



**STATUSERHEBUNG BETREFFEND
ÜBERSCHREITUNGEN DES IG-L-
GRENZWERTES FÜR PM10 AN DEN
MESSSTELLEN EISENSTADT, ILLMITZ
UND KITTSEE IM JAHR 2002**

Erstellt im Auftrag des Amtes der
Burgenländischen Landesregierung

Wolfgang Spangl
Christian Nagl
Jürgen Schneider

Wien, Oktober, 2004



Projektleitung:	Wolfgang Spangl
Projektmitarbeiter:	
Lufthygiene:	Christian Nagl Jürgen Schneider
Analytik:	Gundi Lorbeer Cristina Trimbacher
Geografische Informationssysteme:	Kerstin Placer
Umweltmanagement, Verkehr & Lärm:	Günther Lichtblau Agnes Kurzweil Roman Ortner
Zentralanstalt für Meteorologie:	August Kaiser
Geologische Bundesanstalt:	Hassan Neinavaie
Satz/Layout:	Regina Kiss

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

INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	5
1.1	Herkunft der PM10-Belastung im Nordburgenland.....	5
1.2	Mögliche Maßnahmen	8
1.3	Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen	11
2	EINLEITUNG	13
2.1	Gesetzliche Grundlage.....	13
2.2	Grenzwertüberschreitungen im Burgenland 2002 und 2003.....	14
3	EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB	15
3.1	Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln	15
3.1.1	Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen.....	15
3.1.2	Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews	17
3.2	Größenverteilung der Partikel	18
3.3	Quellen	20
3.4	Chemische Zusammensetzung von Partikeln	21
3.5	Senken von Partikeln	24
3.6	Messmethoden	25
3.7	Rechtliche Regelungen	26
4	DATENGRUNDLAGE	29
4.1	Untersuchungsgebiet	29
4.2	Beschreibung der Messstellen	30
4.2.1	Lagebeschreibung der Messstelle Illmitz	32
4.2.2	Lagebeschreibung der Messstelle Eisenstadt.....	34
4.2.3	Lagebeschreibung der Messstelle Kittsee	36
5	EMISSIONEN VON PM10 UND VORLÄUFERSUBSTANZEN	39
5.1	PM10 Emissionen im Nordburgenland	39
5.1.1	Raumwärme (Hausbrandemissionen)	39
5.1.2	Straßenverkehr.....	44
5.1.3	Off-Road-Verkehr (inkl. landwirtschaftliche Geräte).....	47
5.1.4	Industrie und Gewerbe	48
5.1.5	Landwirtschaftliche Tätigkeiten.....	48
5.2	PM10-Emissionen außerhalb des Nordburgenlandes (Österreich, West-Ungarn, West-Slowakei)	49
5.3	PM10-Emissionen außerhalb Österreichs (EMEP)	50
5.4	Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel	54
5.4.1	Schwefeldioxid.....	54
5.4.2	Stickstoffoxide	58
5.4.3	Ammoniak	60
6	DIE METEOROLOGISCHE SITUATION	61
6.1	Übersicht über die Witterung 2002	61
6.2	Windverhältnisse	63

6.3	Ausbreitungsbedingungen	64
6.3.1	Temperaturschichtung.....	64
6.3.2	Mischungshöhe	66
6.4	Luftmassen und Fronten.....	66
7	DIE IMMISSIONSSITUATION IN ÖSTERREICH	69
7.1	Die PM10-Belastung im Jahr 2002 im österreichweiten Vergleich	69
7.2	Entwicklung der PM10-Belastung in Österreich bis 2003	73
8	BESCHREIBUNG DER IMMISSIONSSITUATION IM NORDBURGENLAND.....	77
8.1	Die Immissionssituation in den Jahren 2002 und 2003	77
8.2	Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windrichtung	78
8.2.1	Kontinuierliche PM10-Daten (Halbstundenmittelwerte).....	78
8.2.2	Gravimetrische PM10-Daten (Tagesmittelwerte)	82
8.3	Abhängigkeit der Konzentration von der Windgeschwindigkeit	83
8.3.1	Gasförmige Schadstoffe	83
8.3.2	PM10.....	84
8.3.3	PM2,5.....	88
8.4	Schadstoffkonzentration und Temperaturgradient.....	90
8.5	Mischungshöhe	91
8.6	Mittlere Tagesgänge.....	93
8.7	Wochengänge.....	97
8.8	Zusammenhang zwischen PM10 und Niederschlag	99
8.9	Zusammenhang zwischen PM10, Straßenzustand und Straßenstreuung in Eisenstadt	99
8.10	Jahreszeitliche Abhängigkeit des PM2,5-Anteils am PM10 in Illmitz.....	101
8.11	Vergleich der meteorologischen Bedingungen 2002 mit anderen Jahren	101
8.12	Das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten.....	103
8.12.1	Illmitz	103
8.12.2	Eisenstadt	104
8.12.3	Abschätzung der PM10-Belastung im Burgenland mit dem Standortfaktor von Illmitz.....	105
9	PM10-HERKUNFTSANALYSE MITTELS RÜCKWÄRTSTRAJEKTORIEN	107
9.1	Methodik	107
9.1.1	Großräumige ECMWF-Trajektorien.....	107
9.1.2	Kleinräumige Trajektorien.....	107
9.1.3	Verweilzeitstatistik mittels Tiefpassmethode.....	108
9.1.4	Perzentilmethode.....	108
9.1.5	Gesamt-Verweilzeit	109
9.1.6	Genauigkeit der Trajektorienanalysen	109
9.2	Diskussion der Luftmassenherkunft bei den Belastungsepisoden mit PM10-TMW über 50 µg/m ³ im Jahr 2002	110
9.2.1	Ferntransport 2002.....	117
9.2.2	Regionale Schadstoffanreicherung.....	120
9.2.3	Lokale Einflüsse in Kittsee.....	122
9.2.4	Lokale Einflüsse in Eisenstadt	123

9.3	Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung, 1999 bis 2004	123
9.4	Trajektorienverweilzeitstatistiken, ECMWF	129
9.5	Kleinräumige Trajektorienverweilzeitstatistiken	132
10	CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG DER PM10-FRAKTION	135
10.1	Illmitz, 1999/2000	135
10.1.1	Windrichtungsabhängigkeit in Illmitz	137
10.1.2	Windgeschwindigkeitsabhängigkeit in Illmitz	138
10.1.3	Abhängigkeit von der Temperatur und dem vertikalen Temperaturgradienten	139
10.1.4	Niederschlagsmenge	141
10.1.5	Untersuchung hoch belasteter Tage	141
10.2	EMEP EC/OC-Kampagne 2002/2003	147
10.3	Illmitz und Kittsee, 2004	148
10.3.1	Wetterlage	149
10.3.2	Beschreibung der Immissionssituation	159
10.3.3	PM10-Zusammensetzung und rasterelektronenmikroskopische Analysen	163
10.3.4	Unterschiede zwischen Kittsee und Illmitz	170
10.4	Gesamtauswertung der Tage mit über 40 µg/m³, 1999, 2000, 2004	173
10.4.1	Herkunftsregionen der Rückwärtstrajektorien	173
10.4.2	Chemische Zusammensetzung von PM10	176
10.4.3	Hoch belastete Tage	180
11	MODELLIERUNG DER PM10-KONZENTRATION	181
12	FAKTOREN, DIE ZU DEN ÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN	183
12.1	Beiträge zur Hintergrundbelastung in Illmitz	183
12.1.1	Ferntransport	183
12.1.2	Möglicher Beitrag Wiens bei Ferntransport von Norden	188
12.1.3	Regionale Schadstoffanreicherung	189
12.1.4	Lokale Quellen	194
12.2	Abschätzung des Beitrages der städtischen Emissionen in Eisenstadt	195
12.3	Abschätzung des lokalen Beitrages in Kittsee	197
13	EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERE UNTERSUCHUNGEN	199
13.1	PM10-Konzentrationsdaten	199
13.1.1	Empfehlungen an das Amt der Burgenländischen Landesregierung	199
13.1.2	Empfehlungen an das BMLFUW bzw. das Umweltbundesamt	199
13.1.3	Empfehlungen an das Amt der Niederösterreichischen Landesregierung	199
13.2	Empfehlungen an Bund und Länder - Chemische Zusammensetzung	200
13.3	Empfehlungen an Bund und Länder - Emissionsdaten	201
13.4	Empfehlungen an Bund und Länder - Modellierung von sekundärer PM10-Bildung, Ferntransport und Quellenzuordnung	202
13.5	Empfehlungen betreffend die verwendeten meteorologischen Daten für weiterführende Studien	202
14	HERKUNFTSGEBIETE DER PM10-BELASTUNG IM NORDBURGENLAND	205
14.1	Ferntransport	205
14.2	Regionale Schadstoffanreicherung	206

14.3	Lokale Beiträge in Eisenstadt.....	207
14.4	Lokale Beiträge in Kittsee.....	207
15	MÖGLICHE MAßNAHMEN ZUR REDUKTION DER PM10-BELASTUNG	209
15.1	Rechtliche Rahmenbedingungen	209
15.2	Maßnahmen, die im Burgenland gesetzt werden können	209
15.2.1	Verkehr.....	209
15.2.2	Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)	217
15.2.3	Off-Road-Verkehr	218
15.2.4	Industrie	218
15.2.5	Mineralrohstoffwirtschaft.....	218
15.2.6	Bauwirtschaft.....	218
15.2.7	Landwirtschaft	219
15.3	Maßnahmen, die in Österreich außerhalb des Burgenlandes zu setzen sind..	220
15.4	Mögliche Maßnahmen außerhalb Österreichs	220
15.4.1	Angrenzende Teile Ungarns und der Slowakei.....	220
15.5	Ferntransport aus EU-Mitgliedsstaaten	221
15.6	Ferntransport aus Staaten außerhalb der EU.....	222
16	INFORMATIONEN GEMÄß EG-RL 1996/62/EG, ANHANG IV	223
17	LITERATUR	227
ANHANG 1: GRENZWERTE, ZIELWERTE UND ALARMWERTE DES IG-L.....		231
ANHANG 2: CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG VON PM10		235
ANHANG 3: TAGESMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION, 2002.....		239
ANHANG 4: DARSTELLUNG DER BELASTUNGSEPIDODEN MIT PM10-TMW ÜBER 50 µG/M³ IM JAHR 2002.....		243
ANHANG 5: PROBLEMATIK DER VERGLEICHBARKEIT DER PM10 MESSMETHODEN		279

1 ZUSAMMENFASSUNG

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, idgF) sind in Anlage I für verschiedene Luftschadstoffe Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt. Für PM10 beträgt dieser Grenzwert 50 µg/m³ als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind, sowie 40 µg/m³ als Jahresmittelwert. Der Grenzwert für den Tagesmittelwert wurde im Jahr 2002 an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee überschritten und bedingt damit die Erstellung einer Statuserhebung gemäß IG-L.

Die Anzahl der PM10-Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz (die Messung an diesem Standort erfolgt gemäß §5, IG-L durch das Umweltbundesamt) und Kittsee 2002 ist in Tabelle 1 zusammen gestellt. Die Messung erfolgte in Illmitz mit der gravimetrischen Methode, in Eisenstadt und Kittsee mit β-Absorption und einem Standortfaktor von 1,3¹.

Tabelle 1: Anzahl der PM10-Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee 2002

Messstelle	Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m ³	max. Tagesmittelwert (µg/m ³)	Jahresmittelwert (µg/m ³)
Eisenstadt	39	84	29
Illmitz	45	104	29
Kittsee	53	87	31

Im Rahmen der vorliegenden Statuserhebung wird die Immissionssituation im Nordburgenland – die politischen Bezirke Eisenstadt, Eisenstadt Umgebung, Mattersburg, Neusiedl a.S. und Rust – untersucht. Die in Illmitz gemessene Hintergrundbelastung kann dabei als repräsentativ für dieses Gebiet, eventuell auch für das Mittelburgenland (Bezirk Oberpullendorf) angesehen werden.

Da die PM10-Belastung des Nordburgenlandes jedoch wesentlich von Ferntransport mitbestimmt wird, werden in die Untersuchung auch jene Gebiete Österreichs einbezogen, in denen erhöhte PM10-Belastungen auftreten und die in unmittelbarem Luftmassenaustausch mit dem Nordburgenland stehen – dies sind das östliche Niederösterreich und Wien. Darüber hinaus werden jene Gebiete im Ausland berücksichtigt, die die vorliegenden Analysen von Rückwärtstrajektorien [KAISER, 2003] als Quellregionen erhöhter PM10-Belastung ausweisen. Diese Regionen umfassen weite Teile Mittel- und Südosteuropas.

Als Sanierungsgebiet gemäß §8 bzw. §2 (8) IG-L werden das Burgenland, aber auch die Bundesländer Wien und Niederösterreich angesehen, da sich hier Emissionsquellen befinden, die einen signifikanten Beitrag zur Immissionssituation leisten. Das Herkunftsgebiet von Luftmassen mit erhöhter PM10-Belastung, in dem – regional unterschiedliche – Maßnahmen bei unterschiedlichen PM10-Komponenten bzw. den Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel zu setzen sind, umfasst darüber hinaus weite Teile von Ostmitteleuropa (siehe Kapitel 12).

1.1 Herkunft der PM10-Belastung im Nordburgenland

Die folgenden Aussagen zur Herkunftszuordnung der gemessenen PM10-Belastung stützen sich auf den gesamten verfügbaren Datensatz von PM10-Messungen an den drei Messstellen im Nordburgenland - nicht nur auf die Messwerte des Jahres 2002 - sondern auf Daten aus dem Zeitraum von November 1999 bis März 2004. Die Abschätzungen der Herkunft der

¹ Die PM10-Konzentrationsmessung mit kontinuierlichen Messgeräten weist grundsätzliche Unsicherheiten auf. Aussagen, die sich ausschließlich auf kontinuierliche Messwerte (mit konstantem Standortfaktor 1,3) stützen, sind daher generell nur eingeschränkt vergleichbar mit Daten, die durch Gravimetrie – der im IG-L genannten Referenzmethode - ermittelt wurden.

PM10-Belastung konzentrieren sich dabei auf Situationen mit PM10-Konzentrationen um oder über dem Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert.

Für die Herkunftszuordnung der gemessenen PM10-Belastung wurden umfangreiche Untersuchungen u.a. mit Hilfe der folgenden Instrumente durchgeführt:

- Untersuchung des Einflusses lokaler und regionaler meteorologischer Bedingungen auf die Schadstoffbelastung;
- Untersuchung des Zusammenhanges der Tages-, Wochen- und Jahresgänge der PM10-Belastung mit solchen der Emissionen unter Berücksichtigung der Messdaten anderer, gasförmiger Schadstoffe;
- Berechnung und Auswertung von Rückwärtstrajektorien zur Untersuchung von Ferntransport und/oder regionaler Schadstoffanreicherung;
- Chemische Analysen von PM10-Inhaltsstoffen zur Quellzuordnung, insbesondere zur Identifizierung der Anteile sekundärer anorganischer Partikel (gebildet aus SO_2 , NO_x und NH_3);
- Analyse der Emissionen von PM10 sowie SO_2 , NO_x und NH_3 in allen in Frage kommenden Herkunftsgebieten.

Die Datenbasis, auf welcher Aussagen zu bestimmten Herkunftsregionen gemacht werden, ist – insbesondere was chemische Analysen von PM10-Inhaltsstoffen betrifft – in vielen Fällen sehr schmal, sodass die darauf gegründeten Aussagen u.U. nicht repräsentativ bzw. verallgemeinerbar sind. Auch ist darauf hinzuweisen, dass die Quellregionen u.a. von den jeweiligen meteorologischen Bedingungen abhängen und damit von Jahr zu Jahr variieren können. Emissionsdaten von PM10 sowie von SO_2 , NO_x und NH_3 – als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel – liegen für unterschiedliche Regionen in unterschiedlicher Qualität vor.

Die an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee gemessene PM10-Belastung lässt sich auf drei überlagerte Anteile zurückführen:

- Ø Ferntransport
- Ø Regionale Emissionen (Umkreis ca. 100 km)
- Ø Lokale Emissionen (Eisenstadt, Bratislava)

Die Beiträge von Ferntransport und der regionalen Emissionen – inklusive Bildung sekundärer Aerosole – werden an der Hintergrundmessstelle Illmitz erfasst.

Die folgenden Aussagen sind in Hinblick auf die oben genannten Unsicherheiten zu betrachten. Abschätzungen der Beiträge einzelner Herkunftsregionen oder Quellgruppen werden daher auf 5% gerundet und nur angegeben, wenn sie mindestens 5% zur Belastung beitragen.

Die PM10-Belastung in Illmitz (Hintergrund) wird zu ca. 60% von Ferntransport und zu ca. 40% von regionaler Schadstoffanreicherung bestimmt; für letztere lassen sich PM10-Emissionen und Bildung sekundärer anorganischer Aerosole im Umkreis von etwa 100 km verantwortlich machen. Die bedeutendsten Beiträge zur PM10-Hintergrundbelastung lassen sich den in Tabelle 2 bzw. Abbildung 1 angeführten Quellen und Herkunftsregionen zuordnen.

Die Schätzungen der Anteile der verschiedenen Herkunftsregionen in Tabelle 2 werden in Hinblick auf die grundlegenden Unsicherheiten der verwendeten Methodik auf 5% gerundet; Herkunftsgebiete mit weniger als 5% Anteil werden nicht angeführt.

Tabelle 2: Abschätzung der Beiträge verschiedener Herkunftsregionen primärer und sekundärer Partikel zur Hintergrundbelastung im Nordburgenland (Illmitz) an Tagen mit einer Belastung über 50 µ/m³.

	Primäre Partikel	Sekundäre Partikel
Ferntransport	Rumänien, Serbien und Bosnien – 15%	SO ₂ -Emissionen in Rumänien, Serbien und Bosnien – 10%
	Polen und Tschechien – 15% ²	
	Ungarn – 5%	SO ₂ -Emissionen in Ungarn – 5%
		NO _x -Emissionen in Rumänien, Serbien und Bosnien – 5%
Regionale Quellen	Nordost-Österreich – 10%	SO ₂ -Emissionen in Nordost-Österreich – 5%
	Nordwest-Ungarn – 5%	SO ₂ -Emissionen in Nordwest-Ungarn – 5%
	West-Slowakei – 5%	SO ₂ -Emissionen in der West-Slowakei – 5%
		NO _x -Emissionen in Nordost-Österreich – 5%

Damit liegt etwa die Hälfte der Quellen, die für die regionaler Schadstoffanreicherung verantwortlich sind, in Nordost-Österreich.

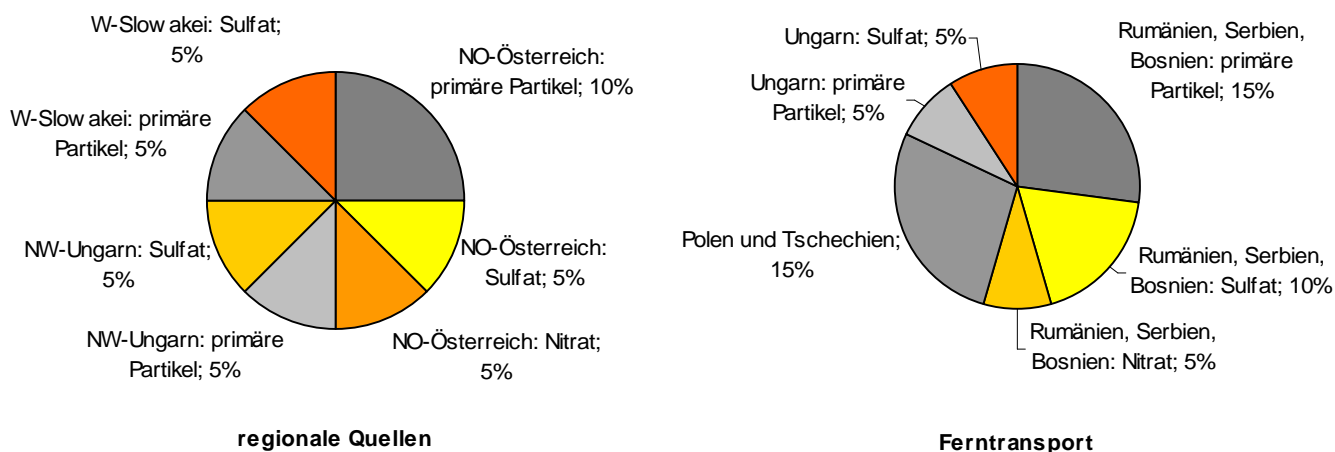


Abbildung 1: Abschätzung der Beiträge verschiedener Herkunftsregionen primärer und sekundärer Partikel zur Hintergrundbelastung im Nordburgenland (Illmitz)

Ferntransport von PM10 wird von Quellen primärer Partikel und von SO₂ (als Vorläufersubstanz für Sulfat) aus großen Einzelquellen – vor allem kohlebefeuerte Kraftwerke und Stahlindustrie – dominiert. Die bedeutendsten Einzelquellen sind in der westlichen Walachei (Rumänien), in der Region Belgrad, in Nordungarn, in der Region Ostrava (Tschechien) und in Oberschlesien (Polen) zu finden (Kapitel 5.3).

² für Situationen mit Ferntransport von Norden liegen zu wenige chemische Analysen von PM10-Inhaltsstoffen vor, um eine Auftrennung in primäre und sekundäre Partikel vornehmen zu können

Regionale Schadstoffanreicherung (d.h., mit Quellen in einem Umkreis von grob 100 km) wird von primären PM10-Emissionen in Nordostösterreich, vor allem in der Region Wien, sowie in Bratislava und in Nordungarn dominiert. Daneben spielt Ammoniumnitrat, gebildet aus NO_x-Emissionen in Nordostösterreich, eine wesentliche Rolle, wobei wiederum die Region Wien den bedeutendsten Beitrag liefert.

An der Eisenstädter Messstelle tragen – zusätzlich zu Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung – lokale Emissionen an Tagen mit erhöhter Belastung bis zu 20% zur PM10-Konzentration bei. Die wesentlichsten PM10-Quellen im Bereich Eisenstadt sind Straßenverkehrsemissionen (Abgas, Abrieb und Wiederaufwirbelung) im Stadtgebiet von Eisenstadt und auf dem hochrangigen Straßennetz in der Umgebung (Ruster Straße, Ödenburger Straße, Mattersburger Straße, A3, S31, B50) sowie Emissionen durch Raumheizung (v.a. Festbrennstoffheizungen) im Stadtgebiet. Ein Einfluss der Aufwirbelung von Streusplitt auf erhöhte PM10-Belastungen lässt sich in Eisenstadt nicht eindeutig nachweisen. Allerdings ist anzumerken, dass sich die Abschätzung des lokalen Beitrags in Eisenstadt nur auf die vergleichsweise unsicheren kontinuierlichen Messdaten in Eisenstadt stützt (siehe Kapitel 12.2). Eine Absicherung der Herkunftszuordnung der PM10-Belastung in Eisenstadt wäre nur anhand von zusätzlichen gravimetrischen Daten – sinnvoller Weise über mindestens ein Winterhalbjahr, besser ein Jahr – möglich.

In Kittsee tragen – neben Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung – Emissionen des Ballungsgebietes Bratislava ca. 25% zur PM10-Belastung bei.

Die Abschätzung des Beitrages von Bratislava stützt sich allerdings auf eine sehr schmale Basis gravimetrischer PM10-Messdaten (Jän. bis März 2004) und ist als grobe Schätzung zu betrachten. Dies gilt insbesondere für die Zuordnung zu primären PM10-Emissionen und den Emissionen von SO₂ und NO_x als Vorläufer sekundärer Partikel.

Die bedeutendsten Quellen primärer Partikel in Bratislava sind der Straßenverkehr (innerstädtisches Straßennetz, grenznahe Autobahn D2, Autobahnknoten in Pertržalka bei den Grenzübergängen Kittsee und Berg) und die Industrie (Raffinerie Slovnaft). Die bedeutendste SO₂-Quelle in Bratislava ist die Raffinerie Slovnaft; die bedeutendste NO_x-Quelle stellt der Straßenverkehr dar.

1.2 Mögliche Maßnahmen

Nachdem die PM10-Belastung im Nordburgenland auf eine Vielzahl von Quellen in einem weiten geographischen Bereich zurückgeht, sind Maßnahmen nach Möglichkeit bei allen relevanten Emittentengruppen zu setzen.

- Die wichtigsten PM10-Quellegruppen im Nordburgenland selbst sind Straßenverkehr und Hausbrand (Holz, Kohle).
- Die wichtigsten Quellgruppen von PM10 in Nordostösterreich (Quellen für regionale Schadstoffanreicherung) sind Straßenverkehr, Hausbrand, Industrie, Off-Road-Geräte und die Bauwirtschaft.
- Die mit Abstand bedeutendste Quelle für NO_x (als Vorläufersubstanz sekundärer Partikel) ist der Straßenverkehr, die bedeutendsten SO₂-Quellgruppen sind Kraftwerke, Industrie und Hausbrand. Die höchsten PM10- und NO_x-Emissionen treten in Nordostösterreich in Wien und Umgebung auf.

Grundsätzlich zu unterscheiden ist zwischen Maßnahmen, die

- ∅ im Burgenland,
- ∅ in anderen Bundesländern Österreichs,
- ∅ innerhalb Österreichs im Kompetenzbereich des Bundes,
- ∅ in anderen EU-Staaten,
- ∅ in Staaten außerhalb der EU

gesetzt werden können. Maßnahmen innerhalb Österreichs sollten nicht nur Emissionen von PM10 (und Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole) im Burgenland selbst umfassen, sondern auch in den Bundesländern Wien und Niederösterreich. Entsprechende Maßnahmenkataloge wären daher nicht nur vom Land Burgenland, sondern auch von den Ländern Wien und Niederösterreich ausgearbeitet und umgesetzt werden. Diese sollten durch Maßnahmen, die auf Bundesebene zu setzen sind, flankiert werden.

Als zielführende Maßnahmen, die auf eine Verringerung der Emissionen aus dem **Verkehr im Burgenland** zielen, sind zu nennen:

- Maßnahmen im Rahmen des IG-L:
 - Verkehrsbeschränkungen u.U. zeitlich begrenzt bei ungünstigen meteorologischen Ausbreitungsbedingungen, und für bestimmte Fahrzeugkategorien. Zusätzlich sind begleitende Maßnahmen wie z.B. zusätzliche Öffentliche Verkehrsmittel oder deren Gratisbenutzung zu empfehlen;
 - Geschwindigkeitsbeschränkungen auf 80/100 km/h für PKW (außerorts / Autobahn);
 - Kombination von Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkungen.
- Fahrzeugseitige Maßnahmen:
 - Verstärkte Kontrolle von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen;
 - Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge;
 - Förderung der Neuanschaffung emissionsarmer Fahrzeuge und von Abgasnachbehandlungstechnologien.
- Maßnahmen zur Verringerung der Wiederaufwirbelung:
 - Reduktion des Eintragens von Staub in Straßen, z.B. durch reduzierten Einsatz an Streugut im Winterdienst;
 - Forcierung der Straßenreinigung in bestimmten Situationen, z.B. an trockenen Wintertagen nach dem Einsatz von Streumitteln.
- Systembezogene Maßnahmen zur Verringerung der Verkehrsleistung auf der Straße
 - Konsequente Raumordnung: über kompakte Siedlungsstrukturen und die Vermeidung von verkehrserzeugenden Standorten sollen einerseits Wege vermieden, andererseits die ökonomische Führung von Öffentlichen Verkehrsmitteln gesteigert werden;
 - Umsetzung des Gesamtverkehrskonzeptes Burgenland 2002: Im GVK Burgenland sind eine Reihe von Maßnahmen, insbesondere des Öffentlichen Verkehrs genannt, deren Umsetzung forciert werden sollte;
 - Förderung des Öffentlichen Verkehrs;
 - Parkraumbewirtschaftung und Querfinanzierung des Umweltverbundes;

- Lobbying auf nationaler Ebene für eine Strategische Umweltprüfung der Planungen des Generalverkehrsplanes und für eine prioritäre Umsetzung der Schieneninfrastrukturprojekte;
- Bewusstseinsbildende Maßnahmen, um auf das Fahrverhalten (ökonomische Fahrweise, Geschwindigkeiten) und die Verkehrsmittelwahl einzuwirken; z.B. über eine Medienoffensive.
- Lobbying für bundesweite Maßnahmen mit hoher Wirksamkeit wie z.B. steuerliche Maßnahmen (z.B. Erhöhung der Mineralölsteuerung), Förderung der Ausrüstung von Fahrzeugen mit Dieselpartikelfiltern oder Maßnahmen zur Kostenwahrheit im Verkehr (Wegekostenrichtlinie).

Geeignete Maßnahmen im Bereich der **Hausbrandemissionen** (Festbrennstoffe) sind eine Verschärfung der Überprüfung der Emissionen (gemäß Burgenländischem Luftreinhalte- und Heizungsanlagengesetz), die Förderung emissionsarmer Heizkessel sowie die Förderung von Fernwärme.

Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Emissionen, aber auch der Emissionen von NO_x und SO₂ als Vorläufersubstanzen, wären darüber hinaus in den Bundesländern Wien und Niederösterreich zweckmäßig.

Vom Umweltbundesamt wurden im Auftrag des BMLFUW Vorschläge für bundesweit umzusetzende Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung ausgearbeitet [UMWELTBUNDESAMT, 2004b]. Von Seiten der Burgenländischen Landesregierung sollte daher auf eine ehestmögliche Umsetzung dieser Maßnahmen zur Reduktion des Anteils regionalen Emissionen an PM10 gedrängt werden.

