (Slowenien) und 8 (Südungarn bis Serbien) relativ stark beaufschlagt. Die durch alle Großemittenten zusammen verursachten Jahresmittelwerte der SO_2 -Konzentration liegen zwischen $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$

in Enzenkirchen und rund $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz, die maximalen Stundenmittelwerte zwischen $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Klöch und rund $20,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz.

An der am höchsten beaufschlagten Messstelle Illmitz beträgt der von Emissionen aus allen untersuchten Großemittenten verursachte Jahresmittelwert der SO_2 -Konzentration rund $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der maximale Stundenmittelwert rund $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Deutlich von SO_2 unterscheidet sich die Immissions-Situation bei NO_x (Abbildung 68), die einzelnen Aufpunkte werden von unterschiedlichen und nahe gelegenen Quellgebieten dominiert. In Illmitz überwiegt das nahe gelegene Quellgebiet 7 (mittleres Ungarn), gefolgt vom Quellgebiet 6 (Raum Bratislava). In Wien überwiegen beim Jahresmittelwert die Quellgebiete 1 (Nordwestböhmen) und 6, beim Maximalwert hingegen das Quellgebiet 4 (Südpolen und Nordmähren) infolge seiner relativ starken Emissionen (vgl. Abbildung 67). Für Pillersdorf trägt das Quellgebiet 1 am meisten zum Jahresmittelwert bei, zum Maximalwert die Quellgebiete 3 (mittleres Polen, KW Belchatow) und 4 (Südpolen und Nordmähren).

An der am stärksten beaufschlagten Messstelle Illmitz beträgt der durch alle untersuchten Großemittenten verursachte Jahresmittelwert der NO_x -Konzentration $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der maximale Stundenmittelwert rund $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Staubemissionen sind an den Österreich nächstgelegenen Quellgebieten relativ niedrig, die höchsten Emissionen werden im Gebiet 8 (Südungarn, Serbien) freigesetzt (Abbildung 70). In Illmitz, Wien und Pillersdorf dominieren beim Jahresmittelwert und beim Maximalwert Einflüsse aus dem Quellgebiet 4 (Südpolen und Nordmähren) (Abbildung 71). Die Quellgebiete 5 (mittlere Slowakei) und 6 (Raum Bratislava) machen sich trotz ihrer Nähe infolge der geringen Emissionen kaum bemerkbar. Die Jahresmittelwerte, die durch die Summe der Emissionen aller Punktquellen verursacht werden, bewegen sich zwischen lediglich rund $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Enzenkirchen) und knapp $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Illmitz und Klöch), die maximalen Stundenmittelwerte zwischen knapp $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Enzenkirchen) und knapp $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Klöch).

Bemerkenswert an den Berechnungen für Sekundärstaub (Abbildung 73) ist der starke Einfluss des am weitesten entfernten Quellgebiets 11 (südliches Rumänien, Bulgarien) sowohl zum Jahresmittelwert als auch zum Maximalwert in Wien und Pillersdorf, gefolgt vom Quellgebiet 7. In Illmitz trägt das Quellgebiet 7 (mittleres Ungarn) am stärksten zu hoher Sekundärstaubbelastung bei. Die Jahresmittelwerte, die durch die Summe der Emissionen aller Punktquellen verursacht werden, liegen zwischen knapp $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Illmitz) und rund $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Enzenkirchen), die maximalen Stundenmittel zwischen rund $6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Enzenkirchen) und knapp $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Illmitz).

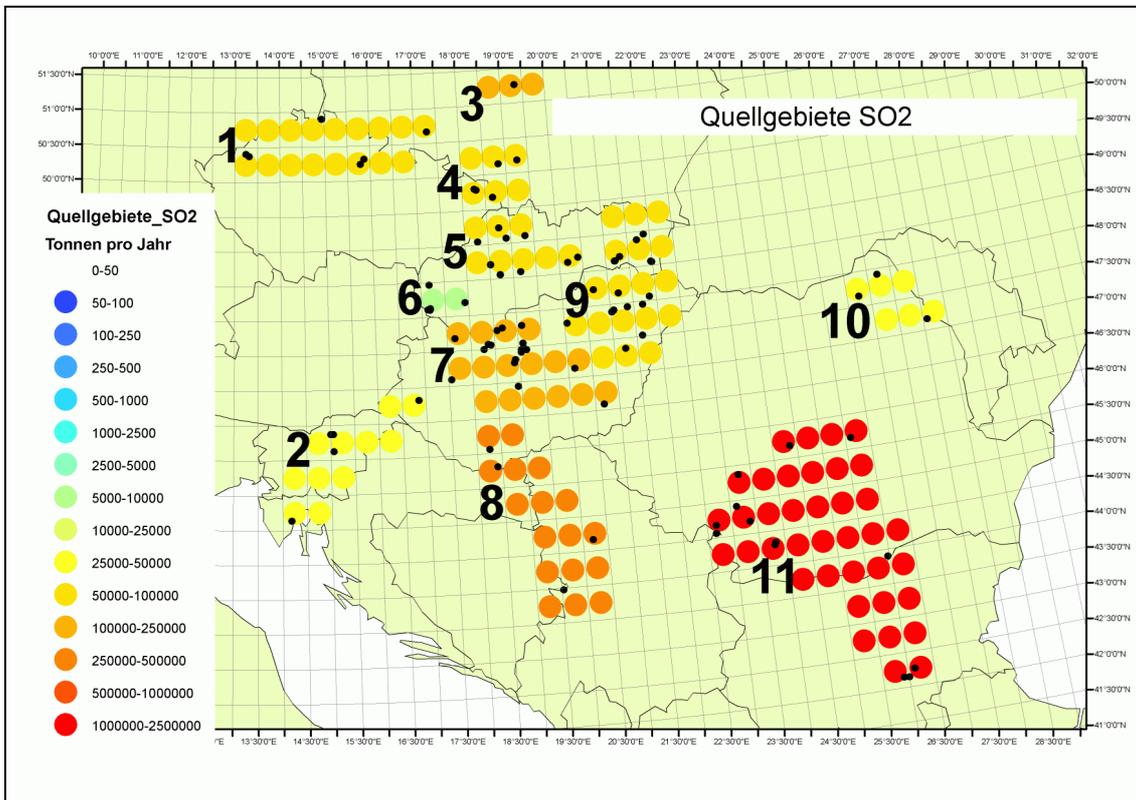


Abbildung 64: Quellgebiete eingefärbt nach der Höhe der SO₂-Emission.

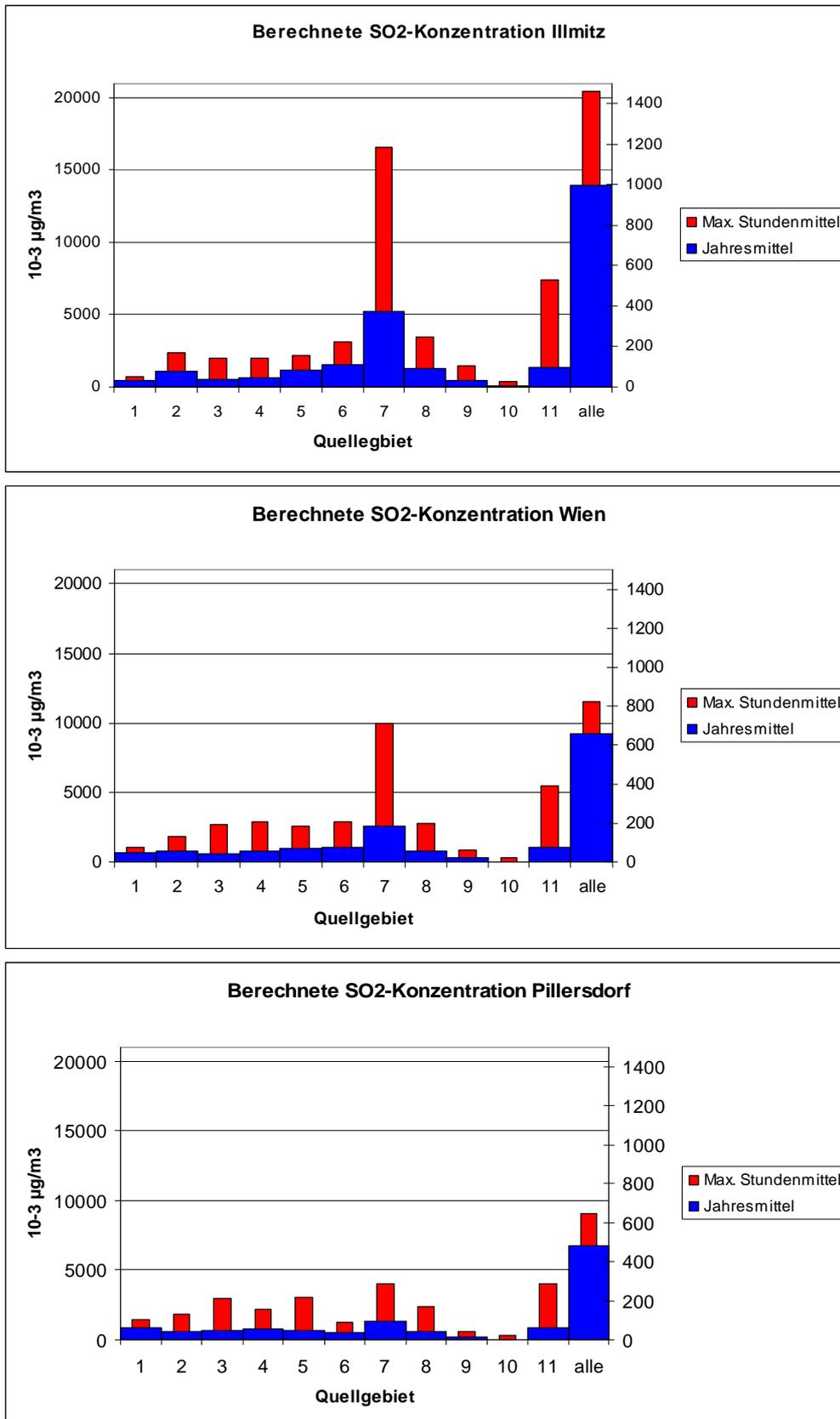


Abbildung 65: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten SO₂-Konzentration in Illmitz (oben), Wien (Mitte) und Pillersdorf (unten).

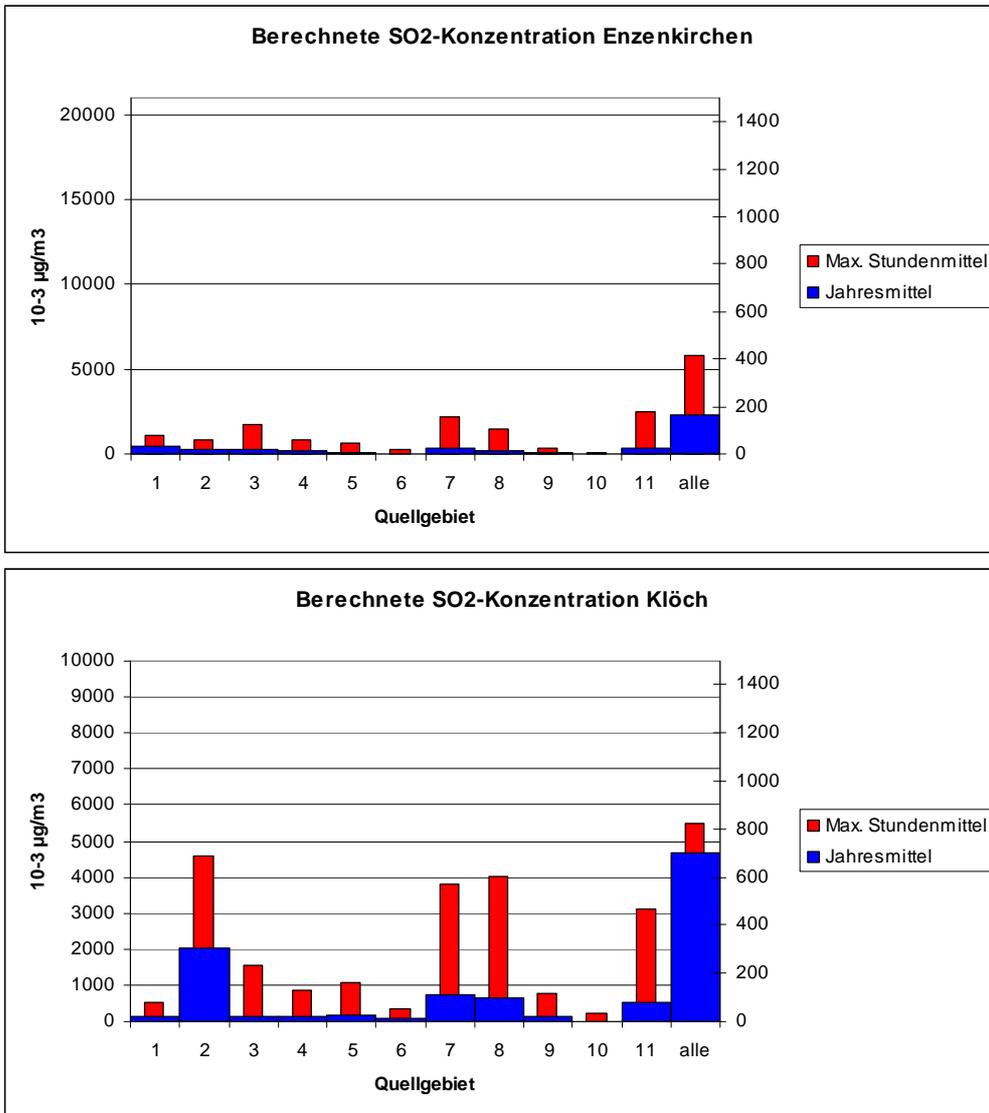


Abbildung 66: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten SO₂-Konzentration in Enzenkirchen (oben) und Klöch (unten).

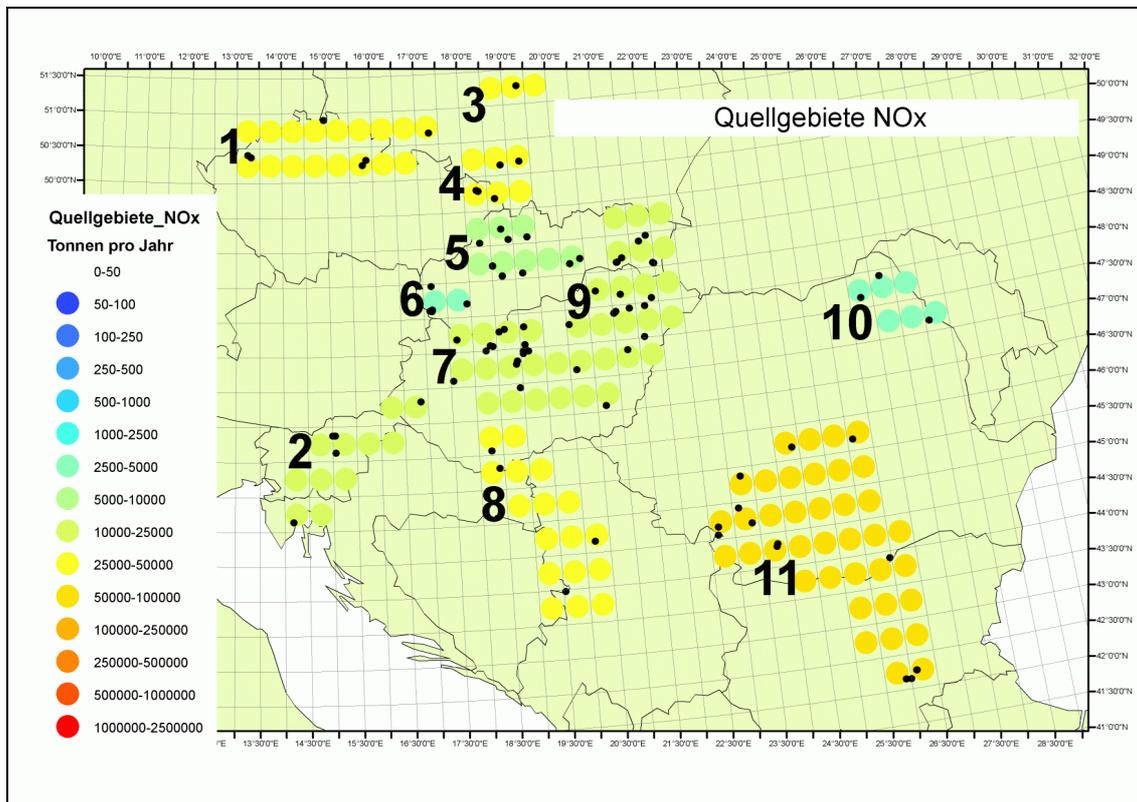


Abbildung 67: Quellgebiete eingefärbt nach der Höhe der NO_x-Emission.

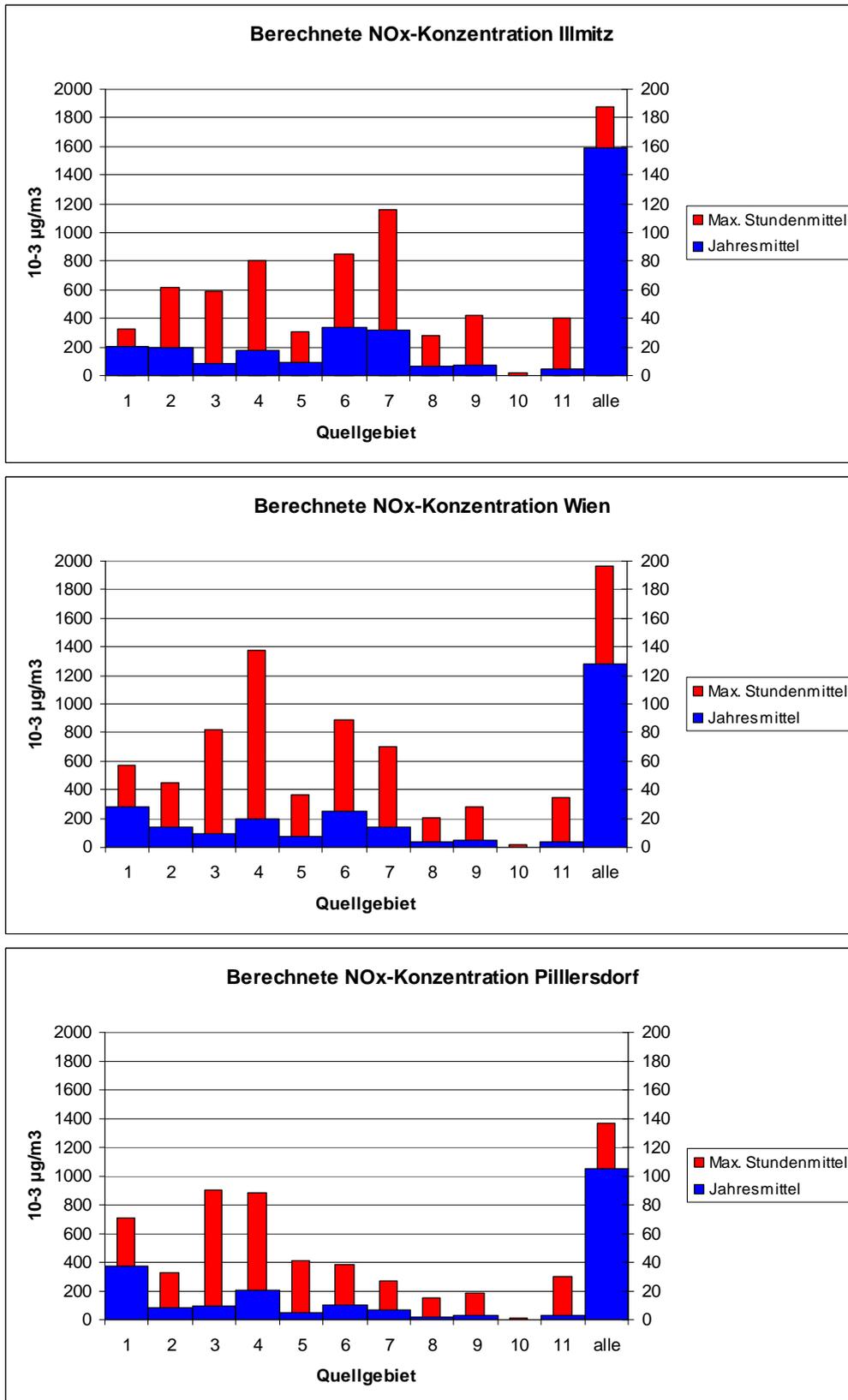


Abbildung 68: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten NO_x-Konzentration in Illmitz (oben), Wien (Mitte) und Pillersdorf (unten).

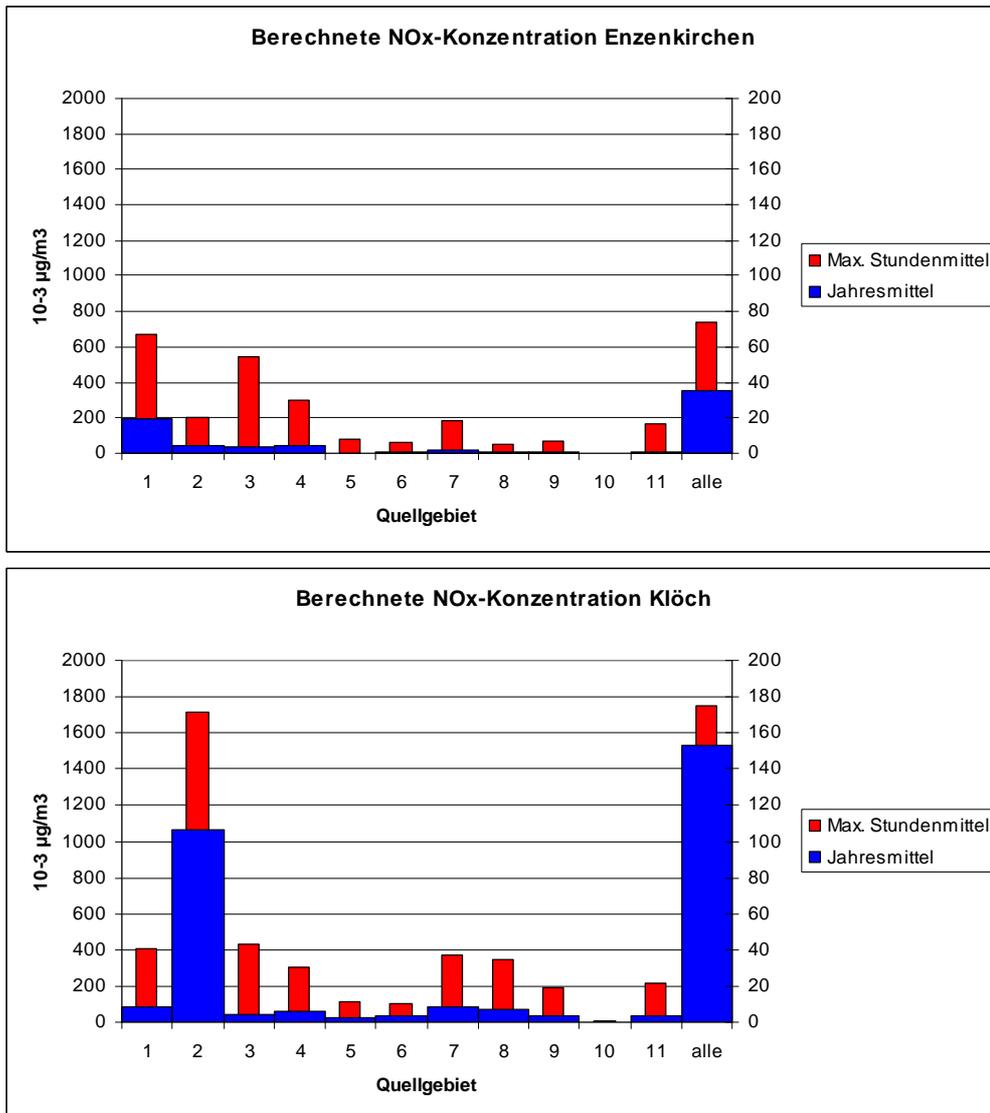


Abbildung 69: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten NO_x-Konzentration in Enzenkirchen (oben) und Klöch (unten).