Im Auftrag der MA22 wird ebenfalls vom Umweltbundesamt derzeit Statuserhebungen betreffend PM10 und NO₂-Überschreitungen ausgearbeitet. Diese werden Ende 2004 fertig gestellt sein. Da der Großraum Wien einen deutlichen Anteil an der regionalen PM10-Belastung hat, sollten die in den Statuserhebungen Wien und die in diesem Bericht vorgeschlagenen Maßnahmen in einer länderübergreifenden Zusammenarbeit Burgenland – Wien – Niederösterreich umgesetzt werden.

Gemäß § 8 IG-L wäre im Falle von Bundesländergrenzen überschreitender Schadstoffbelastung die Erstellung einer gemeinsamen Statuserhebung vorgesehen. Eine Koordinierung der Maßnahmen zur Verminderung der regionalen PM10-Belastung in den Bundesländern Burgenland, Wien und Niederösterreich wird daher dringend empfohlen.

Nachdem ein wesentlicher Anteil der PM10-Belastung im nordöstlichen Burgenland (Messstelle Kittsee) auf Emissionen des Ballungsgebietes Bratislava zurückgeführt werden kann, sind speziell dort Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen von PM10, aber auch von SO₂ und NO_x (als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel) zu setzen.

Hauptquellen von primären Partikeln in Bratislava sind der Straßenverkehr und die Industrie; SO₂ stammt überwiegend aus der Industrie (v.a. die Raffinerie Slovnaft wie auch bei PM10) und aus Fernheizwerken, NO_x überwiegend aus dem Straßenverkehr. Aufgrund des hohen Versorgungsgrades mit Fernwärme spielen Einzelheizungen, anders als in Österreich, in Bratislava praktisch keine Rolle. Von Seiten der Burgenländischen LR sollte daher auf eine rasche Emissionsminderung bei den wesentlichen Quellen in Bratislava gedrängt werden.

Quellen von PM10-Ferntransport sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM10- und SO₂-Emissionen von Kraftwerken, daneben von Produktionsbetrieben v.a. der Stahlindustrie, in den neuen Beitrittsländer Ungarn, Slowenien, der Slowakei, Tschechien, Polen sowie in den Nicht-EU-Staaten Rumänien, Serbien und Bosnien (siehe Kapitel 5.3 und 12.1.1).

Mit dem Beitritt der genannten Staaten zur Europäischen Union am 1. Mai 2004 werden diese auch die einschlägige EU-Gesetzgebung im Bereich Luftreinhaltung übernehmen und umsetzen müssen. Dies lässt in den nächsten Jahren einschneidende Verminderungen von Emissionen erwarten, insbesondere bei den PM-Vorläufergasen NO_x und SO₂. Zu den wichtigsten Richtlinien, die Emissionsreduktionen notwendig machen, gehören die Großfeuerungsanlagen-RL, die IPPC-Richtlinie, die Richtlinien über mobile Quellen, die Richtlinie über den Schwefelgehalt von flüssigen Brennstoffen, etc.

Im Gegensatz dazu dürfte die Übernahme der NEC³-Richtlinie keine weitergehenden Emissionsreduktionen notwendig machen, da z.T. sehr großzügige Emissionshöchstmengen für die einzelnen Staaten festgeschrieben wurden. Dies geht auch aus Berechnungen hervor, die vom Institut für angewandte Systemanalyse (IIASA) im Auftrag der Europäischen Kommission und ihrem CAFE⁴-Programm durchgeführt worden.

Über Maßnahmen zur Emissionsreduktion der größeren Punktquellen bei den Nicht-EU-Staaten ist nichts bekannt. Zumindest bei den Quellen in Rumänien kann im Zuge der Beitrittsverhandlungen und in weiterer Folge des EU-Beitritts erwartet werden, dass die wesentlichen Punktquellen saniert werden.

1.3 Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen

Die Aussagen der vorliegenden Studie basieren auf dem derzeitigen Stand des Wissens, lassen aber wesentliche Fragestellungen offen, da bei verschiedenen Basisdaten noch erhebliche Defizite bestehen, die weitere Forschungsanstrengungen und Erhebungen erforderlich machen.

Wie die Relation zwischen **gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten** in Illmitz 2001 bis 2004 (Kapitel 8.12) zeigt, ist eine Erfassung der PM10-Konzentration mittels kontinuierlicher Messgeräte mit einem konstanten Standortfaktor kaum realistisch möglich. Es wird daher dringend empfohlen, zusätzlich zu Illmitz und Kittsee in Eisenstadt die PM10-Messung mittels Gravimetrie durchzuführen. In Oberwart sollte die PM10-Messung zumindest über ein Jahr mit der gravimetrischen Methode erfolgen, um quantitativ abgesicherte PM10-Konzentrationsdaten zu erhalten, die eine seriöse Bewertung des Belastungsniveaus im Südburgenland ermöglichen.

Bei Anwendung kontinuierlicher Messverfahren zur Überwachung der Immissionsgrenzwerte wird die Verwendung unterschiedlicher Standortfaktoren für Winter und Sommer empfohlen. Bei der Ableitung von Standortfunktionen sollte bevorzugt auf die Reproduktion der Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ und weniger des Jahresmittelwertes geachtet werden.

Die Kenntnis der **chemischen PM10-Zusammensetzung** ist u.a. unerlässlich für die Aufteilung der PM10-Belastung auf primäre und sekundäre Partikel und damit entscheidend für das Entwerfen von Minderungsmaßnahmen, die einerseits bei primären Partikelemissionen, andererseits bei den SO₂-, NO_x-, NH₃- und NMVOC-Emissionen ansetzen müssen. Dies ist sowohl beim Ferntransport als auch bei der regional verursachten PM10-Belastung von Relevanz (siehe Kapitel 13.2). Für repräsentative Aussagen sind längere zusammenhängende Datensätze erforderlich, die nur im Rahmen größerer Messkampagnen – bevorzugt über ein Winterhalbjahr – gewonnen werden können. Daher wird vorgeschlagen, über ein Winterhalbjahr entsprechende Probenahmen in Illmitz und Kittsee, u.U. auch in Eisenstadt durchzuführen.

Die Datenlage bei **Emissionen** primärer Partikel im Burgenland ist unbefriedigend. Eine räumlich hoch aufgelöste Burgenländische Emissionsinventur für Schwebstaub sollte unter Berücksichtigung neuester Forschungsergebnisse erstellt werden.

³ Die „NEC-Richtlinie“ („National Emission Ceilings“ Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe) wurde mit dem Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L, BGBl. I 34/2003) in nationales Recht umgesetzt

⁴ Clean Air for Europe

2 EINLEITUNG

2.1 Gesetzliche Grundlage

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, in der Fassung BGBl. I 62/2001) sind in Anlage I für verschiedene Luftschadstoffe Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt. Für PM10 beträgt dieser $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind⁵, sowie $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert. Die Grenzwerte für PM10 sind mit 7.7.2001 in Kraft getreten.

Die Überprüfung der Immissionskonzentration von PM10 erfolgt gemäß der Messkonzept-VO (BGBl. II 358/98, in der Fassung BGBl. II 344/2001) an ausgesuchten Messstellen.

Bei einer Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes hat der Landeshauptmann diese Überschreitung im Monats- oder Jahresbericht auszuweisen und festzustellen, ob die Überschreitung auf einen Störfall oder eine andere in absehbarer Zeit nicht wiederkehrende erhöhte Immission zurückzuführen ist (§ 7 IG-L). Ist dies nicht der Fall, ist in weiterer Folge eine Statuserhebung durchzuführen (§ 8 IG-L).

Im vorliegenden Bericht wird diese Statuserhebung für die Überschreitungen der PM10-Grenzwerte an den Stationen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee der Jahre 2002 und 2003 durchgeführt.

In Kapitel 3 wird eine kurze Einführung zum Thema Schwebstaub gegeben, Kapitel 4 gibt einen Überblick über die Verfügbarkeit von Immissions- und Emissionsdaten sowie eine Beschreibung der von den Grenzwertüberschreitungen betroffenen Messstellen.

In Kapitel 5 wird versucht, die Emissionen von PM10 und den gasförmigen Vorläufersubstanzen des Nordburgenlandes und jener Staaten, deren Emissionen die Belastung in Burgenland mitbeeinflussen, abzuschätzen.

Kapitel 6 beschreibt die meteorologische Situation v.a. des Jahres 2002, Kapitel 7 gibt einen kurzen allgemeinen Überblick über die Immissionssituation der Jahre 2002 und 2003 in Österreich, während Kapitel 8 die Immissionssituation des Nordburgenlands dieser Jahre im Detail ausführt.

In Kapitel 9 wird versucht, mittels Rückwärtstrajektorien die Herkunftsgebiete belasteter Luftmassen einzugrenzen, Kapitel 10 erläutert die Ergebnisse von chemischen Analysen der PM10-Filter. Kapitel 11 stellt Ergebnisse von internationalen Modellrechnungen der PM10-Hintergrundbelastung in Europa vor und vergleicht diese mit den in Illmitz gemessenen Werten.

Kapitel 12 beschreibt im Detail jene Faktoren (lokale und regionale Schadstoffanreicherung sowie Ferntransport von Luftschadstoffen), die zu den Überschreitungen der Grenzwerte geführt haben. Berücksichtigt werden neben PM10 auch die Emissionen der Vorläufersubstanzen in Nordostösterreich und jener Staaten, die für die Belastung durch Ferntransport in das Nordburgenland mitverantwortlich sind.

In Kapitel 13 werden Empfehlungen zu weiteren Untersuchungen gegeben, die notwendig sind, um die Verursacher der hohen Belastung besser eingrenzen und damit Maßnahmen zielgerichteter setzen zu können.

Kapitel 14 beschreibt im Detail die Herkunftsgebiete von belasteten Luftmassen.

Maßnahmen, die zu einer nachhaltigen Absenkung der PM10-Konzentration im Nordburgenland führen, sind in Kapitel 15 angeführt.

⁵ bis Ende 2004. Von 2005 bis 2009 sind 30 Überschreitungen, ab 2010 sind 25 Überschreitungen zulässig.

In Kapitel 16 werden die Informationen, die gemäß Richtlinie 1996/62/EG, Anhang IV, zu übermitteln sind, aufgezählt.

In Anhang 1 werden die Grenzwerte und Zielwerte des IG-L angeführt, Anhang 2 gibt einen Überblick über die Ergebnisse einer einjährigen Messkampagne mit chemischen Analysen von PM10 und PM2,5 in Illmitz und der Spittelauer Lände. In Anhang 3 werden die PM10-Tagesmittelwerte der drei Messstationen im Norburgenland angeführt.

Anhang 4 beschreibt die Meteorologie, die Immissionssituation sowie die Herkunft der Luftmassen mittels Rückwärtstrajektorien während Episoden mit erhöhter PM10-Belastung.

Anhang 5 stellt die Problematik der Vergleichbarkeit der verschiedenen PM10-Messverfahren dar.

2.2 Grenzwertüberschreitungen im Burgenland 2002 und 2003

Die Grenzwerte für PM10 wurden 2002 und 2003 im Burgenland an den in Tabelle 3 zusammengestellten Messstellen überschritten.

Tabelle 3: Grenzwertüberschreitungen bei PM10, 2002 und 2003 (35 TWM >50 µg/m³ sind zulässig, Jahresmittelwert 40 µg/m³)

Messstelle	Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m ³		max. Tagesmittelwert (µg/m ³)		Jahresmittelwert (µg/m ³)	
	2002	2003	2002	2003	2002	2003
Eisenstadt	39	53	84	151	29	33
Illmitz	45	48	104	137	29	31
Kittsee	53	54	87	147	31	32

Anhang 3 gibt die Tabelle mit allen Tagesmittelwerten der Stationen im Nordburgenland im Jahr 2002 an.

Anmerkung: Aufgrund eines technischen Problems beim PM10-Messgerät in Kittsee waren die Messwerte ab 21.10.2003 zu niedrig; die Korrektur konnte durch den Messnetzbetreiber erst im Herbst 2004 durchgeführt werden.

Die im Jahresbericht für das Jahr 2003 [SPANGL, 2004] publizierten PM10-Daten der Messstelle Kittsee basieren auf den unkorrigierten Werten und stimmen daher nicht mit den in der vorliegenden Studie publizierten Daten überein.

Da die korrigierten Daten erst kurz vor Fertigstellung der vorliegenden Studie übermittelt wurden, basieren die Auswertungen der PM10-Belastung in Kittsee in den Kapiteln 8 bis 10 – soweit nicht anders angeführt – auf den nicht korrigierten Werten.

3 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB

Das nachfolgende Kapitel wurde aus UMWELTBUNDESAMT (2004b) übernommen.

Luftgetragener Staub ist ein komplexes und heterogenes Gemisch aus festen und flüssigen Teilchen, die sich hinsichtlich ihrer Größe, Form, Farbe, chemischen Zusammensetzung, physikalischen Eigenschaften und ihrer Herkunft bzw. Entstehung unterscheiden. Zur Beschreibung der Belastung durch Staub wird aus hygienischen und rechtlichen Gründen üblicherweise die Massekonzentration (zumeist in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) verschiedener Größenfraktionen verwendet:

Tabelle 4: Größenfraktionen zur Erfassung der Schwebestaubbelastung

Bezeichnung	Beschreibung
Gesamtschwebestaub (TSP)	Als Gesamtschwebestaub (Total suspended particulates = TSP) wird die mit konventionellen Sammlern gemessene Schwebestaubkonzentration bezeichnet. Dabei wird ein Großteil der luftgetragenen Partikel erfasst. Da der Grenzwert gemäß IG-L für TSP mit 31.12.2004 außer Kraft tritt, wird diese Messgröße zukünftig nur noch eine geringe Bedeutung haben.
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. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des TSP.
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.

Weitere Größen, von denen allerdings – verglichen mit der Massenkonzentration – kaum Messdaten vorliegen, sind die Anzahl sowie die Oberfläche der Partikeln.

Grundsätzlich kann zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden werden. Erstere werden als primäre Emissionen direkt in die Atmosphäre abgegeben, letztere entstehen durch luftchemische Prozesse aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen (z. B. Ammoniak, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide).

In den nachfolgenden Kapiteln werden zunächst die (negativen) gesundheitlichen Auswirkungen von Staub näher beschrieben, anschließend werden verschiedene physikalische und chemische Eigenschaften sowie die Messmethoden dargelegt.

3.1 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln

3.1.1 Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen

Die Bewertung der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit stellt eine komplexe Herausforderung dar, da eine Unzahl von unterschiedlichen Studien aus verschiedenen Disziplinen berücksichtigt werden muss, einschließlich Studien zur persönlichen Exposition; epidemiologische Studien; toxikologische Studien inklusive Tierversuche, kontrollierte Expositionsexperimente und *In-vitro*-Studien. Jeder dieser Ansätze hat seine eigenen Stärken und Schwächen [SCHNEIDER, 2004].

In **epidemiologischen Studien** wird die Korrelation verschiedener medizinischer Parameter wie etwa die Häufung von Krankenhauseinweisungen oder Todesfällen mit Umgebungseinflussgrößen wie etwa der Schadstoffexposition bzw. der Schadstoffkonzentration untersucht. Derartige Studien sind deshalb von hoher Aussagekraft, da

- die Exposition der Bevölkerung unter ‚realen‘ Bedingungen stattfindet;
- sehr große Kollektive erfasst werden können, inklusive jener Personen, die besonders empfindlich auf Luftschadstoffe reagieren. Hierzu zählen – abhängig vom Luftschadstoff – Kinder, ältere Personen sowie durch existierende Krankheiten geschwächte Individuen.;
- eine Extrapolation über Speziesgrenzen hinweg sowie zu niedrigeren Expositionskonzentrationen nicht notwendig ist.

Auch können die in epidemiologischen Untersuchungen gefundenen Zusammenhänge zwischen der Schadstoffbelastung und den Auswirkungen unter bestimmten Bedingungen zur Quantifizierung der Gesundheitsauswirkungen herangezogen werden [WHO, 2001].

In den letzten Jahren sind die analytisch-statistischen Methoden zur Durchführung dieser Studien wesentlich verbessert worden und erlauben auch eine Detektion von kleinen Änderungen des Risikos von durch Luftschadstoffen verursachten Gesundheitsauswirkungen, etwa einer Zunahme der Mortalität. Allerdings ist die Exposition einzelner Individuen gegenüber der vermuteten Einflussgröße im Detail meist nicht bekannt, und zudem ist zu berücksichtigen, dass die Personen einer ganzen Reihe verschiedener Umwelteinflüsse ausgesetzt sind. Je nach Studiendesign sind diese Faktoren genau zu kontrollieren. Zudem können epidemiologische Studien statistische Zusammenhänge aufzeigen, sind aber für sich alleine genommen i. A. kein ausreichender Beleg für einen kausalen Zusammenhang der untersuchten Umwelteinflüsse und der beobachteten Gesundheitseffekte.

Epidemiologische Studien haben in den letzten Jahren auch deutliche Hinweise auf Effekte von Schwebestaub auf das Herz-Kreislaufsystem ergeben. Dabei konnte der Zusammenhang zwischen einer Reihe von relevanten physiologischen Größen und der Schwebestaubbelastung gezeigt werden, wie z. B. eine verringerte Herzfrequenzvariabilität, Erhöhung der Plasmaviskosität, Erhöhung des Spiegels C-reaktiven Proteins, Dysfunktion des Endothels und der Auslösung von Herzinfarkten.

Im Gegensatz dazu dienen toxikologische Untersuchungen, die biologische Plausibilität der Schadstoffauswirkungen (oft einzelner Komponenten) zu untermauern oder abzuschwächen. Daneben geben sie auch wertvolle Hinweise zur Identifikation der konkreten Wirkungspfade und Wirkungsmechanismen.

Kontrollierte Expositionsstudien gestatten eine genaue Überwachung der Exposition und der Auswirkungen. Allerdings sind die Studien dadurch limitiert, dass aus offensichtlichen Gründen nur milde, reversible Effekte verursacht werden, und dass meist gesunde oder nicht übermäßig kranke Personen herangezogen werden (und nicht jene, bei denen die schwersten Effekte zu erwarten sind). Relativ neu sind Studien mit konzentriertem Schwebestaub aus der Umgebungsluft (CAP; *concentrated ambient particles*).

Tierversuche haben den Vorteil, dass eine genaue Überwachung der Exposition möglich ist. Zudem können höhere Konzentrationen als bei kontrollierten Expositionsstudien angewandt werden. Problematisch hingegen ist die Übertragbarkeit auf den Menschen und die Extrapolation zu niedrigeren Konzentrationen (da die Studien aus methodischen Gründen üblicherweise bei Konzentrationen durchgeführt werden, die weit über jenen liegen, die heutzutage in der Außenluft in Europa gemessen werden). Zudem spiegeln diese Versuche oft nicht die in einer Bevölkerung vorhandenen unterschiedlichen Empfindlichkeiten wider.

Erst in einer Zusammenschau und Synthese dieser verschiedenen Ergebnisse lassen sich fundierte Aussagen über Art und Umfang der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit gewinnen.

3.1.2 Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews

Ein von der WHO zwischen 2001 und 2003 durchgeführte Review über ‚Gesundheitsaspekte der Außenluftqualität in Europa‘ behandelte in erster Linie die Schadstoffe Schwebestaub (Particulate matter, PM), Ozon und Stickstoffdioxid [WHO, 2003; 2004]; einige der wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

- Die Evidenz über einen Zusammenhang der Exposition gegenüber Schwebestaub und z. T. schwerwiegenden Gesundheitsauswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren angenommen.
- PM_{2,5} ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislaufkrankungen.
- Obwohl Feinstaub (PM_{2,5}) einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als die grobe Fraktion (PM₁₀ minus PM_{2,5}), gibt es Hinweise, dass auch diese in Beziehung mit bestimmten Gesundheitsauswirkungen steht.
- Bislang konnte keine Schwellenkonzentration abgeleitet werden, unter der keine Gefahr für die Gesundheit besteht.
- Bei den Auswirkungen auf die Mortalität handelt es sich nicht (nur) um vorgezogene Sterblichkeit („Harvesting“). Dies bedeutet, dass davon auszugehen ist, dass die Feinstaubexposition zu einer signifikanten Verkürzung der Lebenserwartung führt (siehe Abbildung 2).
- Einige Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen einer Reduktion der PM-Belastung und einer Abnahme von Gesundheitseffekten.
- Diverse Studien legen nahe, dass besonders folgende PM-Inhaltsstoffe toxikologisch wirksam sind:
 - § Bestimmte Metalle,
 - § Organische Verbindungen (wie etwa PAKs),
 - § Ultrafeine Partikel (< 100 nm) und
 - § Endotoxine.
- Besonders kritische Quellen sind Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie Partikel aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen.

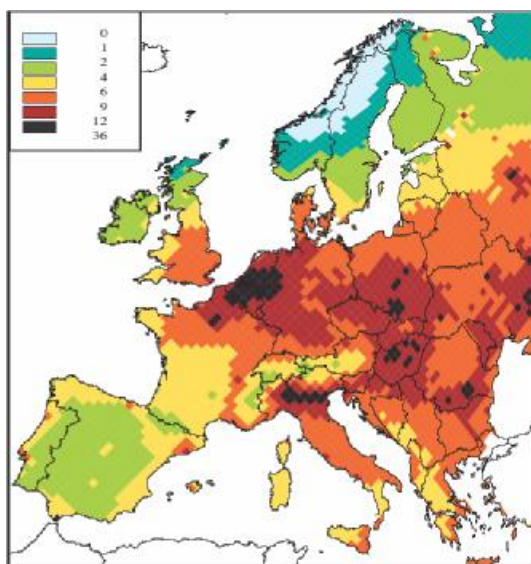


Abbildung 2: Verkürzung der Lebenserwartung auf Grund der Exposition gegenüber Feinstaub in Monaten in Europa; Emissionen des Jahres 2000 [IIASA, 2004]⁶

Diese über weite Bereiche qualitativen Aussagen über die Auswirkungen von Luftschadstoffen werden durch folgende weitere Studien ergänzt:

- Eine Meta-Analyse von europäischen Zeitreihenstudien wurde durchgeführt, deren Ziel die Ableitung von Effektschätzern für etwaige quantitative Abschätzung von Gesundheitsauswirkungen war [WHO, 2004a]. In Tabelle 5 sind exemplarisch die Ergebnisse für den Zusammenhang einer Änderung der täglichen PM10-Konzentration und der akuten Sterblichkeit für verschiedene Todesursachen dargestellt.

Tabelle 5: Zusätzliches relatives Mortalitätsrisiko (und 95 % Konfidenzintervalle) bei einer Zunahme der PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Todesursache	PM10
Gesamt-Mortalität	0.6 % (0.4 % - 0.8 %)
Atemwegserkrankungen	1.3 % (0.5 % - 2.1 %)
Sterblichkeit aufgrund von Herz-Kreislauferkrankungen	0.9 % (0.5 % - 1.3 %)

Noch gravierender als diese akuten Auswirkungen sind die Effekte der chronischen Exposition gegenüber Feinstaub. Aktuelle Modellrechnungen gehen davon aus, dass aufgrund dieser Belastungen mit einer Reduktion der durchschnittlichen Lebenserwartung der Bevölkerung von bis zu einem Jahr gerechnet werden muss [WHO, 2004a].

3.2 Größenverteilung der Partikel

Schwebestaub umfasst im Allgemeinen alle luftgetragenen Partikel. Schwebestaub gelangt entweder direkt in die Luft (primäre Partikel) oder entsteht durch chemische Prozesse aus

⁶ Aktuelle, hoch aufgelöste Berechnungen für Österreich liegen derzeit nicht vor.

gasförmigen Vorläuferstoffen in der Atmosphäre (sekundäre Partikel). Die einzelnen Partikel können Größen zwischen 0,001 µm (1 nm) und 100 µm (= 0,1 mm) haben, ebenso variabel ist die chemische Zusammensetzung.

Die Größenverteilung der Partikel zeigt üblicherweise drei Maxima, die auf den Entstehungsprozess zurückgehen. Zumeist wird zwischen der Nukleations-, Akkumulations- und Grobstaubklasse unterschieden (siehe Abbildung 3).

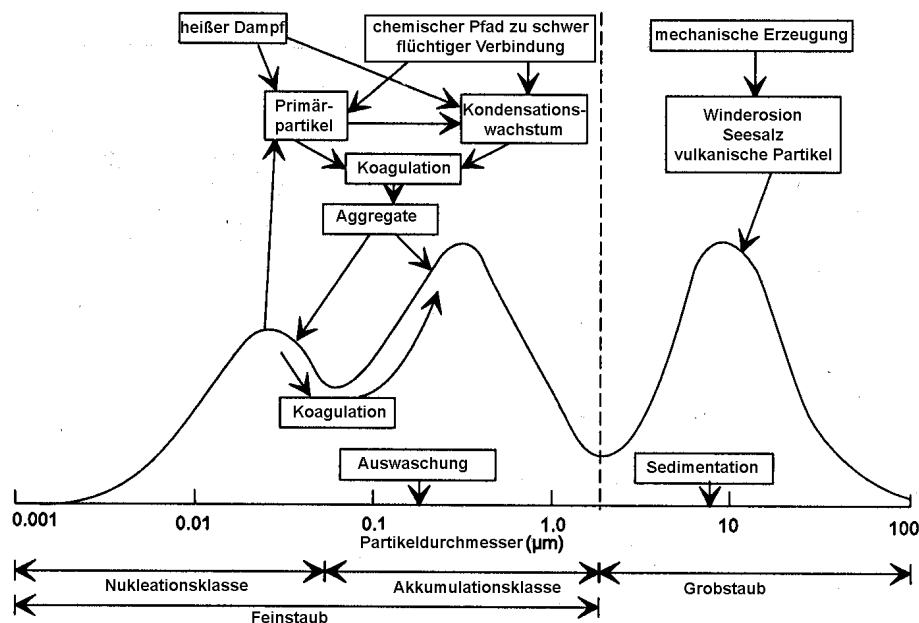


Abbildung 3: Typische Größenverteilung und Entstehungsmechanismen von Partikeln (nach KOUIMTZIS & SAMARA, 1995)

Die Partikel der **Nukleationsklasse** (<0,1 µm Durchmesser)⁷ entstehen unmittelbar bei Verbrennungsprozessen durch Kondensation von heißen Dämpfen oder durch Kondensation von gasförmigen Vorläuferstoffen. Sie haben eine relativ kurze Verweilzeit in der Atmosphäre, da sie mit anderen Partikeln agglomerieren können. Zwar tragen diese Partikel nur zu einem geringen Teil zur Gesamtmasse bei, jedoch dominieren sie hinsichtlich der Partikelanzahl (Abbildung 4).

Die Partikel der **Akkumulationsklasse** (0,1 – 1 µm Durchmesser) entstehen durch Akkumulation und Aggregation der äußerst feinen Partikel der Nukleationsklasse. Diese Klasse kann einen bedeutenden Beitrag zur gesamten Partikelmasse leisten. Partikel dieser Größenklasse haben aufgrund der niedrigen Depositionsgeschwindigkeit (siehe unten) eine hohe atmosphärische Verweilzeit und können somit auch über weite Distanzen transportiert werden.

Die Partikel der **Grobstaubklasse** wiederum entstehen durch mechanische Prozesse wie z. B. durch Aufwirbelung, Abrieb oder in küstennahen Gebieten auch durch Seesalz.

⁷ In manchen Publikationen werden Partikel unter 100 nm noch in einen Nukleationsmode und einen Aitkenmode unterteilt, wobei letztere Partikel von 20 bis 100 nm umfasst.

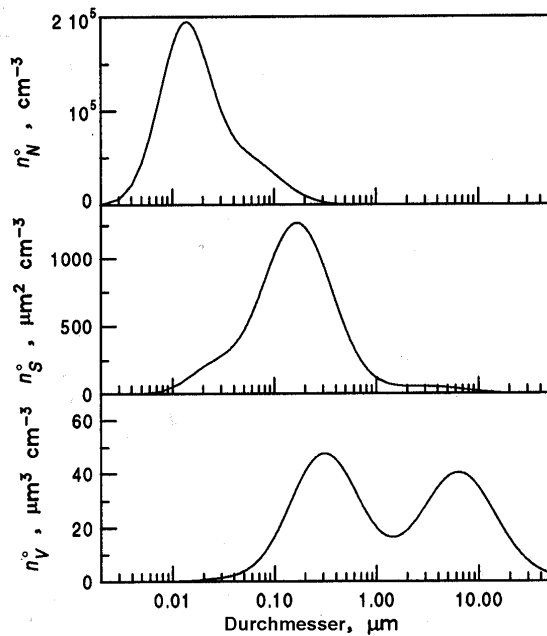


Abbildung 4: Typische Partikelzahl- (oben), Oberflächen- (Mitte) und Volumenverteilung (unten) von städtischem Aerosol (nach SEINFELD & PANDIS, 1998)

Zur Beschreibung der Schwebestaubbelastung können unterschiedliche Parameter herangezogen werden. Aus messtechnischen, aber auch hygienischen Gründen wird bei Grenzwertfestlegungen und hygienischen Fragestellungen die Massenkonzentration in Abhängigkeit von der Größenfraktion als Messgröße verwendet (siehe Kapitel 3.6).

3.3 Quellen

Die atmosphärische Schwebestaubbelastung hat i. A. viele verschiedene Quellen. Dies können natürliche und anthropogene Quellen sein.