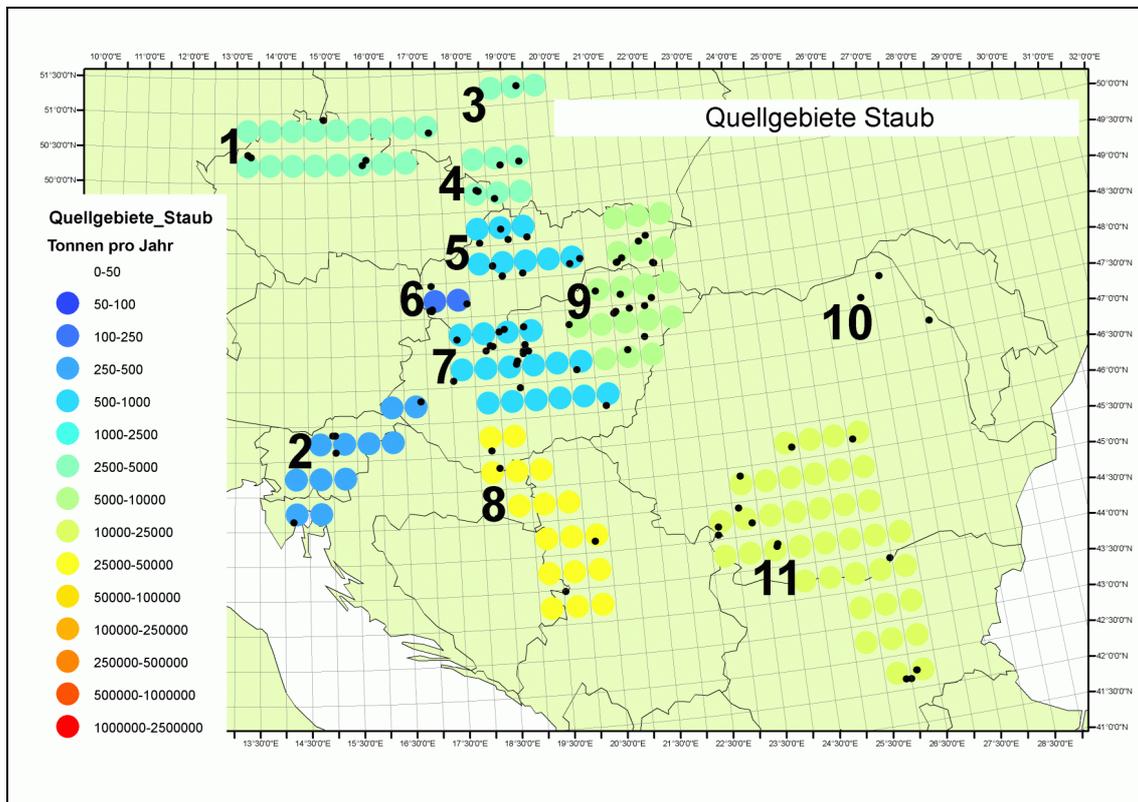


Abbildung 70: Quellgebiete eingefärbt nach der Höhe der Staubemissionen.

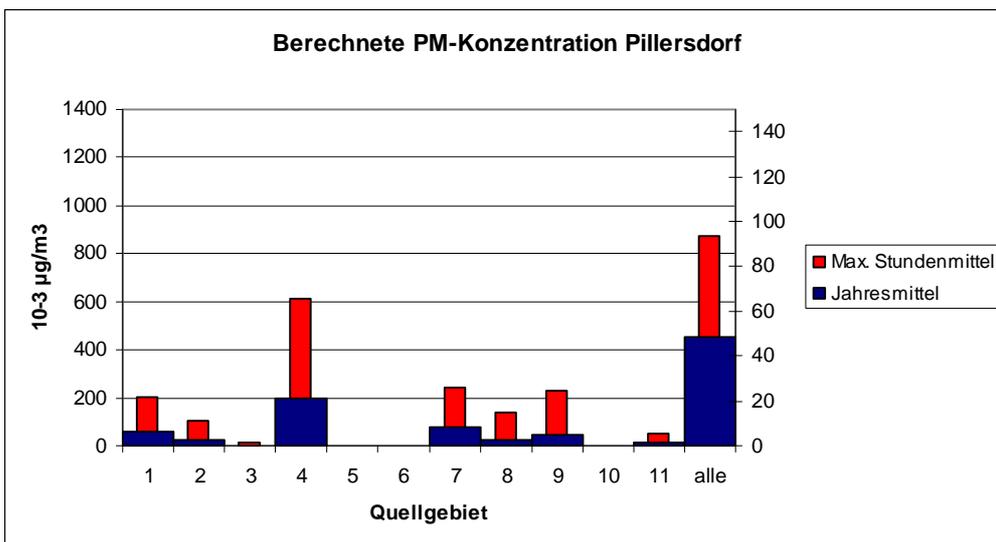
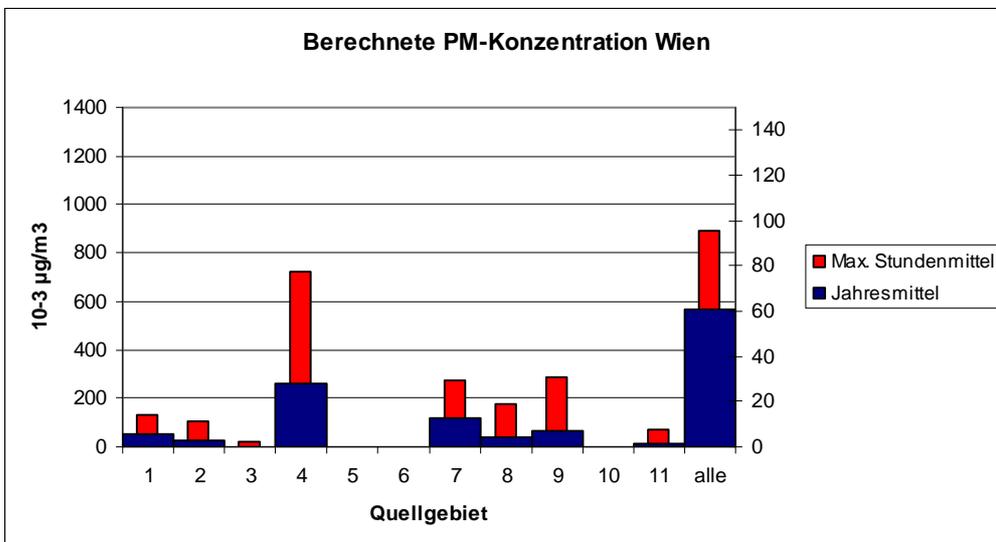
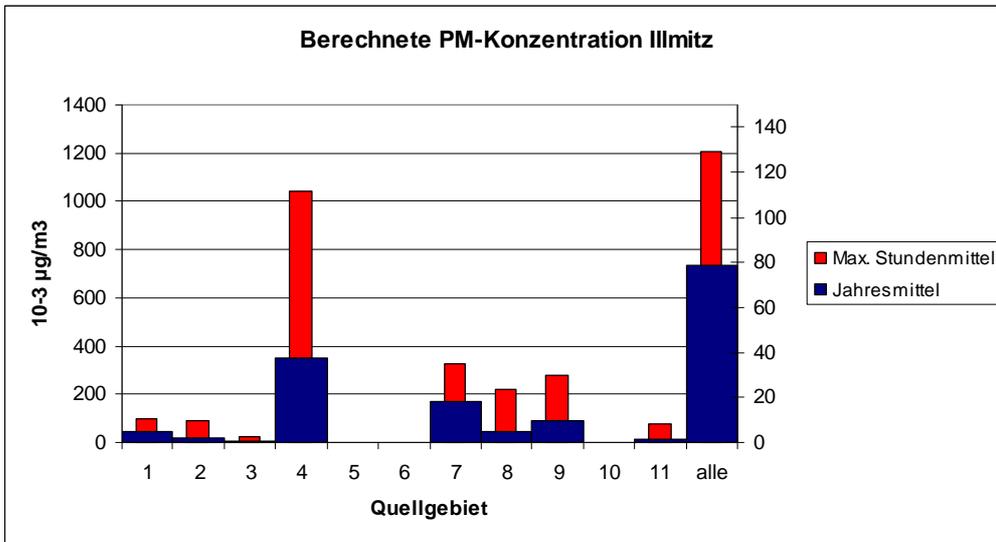


Abbildung 71: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten Primärstaub-Konzentration in Illmitz (oben), Wien (Mitte) und Pillersdorf (unten).

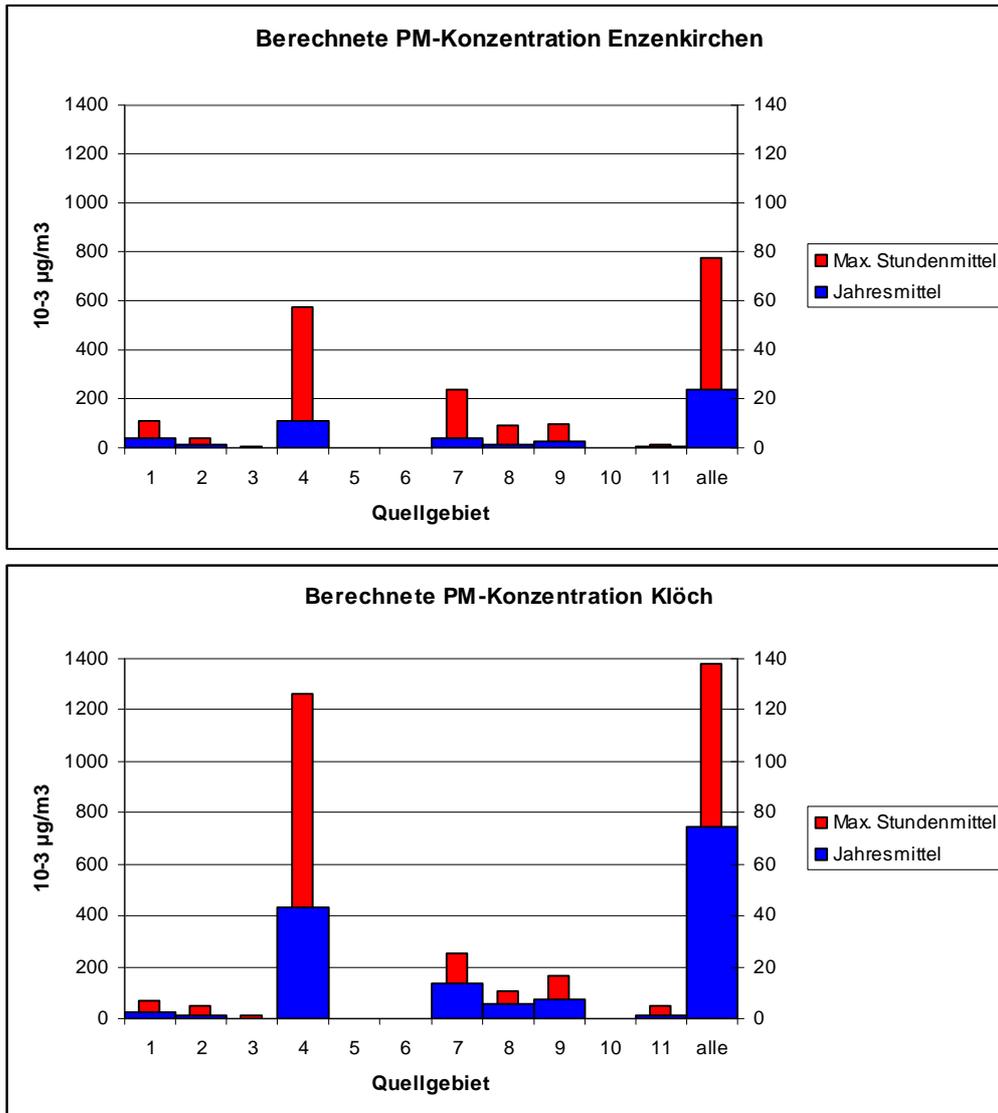


Abbildung 72: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten Primärstaub-Konzentration in Enzenkirchen (oben) und Klöch (unten).

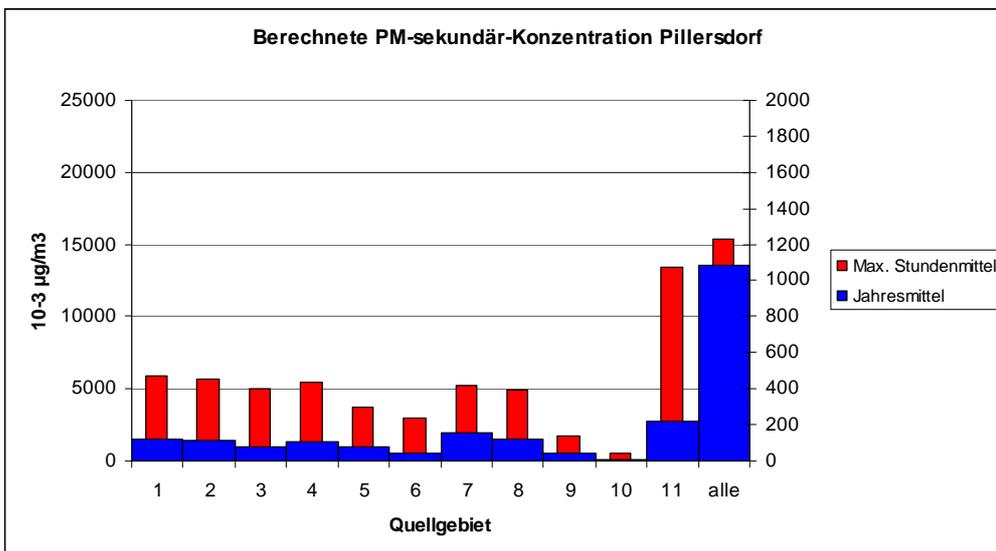
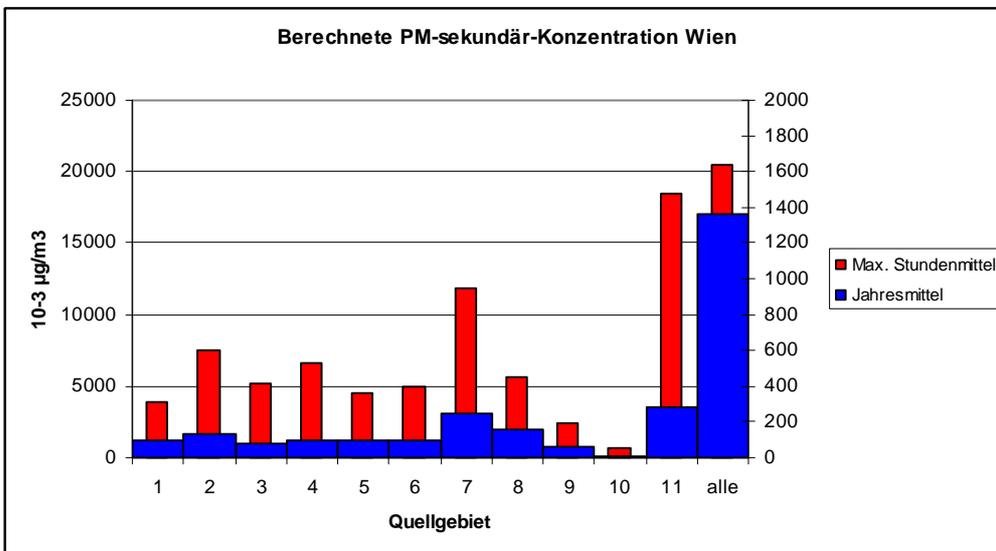
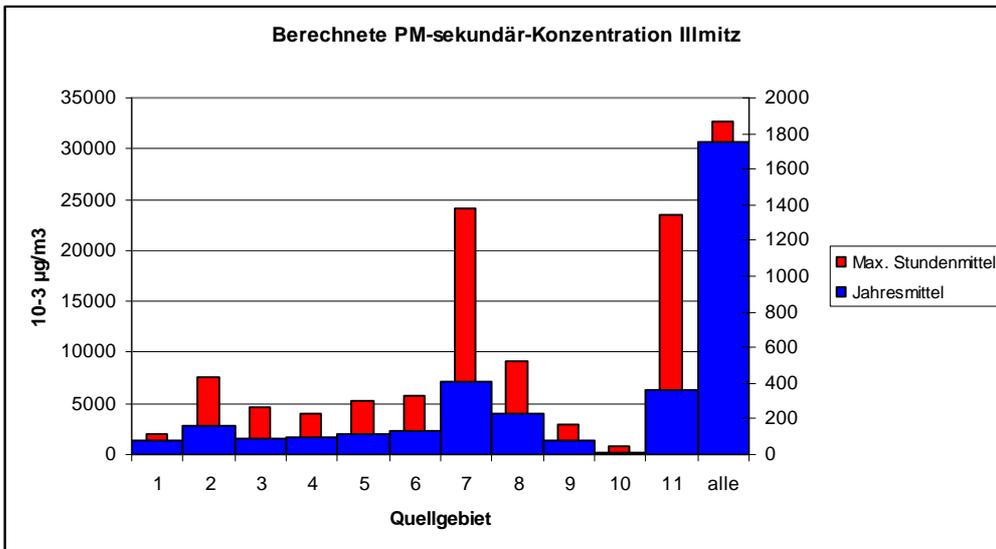


Abbildung 73: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten Sekundärstaub-Konzentration in Illmitz (oben), Wien (Mitte) und Pillersdorf (unten).

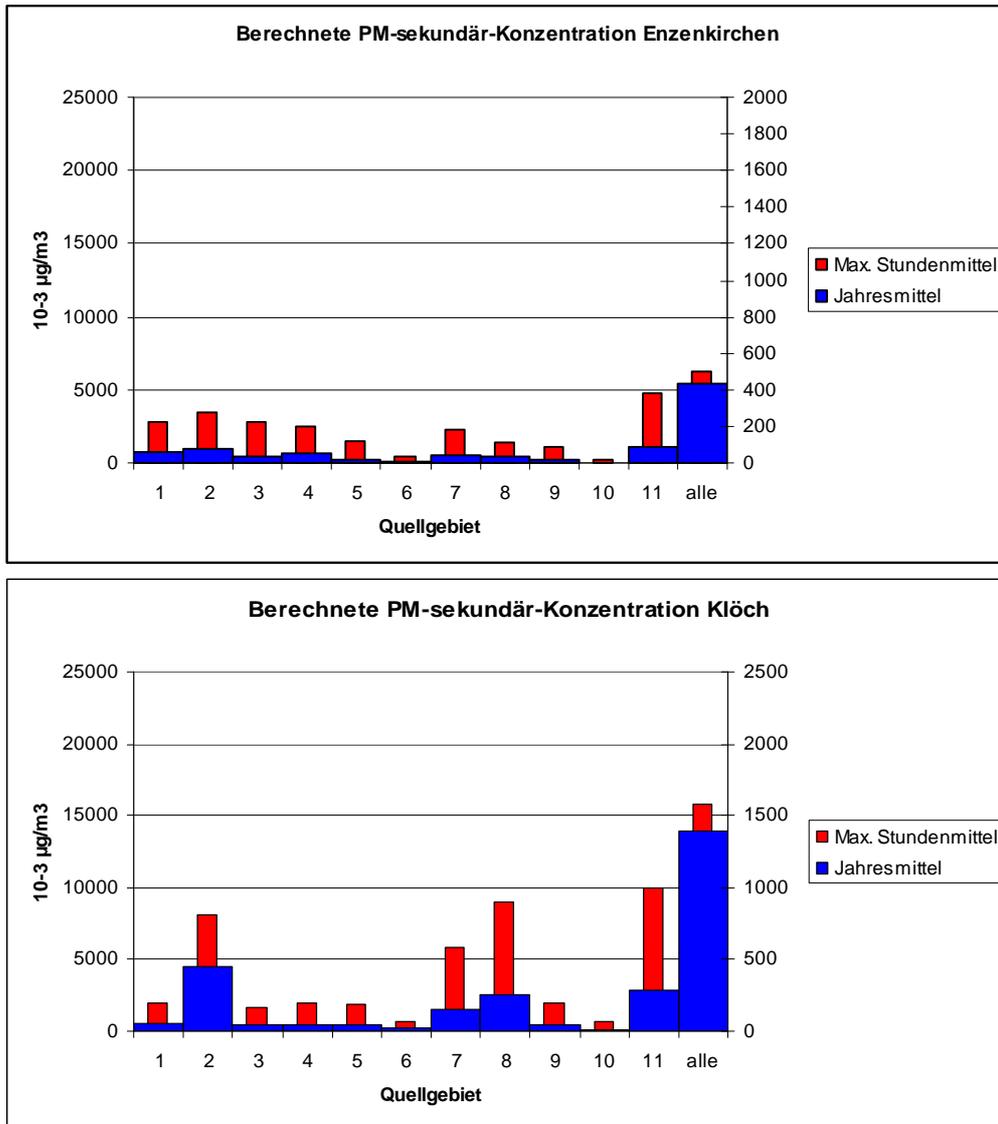


Abbildung 74: Jahresmittel (rechte Skala) und maximaler Stundenmittelwert (linke Skala) der für die untersuchten Großemittenten berechneten Sekundärstaub-Konzentration in Enzenkirchen (oben) und Klöch (unten).

Tabelle 10: Zusammenstellung von statistischen Parametern der für die ausgewählten Großemittenten berechneten Immissionskonzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

	Illmitz	Wien	Pillersdorf	Enzenkirchen	Klöch
SO₂					
5. Perzentil	0,000009	0	0	0	0,000338
25. Perzentil	0,08	0,04	0,21	0,00017	0,109
75. Perzentil	1,37	0,87	0,61	0,19	1,027
95. Perzentil	3,75	2,88	2,17	0,77	2,39
Max. SMW	20,47	11,48	9,05	5,8	5,5
Jahresmittel	1,005	0,695	0,494	0,172	0,714
NO_x					
5. Perzentil	0	0	0	0	0
25. Perzentil	0,024	0,012	0,0055	0,000003	0,0289
75. Perzentil	0,24	0,18	0,153	0,034	0,204
95. Perzentil	0,56	0,48	0,38	0,19	0,58
Max. SMW	1,88	1,97	1,37	0,74	1,75
Jahresmittel	0,166	0,134	0,11	0,038	0,159
Staub					
5. Perzentil	0,00021	0,00013	0,000094	0,000029	0,00041
25. Perzentil	0,0077	0,0064	0,0048	0,00081	0,0085
75. Perzentil	0,107	0,083	0,068	0,034	0,096
95. Perzentil	0,34	0,28	0,22	0,12	0,37
Max. SMW	1,21	0,89	0,87	0,78	1,38
Jahresmittel	0,086	0,0677	0,054	0,0285	0,085
Sekundärstaub					
5. Perzentil	0	0	0	0	0
25. Perzentil	0,031	0,0053	0,0017	0,000001	0,044
75. Perzentil	2,48	1,87	1,46	0,573	1,96
95. Perzentil	7,68	6,43	5,19	2,46	5,83
Max. SMW	32,7	20,48	15,35	6,26	15,75
Jahresmittel	1,76	1,371	1,093	0,443	1,403

4.2.4 Statistisch-empirische Untersuchung der Schadstoffbelastung in Ostösterreich mittels Trajektorien

In Abbildung 75 bis Abbildung 80 ist für jeden der fünf Aufpunkte in Österreich die durchschnittliche gemessene Schadstoffkonzentration in Abhängigkeit von der Verweildauer der Trajektorien in den elf Quellgebieten dargestellt. Bei häufigem, an den Messstellen noch nachweisbarem Schadstoff-Ferntransport sollte die durchschnittliche Schadstoffbelastung mit zunehmender Verweildauer der Luft über den Quellgebieten zunehmen.

Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Auswertungen zwar getrennt für jede Quellregion durchgeführt wurden, tatsächlich muss die Luft beim Transport aus den weiter entfernten Quellgebieten nach Österreich unter Umständen mehrere Quellgebiete überströmen (z. B. muss Luft, die

sich über Quellgebiet 11 (Rumänien, Bulgarien) aufgehalten hat, auf dem Weg nach Ostösterreich mit hoher Wahrscheinlichkeit die Quellgebiete 7 (Ungarn) und 6 (Raum Bratislava) queren. Das heißt auch, dass bei einer Verweilzeit der Luft von Null Stunden in einem bestimmten Quellgebiet die Luft dennoch Schadstoffe aus einem anderen Quellgebiet aufgenommen haben kann. Während die Berechnung der Immissionsbelastung für jede Quellregion gesondert durchgeführt werden kann, ist bei einer empirischen Auswertung der Messdaten eine exakte Trennung der verschiedenen Quellregionen hingegen nicht möglich.

Weiters ist zu beachten, dass hier lediglich die Herkunft der Luft in die Auswertungen eingeht. Während des Aufenthalts der Luft in einem Quellgebiet können aber markante Quellen gar nicht in Betrieb stehen oder umgekehrt höhere Emissionen als die der Rechnung unterstellten Jahresdurchschnittswerte freisetzen.

Während der Freisetzung der Schadstoffe und am Weg nach Österreich kann die vertikale Durchmischung der Atmosphäre gut oder schlecht sein, bei Niederschlag können die Schadstoffe zudem durch nasse Deposition ausgewaschen werden.

Schlussendlich wird bei Transport aus dem Nahbereich der ausgewählten Großemittenten, die sich ja alle mehr oder weniger östlich von Österreich befinden, auch in Österreich Wind aus östlichen Richtungen wahrscheinlicher sein als Westwind. Wind aus östlichen Richtungen ist in Ostösterreich vor allem während der Wintermonate häufig mit schlechter Durchmischung und häufigen Inversionen, Westwind hingegen häufig mit guter Durchmischung der bodennahen Atmosphäre verbunden. Bei Transport aus den Quellgebieten müssen sich also lokale Emissionen stärker bemerkbar machen als bei Westwind.

Alle diese Umstände bewirken eine gewisse Verschmierung, aber auch Extremwerte und „Ausreißer“ in den gemessenen Immissionsdaten und erschweren klare Aussagen.

In Abbildung 75 bis Abbildung 80 sind jeweils die Konzentrationsverläufe für alle Quellgebiete zusammen fett schwarz und der Konzentrationsverlauf für jenes Quellgebiet, welches an der jeweiligen Messstelle gemäß Ausbreitungsrechnung den stärksten Einfluss haben sollte, fett rot gekennzeichnet.

Als erstes fällt in Abbildung 75 bis Abbildung 80 vor allem bei SO_2 und NO_x auf, dass die durchschnittlichen Konzentrationsverläufe in Illmitz relativ glatt sind, während vor allem in Wien die Abhängigkeit der SO_2 - und NO_x -Konzentration von der Verweilzeit der Luft in den Quellgebieten starken Schwankungen unterliegt. Dies dürfte ein Effekt von lokalen Quellen im Raum Wien sein. Aus diesem Grund, und, weil sich die Konzentrationsniveaus an den Messstellen z. T. doch deutlich von einander unterscheiden, mussten die Abbildungen z. T. unterschiedlich skaliert werden, was Vergleiche zwischen den Messstellen leider erschwert.

Für Wien liegen zudem gravimetrische PM_{10} -Messungen in Form von Tagesmittelwerten und kontinuierliche Messungen in Form von Halbstundenmittelwerten vor. Die Gegenüberstellung in Abbildung 77 zeigt nur marginale Unterschiede.

Grundsätzlich zeigen alle Abbildungen zunächst einen Anstieg der mittleren Schadstoffkonzentration von Null auf eine Stunde Verweilzeit in einem Quellgebiet, danach, zu zwei Stunden Verweilzeit in einem Quellgebiet, wieder einen Konzentrationsrückgang. Dieser „Buckel“ in den Kurven dürfte auf erhöhte Beiträge lokaler Quellen bei Ostwind im Vergleich zu Westwind zurückzuführen sein. Dies wird auch dadurch untermauert, dass erstens in Wien, wo der Anteil lokaler Quellen relativ hoch ist, der „Buckel“ meist am deutlichsten ausgeprägt ist. Zweitens ist – mit Ausnahme von Wien – der „Buckel“ bei NO_x (wo lokale Emissionen besonders wichtig sind) stärker ausgeprägt als bei SO_2 . Der „Buckel“ bei PM_{10} deutet darauf hin, dass auch hier lokale Quellen relevant sind.



Alle Abbildungen zeigen im allgemeinen einen Anstieg der durchschnittlichen SO_2 -Konzentration mit zunehmender Verweilzeit der Luft in den Quellgebieten, bei PM_{10} ist der Anstieg deutlich schwächer als bei SO_2 ; NO_x zeigt abgesehen von starken Schwankungen keine systematische Zunahme mit längerer Verweildauer der Luft in einem Quellgebiet.

Die Abhängigkeit der durchschnittlichen Schadstoffbelastung von der Verweildauer der Luft im Nahbereich der Großemittenten kommt klarer zum Ausdruck, wenn man die durchschnittlichen Konzentrationswerte auf jenen Wert, der für Verweildauer = 0 Stunden ermittelt wurde, bezieht (d. h. alle Konzentrationswerte werden durch den Wert für Verweildauer = 0 Stunden dividiert), d. h. das Quellgebiet wurde nicht überquert. Man kann so ablesen, um wie viel sich die durchschnittliche Schadstoffbelastung mit zunehmender Verweildauer der Luft in den Quellgebieten vervielfacht. Die normierten Konzentrationen sind in Abbildung 81 zusammengefasst für alle Quellgebiete, dargestellt. Man erkennt, dass sich die durchschnittliche SO_2 -Konzentration mit zunehmender Verweilzeit der Luft im Nahbereich der Großemittenten nahezu vervierfacht, besonders beim Quellgebiet 11 (Rumänien, Bulgarien). In Wien ist die Zunahme am geringsten, offensichtlich sind lokale Quellen dominierend. Bei der PM_{10} -Konzentration ist ungefähr eine Verdoppelung erkennbar, während die durchschnittliche NO_x -Konzentration keine Abhängigkeit von der Verweildauer der Luft in den Quellgebieten erkennen lässt.

Insgesamt bestätigen die Auswertungen der gemessenen Schadstoffbelastung in Abhängigkeit von der Verweildauer der Luft im Nahbereich der Großemittenten die Hinweise für Ferntransport vor allem für SO_2 , weniger deutlich auch für PM_{10} . Bei NO_x hingegen dürften Einflüsse aus lokalen Quellen deutlich überwiegen.

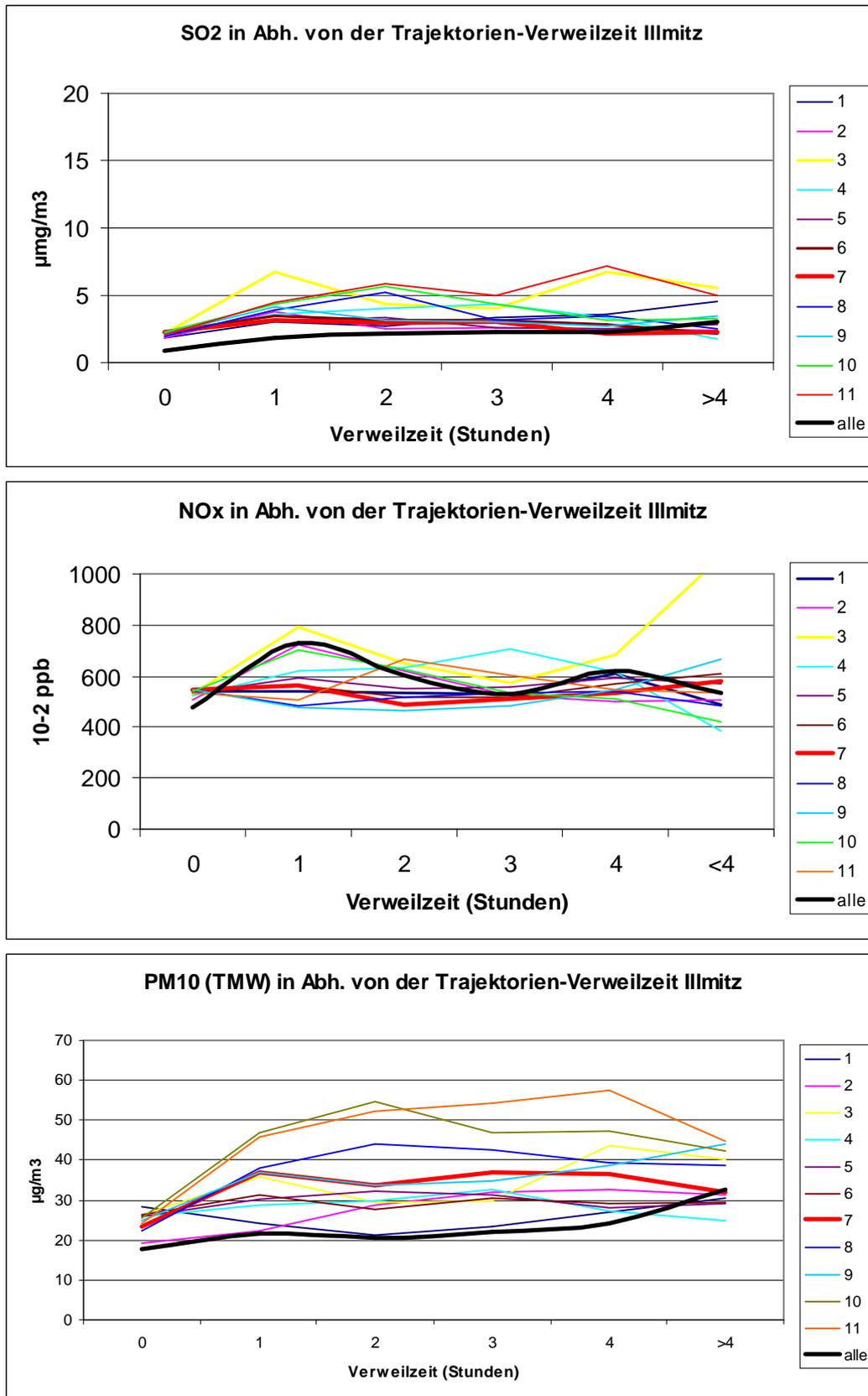


Abbildung 75: Durchschnittliche gemessene SO_2 -, NO_x - und PM_{10} -Konzentration (gravimetrisch, Tagesmittelwert) in Illmitz in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in den elf Quellgebieten.