Als wesentliche anthropogene Quellen sind folgende von Bedeutung:

- Verbrennungsprozesse: hier ist zu unterscheiden zwischen direkten Partikelemissionen (primäre Partikel) und Gas-zu-Partikel-Umwandlung aus SO_2 , NO_x , und organischen Verbindungen, die bei der Verbrennung entstehen können (sekundäre Partikel)
- mechanische Prozesse wie z. B. die Bearbeitung von Materialien aber auch die (Wieder-) Aufwirbelung von Bodenmaterial.

Bedeutende natürliche Quellen sind beispielsweise.

- Aufwirbelung und Fernverfrachtung von Wüstenstaub (im Schnitt treten derartige Ereignisse in Österreich an 1 bis 2 Tagen im Jahr auf, in südeuropäischen Ländern deutlich häufiger)
- Aufwirbelung von Bodenmaterial⁸
- biologisches Material (Pollen, Bakterien, Pilzsporen, Abbauprodukte von Pflanzen, etc.). Dieses wird bei der chemischen Analyse dem organischen Kohlenstoff bzw. dem organischen Material zugeschlagen, der Anteil macht allerdings im Winter nur einen kleinen Teil des organischen Materials aus

⁸ bei durch den Menschen veränderten Böden sollte diese Quelle zu den anthropogenen gerechnet werden.

- durch natürliche Quellen emittierte organische Verbindungen (etwa Monoterpene aus Wäldern) sowie NO_x , SO_2 und NH_3 , die durch Gas-zu-Partikel-Umwandlungen zum sekundären Aerosol beitragen
- Vulkane
- Natürliche Feuer (etwa Waldbrände).

Je nach Quelle kann auch zwischen gefassten und diffusen Emissionen unterschieden werden, wobei letztere oft wesentlich schwerer quantifizierbar sind.

Wie in Kapitel 5 noch ausführlicher diskutiert wird, sind demnach in urbanen Gebieten die Hauptemittenten im Bereich Verkehr (Abgasemissionen, Abrieb und Wiederaufwirbelung), Industrie, Gewerbe (hier vor allem die Bautätigkeit) und dem Hausbrand zu suchen. Einen nicht unerheblichen Anteil an den Partikelemissionen kann auch der sog. Off-road-Sektor haben; dazu gehören die in der Land- und Forstwirtschaft, in der Bauwirtschaft, der Industrie, der Bahn-, Schiffs- und Flugverkehr sowie in privaten Haushalten verwendeten Verbrennungskraftmaschinen verschiedenster Art. Aber auch bei den gasförmigen Vorläufersubstanzen liefert die Landwirtschaft – hier vor allem die Tierhaltung – durch die Emission von NH_3 einen bedeutenden Beitrag.

Verschiedene Quellen emittieren Schwebestaub mit einer unterschiedlichen Größenverteilung und unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung. Generell gilt, dass pyrogene Quellen hauptsächlich Schwebestaub kleiner $1\ \mu\text{m}$ emittieren, mechanisch generierter Schwebestaub jedoch oft Durchmesser $> 1\ \mu\text{m}$ aufweist. Dieser Sachverhalt lässt sich an der Größenverteilung der Partikel, die schematisch in Abbildung 5 dargestellt ist, sehen.

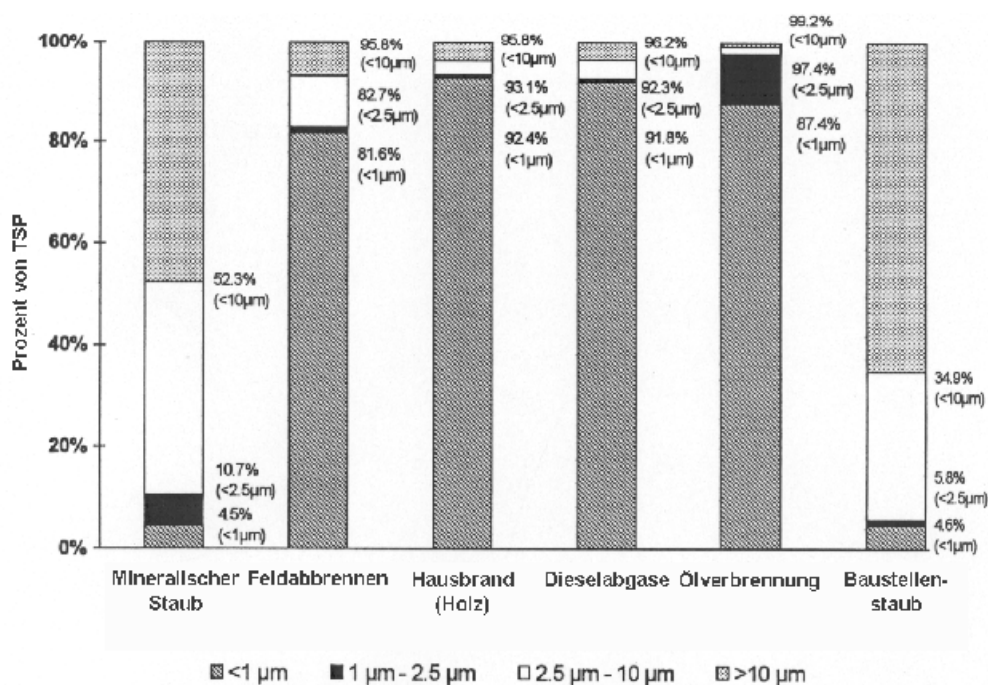


Abbildung 5: Größenverteilung verschiedener Quellen von Partikel (nach WATSON & CHOW, 2000)

3.4 Chemische Zusammensetzung von Partikeln

Da die Partikel aus unterschiedlichen Prozessen gebildet werden, unterscheiden sie sich auch in ihrer Zusammensetzung. In urbanen Gebieten sind die wesentlichen Bestandteile im Allgemeinen organische Verbindungen und elementarer Kohlenstoff, mineralische Stoffe aus Wiederaufwirbelung und Straßenabrieb, Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat aus der Gas-zu-Partikelumwandlung und zu einem geringen Teil auch noch Schwermetalle.

Ein Überblick über Ergebnisse chemischer Analysen von PM10 und PM2,5 in verschiedenen europäischen Ländern findet sich in PUTAUD (2002).

Tabelle 6 bietet eine (idealisierte) Darstellung des Zusammenhangs der Korngröße, der chemischen Zusammensetzung und der Quellen des Schwebestaubs.

Tabelle 6: Idealisierter Zusammenhang zwischen Korngröße, chemischer Zusammensetzung und Schwebestaubquellen (nach EPA, 2003)

	Feinstaub (< 2,5 µm)	Grobstaub (> 2,5 µm)
Entstehung aus:	Gasen	Größeren Partikeln
Entsteht bei	chemischen Umwandlungen; Nukleation; Kondensation; Koagulation; Evaporation von Nebel- und Wolkentropfen, in denen Gase gelöst waren	mechanischen Vorgängen (Abrieb, Vermahlen, ..), Aufwirbelung
Zusammensetzung	Sulfat, Nitrat, Ammonium, elementarer Kohlenstoff, organischer Kohlenstoff, Schwermetalle, Wasser	Aufgewirbelter Staub (geogener Staub; Straßenabrieb), Flugasche, Elemente der Erdkruste als Oxide (Si, Al, Ti, Fe); CaCO ₃ , NaCl, Meersalz, Pollen und Sporen, andere Teilchen biogenen Ursprungs,...
Löslichkeit	tw. löslich; oft hygroskopisch,	oft unlöslich und nicht- hygroskopisch
Quellen	Verbrennungsvorgänge (Dieselruß, NO _x , SO ₂ , ..), Landwirtschaft (NH ₃), atmosphärische Transformationen (sek. Partikel), bestimmte industrielle Prozesse, Lösemittel	(Wieder-)aufwirbelung von Staub von Straßen; Winderosion, Aufwirbelung durch anthropogene Tätigkeiten (Schüttvorgänge, Befahren unbefestigter Straßen, Bergbau, Abbruch- und Bauarbeiten...), biolog. Quellen, ...
Verweildauer in der Atmosphäre	Tage bis Wochen	Minuten bis Stunden
Atmosphärische Transportdistanz	einige 100 bis > 1000 km	< 1 km bis einige 10 km

Die quantitativ wichtigsten Inhaltsstoffe sind:

Ammonium, Sulfat, Nitrat (sekundäre anorganische Partikel): Diese Ionen entstehen in der Atmosphäre durch chemische Umwandlungsprozesse aus den Vorläufersubstanzen NH₃, SO₂ und NO_x.

Elementarer Kohlenstoff/Organischer Kohlenstoff/Organisches Material (EC/OC/OM): EC stammt in erster Linie aus Verbrennungsprozessen (‚Dieselruß‘, Hausbrand), wohingegen die Zusammensetzung und Herkunft des organischen Kohlenstoffs weniger eindeutig ist. Ein Teil wird bei (unvollständiger) Verbrennung aus den gleichen Quellen wie der EC freigesetzt. Weitere Quellen für organischen Kohlenstoff sind sekundäre organische Partikel, die aus (anthropogenen und biogenen) NMVOC⁹ entstehen, sowie biologische Materialien wie z. B. Bakterien, Pilzsporen, Blattfragmente etc. Der Beitrag von biologischem Material dürfte jedoch insbesondere im Winter sehr gering sein [PUXBAUM & TENZE-KUNIT, 2003]. Da mit organischem Kohlenstoff immer auch Heteroelemente (H, N, O, etc.) verbunden sind, wird zur Berechnung des Gewichts des organischen Materials (OM) das Gewicht des organischen Kohlenstoffs üblicherweise mit einem Faktor von 1,4 multipliziert [TURPIN, 2001]. Emittentennah kann auch ein etwas niedriger Faktor angenommen werden, an ländlichen

⁹ Non methane volatile organic carbon (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan)

Standorten oder an Hintergrundmessstellen wird in TURPIN et al. (2001) ein Faktor von $2,1 \pm 0,2$ empfohlen. In dieser Arbeit wird durchgehend ein Faktor von 1,4 verwendet.

Ein nicht unerheblicher Teil an EC und OC kann an verkehrsbelasteten Standorten auch aus dem Reifenabrieb stammen.

Wasser: Je nach chemischer Zusammensetzung und Luftfeuchtigkeit können Partikel einen variablen Anteil an Wasser enthalten. Unter Umständen kann dieses Wasser bei Messung mittels Gravimetrie auch nach Konditionierung der Filter am Schwebestaub gebunden bleiben. Eine direkte Messung des Wassergehalts des Filters ist nicht einfach.

Na, K, Ca, Mg, Cl: Na und Cl sind insbesondere im Winter oft auf den Einsatz von Auftaumitteln zurückzuführen; Kalium kann ein Tracer für Biomassefeuerungen sein, während Ca und Mg in erster Linie in der groben Fraktion (mineralisches Material) zu finden sind (Quellen: Straßenabrieb, Einsatz von Streusplitt, Erosion).

Mineralische Komponenten: diese können aus Winderosion, aufgewirbeltem Straßentaub, Mineralrohstoffabbau, Baustellen usw. stammen. Da bei der Messung von PM mittels Gravimetrie und nachfolgender Inhaltsstoffanalyse zumeist Quarzfaserfilter verwendet werden, ist die Analyse dieser Komponente nicht ohne weiteres möglich. Die mineralischen Komponenten sind bei diesen Analysen Teil des „nicht-analysierten Rest“.

Fe, Zn, Pb, Cu, Ni, Cd, Sb: Schwermetalle stammen aus unterschiedlichen Quellen und lassen sich als Tracer einsetzen.

In Tabelle 7 werden einige wichtige Quellen der angeführten Schwermetalle angegeben. Diese beruhen auf den Erfahrungen von zahlreichen, an verschiedenen österreichischen Standorten durchgeführten Analysen von Staubproben. Einige dieser Elemente können in erster Linie im Nahbereich der angeführten Quellen gefunden werden.

Tabelle 7: Mögliche Quelle von Schwermetallen im PM10, z. T. inkl. Beschreibung der Morphologie (Informationsquellen: Neinavaie, persönliche Mitteilung, SCHNEIDER & LORBEER, 2002)

Fe	Verkehr: Abrieb von Bremsbacken und Bremsscheiben (+Cr), tritt zusammen mit Cu und Zn auf; Schienenverkehr geogen: Schiefer (Hämatit), Fe-Carbonate, Pyrit Industrie: Zundermaterial (Quelle: Auskleidung von Kessel, Walzwerke), falls globular: Metallverarbeitung; Rostschutzfarben (Hämatit); Magnetkies aus Kraftwerksasche (FeS)
Zn	Verkehr: Bremsbeläge + Reifenabrieb Industrie: Verbrennungsanlage (MVA, kalorische Kraftwerke); Verzinkereien, Batterien, Reduktionsmittel und Industrieabfälle, Verpackungsmaterialien; ubiquitär: Bauschutt (weiße Farbe zuführend)
Pb	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Rostschutzfarben, Bleikristall, Glasuren, Farben; Hüttenwerke, Stahlwerke
Cu	Verkehr: Abrieb Bremsbeläge (Hauptquelle von Cu im städtischen Raum)
Ni	Verkehr: Bremsabrieb Industrie: Verbrennung von Schweröl; Metallherstellung; Katalyse; Herstellung von Ni-Cd-Batterien, Widerstände; Co-Ni-Dauermagnete
Cd	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Farben, Glas, Oberflächenschutz für Leitmetalle, Metalle (z. B. Schrauben), Pigmente, Ni-Cd-Batterien, Kunststoffe (gelb, orange)
Sb	Verkehr: Abrieb aus Bremsbelägen

Chemische Zusammensetzung der Emissionen wichtiger Quellen:

Partikel im **Pkw- Dieselabgas** bestehen zu etwa 60-80 % aus elementarem Kohlenstoff, der Rest besteht aus organischem Kohlenstoff und einem kleinen Teil Sulfat und Metalloxiden (für eine Übersicht über Literaturwerte siehe UMWELTBUNDESAMT, 2002 und RAUTERBERG-WULFF, 1998). Diese Werte können allerdings abhängig vom Betriebszustand, Mo-

tor, verwendeten Treibstoff etc. stark variieren. Bei Lkw-Dieselmotoren ist der Anteil an elementarem Kohlenstoff höher, da diese bei höherer Last betrieben werden.

Partikel aus **Reifenabrieb** bestehen wie oben erwähnt ebenfalls zum überwiegenden Teil aus Kohlenstoff; beim Reifenabrieb beträgt das OC/EC Verhältnis etwa 1,55 [RAUTERBERG-WULFF, 1998]. Bremsenabrieb besteht auch aus Kohlenstoff, wenn auch mit einem deutlich geringeren OC/EC Verhältnis von 0,2 im Vergleich zum Reifenabrieb. Als Tracer für den Anteil des Bremsenabriebs kann Sb verwendet werden¹⁰.

Partikel aus **Aufwirbelung und Straßenabrieb** bestehen naturgemäß aus den in der Region vorkommenden bzw. in den Straßen enthaltenen oder aufgebracht (Streusplitt) mineralischen Komponenten.

Hausbrandpartikel entstehen vor allem bei der Verbrennung von festen Brennstoffen (Kohle, Holz) und bei der Verbrennung von Heizöl. Die Partikel, die bei der Holzverbrennung entstehen, setzen sich aus organischem Kohlenstoff und elementarem Kohlenstoff zusammen (meist ist der Anteil an organischem Kohlenstoff wesentlich höher als jener an elementarem Kohlenstoff), der Rest sind anorganische Aschen. Bei letzteren dominiert Kalium, daneben kommen auch noch die Elemente Na, Fe und Mn vor, bei Kohle zudem Si und Ca [MORAWSKA, 2002].

3.5 Senken von Partikeln

Abhängig von der Größe bzw. dem aerodynamischen Durchmesser sind verschiedene Mechanismen wirksam, die die Partikel aus der Luft entfernen. Partikel in der Nukleationsklasse werden hauptsächlich durch Agglomeration zu oder an größere Partikel entfernt, Partikel der Akkumulationsklasse durch Auswaschung und diejenigen der Grobstaubklasse durch Sedimentation. Wie man in Abbildung 6 erkennen kann, hat die Verweilzeit ein deutliches Maximum bei Partikel der Akkumulationsklasse mit einer Partikelgröße von etwa 0,1 µm (bei 10 µm ca. einen Tag, bei 2,5 µm 2 bis 4 Tage). Die Verweilzeit dieser Partikel beträgt etwa 10 Tage, diese können daher in der Atmosphäre über große Entfernungen (1.000 km und mehr) transportiert werden. Partikel in der Nukleations- und Grobstaubklasse dagegen haben Verweilzeiten von nur wenigen Stunden [KOUIMTZIS & SAMARA, 1995; WILSON & SPENGLER, 1996]. Da Partikel der Akkumulationsklasse in erster Linie durch Auswaschung entfernt werden, spielt deren Löslichkeit bei der Verweilzeit ebenfalls eine wichtige Rolle.

¹⁰ Im Zuge der Stuserhebungen Lienz und Klagenfurt wurde auch der Sb-Gehalt der PM10 Proben bestimmt. Als grober Richtwert kann für den gesamten Beitrag des Bremsabriebs die 50fache Sb-Konzentration angenommen werden [PALME, 2004]. Damit ergibt sich an der verkehrsbelasteten Station Klagenfurt Völkermarkterstr. ein Anteil des Reifenabriebs im Mittel von 0,8 %, an der ebenfalls verkehrsbelasteten Station Lienz Am-lackerkreuzung von 0,4 %.

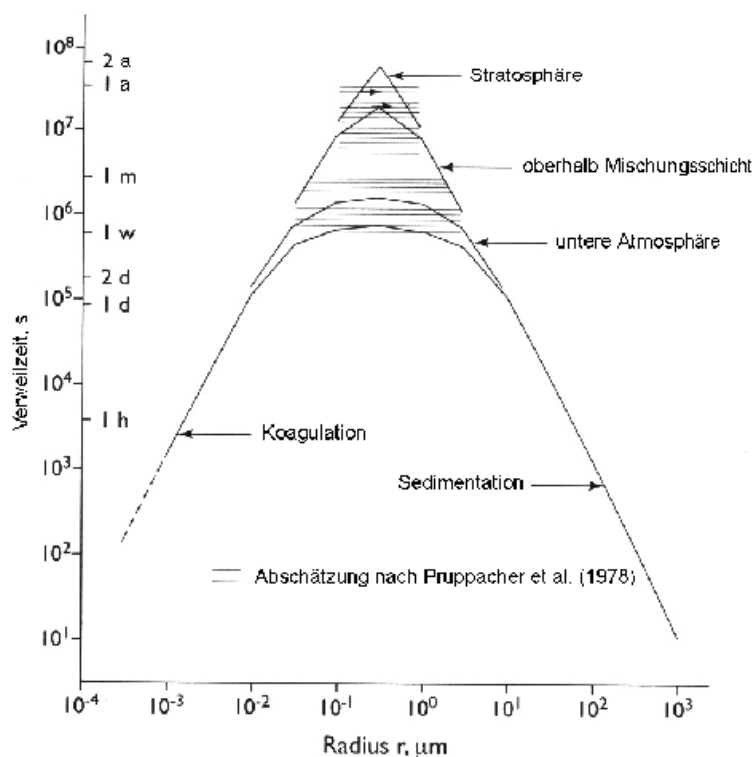


Abbildung 6: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (nach WILSON & SAMARA, 1996)

3.6 Messmethoden

Als Messgröße wird üblicherweise die Massenkonzentration in Abhängigkeit von der Größenfraktion verwendet. Die gängigen Größenfraktionen werden in Tabelle 4 (siehe oben) zusammengefasst.

Die Messung des Schwebestaubs erfolgte in den letzten Jahrzehnten als „Gesamtschwebestaub“ („Total Suspended particulates“, TSP; im IG-L als „Schwebestaub“ bezeichnet), wobei die gesetzlichen Regelungen innerhalb und außerhalb Österreichs keine genaue Definition für diese Messgröße geben; die in Österreich verwendeten Ansaugköpfe weisen keine genau definierte Abscheidecharakteristik auf, Unsicherheiten sind zudem u. a. durch uneinheitliche Geräteparameter in den einzelnen Messnetzen bedingt.

Mit der EG-RL 1999/30/EG und dem IG-L (2001) wurden erstmals Grenzwerte für PM10 sowie die Verpflichtung zur Messung - auch von PM2,5 (beide als Tagesmittelwerte) - festgelegt. Bei der Messung dieser Staubfraktionen werden Ansaugköpfe mit definierter Abscheidecharakteristik verwendet (siehe Tabelle 4).

Referenzmethode für die Bestimmung der PM10-Konzentration ist gemäß EG-RL 1999/30/EG die in der EN 12341¹¹ beschriebene Probenahme (Abscheidung der Partikel auf einem Filter) mit nachfolgender gravimetrischer Staubmassebestimmung. Am häufigsten werden in Österreich dazu Digital High Volume Sampler eingesetzt, die mit Glas- oder Quarzfaserfiltern von 150 mm Durchmesser bestückt sind und ein Probenahmenvolumen von etwa 750 m³/Tag aufweisen. Der Waagraum zur Konditionierung der Filter vor und nach der Probenahme ist normgerecht auf 20 °C \pm 0,5 °C Lufttemperatur sowie 50 % \pm 5 % relative Luftfeuchte geregelt. Die Messergebnisse sind auf Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck bezogen.

¹¹ Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probenahmeverfahren für die PM10 - Fraktion von Partikeln

Die PM10-Messung gemäß IG-L erfolgt sowohl mit der gravimetrischen Methode als auch mit kontinuierlichen Messgeräten, die bereits für die TSP-Messung verwendet wurden und für die PM10-Messung mit einem Ansaugkopf entsprechender Abscheidecharakteristik ausgerüstet wurden.

Folgende kontinuierliche Staubmessgeräte kommen an österreichischen Messstellen zum Einsatz:

- Monitore, bei denen der angesaugte Staub auf einem Filterstreifen abgeschieden wird und der Zuwachs an Masse durch die steigende Absorption von β -Strahlung bestimmt wird (meist Geräte der Typen FH62 I-N oder FH62 I-R)
- Monitore, bei denen der Zuwachs der Massebelegung auf einem Filter in einem Schwingkreis eine Veränderung der Eigenfrequenz bewirkt; TEOM -Geräte¹².

Bei den kontinuierlichen Messgeräten wird die Ansaugleitung auf rund 40 °C beheizt, um einen Einfluss von Luftfeuchte auf die Messung zu minimieren.

Voraussetzung für die Verwendung kontinuierlicher Messgeräte für die PM10-Messung ist allerdings, dass der betreffende Messnetzbetreiber nachweisen kann, dass das eingesetzte Verfahren ein zur Referenzmethode vergleichbares Ergebnis liefert, d. h. eine feste Beziehung zur Referenzmethode aufweist. Der Nachweis (Bestimmung des so genannten Standortfaktors bzw. einer lokalen Standortfunktion) erfolgt durch Parallelmessungen vor Ort.

Bis zum Vorliegen lokaler Standortfaktoren, jedoch längstens bis zum 31. Dezember 2002, war es gemäß Messkonzept-VO gestattet, dass beim Einsatz von kontinuierlichen Monitoren ein Default-Wert in der Höhe von 1,3 als Standortfaktor angewandt wird.

Die kontinuierliche Messung erlaubt anhand der Analyse des Zeitverlaufs, von Schadstoffwindrosen und mittleren Tagesgängen detailliertere Aussagen über die Herkunft der Schadstoffbelastung, als dies bei der tageweisen Auflösung der Gravimetrie möglich ist. Allerdings sind chemische Analysen nur nach Probenahme mit der gravimetrischen Methode möglich.

Zur Problematik der Vergleichbarkeit der verschiedenen Messverfahren siehe Anhang 5.

3.7 Rechtliche Regelungen

Die Europäische Kommission hat zur Begrenzung des gesundheitlichen Risikos durch die Exposition gegenüber Schwebestaub verbindliche Immissionsgrenzwerte für die Feinstaubbelastung (gemessen als PM10) in der Richtlinie 1999/30/EG festgesetzt, welche bis Sommer 2001 von allen EU-Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden mussten. Die Richtlinie enthält für PM10 einerseits verbindliche Immissionsgrenzwerte, die spätestens 2005 einzuhalten sind, andererseits strengere, indikative Werte, die bis 2010 anzustreben sind. Weiters ist vorgesehen, dass innerhalb eines Reviews der genannten Richtlinie u. a. zu prüfen ist, ob zusätzlich zu den Immissionsgrenzwerten für PM10 auch Grenzwerte für PM2,5 festzulegen sind. Um die dafür benötigten Informationen über die PM2,5-Belastung zu erlangen, ist die Messung der PM2,5-Konzentration an repräsentativen Standorten vorgeschrieben.

In Österreich wurde die genannte Richtlinie im Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L; BGBl. I 115/97) durch die Novelle BGBl. I 62/2001 sowie die Messkonzept-Verordnung zum IG-L (BGBl. 358/98, in der Fassung BGBl. II 2001/344) umgesetzt. Damit gelten seit Juli 2001 die in Tabelle 8 angeführten Grenzwerte in Österreich.

Diese unterscheiden sich von der Richtlinie dadurch, dass einerseits keine Toleranzmargen beim TMW-Grenzwert von PM10 vorgesehen sind und andererseits die Anzahl der zulässigen Überschreitungen von den in der Richtlinie vorgegebenen 35 schrittweise auf 25 bis

¹² Tapered Element Oscillating Microbalance.

zum Jahr 2010 abgesenkt wird. Die österreichische Gesetzgebung ist damit etwas strenger als die Richtlinie.

Tabelle 8: Staubgrenzwerte und Zielwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß IG-L

Messgröße	Konzentration	Mittelungszeit	Anmerkung
TSP ¹³	150 µg/m ³	Tagesmittelwert	Grenzwert
PM10	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	Grenzwert
PM10	40 µg/m ³	Jahresmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr sind 7 Überschreitungen zulässig	Zielwert
PM10	20 µg/m ³	Jahresmittelwert	Zielwert

Grenzwerte des IG-L und der Richtlinie 1999/30/EG sind in Anhang 1 zusammen gestellt.

¹³ TSP: Gesamtschwebestaub (im IG-L „Schwebestaub“ genannt). Dieser Grenzwert tritt mit 31.12.2004 außer Kraft.

4 DATENGRUNDLAGE

Gegenstand der vorliegenden Untersuchung ist die PM10-Belastung im Burgenland im Jahr 2002. Grenzwertverletzungen traten an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee auf.

Die an den Messstellen der Burgenländischen Landesregierung (beta-Absorption) und des Umweltbundesamtes (gravimetrische Methode) durchgeführten Messungen entsprechen sowohl hinsichtlich der angewandten Methodik wie auch der Prüfstufen der ausgewerteten Daten den gesetzlichen Anforderungen des IG-Luft sowie der Verordnung zum Messkonzept.

4.1 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wird in einem engeren Sinn das Nordburgenland – die politischen Bezirke Eisenstadt, Eisenstadt Umgebung, Mattersburg, Neusiedl a.S. und Rust – angesehen (Abbildung 7). Dieses Gebiet hat eine Fläche von 1790 km² und eine Bevölkerung von 137.500 Einwohnern.

Da die PM10-Belastung ein die Bundesländergrenzen überschreitendes Problem darstellt, werden auch das östliche Niederösterreich und Wien in die Untersuchung mit einbezogen.

In Hinblick auf den hohen Beitrag von Ferntransport werden Rückwärtstrajektorien (KAISER 2003) über ganz Mitteleuropa untersucht; in diesem Bereich werden die Emissionen von PM10 und – als Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Aerosole – SO₂, NO_x und NH₃ näher untersucht (Kapitel 5.3).

Als Sanierungsgebiet wird das in Kapitel 9.2 umrissene Herkunftsgebiet von Luftmassen mit erhöhter PM10-Belastung angenommen, wobei regional sehr unterschiedliche Maßnahmen bei unterschiedlichen PM10-Komponenten bzw. den Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel zu setzen sind.



Abbildung 7: Satellitenaufnahme des Nordburgenlands

4.2 Beschreibung der Messstellen

Gegenstand der vorliegenden Studie sind die PM10-Daten der Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee im Nordburgenland. Darüber hinaus werden Daten der Messstellen Oberwart und Stixneusiedl sowie in Wien und Bratislava für die Interpretation der PM10-Belastung herangezogen. Koordinaten und Seehöhe sowie eine kurze Beschreibung der Umgebung der PM10-Messstellen im Nordburgenland sind in Tabelle 9 zu finden.