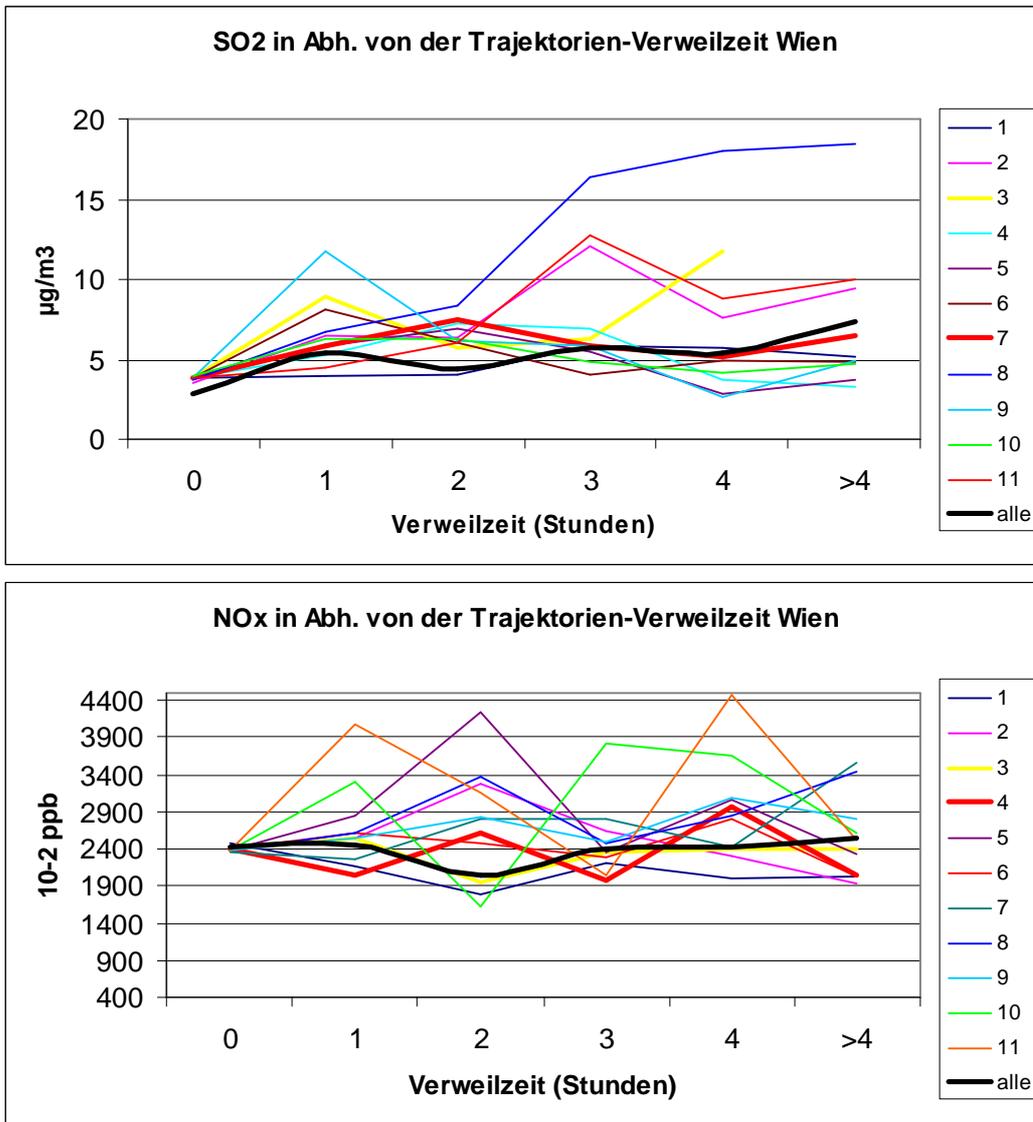


Abbildung 76: Durchschnittliche gemessene SO₂- und NO_x- Konzentration in Wien in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in den elf Quellgebieten.

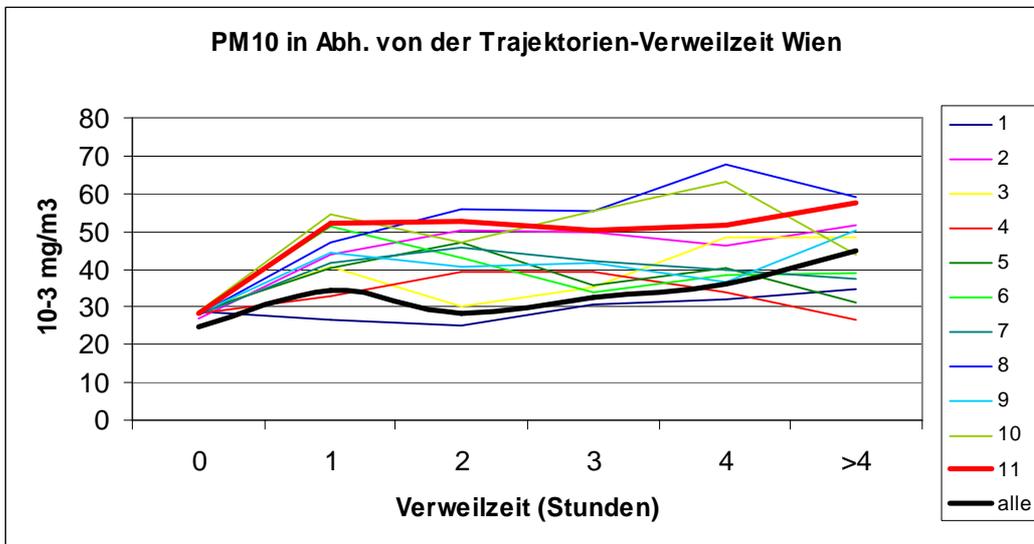
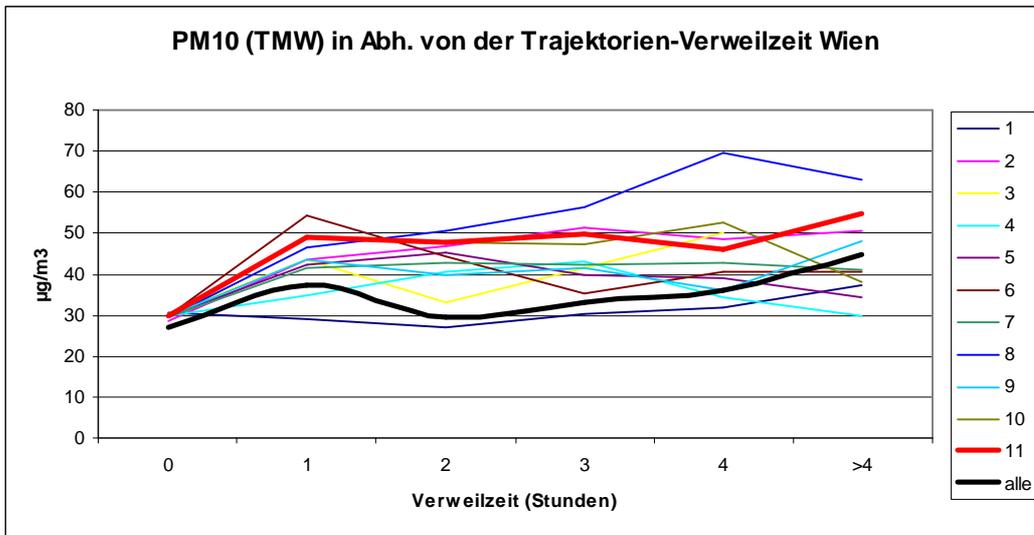


Abbildung 77: Durchschnittliche gemessene PM10-Konzentration (oben: gravimetrisch in Form von Tagesmittelwerten, unten: in Form von Halbstundenmittelwerten) in Wien in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in den elf Quellgebieten.

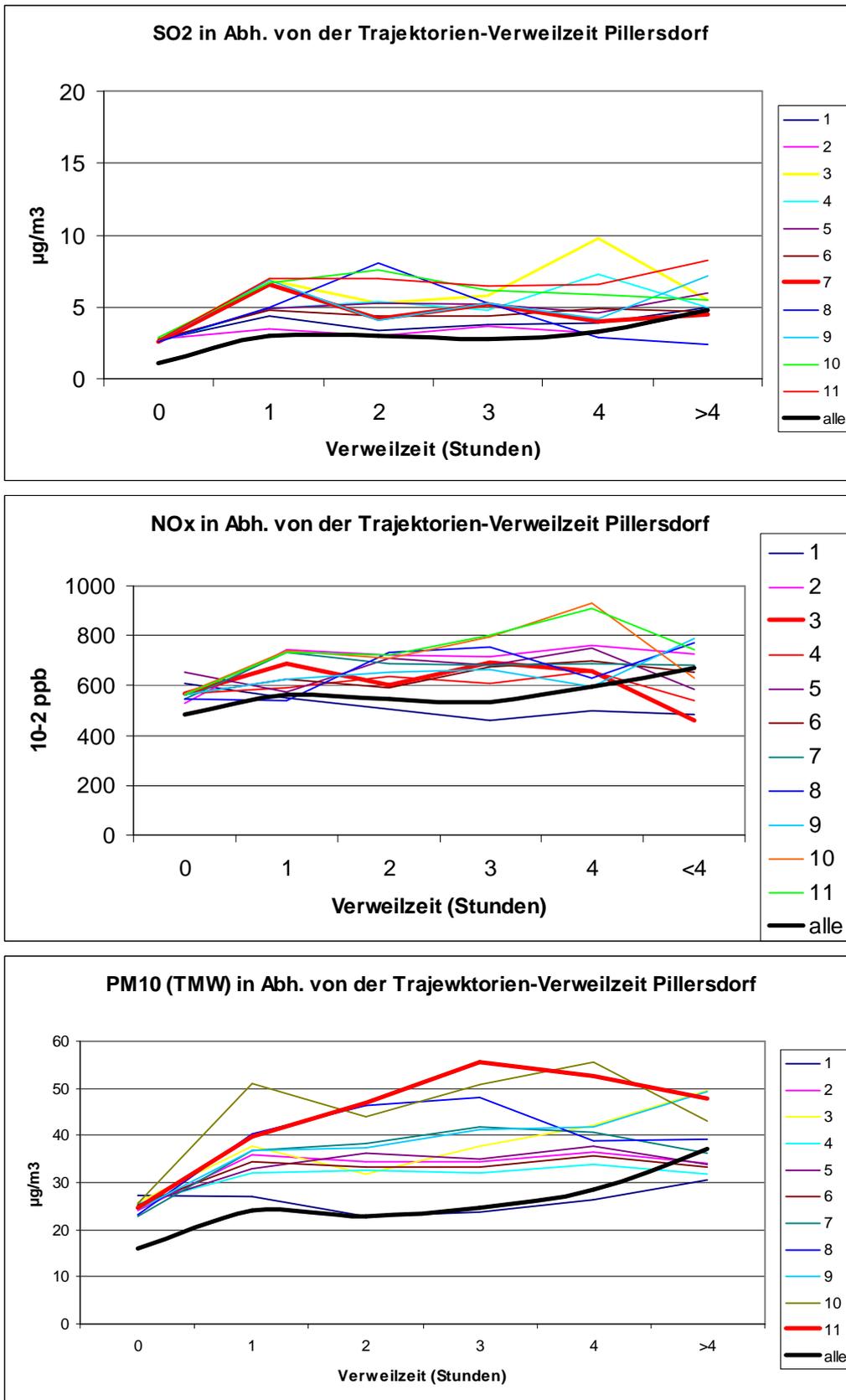


Abbildung 78: Durchschnittliche gemessene SO₂-, NO_x- und PM₁₀-Konzentration (gravimetrisch, Tagesmittelwert) in Pillersdorf in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in den elf Quellgebieten.

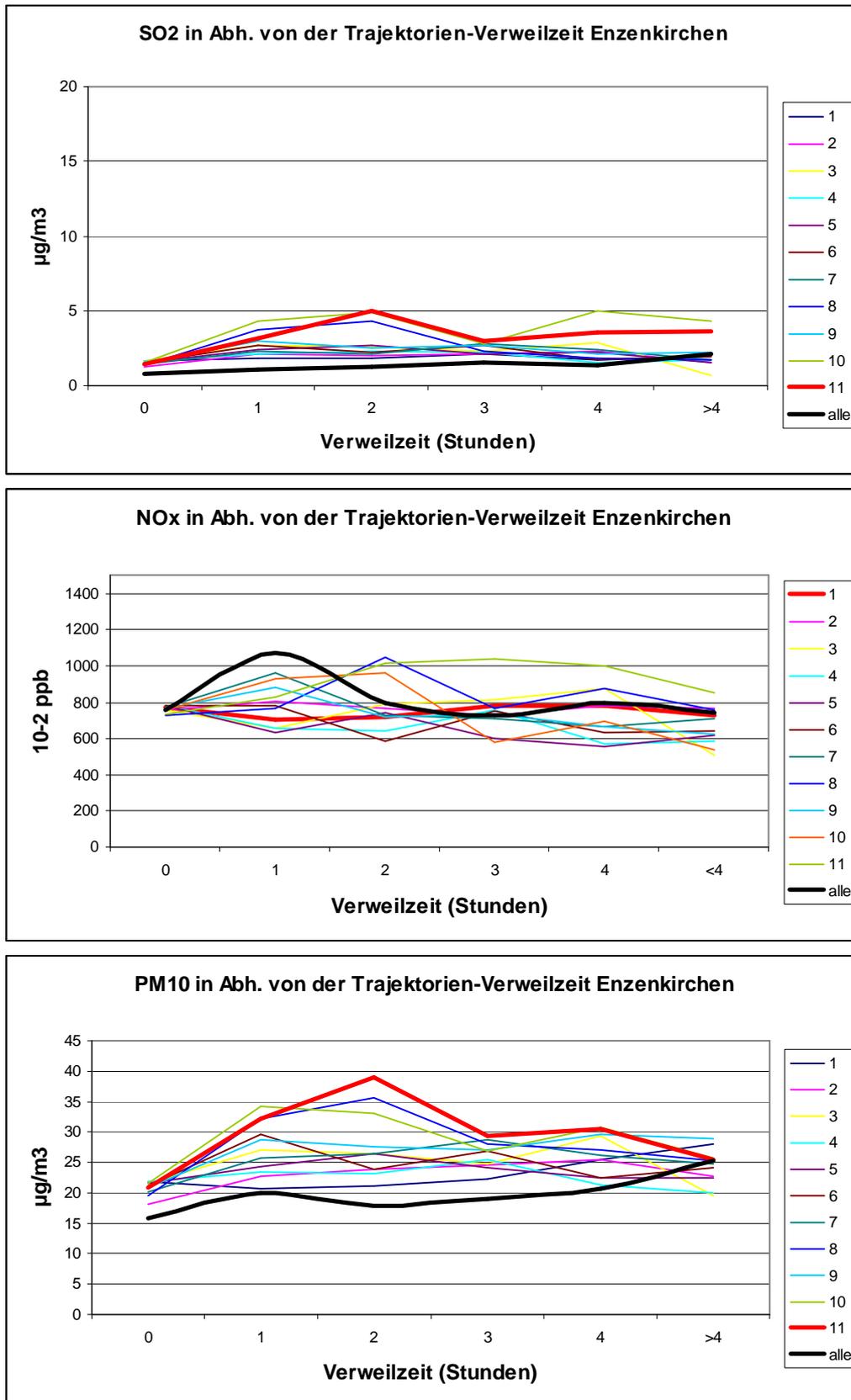


Abbildung 79: Durchschnittliche gemessene SO₂-, NO_x- und PM₁₀-Konzentration (gravimetrisch, Tagesmittelwert) in Enzenkirchen in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in den elf Quellgebieten.

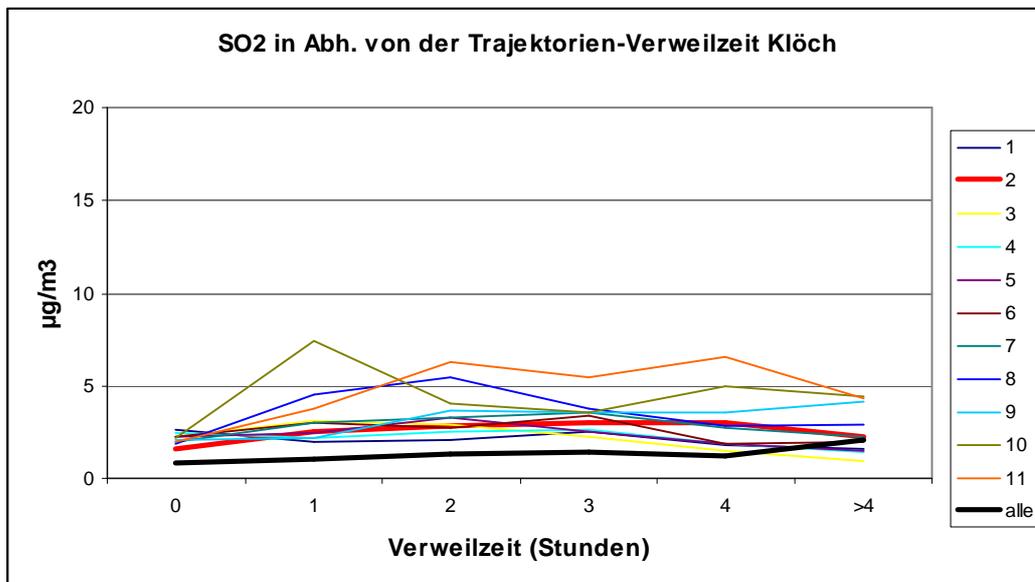


Abbildung 80: Durchschnittliche gemessene SO₂-Konzentration in Klöch in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in den elf Quellgebieten.

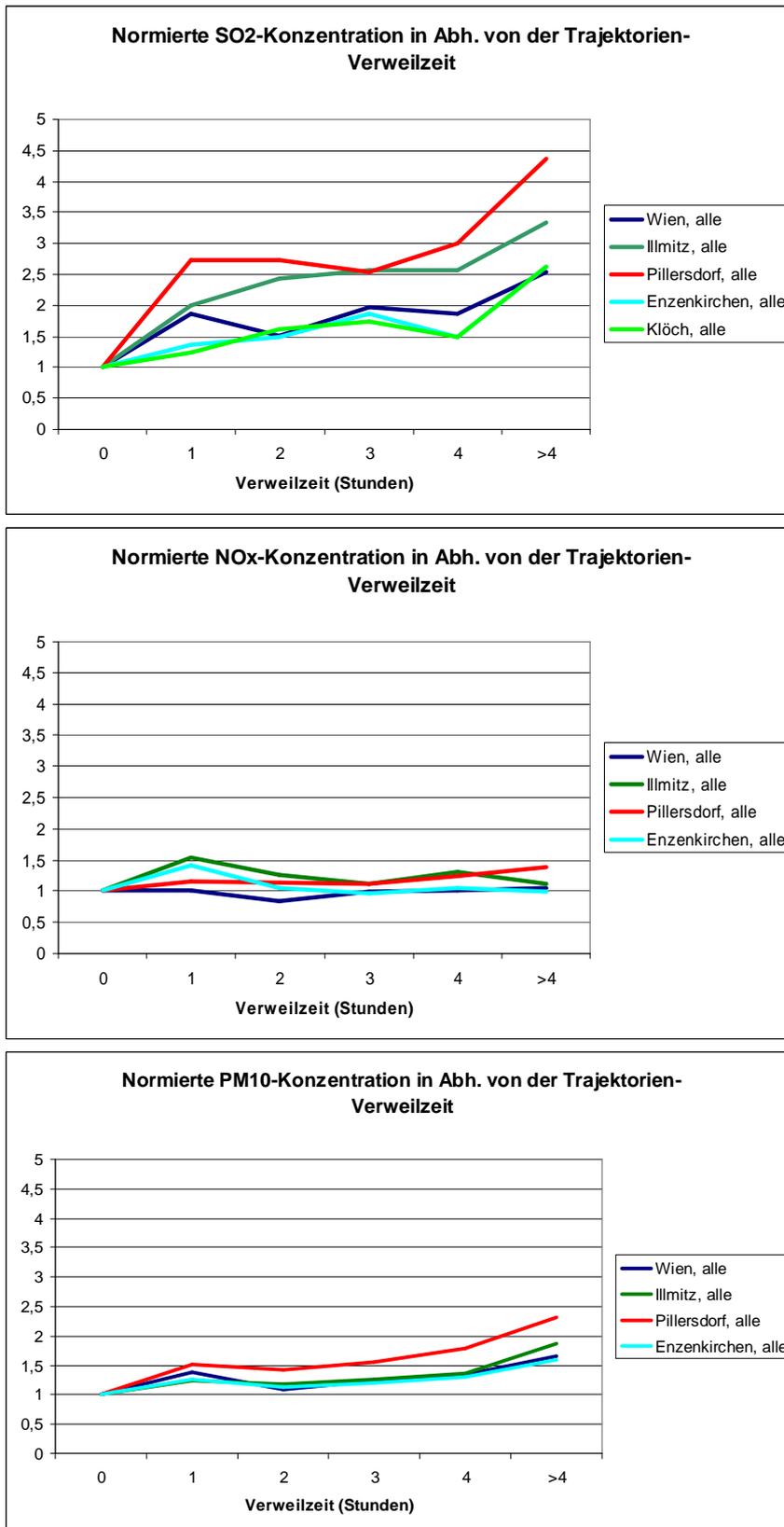


Abbildung 81: Normierte gemessene SO₂- (oben), NO_x- (Mitte) und PM₁₀-Konzentration (gravimetrisch, Tagesmittelwert, unten) in Wien, Illmitz, Pillersdorf und Klöch in Abhängigkeit von der Verweilzeit der Trajektorien in allen 11 Quellgebieten.

4.3 Belastung im Nahbereich der Raffinerie in Bratislava

Mit den in den obigen Kapiteln dargestellten Methoden kann der Nahbereich von Emittenten nur ungenau abgebildet werden. Im nachfolgenden Kapitel wird daher der Einfluss der Raffinerie Slovnaft in Bratislava auf grenznahe Luftmessstationen mit Hilfe von Auswertungen der Luftgütemessungen diskutiert. Ein Einfluss ist v. a. beim Schadstoff SO_2 zu erkennen, bei den anderen Luftschadstoffen ist dieser wesentlich geringer.

Die Raffinerie Slovnaft weist jährliche SO_2 -Emissionen von ca. 8.000 t auf, davon stellt die Hauptquelle ein 100 m hoher Schlot mit 5.500 t/Jahr dar (Quelle: Datenanfrage Slowakei, siehe Kapitel 2.5.7).

Abbildung 82 zeigt die SO_2 -Schadstoffwindrose³⁰ für Kittsee (Nordburgenland, an der Staatsgrenze gegenüber Bratislava gelegen, ca. 8 km westlich der Raffinerie Slovnaft gelegen) für 2005. Bei einem Jahresmittelwert von $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt die mittlere SO_2 -Konzentration bei Wind aus Nord bis West (Hauptwindrichtung) bei 4 bis $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sie weist aber bei Ostnordostwind ein scharfes Maximum bis über $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Dieses lässt sich sehr wahrscheinlich den Emissionen der Raffinerie Bratislava zuordnen.

Auch Hainburg (Abbildung 82, rechts), welches in etwa 16 km Entfernung liegt, weist bei Advektion aus Richtung der Raffinerie Bratislava – in diesem Fall Ostwind – deutlich erhöhte SO_2 -Konzentrationen (um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – gegenüber einem Jahresmittelwert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf.