Tabelle 9: Lage der PM10-Messstellen in Nordostösterreich

	Länge	Breite	Seehöhe	Topographische Lage	Umgebung
Eisenstadt	16°31'36"	47°50'24"	160 m	Ebene, Südfuß des Leithagebirges	Kleinstadt (11.400 Ew.), städtisches Wohngebiet, stark befahrene Straße in 100m Entfernung
Illmitz	16°45'56"	47°46'10"	117 m	Ebene	Ländlicher Hintergrund, Schilf, Weingärten und Felder
Kittsee	17°04'17"	48°06'34"	138 m	Ebene, am Rand der Hundsheimer Berge	Stadtrand von Bratislava (450.000 Ew.), in der Umgebung Felder
Oberwart	16°11'00"	47°18'20"	330 m	Breites Tal im Hügelland	Felder, ländliches Wohngebiet
Stixneusiedl	16°40'36"	48°03'03"	240 m	Hügelland	Felder, Weingärten, ländliches Wohngebiet
Wien Belgradplatz	16°21'45"	48°10'30"	220 m	Hügelland am Rand des Wiener Beckens	dicht verbautes städtisches Wohngebiet, mäßig stark befahrene Straße
Wien Gaudenzdorf	16°20'26"	48°11'16"	175m	Hügelland am Rand des Wiener Beckens	dicht verbautes städtisches Wohngebiet, stark befahrene Straße
Wien Liesing	16°17'48"	48°8'18"	215m	Ebene	Gewerbe- und Industriegebiet, stark befahrene Straße
Wien Rinnböckstr.	16°24'28"	48°11'5"	160m	Ebene	locker verbautes Wohngebiet, Gewerbegebiet, sehr stark befahrene Straße A23
Wien Schafbergbad	16°18'10"	48°14'10"	320m	Hügelland am Ostrand des Wienerwaldes	locker verbautes Wohngebiet am Stadtrand
Wien Stadlau	16°27'36"	48°13'36"	155m	Ebene	locker verbautes Wohngebiet, Gewerbegebiet, stark befahrene Straße
Bratislava Trnavske Myto	17°07'45"	48°09'32"	136 m	Ebene am Rand von Hügelland	stark befahrene Straße im dicht verbauten Stadtgebiet
Bratislava Stare Mesto – Kamenna Namestie	17°07'00"	48°08'45"	139 m	Ebene am Rand von Hügelland	zentrales, dicht verbautes Stadtgebiet
Bratislava Petržalka-Mamateyova	17°08'05"	48°07'43"	136 m	Ebene	Großwohnbauten im peripheren Stadtgebiet

Die Lage der PM10-Messstellen im Nordburgenland ist in Abbildung 8 dargestellt. Abbildung 11 bis Abbildung 17 zeigen die Umgebung sowie die Ansicht der PM10-Messstellen. In Abbildung 18 sind die Messstellen in Bratislava einschließlich Kittsee dargestellt.

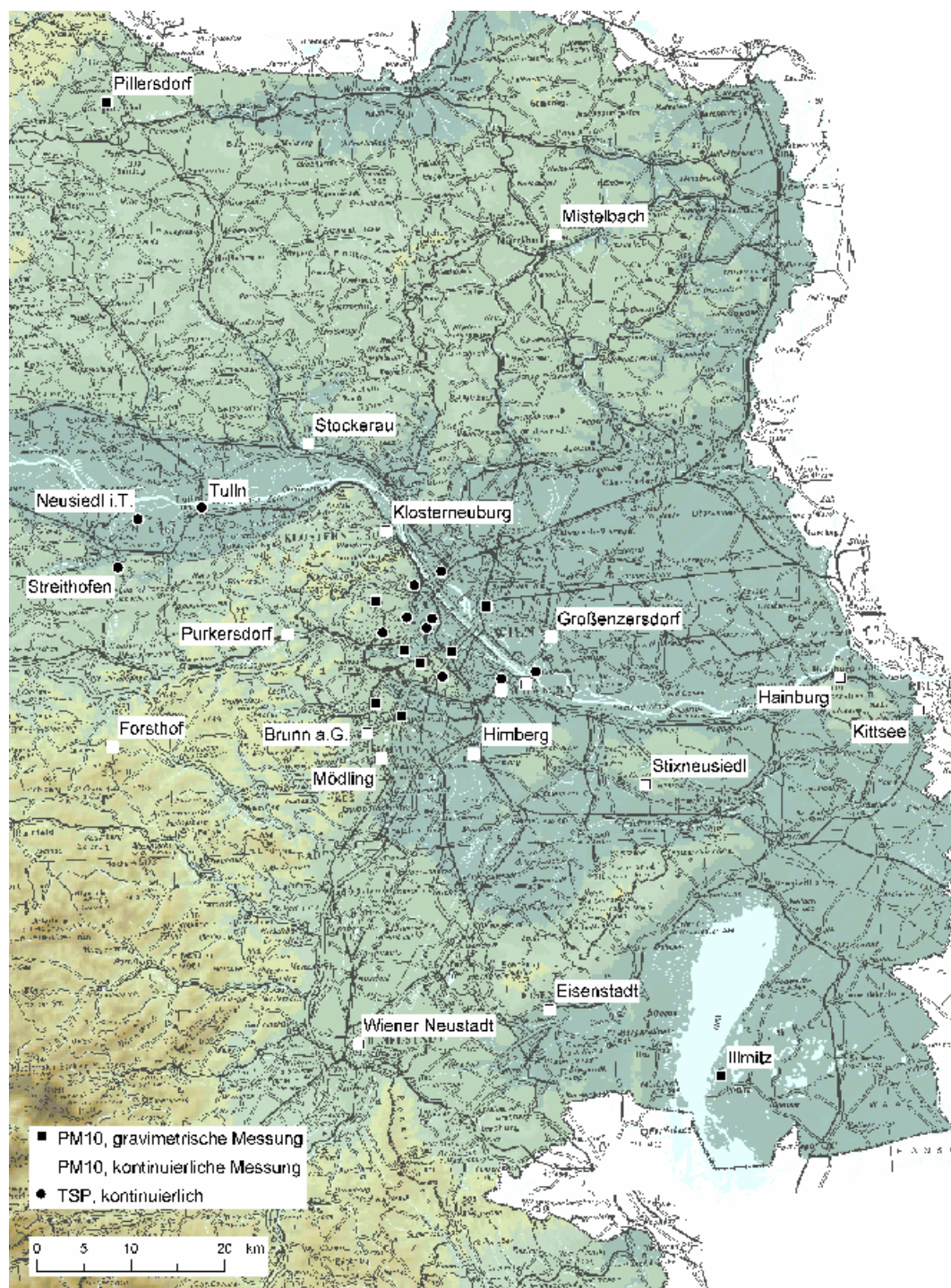


Abbildung 8: PM10-Messstellen im nordöstlichen Österreich, Stand 2003

4.2.1 Lagebeschreibung der Messstelle Illmitz

Die Messstelle Illmitz liegt am Ostufer des Neusiedlersees neben der Biologischen Station Illmitz. Die nähere Umgebung umfasst Weingärten, Wiesen und Schilf. Sie wird durch keine lokalen anthropogenen Emissionen beeinflusst.

Die Messstelle ist ca. 2 km vom Ort Illmitz, ca. 45 km vom Stadtrand von Bratislava und ca. 50 km vom Stadtrand von Wien entfernt.

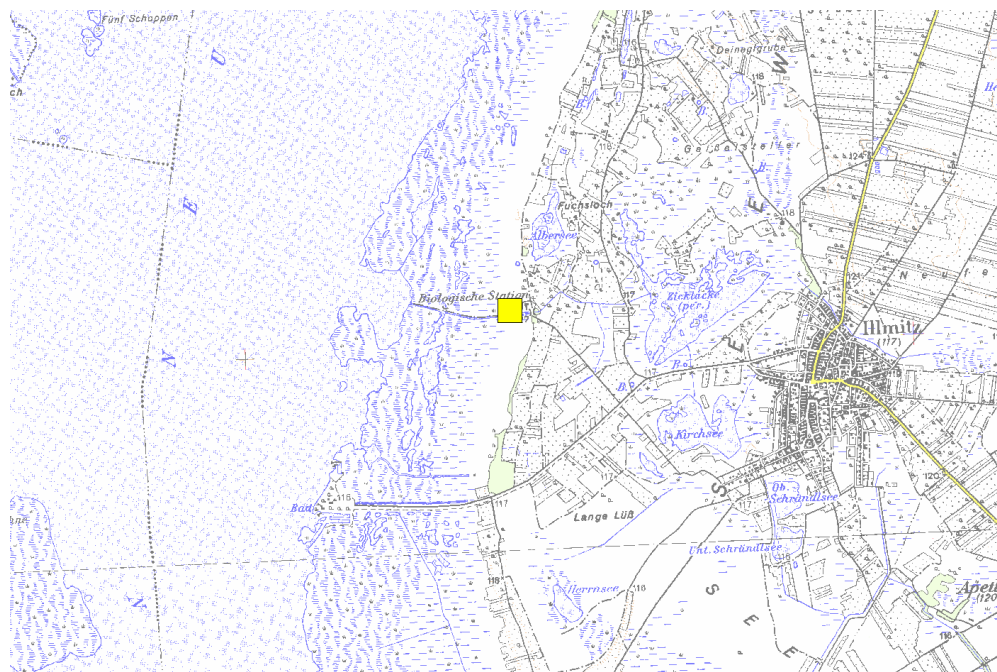


Abbildung 9: Karte Messstelle Illmitz

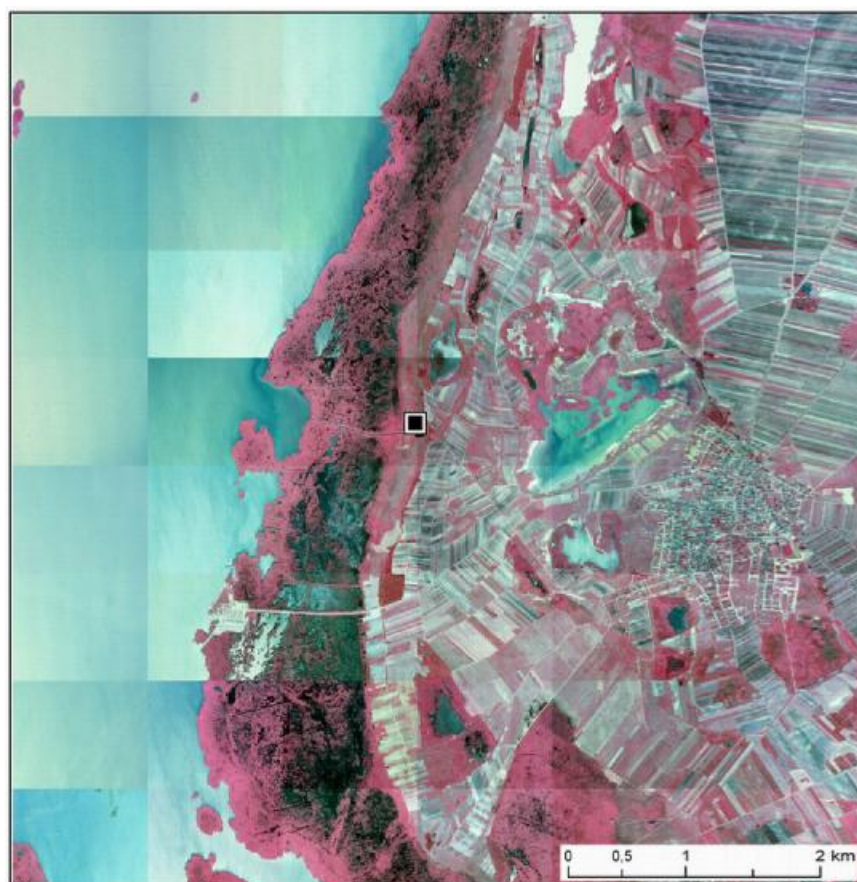


Abbildung 10: Orthophoto der Messstelle Illmitz



Abbildung 11: Messstelle Illmitz

4.2.2 Lagebeschreibung der Messstelle Eisenstadt

Die Messstelle liegt in locker verbautem Wohngebiet am südlichen Rand von Eisenstadt (11.000 Einwohner, starkes Wachstum in den letzten Jahrzehnten). Das zentrale Siedlungsgebiet von Eisenstadt liegt in einem Bereich bis 1 km nördlich der Messstelle.

Die Messstelle liegt an einer wenig befahrenen Straße. Ein Kreisverkehr befindet sich in 100 m Entfernung in nordwestlicher Richtung, an dem die Mattersburger Straße (nach SSW), (DTV 10.263 Kfz, Lkw-Anteil 4%) die Ödenburger Straße (nach NNO Richtung Stadtzentrum, DTV 20.333 Kfz, Lkw-Anteil 3%) und die Ruster Straße aufeinander treffen; die Ruster-Straße weist Richtung Stadtzentrum einen DTV von 6553 Kfz (Lkw-Anteil <1%) auf, Richtung Süden einen DTV von 3587 Kfz (Lkw-Anteil 4%)¹⁴.

Am südlichen Stadtrand von Eisenstadt befinden sich mehrere große Einkaufszentren, die als bedeutende lokale Verkehrserreger in Frage kommen. Gewerbe- und Industriebetriebe mit nennenswerten PM10-Emissionen sind hier nicht angesiedelt.

Die S31 umfährt Eisenstadt im Süden (Abstand von der Messstelle ca. 1,7 km). Das Verkehrsaufkommen (DTV) auf der S31 beträgt zwischen dem Knoten mit der A3 und der Mattersburger Straße 19.868 Kfz (Lkw-Anteil 9%), zwischen Mattersburger Straße und Ruster Straße 12.619 Kfz (Lkw-Anteil 12%), zwischen Ruster Straße und B50 (Richtung Schützen) 10.239 Kfz (Lkw-Anteil 13%). Fast die Hälfte des Pkw-Verkehrs auf der S31 zwischen dem Knoten mit der A3 und der Mattersburger Straße stammt somit aus Eisenstadt und dürfte Pendlerverkehr von/nach Wien sein.

¹⁴ DTV-Daten gemäß BMVIT, siehe Kapitel 5.1.2

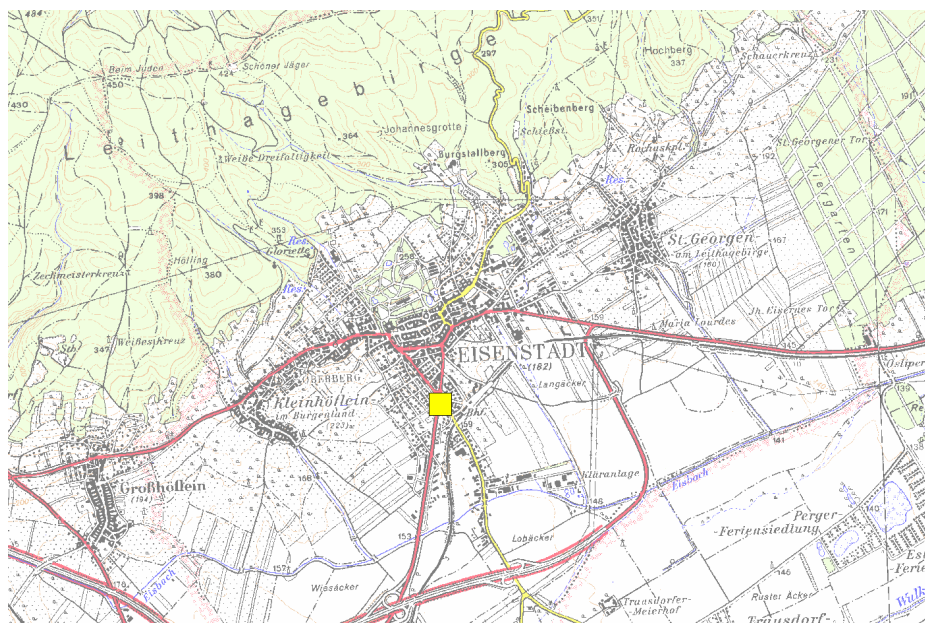


Abbildung 12: Karte Messstelle Eisenstadt



Abbildung 13: Orthophoto der Messstelle Eisenstadt (Quadrat: Messstelle Laschoberstraße; im Südwesten der Autobahnknoten A3/S31)



Abbildung 14: Messstelle Eisenstadt, Ansicht von Norden (im Vordergrund Laschoberstraße; Kreisverkehr Mattersburger Str./Ödenburger Str./Ruster Str. links außerhalb des Bildausschnitts)

4.2.3 Lagebeschreibung der Messstelle Kittsee

Die Messstelle liegt auf freiem Feld nordöstlich der Ortschaft Kittsee (1900 Einwohner). Das verbaute Ortgebiet beginnt ca. 1,3 km südlich der Messstelle, das Freizeitzentrum Berg liegt ca. 900 m westlich, der Straßengrenzübergang Berg (B9) 1,5 km nordnordwestlich.

Jenseits der Staatsgrenze beginnt das Stadtgebiet von Bratislava. Als nächstgelegene Schadstoffquelle verläuft hier die Autobahn D2 (Brno – Bratislava – Ungarn), welche Bratislava im Westen umfährt, der Minimalabstand zur Messstelle beträgt 900 m in ostnordöstliche Richtung. Der Autobahnknoten Jarovce zum Grenzübergang Kittsee liegt 4,4 km südöstlich der Messstelle, der Autobahnknoten Petržalka, der die Verbindung zur Autobahn D61 (nach Osten) sowie zum Grenzübergang Berg (B9) darstellt, ca. 4 km nördlich der Messstelle. Die D2 überquert südöstlich von Kittsee die Ungarische Grenze (als M15) und vereinigt sich bei Hegeyshalom mit der M1 (Fortsetzung der Ostautobahn A4).

Unmittelbar hinter der D2 schließen sich Gewerbe- bzw. Industriegebiete an. Die Wohnbebauung von Bratislava-Petržalka beginnt 2 km östlich, das Stadtzentrum von Bratislava beginnt 4,1 km im Nordosten. Petržalka weist ein großzügig ausgebautes Netz hochrangiger Straßen auf.

Das Gelände der Raffinerie Slovnaft liegt ca. 8 km ostnordöstlich von Kittsee.

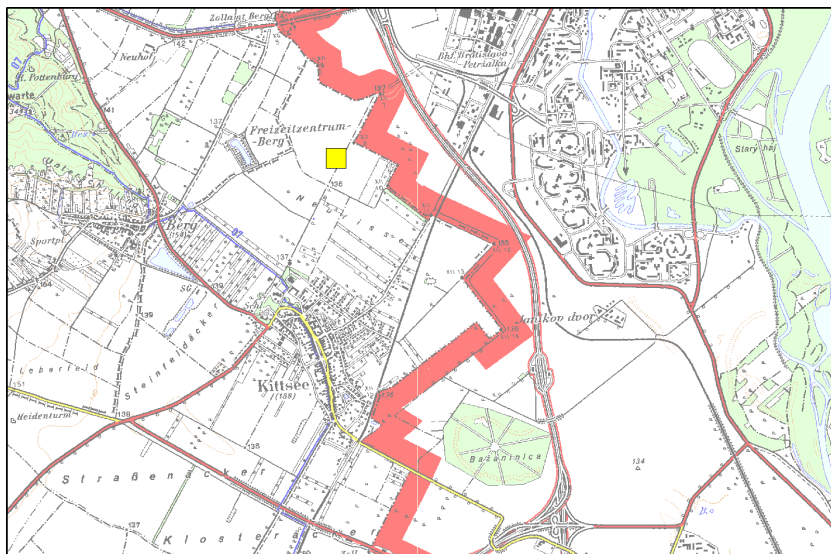


Abbildung 15: Karte Messstelle Kittsee



Abbildung 16: Orthophoto der Messstelle Kittsee. Im Süden der Grenzübergang Kittsee, im Osten der Stadtrand von Bratislava sowie die Autobahn, welche Bratislava im Westen umfährt.



Abbildung 17: Messstelle Kittsee, Ansicht von Osten

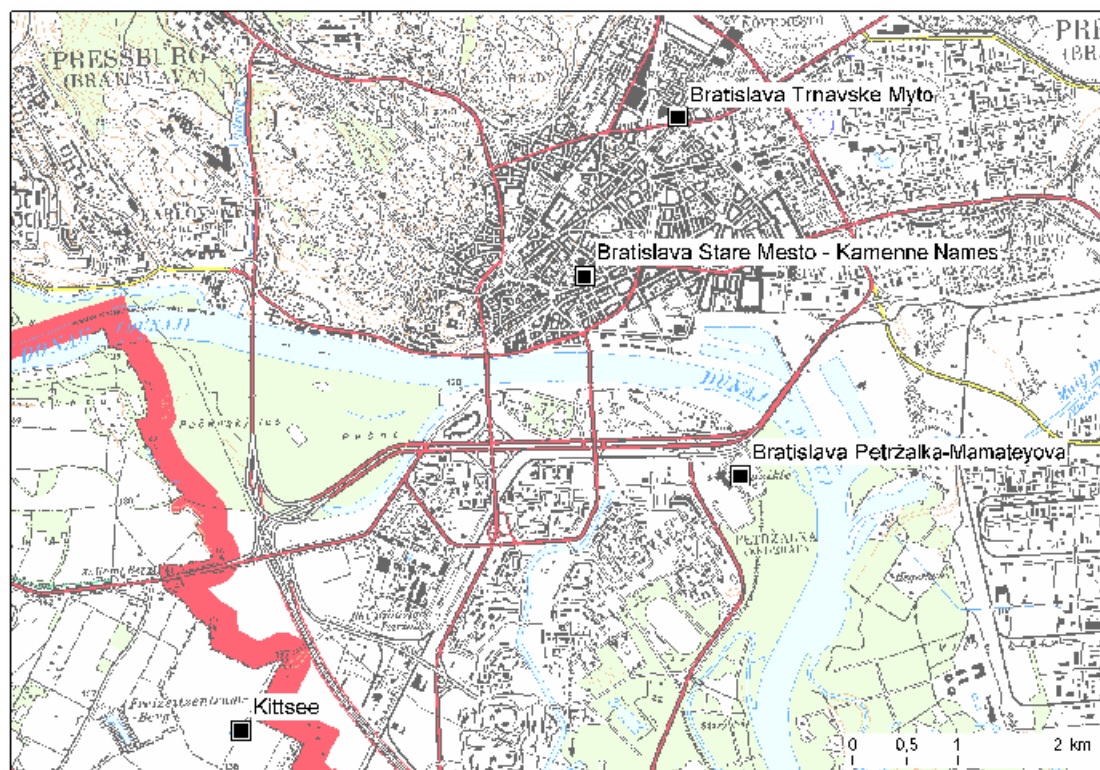


Abbildung 18: Messstellen in Bratislava

5 EMISSIONEN VON PM10 UND VORLÄUFERSUBSTANZEN

5.1 PM10 Emissionen im Nordburgenland

Für das Untersuchungsgebiet (Nordburgenland: Bezirke Eisenstadt, Eisenstadt Umgebung, Mattersburg, Neusiedl a.S. und Rust) wurde versucht, die PM10 Emissionen der wesentlichen Quellen abzuschätzen.

Dabei konnte auf folgende Datengrundlagen zurückgegriffen werden:

- Ø Für die Berechnung der Haubrandemissionen wurde die Energiebilanz des Burgenlandes der Statistik Austria verwendet [STATISTIK AUSTRIA, 2004].
- Ø Die Verkehrsemissionen konnten aus dem Verkehrsmodell Österreich berechnet werden [BMVIT].
- Ø Von allen anderen Quellen (z. B. von Mineralrohstoffabbaubetrieben, Holzverarbeitenden Betrieben, Baustellen, der Land- und Forstwirtschaft etc.) standen keine Emissionsdaten zur Verfügung, diese mussten daher aus gesamtösterreichischen Daten auf das Nordburgenland umgelegt werden.

Biogene Emissionen (z. B. flüchtige organische Verbindungen aus Pflanzen, insbesondere Bäumen) als Vorläufer sekundärer organischer Aerosole sowie geogene Emissionen von PM10 (z. B. durch Winderosion) wurden mangels belastbarer Daten nicht berücksichtigt.

Ebenso wenig konnten anthropogene Quellen berücksichtigt werden, von denen weder Aktivitätsdaten noch Emissionsfaktoren vorliegen, wie z. B. von offenen Feuern zur Verbrennung von Gartenabfällen oder landwirtschaftlichen Abfällen.

Die Emissionsabschätzungen im Rahmen einer derartigen Studie nicht in dem Detaillierungsgrad durchgeführt werden können, der für einen vollständigen Emissionskataster des Untersuchungsgebietes notwendig wäre. Die derart ermittelten Emissionen dienen daher vor allem als Hinweis auf wesentliche Quellen. Die absolute Höhe der Emissionen sowie die Verhältnisse der einzelnen Emittentengruppen sind u.U. mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

5.1.1 Raumwärme (Hausbrandemissionen)

Die Emissionen des Hausbrands wurden mangels detaillierter Daten aus der Energiebilanz des Burgenlandes [STATISTIK AUSTRIA, 2004] und aus Daten der Gebäude- und Wohnungszählung 2001 der Statistik Austria (http://www.statistik.at/gz/gwz_daten.shtml) abgeschätzt. In der Energiebilanz ist der energetische Endverbrauch der verschiedenen Energieträger und Verbraucher aufgeschlüsselt. Für private Haushalte ist der Verbrauch in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 10: Energieverbrauch der verschiedenen Energieträger der privaten Haushalte im Burgenland

Energieträger	Endverbrauch	Einheit	Endenergie [TJ]	Anteil
Steinkohle	6.044	t	169	1,3%
Braunkohle	669	t	7	0,1%
Braunkohle Briketts	3.154	t	61	0,5%
Koks	7.437	t	210	1,6%
Gasöl	66.010	t	2825	22%
Heizöl	7.524	t	303	2,3%
Flüssiggas	2.147	t	99	0,8%
Naturgas	80.403	1000m ³	2895	22%
Brennholz	272.923	t	3916	30%
Biogene Brennstoffe	11.917	t	110	0,8%
Umgebungswärme	49.374	MWh	178	1,4%
Fernwärme	53.599	MWh	193	1,5%
Elektrische Energie	555.006	MWh	1998	15%

Der größte Anteil am Energieeinsatz hat Brennholz mit 30%, gefolgt von Heizöl mit etwa 24% (Heizöl und Gasöl zusammengefasst), Gas mit 23% (Flüssiggas und Naturgas) und Strom mit 15%. Mit Hilfe der in SPITZER (1998) angegebenen Emissionsfaktoren können daraus die Emissionen des Hausbrands der privaten Haushalte abgeschätzt werden (Tabelle 11).

Tabelle 11: Für die Berechnung der Hausbrandemissionen verwendeten Emissionsfaktoren für Staub in mg/MJ

Energieträger	Einzelöfen	Etagenheizkessel	Zentralheizung
Scheitholz	148	148	90
Scheitholz (Kachelofen)	148		
Hackgut trocken		148	90
Holz-Briketts	148	148	90
Steinkohle	153	153	94
Steinkohle-Briketts	153	153	94
Steinkohlenkoks	153	153	94
Braunkohle	153	153	94
Braunkohle-Briketts	153	153	94
Heizöl-extra leicht	0,5	0,5	0,5
Heizöl-leicht			2
Erdgas	0,05	0,05	0,05
Flüssiggas	0,05	0,05	0,05

Diese Emissionsfaktoren gelten streng genommen für die Emissionen von Gesamtstaub, für PM10 wurden diese Faktoren mit 0,9 multipliziert. Damit ist es möglich, die PM10-Emissionen des Hausbrands zu berechnen (Tabelle 12). Da es lt. Wohnungsstatistik etwa 2/3 Zentralheizungen und 1/3 Einzelöfen bei Holzheizungen im Burgenland gibt, wurde ein mittlerer Emissionsfaktor von 120 mg/MJ Holz bzw. Kohle verwendet.

Zu beachten ist bei dieser Abschätzung, dass die Emissionsfaktoren dem Stand von 1997 entsprechen; aufgrund der relativ niedrigen Stichprobenanzahl sind sie darüber hinaus mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (z.B. beträgt bei holzbeheizten Einzelöfen das 95%-Konfidenzintervall $\pm 46\%$, bei kohlebetriebenen Zentralheizungen $\pm 54\%$). Moderne automatisch befeuerte Holzheizungen haben dagegen bei Prüfstandsmessungen um beinahe eine Größenordnung niedrigere Emissionsfaktoren (Stückholzfeuerungen durchschnittlich 12 mg/MJ, Hackgutheizungen 19 mg/MJ, Pelletsheizungen 14 mg/MJ [LASSELSBERGER,

2004]). Allerdings erneuert sich der Heizungsbestand in Österreich nur sehr langsam. So sind beispielsweise 200.000 der 500.000 in Österreich betriebenen Holzheizungen älter als 20 Jahre, 130.000 älter als 30 Jahre. Dagegen werden jährlich nur etwa 9.000 moderne Pelletsheizungen installiert. Es kann daher angenommen werden, dass die sich dadurch ergebende Verminderung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren noch innerhalb des Konfidenzintervalls liegt.

Tabelle 12: Jährliche PM10 Emissionen in Tonnen des Burgenlandes aus dem Hausbrand privater Haushalte, berechnet über die Energiebilanz

	PM10 Emissionen [t]	Anteil
Kohle	48	10%
Öl	1	0,3%
Gas	0.1	0%
Holz	423	89%
Summe	473	100%

Alternativ können die Emissionen über die Gebäude- und Wohnungsstatistik unter Annahme eines mittleren Energieverbrauchs für den Raumwärmebedarf von 200 kWh/m² (Quelle E.V.A) berechnet werden [STATISTIK AUSTRIA, 2001]. Die Heizungsstruktur ist in Tabelle 13 dargestellt, die durchschnittliche Wohnungsgröße beträgt lt. Statistik Austria im Burgenland etwa 110 m².

Tabelle 13: Heizungsstruktur der Hauptwohnsitze im Burgenland (Quelle: STATISTIK AUSTRIA, 2001)

Energieträger	Fern- heizung	Haus- zentral- heizung	Gaskon- vektoren	Elektro- heizung	Wohnungs- zentral- heizung	Einzel- ofen	Summe	Anteil
Fernwärme	1130	0	0	0	0	0	1130	1%
Heizöl	57	23808	0	0	544	1371	25780	24%
Holz	77	18649	0	0	1126	10443	30295	29%
Kohle, Koks, Briketts	0	1800	0	0	85	592	2477	2%
Strom	0	2283	0	9084	0	411	11733	11%
Gas	118	25773	1470	0	3940	265	31566	30%
Hackschnitzel etc.	2	800	0	0	0	0	802	1%
Alternative Systeme	833	549	0	0	0	0	1382	1%
Sonstiger Brennstoff	0	49	0	0	384	24	457	0%
Summe	2.217	73.666	1.470	9.084	6.079	13.106	105.622	100%

Mit Hilfe dieser Daten ergeben sich die in Tabelle 14 dargestellten Emissionen jährlichen PM10-Emissionen (Für die Berechnung in Tabelle 14 wurde ein durchschnittlicher Raumwärmebedarf eines österreichischen Haushalts von 200 kWh/m² angenommen).

Tabelle 14: Jährliche PM10 Emissionen in Tonnen der Hauptwohnsitze im Burgenland, berechnet über die Gebäude- und Wohnungsstatistik

Energieträger	Hauszentralheizung	Wohnungszentralheizung	Einzelofen	Summe	Anteil
Fernwärme	0	0	0	0	0%
Heizöl	1	0	0	1	0.4%
Holz	128	7	84	218	89%
Kohle, Koks, Briketts,	13	1	5	18	7.5%
Strom	0	0	0	0	0%
Gas	0	0	0	0	0.04%
Hackschnitzel etc.	6	0	0	6	2.6%
Alternative Systeme	0	0	0	0	0%
Sonstiger Brennstoff	0	0	0	0	0%
Summe	148	7	89	244	100%

Die derart berechneten Emissionen sind um etwa die Hälfte niedriger als die über die Energiebilanz abgeschätzten. Dieser Unterschied lässt sich z.T. durch den deutlich höheren durchschnittlichen Energieverbrauch pro m² von 310 kWh/m², der sich aus der Energiebilanz ergibt, erklären.

Für das Untersuchungsgebiet, in dem etwa die Hälfte der Einwohner des Burgenlandes leben, kann entsprechend die Hälfte der PM10 Emissionen angenommen werden. Demnach ergeben sich für den Hausbrand privater Haushalte Emissionen von:

120 – 230 t/a (PM10 Emissionen Hausbrand private Haushalte)

An einem durchschnittlichen Wintertag ergeben sich Emissionen von 620-1120 kg (Umrechnungsfaktor 1,9/365).

Zur Berechnung der PM10-Emissionen, die sich aus der energetischen Nutzung¹⁵ der verschiedenen Energieträger für die Sektoren Industrie, Gewerbe, öffentliche und private Dienstleistungen sowie Landwirtschaft ergeben, wurden die Daten der Energiebilanz Burgenland 2001 herangezogen. Da angenommen werden kann, dass in den erstgenannten Sektoren überwiegend Zentralheizungen verwendet werden, wurden die entsprechenden Emissionsfaktoren verwendet. Für die PM10-Emissionen der Landwirtschaft wurden die gleichen Emissionsfaktoren wie für die privaten Haushalte verwendet (d.h. 120 mg/MJ für Festbrennstoffe). Damit ergeben sich die in Tabelle 15 angeführten jährlichen PM10-Emissionen.

¹⁵ Energiemenge die dem Endverbraucher für die Umsetzung in Nutzenergie zur Verfügung gestellt wird, hauptsächlich zur Raumheizung, Beleuchtung, für Mechanische Arbeit (Motoren) und Prozesswärme. Der Verkehr ist in der Energiebilanz als "Sonstiger Landverkehr" gesondert ausgewiesen.

Tabelle 15: Energieeinsatz in Terajoule und resultierende jährliche PM10 Emissionen in Tonnen der Sektoren Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen sowie Landwirtschaft

Energieträger	Energie Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen [TJ]	PM10 [t]	Energie Landwirtschaft [TJ]	PM10 [t]
Kohle	9	0,8	9	1,0
Öl	536	0,3	131	0,1
Gas	1.303	0,1	42	0,0
Holz, brennbare Abfälle, biogene	75	6,4	318	36,3
Summe	1.922	7,5	500	37,4

Ebenso wie bei den privaten Haushalten wird angenommen, dass im Untersuchungsgebiet die Hälfte dieser Emissionen anfallen. Zu berücksichtigen ist weiter, dass diese PM10-Emissionen sich nur aus dem energetischen Umsatz (d.h. vor allem, aber nicht ausschließlich Raumwärme) der verschiedenen Energieträger ergeben, nicht jedoch aus einer bestimmten staubfreisetzenden Tätigkeit in den jeweiligen Sektoren. Damit ergeben sich für das Untersuchungsgebiet für die Sektoren Industrie, Gewerbe und Dienstleistungen sowie der Landwirtschaft PM10-Emissionen von:

22 t (PM10 Emissionen durch den Einsatz verschiedener Energieträger der Sektoren Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen, Landwirtschaft)

Für einen durchschnittlichen Wintertag können die Emissionen zu etwa 100 kg abgeschätzt werden (Umrechnungsfaktor 1,7/365).

In Abbildung 19 sind die PM10-Emissionen des Hausbrandes dargestellt, wobei die untere Grenze der Abschätzungen gewählt wurde.

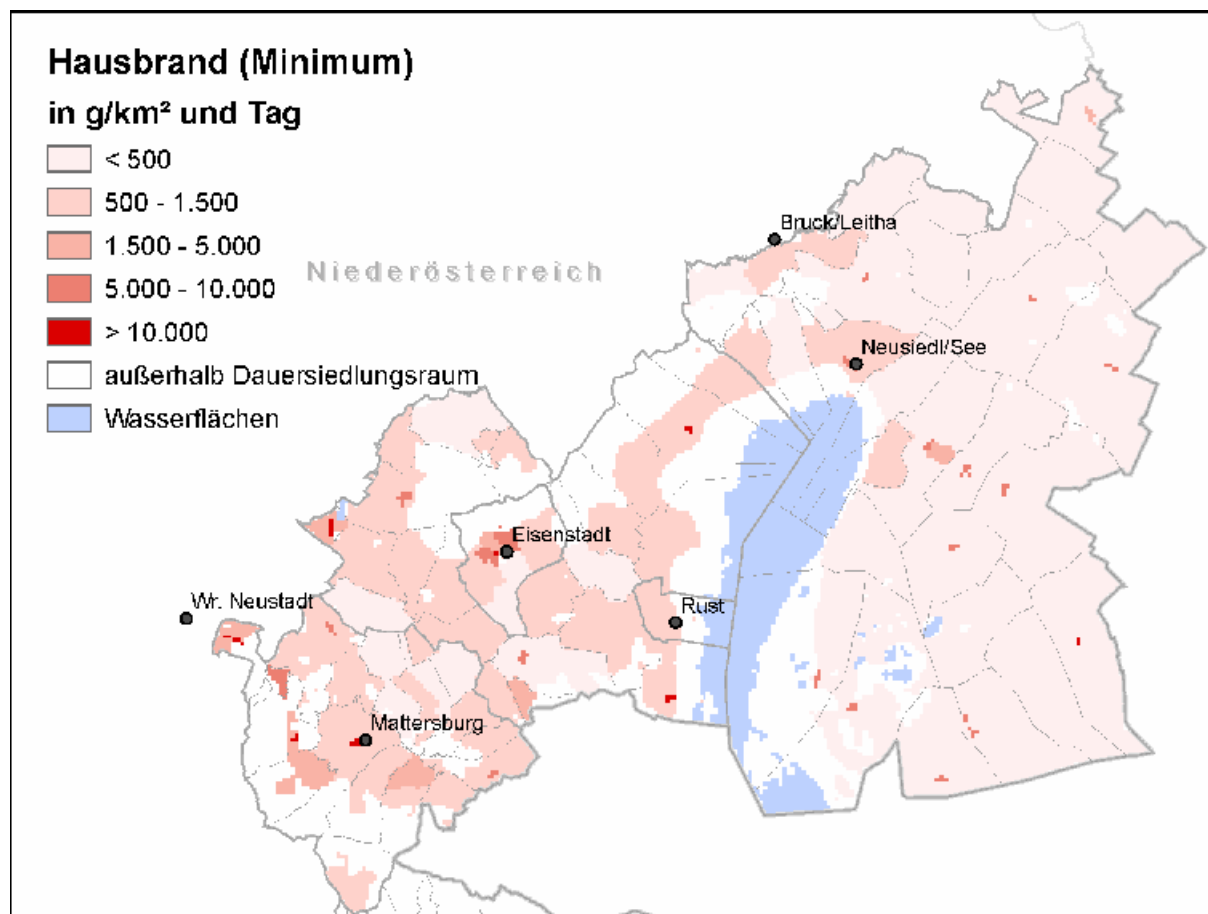


Abbildung 19: Hausbrandemissionen des Nordburgenlandes

5.1.2 Straßenverkehr

Als Basis für die Berechnung der Verkehrsemissionen diente das dankenswerterweise vom BMVIT zur Verfügung gestellte Verkehrsmodell für Österreich, mit dem das österreichische Straßennetz (Autobahnen und Schnellstraßen sowie ein Teil der Landesstraßen) abgebildet wird. Im Verkehrsmodell sind für die darin definierten Streckenabschnitte neben Knotenkoordinaten und Streckenlänge auch Straßenkategorie, DTV¹⁶-Werte für Pkw und Lkw sowie maximal gefahrene Geschwindigkeit für Pkw und Lkw enthalten, die für die Zuordnung von Emissionsfaktoren und Berechnung der Streckenemissionen herangezogen wurden. Ein dem Österreich-Durchschnitt entsprechender Anteil der Pkw-Fahrleistung wurde für die Emissionsberechnung als Fahrleistung Leichter Nutzfahrzeuge angenommen, da diese ein abweichendes Emissionsverhalten aufweisen.

Mit dem Verkehrsmodell sind rund 70% der in Österreich erbrachten Verkehrsleistung erfasst. Die gesamte in Österreich erbrachte Verkehrsleistung konnte mangels ausreichend belastbarer Daten nur abgeschätzt werden. Die in dieser Arbeit verwendeten Verkehrswerte für das Burgenland setzen sich daher aus Linienquellen (die sich aus dem Verkehrsmodell ergeben) und Flächenquellen (verbleibende Verkehrsleistung je Einwohner, die die Differenz auf die Gesamtverkehrsleistung bildet) zusammen.

Für die Berechnung der PM10-Abgasemissionen wurden die Emissionsfaktoren aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1 [UMWELTBUNDESAMT 2004a] für Österreich, herangezogen. Die Zuordnung der Verkehrssituationen bzw. in der Folge Emissionsfaktoren erfolgte über die Geschwindigkeit, die Flottenzusammenset-

¹⁶ durchschnittliche tägliche Verkehrsleistung

zung je Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge und LKW) wurde dem Österreich-Durchschnitt entsprechend angenommen.

Für das **gesamte** Burgenland betragen die PM10-Abgasemissionen rund 431 kg/Tag. Davon entfallen 311 kg/Tag auf PKW und LNF sowie 120 kg/Tag auf LKW.

Die Jahresemissionen¹⁷ betragen 147 t/a (davon 113 t PKW und LNF sowie 34 t/a LKW)

Für das **Nordburgenland** betragen die PM10-Abgasemissionen rund 255 kg/Tag bzw. 87 t/a, d.h. etwas mehr als die Hälfte der Gesamtemissionen.

Für die PM10-Emissionen aus dem Abrieb von Straße, Reifen und Bremsen wurde die Berechnungsmethode aus dem CORINAIR Emission Inventory Guidebook herangezogen.

Für das gesamte Burgenland ergeben sich die PM10-Abriebemissionen aus dem Straßenverkehr zu rund 207 kg/Tag, für das Nordburgenland von 122 kg/Tag

Die Jahresemissionen betragen etwa 66 t/a für das gesamte Burgenland (angenommen wurde ein Faktor von 320 zur Umrechnung von tägliche auf jährliche Emissionen) und 39 t/a für das Nordburgenland.

Die Berechnung der PM10-Emissionen aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub ist nur bedingt möglich. Die verfügbaren Berechnungsmethoden sind mit großen Unsicherheiten behaftet und liefern stark voneinander abweichende Ergebnisse. Um den Größenbereich aufzuzeigen, in dem die PM10-Wiederaufwirbelungsemissionen liegen können wurde die Berechnung mit mehreren Modellen durchgeführt.

Herangezogen wurde das oft angewendete Modell der U.S. EPA (U. S. Environment Protection Agency) sowie eine Anpassung an Verhältnisse in Deutschland von LOHMEYER (2001). In diesen Modellen werden das durchschnittliche Fahrzeuggewicht sowie die Staubbelastung der Straße als Parameter berücksichtigt, sie liefern jedoch beide sehr hohe Werte.

Weiters wurden die Emissionen mit konstanten Emissionsfaktoren für PKW bzw. LKW aus Arbeiten von ABU-ALLABAN (2002) bzw. RAUTERBERG-WULFF (1998) ermittelt. Die Emissionsfaktoren nach Rauterberg-Wulff dürften die tatsächlichen Emissionen unterschätzen, weshalb die damit berechneten Emissionen als unterste Grenze angenommen werden können.

Mit den unterschiedlichen Berechnungsmodellen ergeben sich für das Burgenland bzw. das Nordburgenland die in Tabelle 16 angegebenen PM10-Wiederaufwirbelungsemissionen¹⁸ (die nach LOHMEYER (2001) berechneten Emissionen enthalten neben der Wiederaufwirbelung auch die Abriebemissionen, da von LOHMEYER (2001) keine Korrektur für den Abriebsanteil angegeben wird) Die Eingangsparameter der unterschiedlichen Berechnungsmethoden entsprechen den in UMWELTBUNDESAMT (2004b) verwendeten Angaben.

¹⁷ Die PKW-Emissionen wurden mit einem Faktor 365 hochgerechnet, die LKW-Emissionen mit einem Faktor von 280

¹⁸ Die Jahresemissionen wurden mit einem Faktor von 320 aus den täglichen Emissionen berechnet

Tabelle 16: Tägliche und jährliche PM10-Wiederaufwirbelungsemissionen durch den Straßenverkehr aus verschiedenen Berechnungsmethoden für das gesamte Burgenland und das Nordburgenland

Berechnungsmethode	Gesamtburgenland		Nordburgenland	
	kg/Tag	t/Jahr	kg/Tag	t/Jahr
U. S. EPA	3413	1245	2019	736
LOHMEYER	1623	590	960	349
ABU-ALLABAN	2647	966	1566	571
RAUTERBERG-WULFF	287	104	170	61

Die PM10-Wiederaufwirbelungsemissionen - bis auf die mit den Emissionsfaktoren von RAUTERBERG-WULFF (1998) ermittelten - sind somit weitaus höher als die Abgasemissionen. HEIDEN (2003) führt dazu zum Beispiel aus, dass angenommen werden kann, dass die in der Literatur angegebenen Partikelemissionsmengen für Wiederaufwirbelung um ca. 50% zu hoch sind. Aus diesem Grund werden von Heiden die mit den Emissionsfaktoren von ABU-ALLABAN (2002) ermittelten Wiederaufwirbelungsemissionen um 50% reduziert. Auch nach einer Reduktion um 50% stellen die Wiederaufwirbelungsemissionen den größten Beitrag an den Gesamt PM10-Emissionen aus dem Straßenverkehr dar.

Die PM10-Emissionen des Straßenverkehrs sind in Abbildung 20 dargestellt, wobei in Hinblick auf die hohen Unsicherheiten der Abschätzung der Wiederaufwirbelungsemissionen nur Abgas- und Abriebemissionen dargestellt werden.

Deutlich erkennbar sind die hochrangigen Straßen (A3, A6, S4, S31, B50) als Emissionsschwerpunkte zu erkennen.

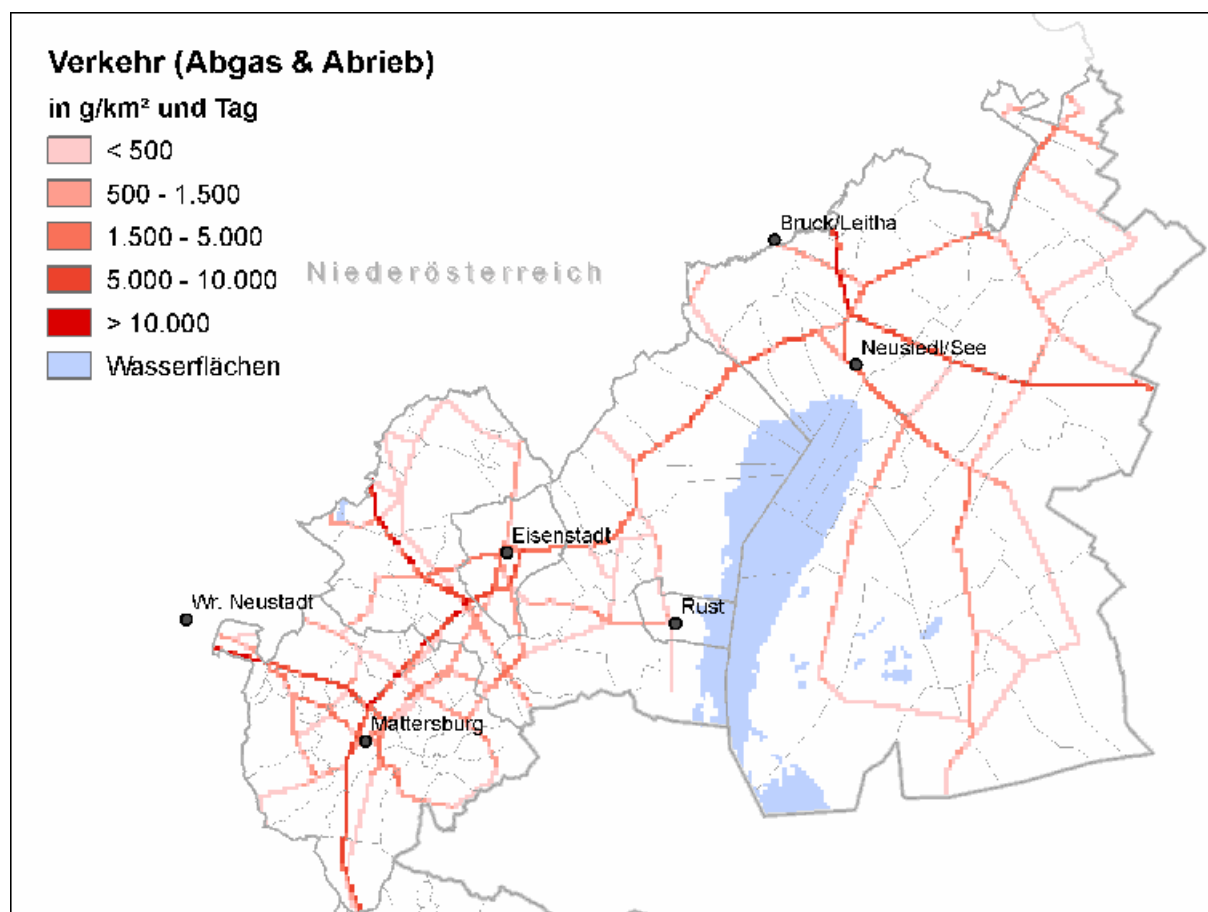


Abbildung 20: PM10-Emissionen des Straßenverkehrs (Abgas und Abrieb, ohne Wiederaufwirbelung) im Nordburgenland

5.1.3 Off-Road-Verkehr (inkl. landwirtschaftliche Geräte)

Die PM10-Emissionen des Off-Road Bereichs (landwirtschaftliche Geräte, Baumaschinen, mobile Quellen in der Industrie, Eisenbahn, Schiffe etc.) wurde aus dem Energieeinsatz von Diesel für diese Sektoren berechnet. Dazu wurden gesamtösterreichische Verbrauchs- und Emissionsdaten aus PISCHINGER (2000) ins Verhältnis zum Dieselverbrauch im Burgenland gesetzt. Für das Untersuchungsgebiet wurden die Emissionen des gesamten Burgenlandes halbiert. Damit ergeben sich für das Nordburgenland folgende Emissionen:

50 t (PM10-Emissionen mobile Quellen Landwirtschaft)

20 t (PM10-Emissionen mobile Quellen Bauwirtschaft)

2 t (PM10-Emissionen mobile Quellen Industrie)

0,4 t (PM10-Emissionen Eisenbahn)

In Summe ergibt die grobe Abschätzung der Off-Road-Emissionen demnach etwa 70 t/a für das Nordburgenland.

An einem Wintertag ergeben sich Emissionen aus dem Off-Road-Verkehr von etwa 200 kg (Umrechnungsfaktor 0,66/240 aufgrund der eingeschränkten Tätigkeit der Bauwirtschaft und der Landwirtschaft im Winter).

Als wesentliche Quellen scheinen die landwirtschaftlichen Geräte (hier vor allem die Traktoren) sowie die Bauwirtschaft auf. Dies entspricht der landwirtschaftlichen Prägung des Untersuchungsgebietes.

5.1.4 Industrie und Gewerbe

Das Nordburgenland ist eine Region ohne größere Industriebetriebe, vorherrschend sind lt. Arbeitsstättenzählung 2001 vor allem der Dienstleistungssektor und eine geringe Anzahl an Gewerbebetriebe. Bei letzteren sind besonders diffuse Emissionen der Bauwirtschaft, von Sand- und Schottergruben, Deponien, holzbearbeitende Betriebe, Mühlen und dgl. von Bedeutung. Allerdings liegen von derartigen Betrieben keine Aktivitätsdaten vor; vor allem aber sind die Emissionsfaktoren der diffusen Quellen mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Eine genaue Angabe der Emissionen ist daher nicht möglich. Die von dem Amt der Burgenländischen Landesregierung zur Verfügung gestellten Daten und Orthofotos legen aber nahe, dass sich in der Nähe der Messstellen Illmitz, Kittsee und Eisenstadt keine größeren Betriebe mit nennenswerter Staubeentwicklung befinden. Da die diffusen Emissionen aus diesen Quellen zum überwiegenden Teil aus größeren Partikeln bestehen, spielen diese darüber hinaus nur im Nahbereich des Emittenten eine nennenswerte Rolle.

5.1.5 Landwirtschaftliche Tätigkeiten

Etwa die Hälfte der Fläche des Untersuchungsgebietes wird landwirtschaftlich genutzt. Aufgrund der geringen Niederschlagshäufigkeit (jährlicher Niederschlag: etwa 500 mm) kann es bei den verschiedenen landwirtschaftlichen Tätigkeiten oder durch Winderosion von offenen Flächen zu sichtbarer Staubeentwicklung kommen. Allerdings ist der Anteil von PM10 an dem mechanisch generierten Staub nur gering (siehe auch Kapitel 3.3; lt. EPA beträgt der Anteil von PM10 an TSP 45% [WINIWARTER, 2001]). Als wesentliche Quelle werden in WINIWARTER (2001) die verschiedenen Feldbearbeitungsschritte genannt, deutlich geringer ist der Anteil der Ernte und der nachfolgenden Verarbeitungsschritte [TRENKER & HÖFLINGER, 2001].

Die PM10-Emissionen landwirtschaftlicher Tätigkeiten in Österreich wurden in WINIWARTER (2001) berechnet. Anhand der landwirtschaftlich genutzten Fläche bzw. der Erntemengen in Österreich und dem Nordburgenland lassen sich die PM10-Emissionen des Nordburgenlandes mit ca. 300 t abschätzen.

Diese Zahl erscheint allerdings unplausibel hoch, da einerseits andere Quellgruppen PM10-Emissionen vergleichbarer Größenordnung aufweisen, zum anderen ein direkter Einfluss landwirtschaftlicher PM10-Emissionen auf die gemessene PM10-Belastung – anders als bei den Emittentengruppen Straßenverkehr, Hausbrand und Industrie – nicht nachzuweisen ist.

Landwirtschaftliche Emissionen dürften auf die PM10-Belastung über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - die vor allem im Winter beobachtet wird – nur einen geringen Einfluss haben, da die landwirtschaftliche Tätigkeit wie Pflügen, Ernten und dgl. vor allem im Frühjahr und Sommer bei günstigen Ausbreitungsbedingungen stattfindet - in diesem Zeitraum treten allerdings mit Ausnahme vereinzelter Saharastaubeereignisse kaum Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf; einzelne TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Hochsommer sind eindeutig auf Ferntransport aus Quellen in Rumänien und Serbien zurückzuführen (siehe Kapitel 9.2.1). TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ treten ganz überwiegend im Winter, meist bei gefrorenem oder schneebedecktem Boden auf, d.h. bei Verhältnissen, an denen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit keine landwirtschaftlichen Tätigkeiten stattfinden.

Ein Einfluss landwirtschaftlicher Emissionen auf die PM10-Belastung in Illmitz lässt sich nur in Form kurzzeitiger extrem hoher Spitzen (HMW) bei Erdarbeiten und Mähen in der Umgebung der Messstelle (Weingärten, Acker, Schilf) identifizieren, die allerdings zu den TMW sowie zum JMW nur wenig beitragen.

Winderosion brachliegender Flächen ist ebenfalls der Landwirtschaft zuzuordnen. Da – wie in Kapitel 8.3 gezeigt wird - die PM10 Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit deutlich abnimmt, lässt sich Winderosion als relevante PM10-Quelle in Illmitz nicht identifizieren. Dies gilt insbesondere für Tage mit PM10-Konzentrationen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an denen bei gefrorenem Boden Winderosion aber sehr unwahrscheinlich ist.

Weitere Emissionen aus der Landwirtschaft betreffen:

- Landwirtschaftliche Geräte. Eine Quantifizierung dieser Emissionen ist in Kapitel 5.1.3 angegeben.
- Ammoniakemissionen. Diese tragen zur Bildung von sekundären anorganischen Aerosolen bei (siehe Kapitel 5.4.3).
- Verbrennen von Stroh und anderen biogenen Abfällen. Da es für diese Quelle weder zuverlässige Emissionsfaktoren noch Aktivitätsdaten gibt, ist eine Abschätzung der Emissionen nicht möglich.

5.2 PM10-Emissionen außerhalb des Nordburgenlandes (Österreich, West-Ungarn, West-Slowakei)

Im Rahmen des INTERREG-Projektes IIC CADSES [SCHÖRNER, 2001] (im Auftrag der Landesregierungen des Burgenlandes, Niederösterreichs und Wiens) wurden die Emissionen u.a. von Staub, SO_2 und NO_x für eine Region abgeschätzt, welche Wien, Niederösterreich, das Burgenland sowie die angrenzenden Teile von Tschechien, der Slowakei und Ungarns umfasst. Dieser Emissionskataster fußt auf Aktivitätsdaten des Zeitraums von 1990 bis 1998, die, soweit möglich, aktualisiert wurden.

Die Emissionen wurden auf einem Raster von $20 \text{ km} \times 20 \text{ km}$ aggregiert. Die Staub-Emissionen (nicht ausdrücklich auf die PM10-Fraktion bezogen) sind in Abbildung 21 dargestellt.

Dabei stehen leider keine Daten des Burgenlandes, Wiens und Südböhmens zur Verfügung (siehe SCHÖRNER (2001)), was diesen Emissionskataster gerade für den Zweck der vorliegenden Studie – die Untersuchung der PM10-Belastung im Nordburgenland – stark entwertet.

Emission Inventory - INTERREG IIC CADSES

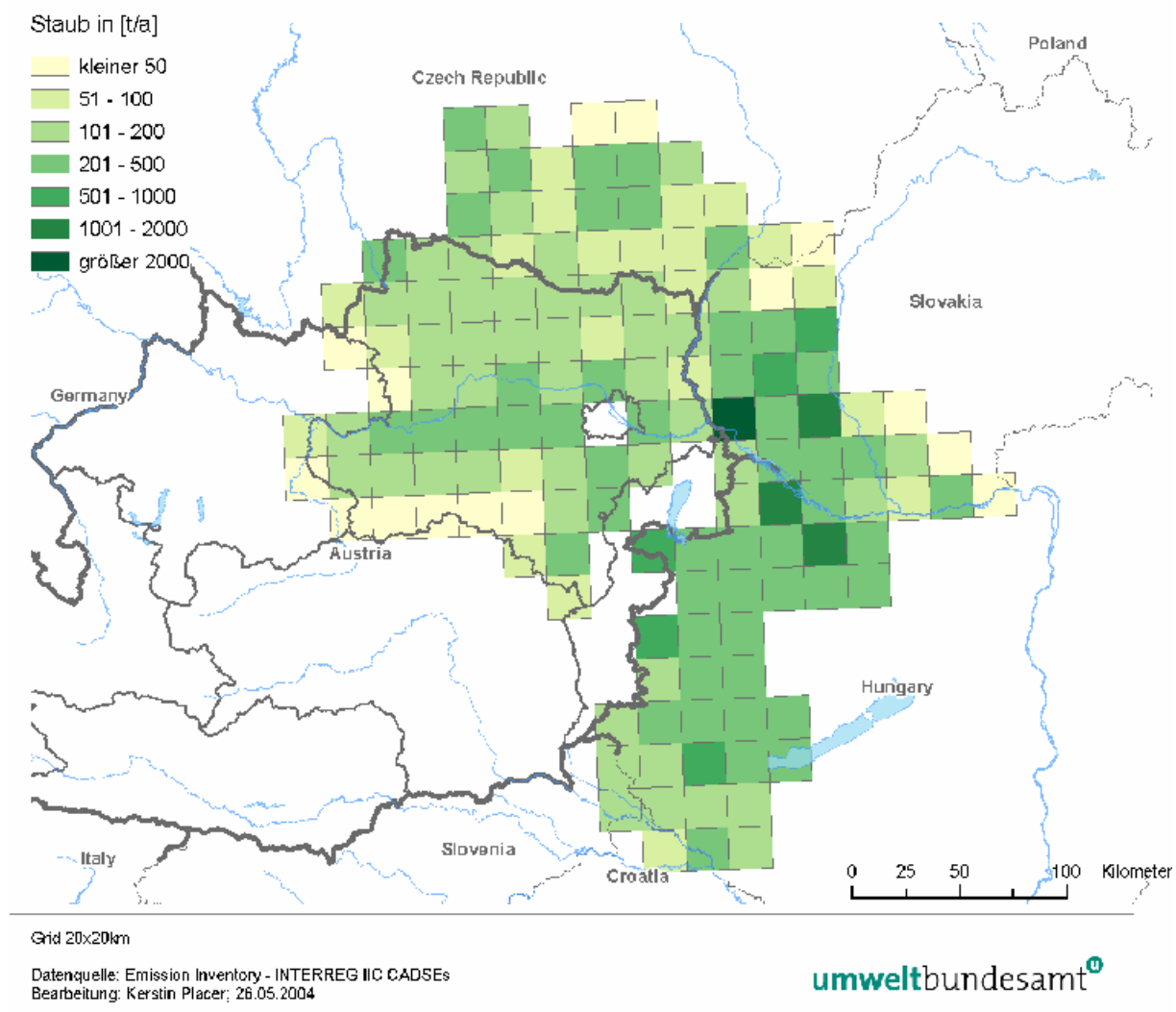


Abbildung 21: Staub-Emissionen (Raster 20 km x 20 km)

Die höchsten Staub-Emissionen im Nahbereich des Nordburgenlandes weisen Bratislava (2212 t auf zwei Gitterzellen mit je 400 km²), Sopron (761 t) sowie das Gebiet zwischen Mosonmagyaróvár und Győr (1156 t) auf.