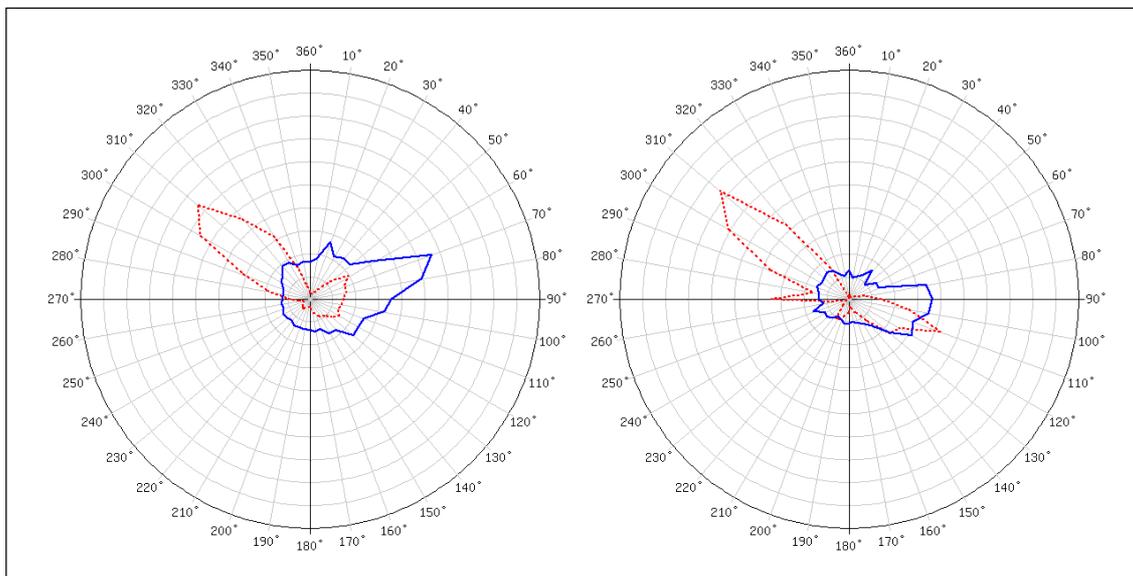


Abbildung 82: Schadstoffwindrose für SO_2 in Kittsee (links) und Hainburg (rechts), 2005. Radius der Windrichtungshäufigkeit 20 %, der SO_2 -Konzentration $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

³⁰Windrosen stellen Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung dar, dargestellt in einem Kreisdiagramm. Im vorliegenden Bericht werden Windrichtungshäufigkeiten für Sektoren von 10° angegeben, wobei Fälle mit Windgeschwindigkeiten unter $0,5 \text{ m/s}$ gesondert als Kalmen (Windstille) ausgewiesen werden. Wind aus 90° entspricht Ost, 180° Süd, 270° West und 360° Nord. Schadstoffwindrosen geben für jeden Windrichtungssektor die mittlere Schadstoffkonzentration an. Den Mittelungszeitraum stellt dabei die Gesamtheit jener Fälle dar, in denen der Wind aus dem betreffenden Sektor wehte.



Der IG-L-Grenzwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Halbstundenmittelwert (wobei bis zu drei Halbstundenmittelwerte pro Tag erlaubt sind) wurde in den letzten Jahren in Kittsee mehrmals überschritten (2003, 2004). Am 27.9.2003 wurde mit $739 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der bisher höchste Halbstundenmittelwert in Kittsee gemessen; 2003 wurde der Grenzwert auch in Hainburg überschritten. Kittsee verfehlte am 27.9.2003 mit einem maximalen Dreistundenmittelwert von $493 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur knapp den Alarmwert von $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In Stixneusiedl trat 2001 ein maximaler Halbstundenmittelwert von $503 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf, der nach damaliger Rechtslage allerdings noch keine Grenzwertüberschreitung gemäß IG-L war.

Die SO_2 -Grenzwertüberschreitungen in Kittsee und Hainburg wurden nicht im Detail im Rahmen von Stuserhebungen untersucht, sind aber sehr wahrscheinlich überwiegend Emissionen der Raffinerie Bratislava zuzuordnen.

5 ABKÜRZUNGEN UND GLOSSAR

CO	Kohlenmonoxid
AUPHEP	Austrian Project on Health Effects of Particulates
CLRTAP	Konvention über weiträumigen, grenzüberschreitenden Schadstofftransport der UNECE
EMEP	Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe (http://www.emep.int/)
EPER.....	European Pollution Emission Register (http://eper.eea.eu.int/eper/)
EU	Europäische Union
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis (http://www.iiasa.ac.at/)
NO	Stickstoffoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NOx	Stickstoffoxide, Summe aus NO ₂ , NO und N ₂ O
PM10	Bei PM10-Messverfahren ist das Ziel, eine Sammelcharakteristik zu verwirklichen, welche der thorakalen Fraktion (jener Masseanteil einatembarer Partikel, der über den Kehlkopf hinausgeht) entspricht. Bei diesen Verfahren sollen per definitionem 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm erfasst werden; bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Im deutschen Sprachraum hat sich die Bezeichnung "Feinstaub" für PM10 eingebürgert.
PM2.5	Bei diesem Verfahren sollen per definitionem 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm erfasst werden (der etwa dem Anteil entspricht, der bis in die Alveolen gelangt); bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des PM10 und sollte weitgehend der alveolengängigen Fraktion entsprechen.
PM10-2,5	Partikel, die größer als 2,5 µm aber kleiner als 10 µm sind. Im Englischen als "coarse fraction" bezeichnet.
ppb.....	parts per billion
Primäre Partikel	Partikel, die direkt gebildet werden.
RAINS.....	Regional Air Pollution Information and Simulation
Sekundäre Partikel....	Partikel, die in der Atmosphäre aus gasförmigen Vorläufersubstanzen entstehen.
SIA.....	Sekundäres anorganisches Aerosol
SO ₂	Schwefeldioxid
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe (www.unece.org)

6 LITERATUR

- ACID RAIN (2000): Barret, M.: The worst and the best – Atmospheric Emissions from Large Point Sources in Europe. Air Pollution and Climate Series No. 15. Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden.
- ACID RAIN (2004): Barret, M.: Atmospheric Emissions from Large Point Sources in Europe. Air Pollution and Climate Series No. 17. Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden.
- ACID RAIN (2006): Holland, M.: Health Impacts of Emissions from Large Point Sources. Air Pollution and Climate Series No. 19. Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden.
- AMANN et al. (2006): Baseline scenarios for the revision of the NEC Emission Ceilings Directive. Part 1: Emission projections Corrected version, September 21, 2006. Background document for the Conference on Air Pollution and Greenhouse Gas Emission Projections for 2020, Brussels, September 29, 2006. IIASA Laxenburg.
- DRECHSLER, S. (2006): Sensitivity of urban and rural Ammonium-Nitrate Particulate Matter to Precursor Emissions in Southern Germany. Vortrag auf dem Workshop „Contribution of Natural sources to PM levels in Europe“, JRC Ispra, Room Leonardo, Michelangelo, 12 – 13 October 2006.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2004): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM – Austria. MSC-W Data Note 1/2004. Norwegian Meteorological Institute.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2005): Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2003. EMEP Status Report 2005; July 20, 2005. Norwegian Meteorological Institute.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2005a): Vestreng, V., Breivik, K., Adams, M., Wagner, A., Goodwin, J., Rozovskaya, O., Pacyna, J. M.: Inventory Review 2005, Emission Data reported to LRTAP Convention and NEC Directive, Initial review for HMs and POPs. MSC-W Technical Report 1/05.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2006): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM – Austria. MSC-W Data Note 1/2006. Norwegian Meteorological Institute.
- FMI – Finnish Meteorological Institute (2002): MAKESENS 1.0, Mann-Kendall Test and Sen's Slope Estimates for the Trend of Annual Data, Version 1.0 Freeware.
- KAISER, A., PETZ, E., CUHALEV, I. (2005): Ermittlung der Gesamtbelastung durch Luftschadstoffe im Kurzzeitmittel anhand von Zeitreihen der Vor- und Zusatzbelastung; Vergleich mit statistischen Methoden. Das zur Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung adaptierte ÖNORM M 9440 Modell ONGAUSSplus. Österreichische Beiträge zu Meteorologie und Geophysik, Wien.
- KÄRNTNER LANDESEGERUNG - Amt der Kärntner Landesregierung (2002): Stuserhebung St. Georgen Herzogberg 1999 Schwefeldioxid (SO₂) gemäß Immissionsschutzgesetz – Luft (IG-L). Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt.
- KRÜGER, B. C. (2004): Endbericht Aktionsplan für Sofortmaßnahmen gemäß § 15 Ozon-Gesetz - Meteorologisch chemische Modellrechnungen. Studie im Auftrag von Magistrat der Stadt Wien, Amt der niederösterreichischen Landesregierung, Amt der burgenländischen Landesregierung. Universität für Bodenkultur Wien.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.



- SHMU – SLOVAK HYDROMETEOROLOGSKI USTAV (2003): Air Pollution in the Slovak Republic 2002. Slovak Hydrometeorological Institute, Ministry of Environment of the Slovak Republic.
- STMK LANDESREGIERUNG - Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2003): Stuserhebungen gemäß § 8 IG-L, BGBl. I Nr. 115/1997 idgF., Amt der Steiermärkischen Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Spangl, W.; Schneider, J.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2000. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): „Bericht Medienübergreifende Umweltkontrolle an ausgewählten Standorten“. Monographie Band M-168. Wien. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Spangl, W. et al.: Fachgrundlagen für eine Stuserhebung zur PM10-Belastung in Wien – Grenzwertüberschreitungen an den Messstellen Belgradplatz, Gaudenzdorf, Liesing, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Stadlau in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung, MA 22 – Umweltschutz, 2004.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Spangl, W. et al.: Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes für PM10 an den Messstellen Illmitz, Kittsee und Eisenstadt im Jahr 2002, Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Spangl, W. et al.: Fachgrundlagen für eine Stuserhebung zur NO₂-Belastung an der Messstelle Wien-Hietzinger Kai - Überschreitung der Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge des NO₂-Jahresmittelwertes in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung, MA 22 – Umweltschutz, 2004.
- UMWELTBUNDESAMT (2005a): Schneider, J. et al.: Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung, Bericht im Auftrag des BMLFUW, Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005b): Spangl, W. et al.: Untersuchung der PM10-Immissionssituation an den Luftgütemessstellen in Niederösterreich in den Jahren 2002 und 2003 Stuserhebung mit vorläufiger Emissionsbetrachtung betreffend die Überschreitung des Immissionsgrenzwertes für PM10 in den Jahren 2002 und 2003. Im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2005c): Spangl, W.; Nagl, C.; Schneider, J.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2004. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005d): Emissionstrends 1990-2003. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen mit Datenstand 2005. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006a): Spangl, W.; Nagl, C.; Schneider, J.; Kaiser, A.: Herkunftsanalyse der PM10-Belastung in Österreich. Reports, Bd. REP0034. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006b): Spangl, W.; Böhmer, S.; Nagl, C.; Schneider, J.; Kaiser, A.; Baumann-Stanzer, K.: Fachgrundlagen für eine Stuserhebung betreffend die SO₂- Grenzwertüberschreitung am Hermannskogel am 10. Feb. 2005. Im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung sowie des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006c): Emissionstrends 1990-2004. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen mit Datenstand 2006. Reports, Bd. REP0037. Umweltbundesamt, Wien.
- WHO – World Health Organization (2006): Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Report E88189. Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. European Centre for Environment and Health, Bonn Office.
- WILSON, R. & SPENGLER, J. D. (1996): Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects, Harvard University Press.



- FRICKE, W., A. FISCHER, J. FORRER, S. GILGE, P. HOFER, P. JEANNET, A. KAISER, K. KENNDORF, R. NEMETH, L. RIES, P. WINKLER (2000): Filterung luftchemischer Messreihen im Alpenraum zur Charakterisierung ihrer Repräsentanz. GAW-DACH-Projekt. Berichte des DWD, 211.
- ONDOV, J. M., & A. H. BIERMANN (1980): Physical and Chemical Characterization of Aerosol Emissions from Coal-Fired Power Plants. In: Singh, J. J: and A. Deepak (Eds): Environmental and Climatic Impact of Coal Utilization. Academic Press, New York, 1980, 655 pp.
- ORTHOFFER, R.; LOIBL M. & KÖSTL, M (2002): Räumliche Disaggregation der österreichischen Luftschadstoffinventur für 1990, 1995 und 2000 auf das EMEP 50 x 50 km² Raster. ARC Seibersdorf research Report, ARC—S-0166, 66 pp.
- STOHL, A (1998): Computation, accuracy and applications of trajectories – a review and bibliography. Atmospheric Environment 32, 947-966.
- STOHL, A., M. HITTENBERGER, UND G. WOTAWA (1998): Validation of the Lagrangian particle dispersion model FLEXPART against large scale tracer experiments. Atmos. Environ. 32, 4245-4264.
- STOHL, A., & D. J. THOMSON (1999): A density correction for Lagrangian particle dispersion models. Bound.-Layer Met. 90, 155-167.
- STOHL, A., C. FORSTER, A. FRANK, P. SEIBERT, UND G. WOTAWA (2005): Technical Note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2. Atmos. Chem. Phys. 5, 2461-2474.
- VESTRENG, V. (2003): Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP. MWC-W Status Report 2003.