5.3 PM10-Emissionen außerhalb Österreichs (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 km x 50 km zur Verfügung gestellt.

Für die gegenständliche Studie werden die auf der EMEP-Homepage publizierten „Expert Emissions“ des Jahres 2001 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 II-ASA berechnet, u.a. für Bosnien und Herzgeovina, Bulgarien, Kroatien, Deutschland, Italien, Rumänien, Serbien und Montenegro, die Slowakei, Slowenien und die Ukraine [VESTRENG, 2003].

Die Emissionsmengen für Österreich basieren auf der vom Forschungszentrum Seibersdorf und dem Umweltbundesamt erarbeiteten Emissionsinventur (Jahre 1990, 1995, 2000) [ORTHOFFER 2002].

Die PM10-Emissionen der EMEP-Datenbank des Jahres 2001 sind in Abbildung 22 dargestellt.

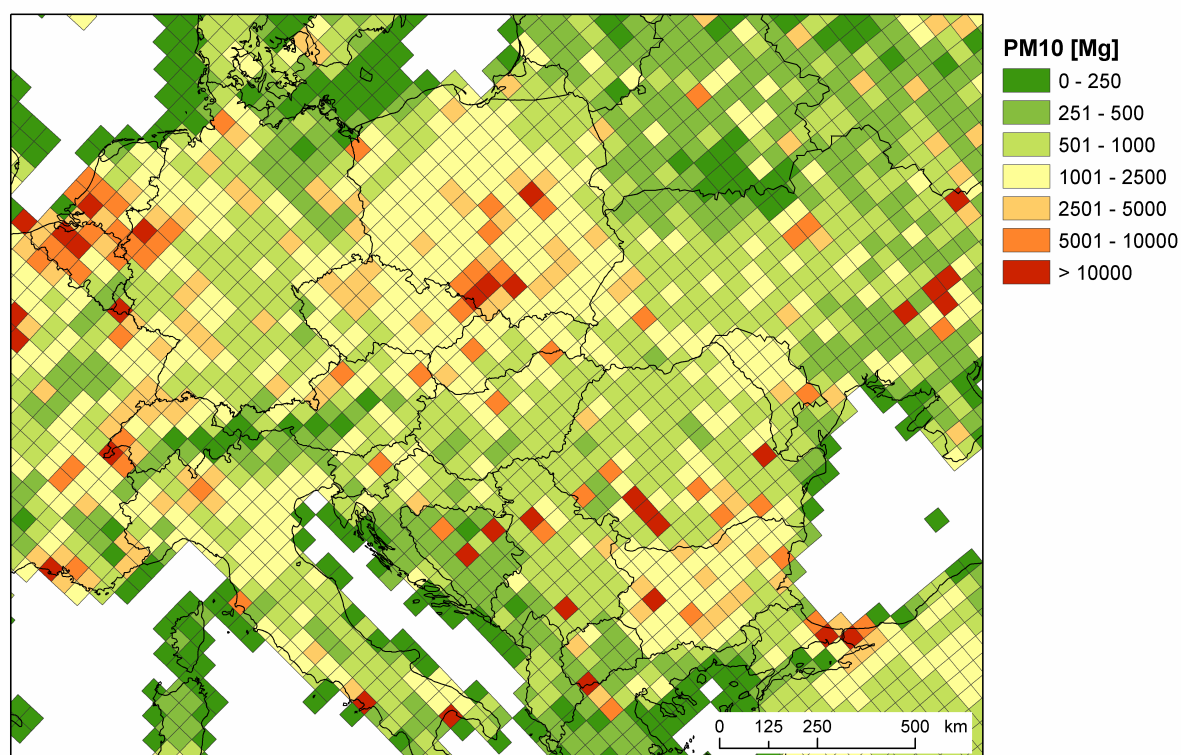


Abbildung 22: PM10-Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Datenbase

Deutlich erkennbar sind Regionen mit extrem hohen Emissionsdichten von über 10.000 t pro Gitterzelle in jenen Bereichen, die entsprechend den Trajektorienanalysen (Kapitel 9) als Herkunftsregionen von Ferntransport in Frage kommen; die Emissionen dieser Gitterzellen sind in Tabelle 17 zusammen gestellt.

Tabelle 17: EMEP-Gitterzellen mit PM10-Emissionen über 10.000 t

Staat	EMEP-Koordinaten	Region	Major sources – SNAP Category	PM10-Emission der Gitterzelle
Rumänien	89 – 54	Westliche Walachei	Kraftwerk	12.755
Rumänien	90 – 54	Westliche Walachei	Kraftwerk	15.952
Rumänien	91 – 54	Westliche Walachei	Kraftwerk Turceni ¹⁹	10.487
Rumänien	92 – 61	Region Galați	Produktion	16.072
Serbien	86 – 49	Region Beograd	Kraftwerk Nikola	27.933
Serbien/Kosovo	91 – 47	NW Kosovo	Kraftwerk	14.907
Bosnien	85 - 47	Tuzla	Kraftwerk Tuzla	18.233
Bosnien	85 - 45	Region Zenica	Kraftwerk	13.827
Tschechien	75 – 55	Ostrava	Kraftwerk	48.739 ²⁰
Polen	75 - 56	Oberschlesien (Region Katowice)	Industrielle Produktion, nicht-industrielle Verbrennungsanlagen ²¹ , Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)	15.295
Polen	76 – 57	Region Karków	Industrielle Produktion, Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung), Kraftwerk	12.203
Polen	73 - 61	Warschau	nicht-industrielle Verbrennungsanlagen, Kraftwerk	10.250

Die mit großem Abstand größte PM10-Quelle im Umkreis einiger 100 km von Österreich steht somit in Ostrava.

Die gesamten PM10-Emissionen **Österreichs** machen laut Staubemissionsinventur 2001 [ANDERL, 2003] 48.000 t aus; diese Daten wurden in ORTHOFER (2001) auf das EMEP-Gitter disaggregiert und stellen die österreichischen Emissionen der EMEP-Datenbank (Abbildung 22) 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 7088 t auf, wovon 3705 t (52%) auf den Sektor „Produktion“ entfallen. Die Gitterzelle 73 – 47 (Linz) weist PM10-Emissionen von 5106 t auf, die größten Anteile entfallen auf „Produktion“ (2597 t, 51%) und „Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)“ (1157 t, 23%).

Die PM10-Emissionen der Region **Bratislava** (EMEP-Gitterzellen 77 – 50 und 77 – 51) sind mit 3841 t vergleichsweise bescheiden; davon entfällt der relativ größte Teil auf „nicht-industrielle Verbrennungsanlagen“; auf gefasste Quellen (Emissionshöhe unter 100 m) entfallen ca. 800 t.

Laut SHMU (2003) weist das Ballungsgebiet Bratislava 2001 PM10-Emissionen von 458 t auf, deutlich höhere PM10-Emissionen weist mit 1180 t die östlich angrenzende Region Trnava auf, die Anteil an der EMEP-Gitterzelle 77-51 hat. Die bedeutendsten PM10-Quellen der Region Bratislava sind gemäß SHMU (2003) die Raffinerie Slovnaft (ca. 270 t), das Zementwerk Holcim (ca. 120 t) und Odvoz a likvidacia odpadu Bratislava (Abfallentsorgungsbetriebe) in Bratislava.

¹⁹ Identifikation der bedeutendsten Quellen in BARRET (2000)

²⁰ der größte Flächenanteil der Gitterzelle 75 – 55 (mit Gesamtemissionen von 48.739 t) liegt in Polen, der größte Teil der Emissionen (41.038 t) entfällt aber auf den tschechischen Anteil, davon 37.016 t auf die Quellgruppe Kraftwerke.

²¹ Heizkessel inkl. Einzelheizungen für Gebäudeheizung, Heizkessel für Gewerbe, Emissionen stationärer Motoren

Höhere PM10-Emissionen treten gemäß EMEP-Expertenschätzung in der westlichen Mittelslowakei (Regionen Banská Bystrica und Trenčín) in der Gitterzelle 77 – 53 auf. Diese Gitterzelle besitzt PM10-Emissionen von 7107 t, davon 5401 t aus Kraftwerken. Demgegenüber wird vom SHMU²² die PM10-Emission aus gefassten Quellen für das Jahr 2002 in dieser Gitterzelle mit 1560 t angegeben.

Bedeutendste PM10-Quellen der Mittelslowakei sind gemäß SHMU (2003) das Kraftwerk ENO Zemianske Kostol'any mit 1270 t, Novacke Chemicke zavody (Chemische Industrie) (beide Region Trenčín), Duslo Sala (Chemische Betriebe, Düngemittel Produktion) (Region Nitra) und Severoslovenske celulozky a papierne (Zellstoff- und Papierindustrie) in Ružomberok (Region Žilina).

Die Region Košice in der Ostslowakei (Gitterzelle 80 – 56, slowakischer Anteil) weist PM10-Emissionen von 7411 t auf, davon der Großteil aus „Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)“ und „Industrielle Produktion“ (gemäß SHMU 2002 8065 t aus gefassten Quellen).

Die bedeutendste PM10-Quelle dieser Region ist gemäß SHMU (2003) im Jahr 2002 US Steel (17.190 t)²³, gefolgt vom Kraftwerk Elektraren Vojany (7070 t).

Ungarn weist laut EMEP-Expertenschätzung PM10-Emissionen von 43.362 t auf; die höchste Emissionsdichte weist die Region Budapest (Gitterzelle 80 – 52) mit 7325 t auf, davon entfallen die größten Beiträge auf die Sektoren „nicht-industrielle Verbrennungsanlagen“ und Straßenverkehr.

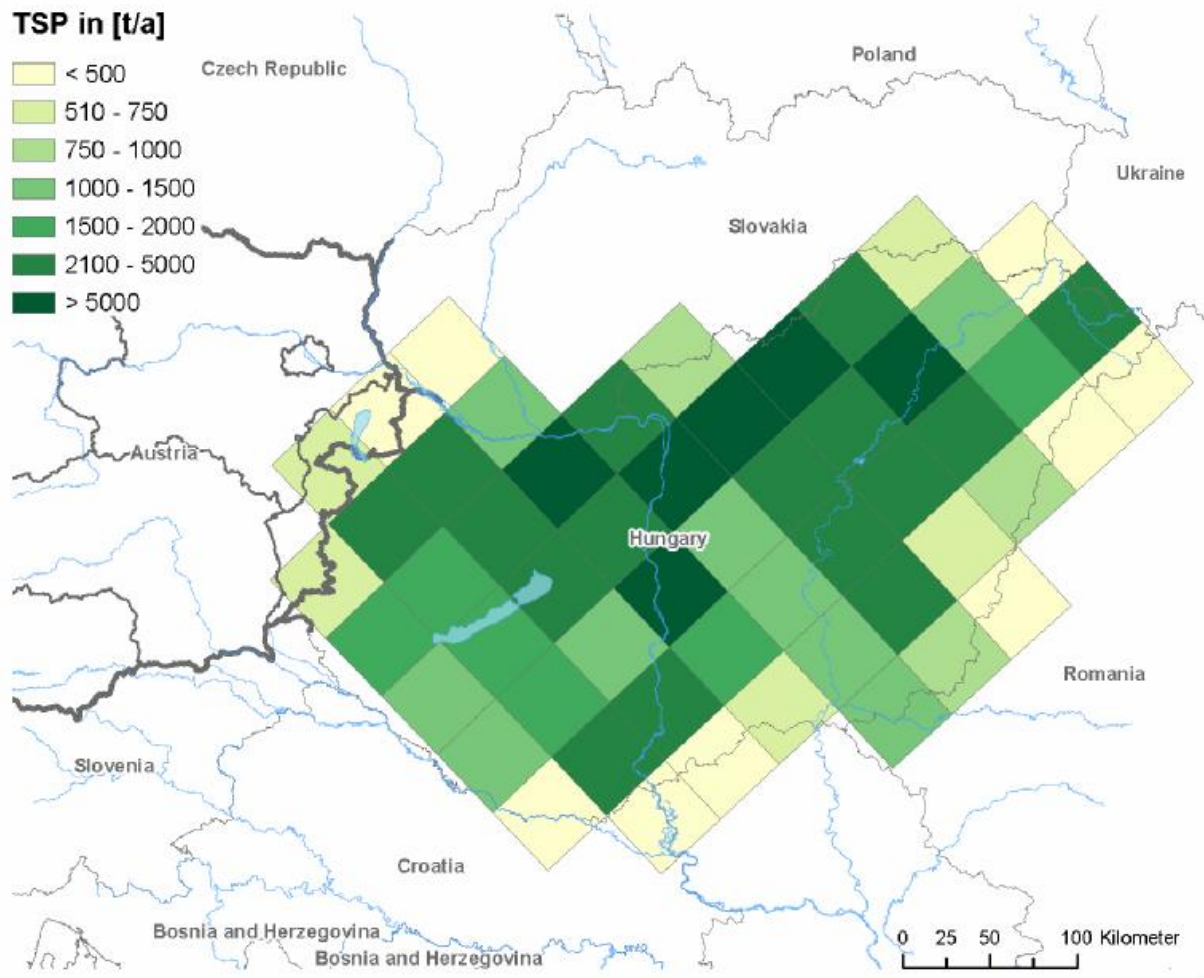
Die vom Ungarischen Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft für 2000 angegebenen TSP-Emissionen (Abbildung 23)²⁴ zeigen davon abweichend hohe TSP-Emissionen in Nordungarn, u.a. für die Kraftwerke Mátra (bei Eger) und Oroszlány (bei Tatabánya).

²² Daten direkt vom SHMU an das Umweltbundesamt übermittelt

²³ Diese Emissionen sind allerdings höher als die in der EMEP-Gitterzelle, in der Košice liegt, angegebenen

²⁴ Daten direkt vom Ungarischen Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft an den Autor übermittelt

EMEP Grid Ungarn



Grid 50x50km

Datenquelle: EMEP Grid
 Bearbeitung: Kerstin Placer; 26.05.2004

umweltbundesamt^U

Abbildung 23: TSP-Emissionen Ungarns, 2000 (Quelle: Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft)

Slowenien weist PM10-Emissionen von 12.644 t auf; die höchsten PM10-Emissionen entfallen mit 5617 t auf die Gitterzelle 78 – 45, in welcher die Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje liegen, welche 83% (4640 t) der PM10-Emissionen dieser Gitterzelle auf sich vereinen.

5.4 Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel

5.4.1 Schwefeldioxid

Abbildung 24 zeigt die im Rahmen des INTERREG-Projektes IIC CADSES berechneten SO₂-Emissionen auf dem 20 km * 20 km-Gitter. Diese Emissionen basieren auf Emissions- bzw. Aktivitätsdaten, die teilweise aus den frühen Neunzigerjahren stammen (und regional heterogen sind), und wurden für das Jahr 1998 aktualisiert.

Die höchsten SO₂-Emissionen im Nahbereich des Nordburgenlandes treten in den Gitterzellen auf, die Wien umfassen (6324 bzw. 2248 t auf 400 km²), in Bratislava (22.281 t) sowie

zwischen Mosonmagyaróvár und Győr (3551 t) auf. Damit ist Bratislava die mit Abstand größte SO₂-Quelle der Region.

Emission Inventory - INTERREG IIC CADSES

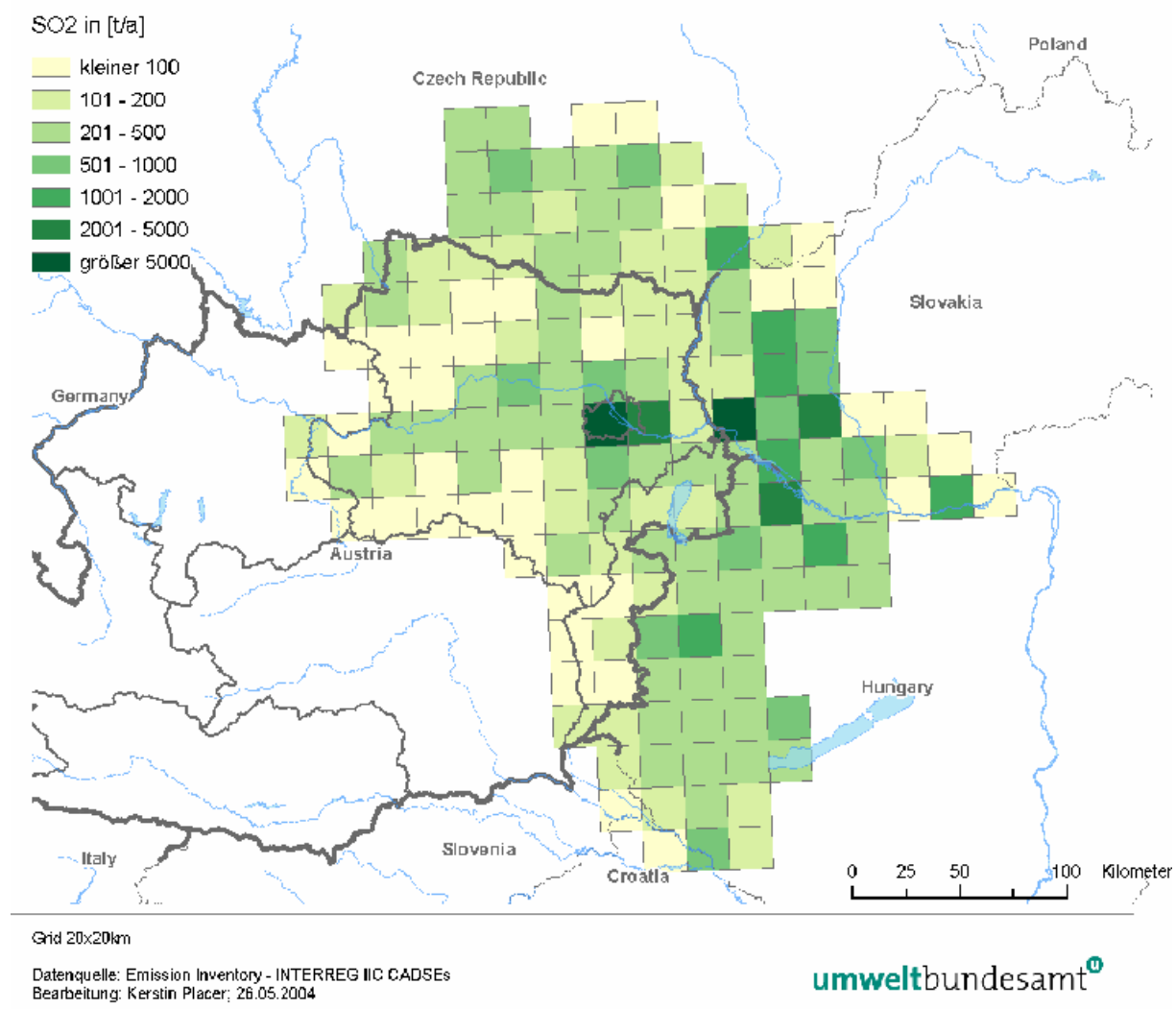


Abbildung 24: SO₂-Emissionen (Raster 20 km x 20 km)

Die Expertenschätzung der SO₂-Emissionen laut EMEP Expertenschätzung 2001 sind in Abbildung 25 dargestellt. Diese Daten sind damit aktueller als die INTERREG-Daten.

Die Emissionsschwerpunkte von SO₂ decken sich nur teilweise mit jenen von PM10 (Abbildung 22). 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. In Tabelle 18 sind die SO₂-Emissionen jener EMEP-Gitterzellen zusammen gestellt, die über 50.000 t emittieren, Gitterzellen mit mehr als 100.000 t sind fett.

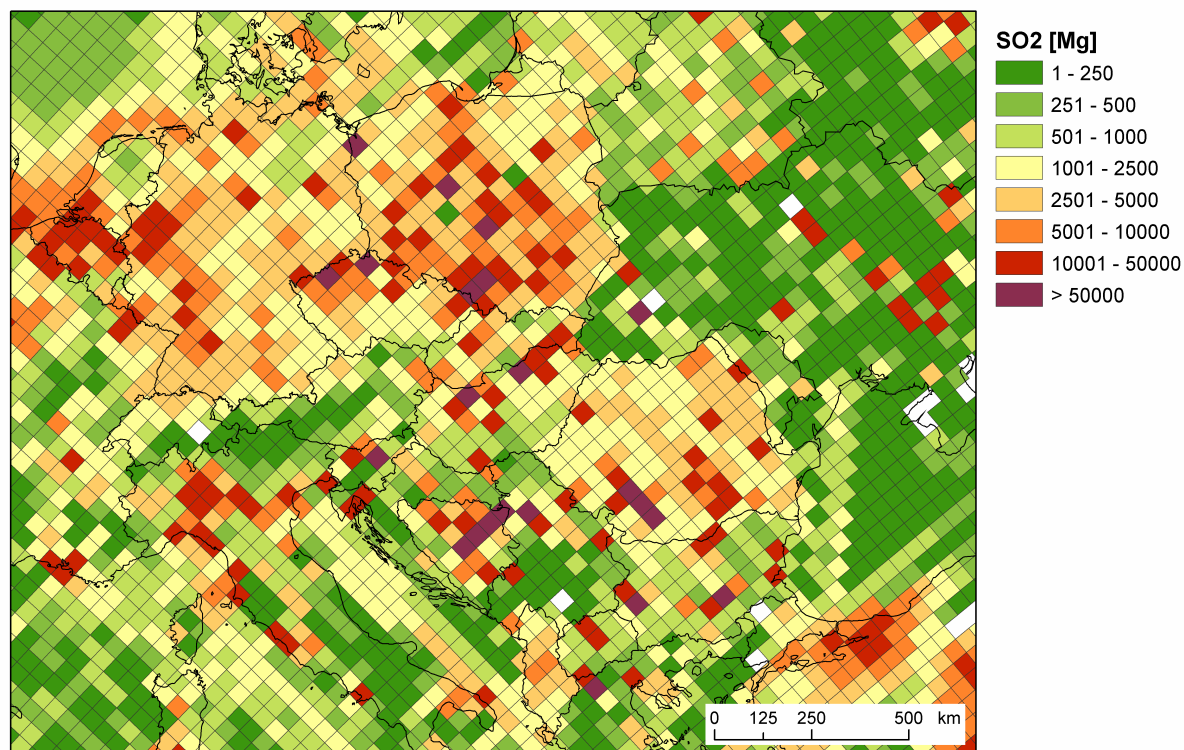


Abbildung 25: SO₂-Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Database

Tabelle 18: EMEP-Gitterzellen mit SO₂-Emissionen über 50.000 t

Staat	EMEP-Koordinaten	Region/Standort	SO ₂ -Emission der Gitterzelle
Rumänien	89 – 54	Westliche Walachei	125.930
Rumänien	90 – 54	Westliche Walachei	163.227
Rumänien	91 – 54	Westliche Walachei, KW Tuceni	91.818
Serbien	86 – 49	Region Beograd	311.172
Bosnien	85 – 48	Region Bijeljina	90.799
Bosnien	85 - 47	Tuzla	73.775
Bosnien	85 – 46	Region Vares	83.465
Bosnien	85 - 45	Region Zenica	63.907
Slowenien	78 - 45	Šoštanj und Trbovlje	72.077
Ungarn	79 – 51	KW Oroszlany (bei Tatabánya)	114.703
Ungarn	80 – 54	KW Matra (bei Eger)	84.671
Polen	75 – 55	Rybnik	95.018 ²⁵
Polen	75 - 56	Oberschlesien (Region Katowice)	176.561
Polen	73 – 58	Belchatow (bei Zdunska Wola)	170.742
Polen	70 - 58	Region Konin	64.701
Polen	65 – 56	Szczecin	51.297
Polen	70 - 52	Dreiländereck Polen – Deutschland – Tschechien	90.277 ²⁶
Tschechien	69 - 50	Region Karlovy Vary	62.138
Ukraine	82 - 61	Region Stryj	81.334

Die SO₂-Emissionen **Österreichs** machen laut EMEP (2001) 36.673 t, die größten Emissionen entfallen auf die Gitterzelle 76 – 50 mit Wien (8865 t). Die Bundesländer-Luftschadstoff-Inventur des Umweltbundesamtes [ANDERL, 2003a] (nationale Emissionen ident mit den EMEP-Daten) ergibt SO₂-Emissionen in Wien von 2643 t. Der bedeutendste SO₂-Einzelemittent in der Gitterzelle 76 – 50 ist die Raffinerie Schwechat (3600 t) [UMWELT-BUNDESAMT, 2004].

Die Region **Bratislava** (Gitterzellen 77 – 50 und 77 – 51²⁷) weist gemäß EMEP 2001 SO₂-Emissionen von 13.761 t auf, d.h. deutlich weniger als in der INTERREG-Studie IIC CADSES für die späten Neunziger Jahre berechnet (22.281 t). Darin dürfte sich eine mittlerweile erfolgte starke Abnahme der SO₂-Emissionen der Region Bratislava widerspiegeln, die EMEP-Daten stellen jedenfalls den aktuelleren Datensatz dar.

Die Gitterzelle 77 – 53 (u.a. Kraftwerk in Handlova) weist wesentlich höhere SO₂-Emissionen (42.098 t) als Bratislava auf. Die Gesamtemissionen der Slowakei betragen laut EMEP-Datenbank 128.572 t.

²⁵ Der größte Teil der Gitterzelle 75 – 55 liegt in Polen, der größte Teil der SO₂-Emissionen dieser Gitterzelle entfällt – anders als bei PM10 – mit 82.058 t auf Polen, 12.961 t entfallen auf Tschechien

²⁶ davon entfallen auf den sehr kleinen Flächenanteil Polens an dieser Gitterzelle 84.774 t, auf Tschechien 5395 t, auf Deutschland 108 t

²⁷ 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.

5.4.2 Stickstoffoxide

Die im Rahmen des INTERREG-Projektes IIC CADSES errechneten NO_x-Emissionen auf dem 20 km x 20 km-Gitter sind in Abbildung 26 dargestellt.

Die höchsten NO_x-Emissionen im Nahbereich des Nordburgenlandes entfallen auf die Region Wien (17.072 t bzw. 6.832 t auf zwei Gitterzellen von je 400 km²) und die südlich angrenzenden Regionen bis Wiener Neustadt (2.504 bzw. 3.721 t) sowie auf Bratislava (9781 t).

Laut Bundesländer-Luftschadstoff-Inventur des Umweltbundesamtes [ANDERL, 2003a] betragen die NO_x-Emissionen Wiens 22.149 t, davon 68% aus dem Verkehr. Damit ist Wien die mit Abstand größte NO_x-Quelle der Region.

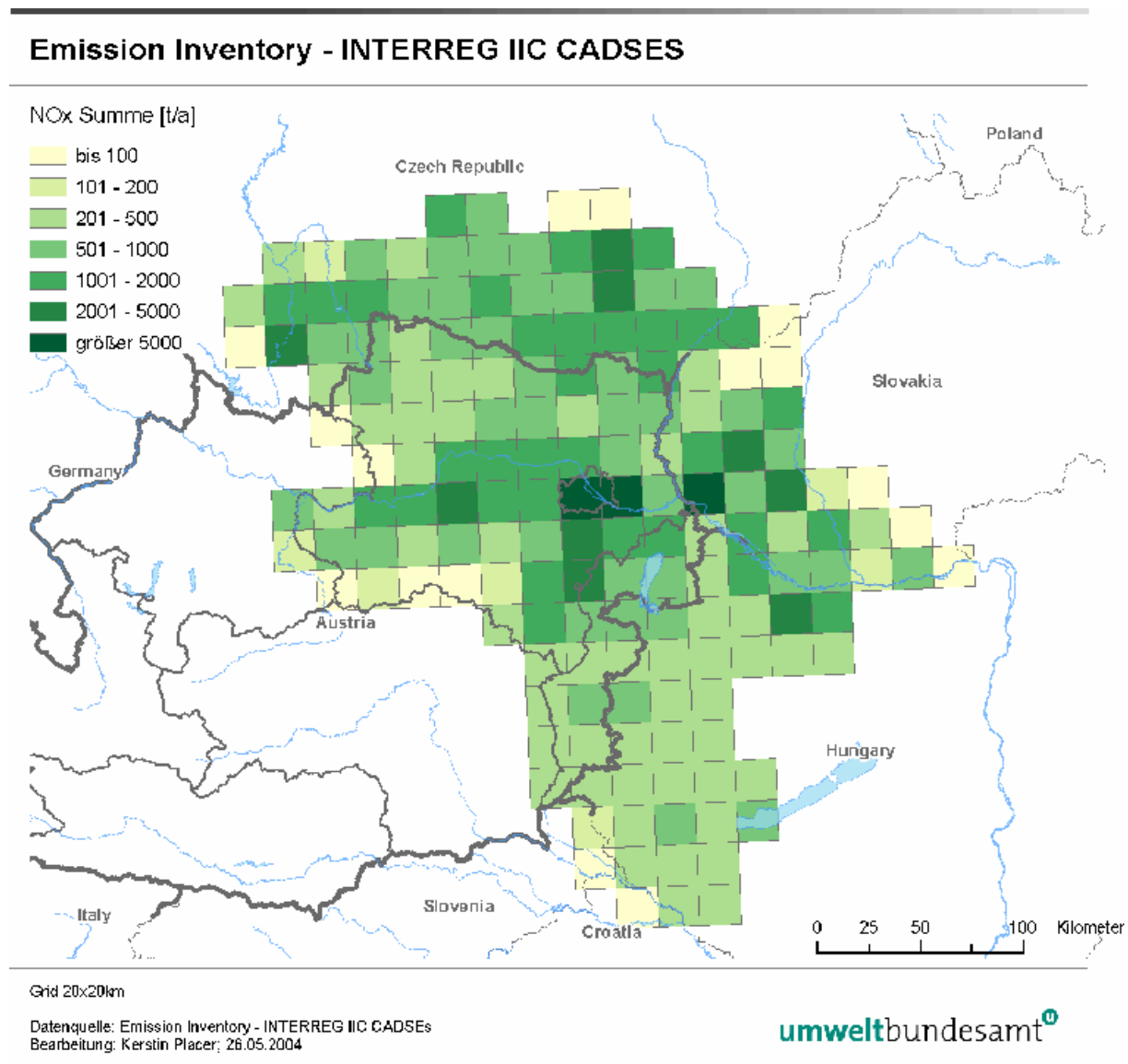


Abbildung 26: NO₂-Emissionen (Raster 20 km x 20 km)

Abbildung 27 zeigt die NO_x-Emissionen laut EMEP-Expertenschätzung für 2001 auf dem 50 km 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 5000 t pro 50 km x 50 km – Gitterzelle.

terzelle, 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.

Da NO₂ aufgrund seiner relativ kurzen atmosphärischen Lebensdauer von unter 20 h nur über Distanzen von maximal ca. 200 km transportiert wird, ehe es in andere oxidierte N-Verbindungen und u.a. Ammoniumnitrat umgewandelt wird, sind NO_x-Emissionen in einem relativ geringen Umkreis für die Bildung sekundärer Aerosole verantwortlich, als dies bei SO₂ der Fall ist. Dies korrespondiert mit dem Befund der chemischen Analysen der PM₁₀-Zusammensetzung (siehe Kapitel 9.4), wonach bei Fällen mit Ferntransport der Anteil an Sulfat deutlich über dem Durchschnitt liegt, bei Fällen mit Überwiegen regionaler Schadstoffanreicherung Nitrat überwiegt.

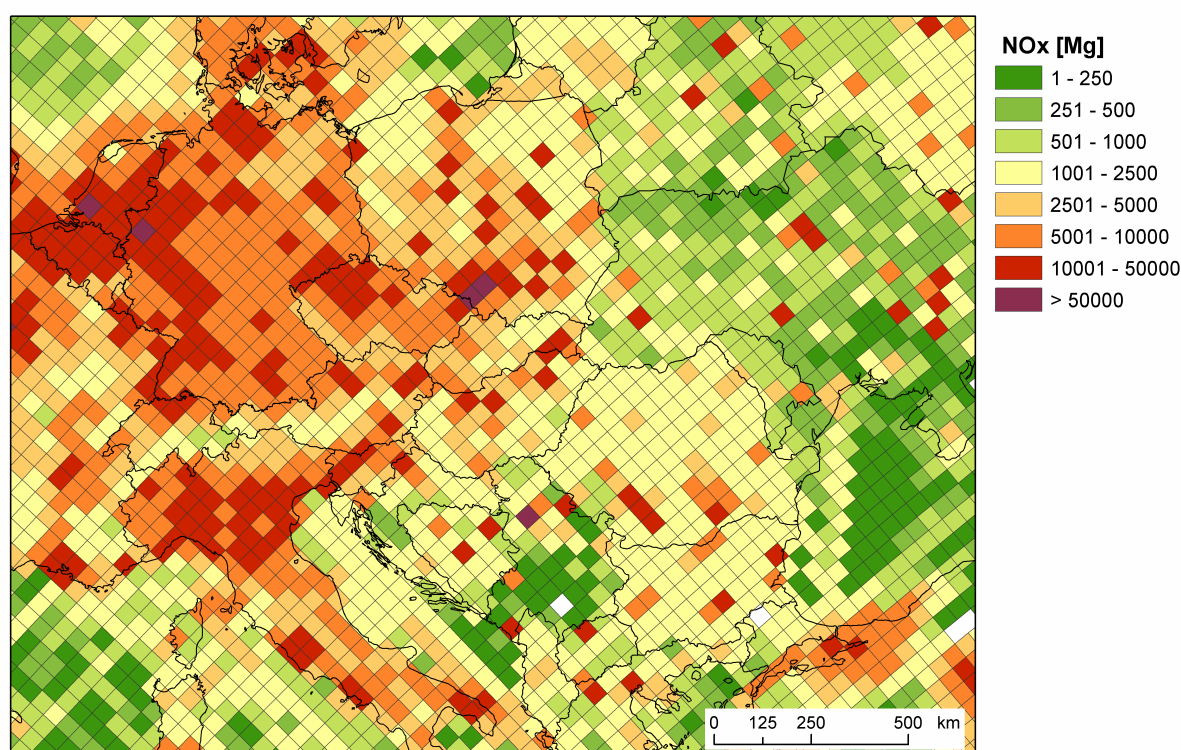


Abbildung 27: NO₂-Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Databse, 2001

Im näheren Umkreis des Nordburgenlandes weist die Region **Wien** die höchsten NO_x-Emissionsdichten auf. Die Gitterzelle 76 – 50 umfasst NO_x-Emissionen von 27.585 t, die südwestlich angrenzende Gitterzelle 76 – 49 (südliches Wiener Becken, Wienerwald) 11.152 t. Die zweithöchsten Emissionen in Österreich besitzt die Gitterzelle 73 – 47 mit Linz (13.543 t), die Gitterzelle 74 – 47 südöstlich davon 10.150 t. Auf die Region Graz (Gitterzelle 77 – 47) entfallen 10.736 t.

Auf die Region **Bratislava** (slowakische Anteile der Gitterzellen 77 – 50 und 77 – 51) entfallen laut EMEP-Expertenschätzung 11.571 t (davon der größte Teil 33% von „Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)“).

Die höchsten Emissionsdichten im weiteren Umkreis Österreichs findet man in Südpolen (Entfernung von Wien ca. 250 km); die Gitterzelle 75 – 55 weist NO_x-Emissionen von 60.138 t auf (davon im polnischen Teil 46.040 t, im tschechischen Teil 14.098 t), die Gitterzelle 75 – 56 (Oberschlesien) 68.715 t.

5.4.3 Ammoniak

Die NH_3 -Emissionen auf dem 50 km-Raster gemäß EMEP-Expertenschätzung für 2001 sind in Abbildung 28 dargestellt.

Die mit Abstand höchsten NH_3 -Emissionsdichten weisen das nordwestliche Mitteleuropa sowie die Po-Ebene auf. In Osteuropa treten die höchsten NH_3 -Emissionsdichten in den Regionen Beograd, Bucureşti und Kiiv auf. Die absolut dominierende NH_3 -Quelle ist überall die Landwirtschaft.

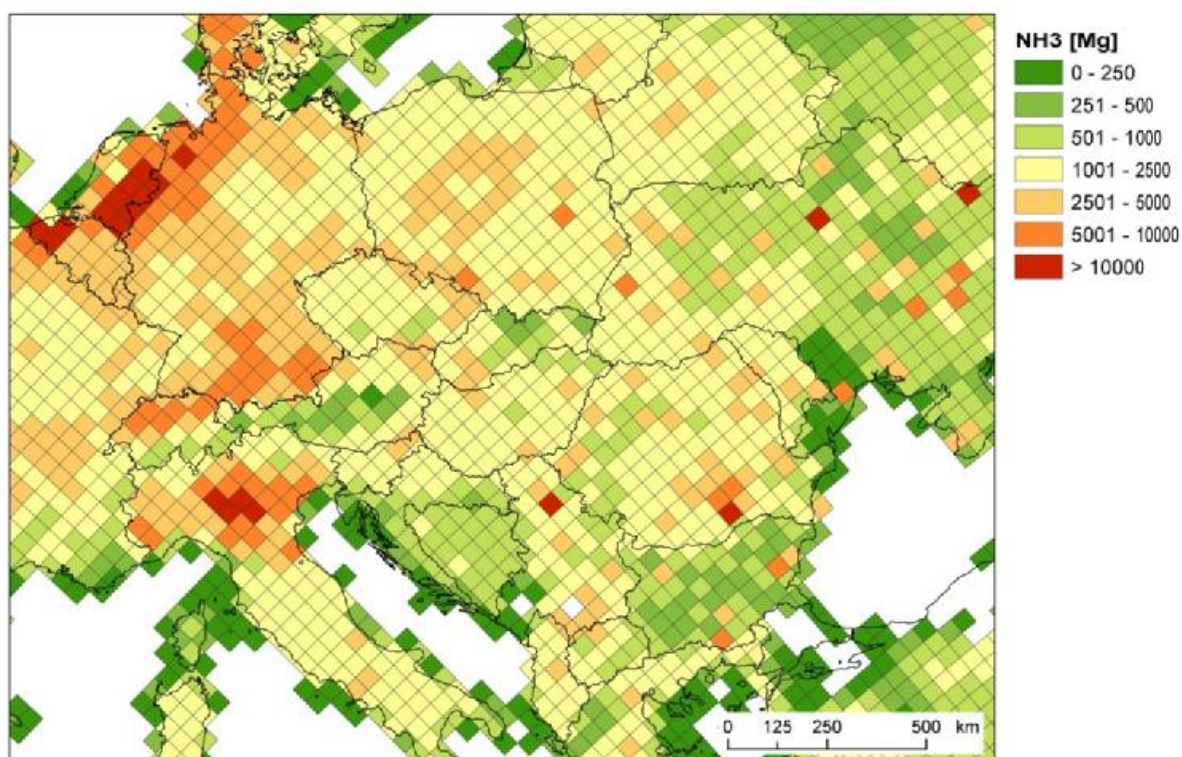


Abbildung 28: NH_3 -Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Database, 2001

6 DIE METEOROLOGISCHE SITUATION

6.1 Übersicht über die Witterung 2002

Der **Jänner 2002** begann sehr kalt und endete mit den höchsten Temperaturen, die je in Österreich im Jänner gemessen wurden. Im Monatsmittel lag die Temperatur im Süden und Osten Österreichs um 1,5° bis 3°C über dem langjährigen Mittel, im Nordwesten und Westen um bis zu 1°C; unterdurchschnittliche Temperaturen wurden lediglich in den Nordalpen zwischen Salzburg und dem südwestlichen Niederösterreich registriert.

Der Jänner 2002 war im Großteil Österreichs außerordentlich trocken. Weniger als 25% der langjährigen durchschnittlichen Niederschlagsmenge fiel in weiten Teilen Vorarlbergs und Tirols, im südlichen Salzburg, in Osttirol, Kärnten, der südlichen Steiermark, im Burgenland sowie im südöstlichen und zentralen Niederösterreich. Durchschnittliche Niederschlagssummen erreichten nur die Nordalpen zwischen dem Salzkammergut und dem südwestlichen Niederösterreich.

Bis 19. Jänner herrschten zumeist Hochdruckwetterlagen vor; die Temperatur lag im Bereich des langjährigen Durchschnitts, im Westen Österreichs bis 10.1. auch deutlich darunter. Am 20.1. setzte mit dem Einfließen milder atlantischer Luftmassen eine außergewöhnlich warme Phase ein, die bis Anfang Februar anhielt.

Der **Februar 2002** war außerordentlich warm; die Monatsmitteltemperatur lag in ganz Österreich um 3,5 bis 5,5°C über dem langjährigen Mittelwert, in weiten Teilen Österreichs handelte es sich um den wärmsten Februar seit Beginn der Temperaturmessungen.

Die Niederschlagsmenge lag in einem Großteil Österreichs in einem durchschnittlichen Bereich; relativ trocken war es in Oberkärnten und im Osten Österreichs. Dagegen erhielten Oberösterreich, das westliche Niederösterreich und die Obersteiermark deutlich überdurchschnittliche Niederschlagsmengen; am höchsten waren sie im Mühlviertel, wo gebietsweise mehr als das Dreifache der üblichen Niederschlagsmenge fiel.

Der Witterungsverlauf war praktisch ausschließlich von Südwest- bis Nordwestwetterlagen und Tiefdrucklagen gekennzeichnet, d.h. es gelangten ganz überwiegend sehr milde Luftmassen maritimen Ursprungs nach Österreich; Hochdruckwetterlagen blieben aus.

Der **März 2002** war außergewöhnlich warm; im außeralpinen Bereich lag die Temperatur um 2 bis 3°C über dem langjährigen Mittel, am relativ wärmsten war es zwischen Kärnten und dem östlichen Nordtirol mit Abweichungen von +3°C bis weit über +4°C.

Die Niederschlagsmengen waren höchst ungleichmäßig verteilt. Überdurchschnittlich hohe Niederschläge fielen nördlich des Alpenhauptkammes; in den Nordalpen von Nordtirol bis Niederösterreich sowie im Großteil Oberösterreichs 200 bis 300% der üblichen Monatssumme, zumeist als Regen. Dagegen war es südlich des Alpenhautkamms – wie schon in den Monaten davor – ausgesprochen trocken, in der Südsteiermark und in Ostkärnten fielen weniger als 25% des langjährigen Mittelwerts.

Bis zu einem markanten Kaltlufteinbruch am 22.3. war es überdurchschnittlich warm; Ende März stiegen die Temperaturen dann wieder kräftig an. Die Niederschläge fielen höchst ungleich verteilt zumeist zwischen 19. und 22.3., wobei hohe Tagessummen um 50 mm auftraten.

Der **April 2002** wies im Großteil Österreichs durchschnittliche Temperaturen – bezogen auf die Klimaperiode 1961 bis 1990 – auf. Die Niederschlagsmenge erreichte zumeist ein durchschnittliches Niveau, relativ trocken war es im Norden zwischen dem Innviertel und dem Weinviertel, während die Südsteiermark und Ostkärnten vergleichsweise regenreich waren.

Der Witterungsverlauf war von einem sehr warmen Monatsbeginn gekennzeichnet, auf den von 6. bis 12.4. eine kühle Periode folgte. Ab 22.4. war es wieder überdurchschnittlich warm.

Der **Mai 2002** war außerordentlich warm; im Großteil Österreichs lag die Monatsmitteltemperatur um 2 bis 3,5°C über dem langjährigen Mittel, womit dieser Monat in Ostösterreich zu

den wärmsten der letzten 200 Jahre zählt. Etwas kühler – mit positiven Abweichungen von 1 bis 2°C – war der Mai 2002 in Vorarlberg und Nordtirol. Die Niederschlagsmengen lagen im Großteil Österreichs unter dem langjährigen Durchschnitt, wobei es im Alpenvorland zwischen Linz und Wien mit weniger als 25% der durchschnittlichen Regenmenge besonders trocken war. Überdurchschnittliche Niederschläge fielen in Osttirol und Oberkärnten sowie im Bereich des Alpenhauptkamms in Tirol und Vorarlberg.

Der Witterungsverlauf war von einem relativ häufigen Wechsel von Hochdruckgebieten, gradientschwachen Wetterlagen, die vielfach mit verbreiteten Regenschauern verbunden waren, und West- oder Südwestwetterlagen geprägt.

Der **Juni 2002** war in ganz Österreich ungewöhnlich warm; lag die Monatsmitteltemperatur in Nordostösterreich ca. 2°C über dem Klimamittelwert der Periode 1961-1990, so waren es im Bereich vom Unterinntal bis ins südliche Oberösterreich 3 bis 4°C. Im Großteil Österreichs war der Juni 2002 der wärmste seit Beginn der Messungen; in Wien seit 1811.

Die Niederschlagsverteilung zeigt ein sehr heterogenes Bild. Im Großteil Österreichs wurden ungefähr durchschnittliche Regenmengen registriert, außerordentlich niederschlagsreich waren das nördliche Weinviertel, der Wienerwald und Oberkärnten mit bis zu 175% des langjährigen Durchschnitts. Die größten Regenmengen fielen dabei innerhalb weniger Tage zwischen dem 6. und 10. Juni. Dagegen war es im Innviertel, im Burgenland, in der südlichen Steiermark, in Unterkärnten und im westlichen Tirol relativ trocken, hier lagen die Niederschlagsmengen unter 75% des langjährigen Mittelwerts.

Der Witterungsverlauf war von einer relativ kühlen Periode bis 12. Juni gekennzeichnet, danach brachten Hochdruck- und gradientschwache Wetterlagen außerordentlich warmes Wetter, wobei die Temperatur in Ostösterreich zwischen 14. und 23.6. mehr als 5°C über dem langjährigen Mittel lag. Ab dem 25. Juni war es wieder relativ kühl.

Der **Juli 2002** war im Großteil Österreichs überdurchschnittlich warm mit Abweichungen von 1°C bis 2,5°C gegenüber dem klimatologischen Mittel; lediglich Vorarlberg wies durchschnittliche Temperaturverhältnisse auf. Die Niederschlagsmengen erreichten im größten Teil Österreichs ein mittleres Niveau, besonders regenreich mit mehr als 150% des langjährigen Durchschnitts waren das obere Murtal, das südöstliche sowie das nordöstliche Niederösterreich. Der Witterungsverlauf war von einem häufigen Wechsel warmer Hochdruck- und kühler Tiefdruck- oder Westwetterlagen gekennzeichnet. Die Niederschläge fielen meist als Schauer, konzentriert auf einzelne Tage, die sich aber über den gesamten Monat verteilten.

Der **August 2002** war im Großteil Österreichs ein überdurchschnittlich warmer Monat, mit Abweichungen vom langjährigen Mittel (1961-1990) bis 2°C in den nördlichen, östlichen und südöstlichen Regionen Österreichs.

Im nördlichen Teil Österreichs fielen vielerorts im August 2002 die höchsten Niederschlagsmengen seit Beginn der Messung. Im Mühl- und Waldviertel lag die monatliche Niederschlagssumme beim Vierfachen des Durchschnitts, im Bereich der Nordalpen und des Alpenvorlandes nördlich der Linie Salzburg – Baden bei mehr als dem Doppelten. Zwischen Salzburg und dem zentralen Niederösterreich verteilten sich diese extremen Regenmengen auf zwei Niederschlagsereignisse am 6. und 7. sowie am 11. und 12.8.; im Nordosten konzentrierten sich die Niederschläge auf den 11. bis 13.8., im Westen auf den 10. und 11. August. Verursacht wurden diese hohen Niederschlagsmengen durch Tiefdruckgebiete, die vom zentralen Mittelmeer über das östliche Mitteleuropa zogen und hier länger verweilten. Die Folge dieser außerordentlich hohen Regenmengen waren katastrophale Überschwemmungen. Südlich des Alpenhauptkamms lagen die Regenmengen um oder nur leicht über dem langjährigen Mittel.

Der **September 2002** wies im Großteil Österreichs Temperaturen unter dem langjährigen Mittel (1961-1990) auf, wobei es in Vorarlberg, Tirol, Salzburg und der nördlichen Steiermark mit Abweichungen bis -2,5°C am kühlgsten war. Annähernd durchschnittliche Temperaturen wurden im Weinviertel sowie zwischen dem Südburgenland und dem Klagenfurter Becken registriert. Die Niederschlagsmengen erreichten im Großteil Österreichs ein durchschnittliches Niveau; besonders hoch – bis 200% des langjährigen Mittels – waren sie an der Alpen-

nordseite zwischen Vorarlberg und Salzburg. Der Witterungsverlauf war von einer relativ warmen und trockenen Periode bis 10. September gekennzeichnet, danach wurde es – v.a. im Hochgebirge – kühler. Die größten Niederschlagsmengen fielen zwischen 19. und 27. September, während dieser Zeit nahm die Temperatur rasch ab.

Der **Oktober 2002** war im Norden und Nordosten von vergleichsweise kaltem und regenreichem Wetter gekennzeichnet; die Temperatur lag hier um bis $-1,5^{\circ}\text{C}$ unter dem Mittelwert der Klimaperiode 1961-90. Der Westen Österreichs wies annähernd durchschnittliche Temperaturen auf, wohingegen es in Teilen Kärntens und der Steiermark um bis zu $+2^{\circ}\text{C}$ zu warm war. Der Norden Österreichs wies außerordentlich hohe Niederschlagsmengen auf, diese erreichten im Mühl-, Wald- und Weinviertel sowie im Raum Wien bis zum Dreifachen der langjährigen Mittelwertes. Deutlich überdurchschnittliche Niederschlagsmengen wurden auch im Westen sowie im Südosten Österreichs registriert, während Osttirol, Oberkärnten und der Lungau weniger als 75% der mittleren Niederschlagsmenge erhielten.

Der Witterungsverlauf war von einer sehr kühlen Phase zwischen 5. und 15. Oktober gekennzeichnet, während derer sehr niedrige Ozonbelastungen auftraten; gegen Monatsende war es zumeist überdurchschnittlich warm. Die hohen Niederschläge im Norden Österreichs verteilten sich über den ganzen Monat.

Der **November 2002** war ein außerordentlich warmer Monat; im Westen und Norden Österreichs lag die Temperatur im Mittel um $2,5^{\circ}\text{C}$ über dem Durchschnitt der Klimaperiode 1961-1990, im Bereich zwischen dem Salztal und der Südsteiermark um 4 bis 5°C . In Klagenfurt wurde die höchste Monatsmitteltemperatur seit 1926 registriert, in Graz die höchste Maximumtemperatur seit über 100 Jahren. Die Niederschlagsmengen lagen im Großteil Österreichs über dem langjährigen Durchschnitt, wobei die höchsten Regen- bzw. Schneemengen in Oberkärnten, in Osttirol sowie im Bereich des Alpenhauptkamms von Salzburg bis Vorarlberg fielen. Im Gebiet zwischen Oberkärnten und den Ötztaler Alpen fielen mehr als 250% des langjährigen Mittels, im Oberen Gailtal wurden die höchsten Regenmengen seit Beginn der Messreihe (um 1950) registriert. Im Nordosten Österreichs lagen die Regenmengen bei 120 bis 150% des langjährigen Mittels, unterdurchschnittliche Niederschläge traten nur im Südburgenland und der Südsteiermark auf.

Im **Dezember 2002** wies das Wettergeschehen deutliche Unterschiede zwischen dem Nordosten und dem Südwesten Österreichs auf. Der Norden und Osten war ab 6.12. von deutlich unterdurchschnittlichen Temperaturen gekennzeichnet und war im Monatsmittel – verglichen mit der Klimaperiode von 1961 bis 1990 – um 1 bis 2°C zu kalt. In diesen Regionen herrschten meist sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen. Demgegenüber traten im Westen und Südwesten Österreichs Monatsmitteltemperaturen auf, die 2 bis 4°C über dem langjährigen Mittelwert lagen. Der Westen Österreichs wies ungefähr durchschnittliche Niederschlagsmengen auf. Viel Regen und Schnee fiel dagegen im Osten Österreichs, im Weinviertel mehr als 175% des langjährigen Durchschnitts, in der Südsteiermark mehr als 275%.

6.2 Windverhältnisse

Die Hauptwindrichtungen im Nordburgenland sind Nordwest und Südost. Die Messstelle Illmitz, welche aufgrund ihrer frei anströmbaren Lage im flachen Gelände großräumig repräsentativ ist, weist im Jahr 2002 während 29% der Zeit Südostwind (Sektor 110° bis 180°) und während 42% der Zeit Nordwestwind (Sektor 290° bis 360°) auf (Abbildung 35 in Kapitel 8.2.1). Kalmen (Windstille, Geschwindigkeit unter $0,5\text{ m/s}$) machen 27% aus. Die Windgeschwindigkeit ist bei Nordwestwind mit um 4 m/s am höchsten; bei Südwind liegt sie um 3 m/s , bei Südost- und Südwestwind um 2 m/s , bei Ostwind um $1,5\text{ m/s}$.

In Eisenstadt wird der Wind durch die Lage am Südrand des in Ost-West-Richtung verlaufenden Leithagebirge modifiziert; die Hauptwindrichtungen sind West (35% aus dem Sektor 250° bis 310°) und Nordost (25% aus dem Sektor 30° bis 80°); Kalmen machen 22% aus.

In Kittsee modifiziert die Lage südöstlich der Hundsheimer Berge die Hauptwindrichtungen auf West (46% aus dem Sektor 250° bis 310°) und Nordost bis Ost (32% aus dem Sektor 20° bis 100°); Kalmen machen 36% aus.

6.3 Ausbreitungsbedingungen

Unter dem Begriff „Ausbreitungsbedingungen“ werden jene meteorologischen Verhältnisse bewertet, welche für das Ausmaß von Verdünnung oder Anreicherung emittierter Schadstoffe verantwortlich sind.

Dies sind v.a. folgende Faktoren:

- Ø Die Windgeschwindigkeit beeinflusst linear die Verdünnung der pro Zeiteinheit in ein Luftvolumen emittierten Schadstoffe
- Ø Thermische und mechanische Turbulenz beeinflussen die Geschwindigkeit des vertikalen Austauschs und damit der Verdünnung der Schadstoffe.

Thermische Turbulenz entsteht durch die Erwärmung des Bodens und die dadurch verursachte Konvektion, mechanische Turbulenz durch die Reibung des Windes.

Thermische Turbulenz ist damit entscheidend von Temperatur und Einstrahlung abhängig und findet nur tagsüber statt, mechanische Turbulenz hängt von der Windgeschwindigkeit sowie der Bodenrauigkeit (Bebauung, Vegetation) ab und wirkt auch nachts.

Zur Berechnung des turbulenten vertikalen Austauschs stehen verschiedene mathematische Ansätze zur Verfügung, die unterschiedliche meteorologische Größen verwenden.

Eine relativ einfache Methode zur Beurteilung des turbulenten Vertikalaustauschs berücksichtigt die vertikale Temperaturschichtung (Kapitel 6.3.1).

Die Mischungshöhe (Kapitel 6.3.2) gibt jene Vertikalerstreckung an, in welche während einer bestimmten Zeit am Boden emittierte Schadstoffe turbulent verteilt werden; ihre Berechnung greift auf verschiedene meteorologische Größen zurück.

Als eine relativ präzise Möglichkeit zur Beurteilung von turbulentem vertikalem Austausch eignet sich der Vertikalgradient der Ozonkonzentration, vor allem in Situationen mit geringer photochemischer Aktivität. In diesen Situationen stellt der Erdboden eine Senke von Ozon dar, Ozon wird von oben „nachgeliefert“. Eine vertikal homogene Ozonkonzentrationsverteilung zeigt damit unbehinderten turbulenten Austausch an; je größer der Vertikalgradient der Ozonkonzentration ist, umso stärker wird vertikaler Austausch unterbunden.

Daneben stellt die bodennah gemessene Konzentration von CO ein relativ gutes Maß zur Beurteilung von vertikalem Austausch dar. Aufgrund seiner relativ hohen atmosphärischen Lebensdauer wird CO relativ wenig von lokalen Quellen beeinflusst und spiegelt daher, v.a. an emittentenfernen Standorten, die großräumigen Ausbreitungsbedingungen wider.

6.3.1 Temperaturschichtung

Der vertikale Temperaturgradient entscheidet wesentlich über den vertikalen Luftaustausch und damit über die Verdünnung von Schadstoffen. Liegt der vertikale Temperaturgradient – d.h. die Abnahme der Temperatur mit der Höhe – über dem adiabatischen²⁸ oder neutralen Gradienten (welcher vertikalen Austausch weder forciert noch hemmt), so spricht man von labiler Schichtung, die vertikalen Austausch begünstigt; liegt die Abnahme der Temperatur mit der Höhe unter dem adiabatischen Gradienten, so spricht man von stabiler Schichtung,

²⁸ Als „adiabatisch“ werden atmosphärische Prozesse bezeichnet, bei denen es zu keinem Energieaustausch kommt. Bei adiabatischen Vertikalbewegungen verändern sich Druck und Temperatur der Luft nach bestimmten Gesetzmäßigkeiten, wobei Phasenübergänge von Wasser (feuchtadiabatische Verhältnisse) speziell berücksichtigt werden müssen.

die vertikalen Austausch hemmt. Verändert sich die Temperatur mit der Höhe nicht, so spricht man von Isothermie, nimmt sie sogar mit der Höhe zu, von Inversion. Isothermie und Inversion stellen Fälle sehr stabiler Schichtung dar.

Der neutrale Temperaturgradient liegt je nach Feuchteverhältnissen zwischen dem trockenadiabatischen Temperaturgradienten (ca. $1^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$) und dem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (ca. $0,6^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$); bei feuchtadiabatischen Verhältnissen spielen Kondensationsprozesse eine Rolle. Eine Statistik der Feuchteverhältnisse aus dem Burgenland liegt nicht vor. Da winterliche Hochdruckwetterlagen mit stark erhöhter PM10-Belastung mit hohen relativen Feuchten in Bodennähe verbunden sind, kann angenommen werden, dass feuchtadiabatische Verhältnisse deutlich überwiegen. Bei einer Gewichtung feuchtadiabatischer Verhältnisse mit 75% gegenüber trockenadiabatischen mit 25% wird daher für die Analyse der atmosphärischen Stabilität ein Temperaturgradient von $0,7^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ als „neutral“ angenommen.

Zur Beurteilung der Inversionshäufigkeiten für das Nordburgenland wird der Temperaturgradient zwischen Wien Kaiserebersdorf und Wien Hohe Warte herangezogen; im Nordburgenland selbst stehen keine geeigneten Temperaturmessstellen zur Verfügung. Bei einer Höhendifferenz von 52 m zwischen diesen Stationen entspricht eine Temperaturdifferenz von ca. $0,35^{\circ}\text{C}$ einem neutralen Gradienten.

Die Häufigkeitsverteilung der Halbstundenmittelwerte des Temperaturgradienten zwischen Wien Kaiserebersdorf und Hoher Warte ist in Tabelle 19 für Winter (Jän.-März und Okt.-Dez.) sowie in Tabelle 20 für Sommer (April-Sept.) 2002 angegeben. Angegeben sind jeweils das gesamte Halbjahr sowie die gesonderte Auswertung für Südostwind und Nordwestwind (jeweils 90° -Sektoren; Nordost- und Südwestwind werden aufgrund der geringen Häufigkeit nicht berücksichtigt).

Inversionen bzw. stabile Schichtung sind im Winter deutlich häufiger als im Sommer; stabile Schichtung tritt im Winter während 56% der Zeit auf, im Sommer während 38% der Zeit.

Die Abhängigkeit der Temperaturgradienten von der Windrichtung zeigt, dass Südostwind sowohl im Winter als auch im Sommer mit wesentlich ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen, d.h. häufigerem Auftreten stabiler Temperaturschichtung, verbunden ist als Nordwestwind. Im Winter machen Inversionen bei Südostwind 36% der Zeit aus, gegenüber 26% bei Nordwestwind; im Sommer treten Inversionen bei Südostwind während 26% der Zeit auf gegenüber 16% bei Nordwestwind.

Tabelle 19: Häufigkeitsverteilung des Temperaturgradienten Wien Kaiserebersdorf – Wien Hohe Warte, Winter 2002

	alle	Nordwest	Südost
starke Inversion (Temperaturdifferenz $< -1^{\circ}\text{C}$)	8%	8%	9%
Inversion (Temperaturdifferenz $< 0^{\circ}\text{C}$)	28%	26%	36%
stabile Schichtung (Temperaturdifferenz $< +0,35^{\circ}\text{C}$)	56%	55%	68%
leicht labile Schichtung (Temperaturdifferenz zwischen $0,35$ und 1°C)	31%	44%	26%
stark labile Schichtung (Temperaturdifferenz $\geq 1^{\circ}\text{C}$)	13%	16%	13%

Tabelle 20: Häufigkeitsverteilung des Temperaturgradienten Wien Kaiserebersdorf – Wien Hohe Warte, Sommer 2002

	alle	Nordwest	Südost
starke Inversion (Temperaturdifferenz < -1°C)	3%	3%	3%
Inversion (Temperaturdifferenz < 0°C)	20%	16%	26%
stabile Schichtung (Temperaturdifferenz < +0,35°C)	38%	32%	50%
leicht labile Schichtung (Temperaturdifferenz zwischen 0,35 und 1°C)	36%	40%	32%
stark labile Schichtung (Temperaturdifferenz ≥ 1°C)	26%	31%	21%

6.3.2 Mischungshöhe

Unter der Mischungsschicht versteht man jene an den Erdboden angrenzende Luftschicht, innerhalb der emittierte Luftbeimengungen durch Konvektion oder mechanische Turbulenz in etwa einer Stunde vertikal verteilt werden [SEIBERT et al., 2000].

Für die Berechnung von Mischungsschichthöhen sind Radiosondendaten und konventionelle Messdaten meteorologischer Bodenstationen sowie Angaben über Landnutzung und Orographie erforderlich. An der Bodenstation müssen zumindest Temperatur und Wind gemessen werden. Zudem sind Angaben über den Bedeckungsgrad oder Messungen der Globalstrahlung und Luftdruckdaten erforderlich. Diese Daten werden jedoch nur an einem Teil der hier untersuchten Stationen gemessen und mussten daher von möglichst nahe gelegenen Stationen auf die jeweils untersuchte Messstelle übertragen werden. Der meteorologische Präprozessor TAMOSP (**TAWES Modell System**, TAWES steht für **teilautomatisches Wetter-Erfassungs-System** der ZAMG) berechnet aus diesen Daten Mischungsschichthöhen nach unterschiedlichen, in der einschlägigen Literatur veröffentlichten Verfahren. Für diese Studie wurden Strahlungsbilanz, Bodenwärmestrom, fühlbarer Wärmestrom und Monin-Obukhov Länge (sie ist ein Maß für die Stabilität der bodennahen Atmosphäre) nach HOLTSLAG und VAN ULDEN (1982) und daraus die Mischungsschichthöhe nach MAUL (1980) basierend auf CARSON (1973) für konvektive Fälle tagsüber bzw. nach VENKATRAM (1980) für neutrale Fälle tagsüber bzw. stabile Fälle nachts berechnet.

Zeitreihen von stündlichen Mischungsschichthöhen wurden für Illmitz für den Zeitraum Oktober 1999 bis Februar 2004 berechnet. Als Basisdaten werden Wind und Temperatur, gemessen in Illmitz, sowie der Bedeckungsgrad, gemessen in Eisenstadt (ZAMG-Messstelle) verwendet, sowie Radiosondenmessungen für Wien Hohe Warte.

Die Auswertungen dieser Daten findet man in Kapitel 8.5.

6.4 Luftmassen und Fronten

Bei der Diskussion der Belastungsepisoden (Kapitel 9.2) und der Herkunftsregionen von Ferntransport (Kapitel 9.2.1) werden die Begriffe Luftmassen und Fronten verwendet.

Luftmassen lassen sich durch ihre Herkunftsregionen charakterisieren, die die in ihnen vorherrschenden relativ einheitlichen Eigenschaften wie Temperatur, Feuchte, Temperaturschichtung oder Schadstoffkonzentration beeinflussen. Luftmassen kontinentaler Herkunft – d.h. aus Osteuropa – zeichnen sich v.a. im Winter durch niedrige Temperatur, ungünstige Ausbreitungsbedingungen und i.d.R. hohe PM10-Konzentrationen aus, Luftmassen maritimer Herkunft, d.h. vom Atlantik, durch niedrige PM10-Konzentrationen.

Fronten stellen Luftmassengrenzen dar, an denen sich die Eigenschaften von Luftmassen „sprunghaft“ (d.h. auf einer Distanz um 100 km oder weniger) ändern. Fronten bewegen sich i.d.R. und führen zu einer Veränderung u.a. der gemessenen Schadstoffbelastung, wenn sie sich über eine Messstelle hinweg bewegen. Fronten sind i.d.R. mit Tiefdruckgebieten ver-

bunden, in deren Zentrum sie zusammenlaufen und um das sie sich (auf der Nordhemisphäre) im Gegenuhrzeigersinn bewegen.

Von einer *Warmfront* spricht man, wenn die Luftmasse hinter der Front wärmer ist als davor, im umgekehrten Fall von einer *Kaltfront*.

Fronten sind i.d.R. mit Hebungsprozessen verbunden, welche zu verstärkter Kondensation, Wolkenbildung und Niederschlägen führen.

Über dem europäischen Kontinent holt häufig die Kaltfront die davor liegende Warmfront ein, sodass die dazwischen liegende Warmluftmasse abgehoben wird. In diesem Fall spricht man von einer *okkludierten* („geschlossenen“) *Front (Okklusion)*, die zwei (Kalt)Luftmassen mit unterschiedlichen Eigenschaften trennt.

Als „*maskierte*“ *Kaltfront* bezeichnet man eine Kaltfront oder Okklusion, die zwar in einigen 100 m über Boden eindeutig Kaltfrontcharakter hat, am Boden jedoch auf eine kältere Luftmasse trifft und hier Warmfrontcharakter besitzt. Maskierte Kaltfronten gleiten häufig bei winterlichen Inversionslagen auf bodennahe Kaltluftschichten auf und verschärfen dabei die flacher werdende Inversion, ehe die bodennahe Kaltluft verdrängt wird.

Als „Frontalzone“ werden in Kapitel 9.2 Fronten bezeichnet, die stationär sind (also keinen eindeutigen Warm- oder Kaltfrontcharakter besitzen), auf verschiedenen Abschnitten ihrer Länge aufgrund unterschiedlicher Bewegungsrichtung teilweise Warm- und Kaltfrontcharakter aufweisen, oder Situationen, in denen mehrere Fronten dicht hintereinander auftreten.

7 DIE IMMISSIONSSITUATION IN ÖSTERREICH

7.1 Die PM10-Belastung im Jahr 2002 im österreichweiten Vergleich

Nachfolgend wird zur Darstellung der PM10-Situation in Österreich des Jahres 2002 ein Ausschnitt aus dem Jahresbericht der Luftgütemessungen wiedergegeben [SPANGL & NAGL, 2003].

Im Jahr 2002 wurden insgesamt 78 PM10-Messstellen, davon 66 gemäß IG-L betrieben. An 17 Messstellen wurde die PM10-Konzentration mittels Gravimetrie bestimmt, an 70 Messstellen mittels kontinuierlicher Messverfahren (β -Absorption oder TEOM); an 9 Messstellen erfolgt die PM10-Messung parallel durch Gravimetrie und kontinuierliche Messung. Bei jenen Messstellen, an denen beide Messmethoden zur Anwendung kommen, werden die gravimetrischen Daten zur Beurteilung der PM10-Belastung gemäß IG-L herangezogen.

Die Überschreitungen des Grenzwertes für PM10 (mehr als 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Österreich im Jahr 2002 sind in Tabelle 21 zusammen gestellt.

Der als Jahresmittelwert definierte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde lediglich an den beiden Messstellen Graz Don Bosco und Graz Mitte überschritten. Das Grenzwertkriterium für den Tagesmittelwert ist somit wesentlich strenger als der Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabelle 21: Grenzwertüberschreitungen bei PM10 im Jahr 2002 (35 TWM >50 µg/m³ sind zulässig, Jahresmittelwert 40 µg/m³; JMW>40 µg/m³ sind fett gedruckt)

Gebiet	Messstelle	Anzahl TWM > 50 µg/m ³	max. TWM (µg/m ³)	JMW (µg/m ³)	Betrieb gem. IG-L
B	Eisenstadt	39	84	29	ja
B	Illmitz	45	104	29	ja
B	Kittsee	53	87	31	ja
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.	58	127	37	ja
N	Amstetten	42	135	33	ja
N	Hainburg	63	83	33	ja
N	Himberg	52	90	33	ja
N	Klosterneuburg	61	90	33	ja
N	Mannswörth	51	126	38	nein
N	Mistelbach	44	101	32	ja
N	Mödling	48	94	30	ja
N	Schwechat	69	83	35	ja
N	Stixneusiedl	60	90	33	ja
N	Vösendorf	69	88	35	ja
BG Linz	Linz 24er Turm	52	116	32	ja
BG Linz	Linz Neue Welt	56	107	34	ja
BG Linz	Linz ORF-Zentrum	64	143	35	ja
BG Linz	Linz Römerberg	65	135	36	ja
BG Linz	Steyregg	42	123	29	ja
St	Bruck a.d.M.	52	203	32	ja
St	Gratwein	36	100	31	ja
BG Graz	Graz Don Bosco	131	229	51	ja
BG Graz	Graz Mitte	99	154	44	ja
BG Graz	Graz Ost	72	117	37	ja
St	Hartberg	59	119	37	ja
St	Köflach	85	154	40	ja
St	Peggau	38	118	34	ja
T	Brixlegg	41	132	29	ja
T	Hall i.T.	45	101	29	ja
T	Innsbruck Reichenau	50	173	31	ja
T	Innsbruck Zentrum	40	134	29	ja
T	Lienz	37	141	29	ja
T	Vomp – an der Leiten	37	97	29	ja
T	Wörgl	42	100	28	ja
V	Feldkirch	63	241	38	ja
W	Wien Erdberg	55	108		nein
W	Wien Liesing	57	92	31	ja

Abbildung 29 gibt einen Überblick über die PM10 Messstellen sowie die Anzahl der Tage mit $TMW > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2002.

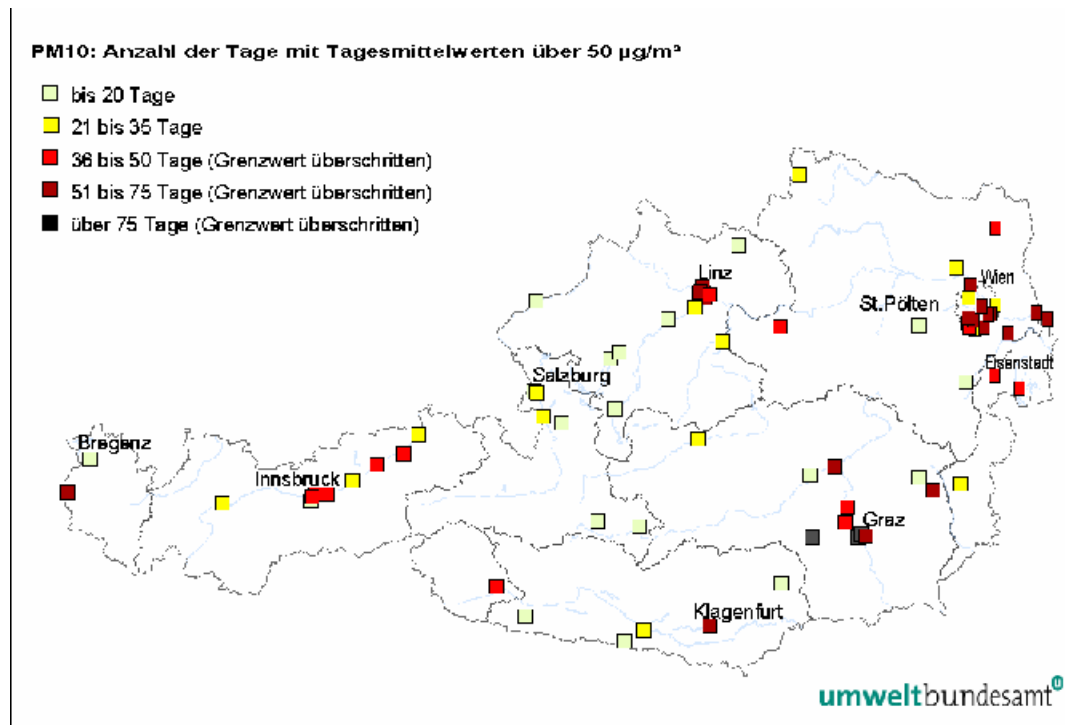


Abbildung 29: Anzahl der Tage mit PM10-Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2002

Als Belastungsschwerpunkte lassen sich Graz, aber auch andere Städte südlich des Alpenhauptkamms, sowie der Nordosten Österreichs und Linz feststellen.

In Graz und Klagenfurt, aber auch in kleineren Städten wie Bruck a.d.M., Köflach und Hartberg spielen die ungünstigen meteorologischen Bedingungen – hohe Inversionshäufigkeiten – eine wesentliche Rolle für die hohe PM10-Belastung.

Im Nordosten Österreichs weisen nicht nur Wien, sondern auch zahlreiche Kleinstädte in Niederösterreich eine sehr hohe PM10-Belastung auf. Wie die sehr hohe Belastung in Illmitz zeigt, dürfte dafür ein relativ hoher Anteil großflächiger Hintergrundbelastung bzw. Ferntransport von Osten eine wesentliche Rolle spielen. In Kittsee und Hainburg lässt sich auch ein nennenswerter Anteil von grenzüberschreitendem Transport aus dem Ballungsraum Bratislava vermuten. Eine Abschätzung der Hintergrundbelastung in anderen Regionen ist mit den vorliegenden Daten noch nicht möglich.

Im Raum Linz, aber auch in Leoben und Brixlegg, liefern industrielle Emissionen einen wesentlichen Beitrag zur hohen PM10-Belastung.

Grundsätzlich weisen verkehrsnahe städtische Messstellen die höchste PM10-Belastung auf, wofür Graz Don Bosco, Wien Erdberg, Innsbruck Reichenau und Feldkirch auffallende Beispiele sind. An außerorts gelegenen, auch sehr stark verkehrsbelasteten Messstellen wie Gärberbach, Vomp A12 und Zederhaus ist dagegen die PM10-Belastung vergleichsweise niedrig und liegt unter dem Grenzwert.

Überraschend niedrig ist die PM10-Belastung in Salzburg, welche als einzige größere Stadt Österreichs nicht von Grenzwertverletzungen betroffen ist. Die PM10-Konzentration ist hier im Jahresmittel niedriger als in Kleinstädten Nordostösterreichs.

Den absoluten Belastungsschwerpunkt stellte, wie schon im Vorjahr, Graz dar. Hier wurden mit 131 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Don Bosco und 99 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an

der Messstelle Graz Mitte die höchsten Überschreitungshäufigkeiten sowie die höchsten JMW registriert. Mehr als 70 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - d.h. das Doppelte der erlaubten Anzahl – wurden zudem an den Messstellen Graz Ost und Köflach registriert, mehr als 60 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Hainburg, Klosterneuburg, Schwechat, Vösendorf, Linz ORF-Zentrum, Linz Römerberg und Feldkirch.

Die höchsten TMW (mit mehr als $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) traten in Liezen ($301 \mu\text{g}/\text{m}^3$), St. Pölten, Bruck a.d.M., Graz Don Bosco, Niklasdorf und Feldkirch auf.

Besonders hohe Jahresmittelwerte (über $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) registrierten - neben allen Messstellen in Graz - Klagenfurt Völkermarkterstr., Mannswörth, Linz Römerberg, Hartberg, Köflach und Feldkirch.

In Abbildung 30 ist der Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten für PM10 (Grenzwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) von 2000 bis 2003 und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt. Alle Stationen rechts der vertikalen Linie haben mehr als 35 Überschreitungen und weisen damit Grenzwertüberschreitungen (bezogen auf das Kalenderjahr) auf. Demgegenüber wurde der als Jahresmittelwert festgelegte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Graz fünfmal überschritten (Graz Don Bosco 2001, 2002 und 2003, Graz Mitte 2002 und 2003), in der übrigen Steiermark zweimal (Hartberg und Köflach 2003) und in Wien einmal (Rinnböckstr. 2003). Dies bedeutet, dass der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert (trotz der erlaubten Anzahl an Überschreitungen) deutlich strenger ist als der Jahresmittelwert.

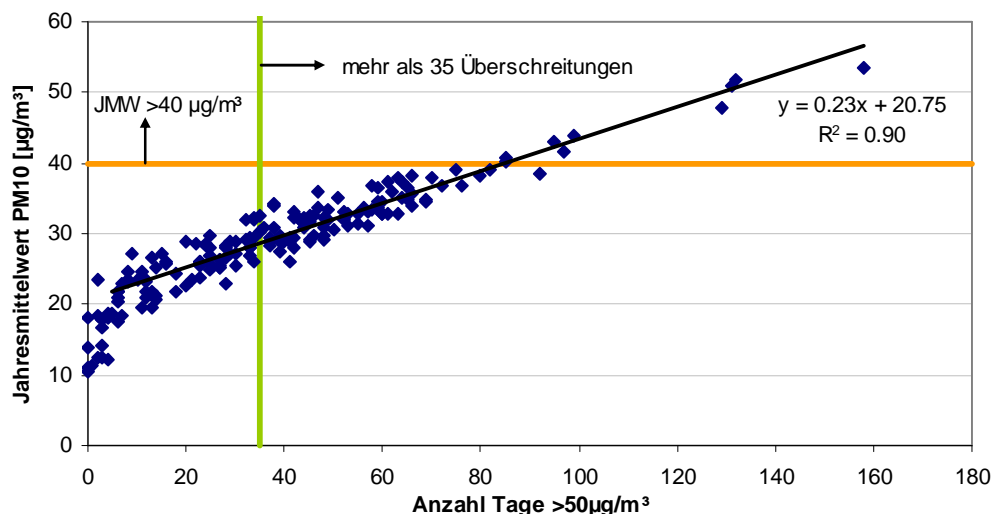


Abbildung 30: Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert PM10 (Grenzwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2000 bis 2003.

Der Zielwert des IG-L, Anlage 5 (nicht mehr als sieben TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde 2002 an 68 Messstellen überschritten. Keine Überschreitungen registrierten lediglich die Messstellen Arnoldstein, Vorhegg, Braunau, Grünbach, St. Koloman, Zederhaus, Masenberg, Gärberbach und Dornbirn.

Der als Zielwert in Anlage 5 festgelegte Jahresmittelwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde im Jahr 2001 an allen das ganze Jahr gemäß IG-L betriebenen Messstellen außer Arnoldstein, Vorhegg, Bad Ischl, Grünbach, Salzburg Mirabellplatz, St. Koloman, Zederhaus, Masenberg und Dornbirn überschritten.

Die RL 1999/30/EG sieht für PM10 eine zeitlich variable Toleranzmarge vor. Die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge der RL 1999/30/EG für PM10 – $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als TMW, wobei bis zu 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr erlaubt sind – wurde 2002 an den Messstellen Graz Don Bosco, Graz Mitte, Graz Ost und Feldkirch überschritten.

In Graz Don Bosco wurde auch die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge für den Jahresmittelwert von PM10 ($46 \mu\text{g}/\text{m}^3$) überschritten.

7.2 Entwicklung der PM10-Belastung in Österreich bis 2003

Da die PM10-Messung in Österreich erst schrittweise ab 1999 aufgenommen wurde (und die Umstellung von Schwebstaub auf PM10 noch nicht abgeschlossen ist), sind Aussagen über einen langfristigen Trend der PM10-Belastung in Österreich noch nicht möglich.

Für die Messstellen Illmitz, Steyregg und Salzburg Rudolfsplatz, von denen seit 2000 durchgehend PM10-Daten vorliegen, ist in Abbildung 31 die Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt; in Abbildung 32 die JMW dieser drei Messstellen. Tabelle 22 gibt die Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie die JMW jener Messstellen an, die ab 2001 in Betrieb stehen.

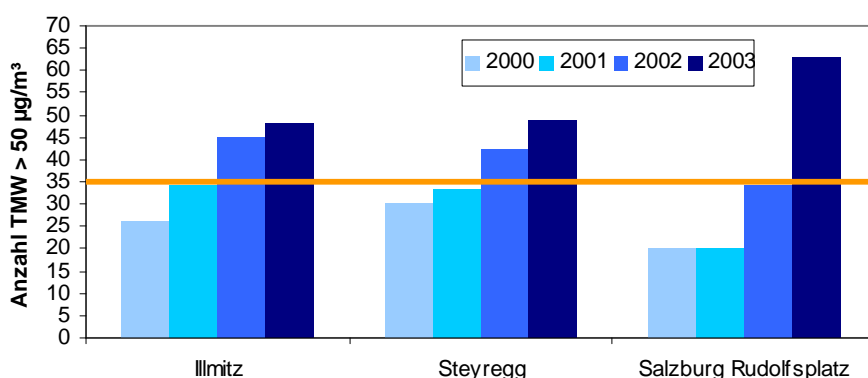


Abbildung 31: Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2000 bis 2003

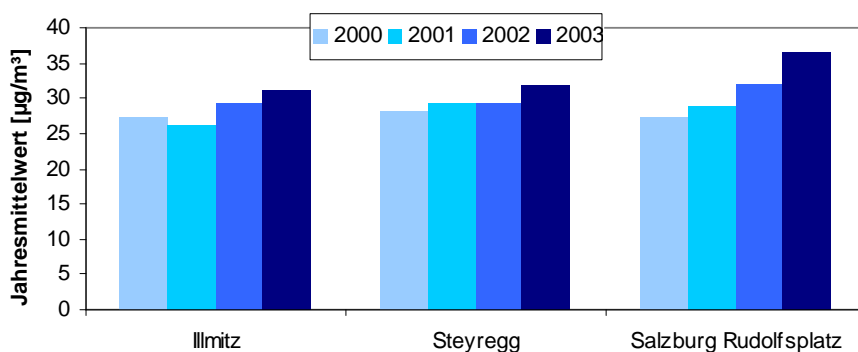


Abbildung 32: PM10 Jahresmittelwerte in Illmitz, Steyregg, Salzburg Rudolfsplatz, 2000 bis 2003

Tabelle 22: PM10, Anzahl der TMW über 50 µg/m³ und Jahresmittelwert, 2000 bis 2003

BL	Messstelle	TMW > 50 µg/m ³				Jahresmittelwert (µg/m ³)			
		2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
B	Eisenstadt		27	39	53		25	29	33
B	Illmitz	26	34	45	48	27	26	29	31
B	Kittsee		18	53	54		24	31	32
B	Oberwart		6	25	37		21	25	28
K	Arnoldstein Kugi		0	5	6		18	19	21
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.		60	58	74		35	37	38
K	Villach		13	24	35		27	29	30
K	Vorhegg		0	0	2		11	11	12
O	Bad Ischl		4	13	25		19	19	25
O	Braunau		8	6	24		23	22	28
O	Grünbach		7	4	13		18	18	22
O	Lenzing		12	14	27		21	21	26
O	Linz 24er Turm		37	52	44		29	32	32
O	Linz Neue Welt		43	56	76		31	34	37
O	Linz ORF-Zentrum		55	64	80		33	35	38
O	Linz Römerberg		62	65	75		36	36	39
O	Steyregg	30	33	42	49	28	29	29	32
O	Traun		23	33	35		26	27	30
O	Vöcklabruck		12	12	25		23	22	27
O	Wels		29	12	57		29	29	33
S	Hallein Hagerkreuzung		16	28	49		26	28	32
S	Salzburg Lehen		8	18	27		24	22	26
S	Salzburg Mirabellplatz		23	11	18		28	20	23
S	Salzburg Rudolfsplatz ²⁹	20	20	34	62	27	29	32	37
S	St. Koloman		1	4	3		11	12	14
S	Tamsweg		6	13	6		20	21	20
St	Bruck a.d.M.		28	52	46		28	32	32
St	Graz Don Bosco		158	131	132		54	51	52
St	Graz Ost		51	72	82		35	37	39
T	Brixlegg		30	41	45		29	29	32
T	Gärberbach		2	7	15		23	23	27
T	Hall i.T.		23	45	55		26	29	32
T	Innsbruck Reichenau		30	50	60		26	31	33
T	Innsbruck Zentrum		28	40	39		27	29	29
T	Kufstein		11	21	16		23	24	26
T	Lienz		45	37	41		32	29	29
T	Vomp a.d.L.		25	37	34		30	29	29
T	Vomp A12		22	29	35		29	27	30
T	Wörgl		14	42	45		25	28	30

Die PM10-Belastung weist innerhalb der letzten drei Jahre tendenziell einen ansteigenden Verlauf auf. Starke Zunahmen gegenüber den Vorjahren waren 2002 v.a. in Eisenstadt, Illmitz, Kittsee, Oberwart, Linz 24er Turm, Linz Neue Welt, Hallein Hagerkreuzung, Salzburg Rudolfsplatz, Tamsweg, Bruck a.d.M., Graz Ost, Innsbruck Reichenau, Innsbruck Zentrum, Hall i.T. und Wörgl zu verzeichnen, wobei der Jahresmittelwert und die Zahl der TMW über

²⁹ 1999 Jahresmittelwert 33 µg/m³ (Probenahme jeden zweiten Tag)

50 µg/m³ fallweise ein durchaus andersartiges Verhalten zeigen können. Eine deutliche Abnahme verzeichnen dagegen Wels, Salzburg Mirabellplatz, Graz Don Bosco und Lienz.

8 BESCHREIBUNG DER IMMISSIONSSITUATION IM NORDBURGENLAND

8.1 Die Immissionssituation in den Jahren 2002 und 2003

Abbildung 33 zeigt den Verlauf der Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz, Kittsee und Oberwart im Jahr 2002, Abbildung 34 im Jahr 2003 (Illmitz gravimetrische Werte, andere Messstellen beta-Abs. mit Faktor 1,3). Werte über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sind rot eingefärbt. Deutlich erkennbar ist die grundsätzlich höhere Belastung in den Wintermonaten, wobei sich der Zeitraum von Dezember 2002 bis März 2003 durch eine überdurchschnittlich hohe Belastung auszeichnet, eine Belastungsepisode Ende Februar/Anfang März 2003 ragt nochmals besonders heraus.

Anmerkung: Aufgrund eines technischen Problems beim PM10-Messgerät in Kittsee waren die Messwerte ab 21.10.2003 zu niedrig; die Korrektur konnte durch den Messnetzbetreibers erst im Herbst 2004 durchgeführt werden.

Da die korrigierten Daten erst kurz vor Fertigstellung der vorliegenden Studie übermittelt wurden, basieren die Auswertungen der PM10-Belastung in Kittsee in den Kapiteln 8 bis 10 – soweit nicht anders angeführt – auf den nicht korrigierten Werten.

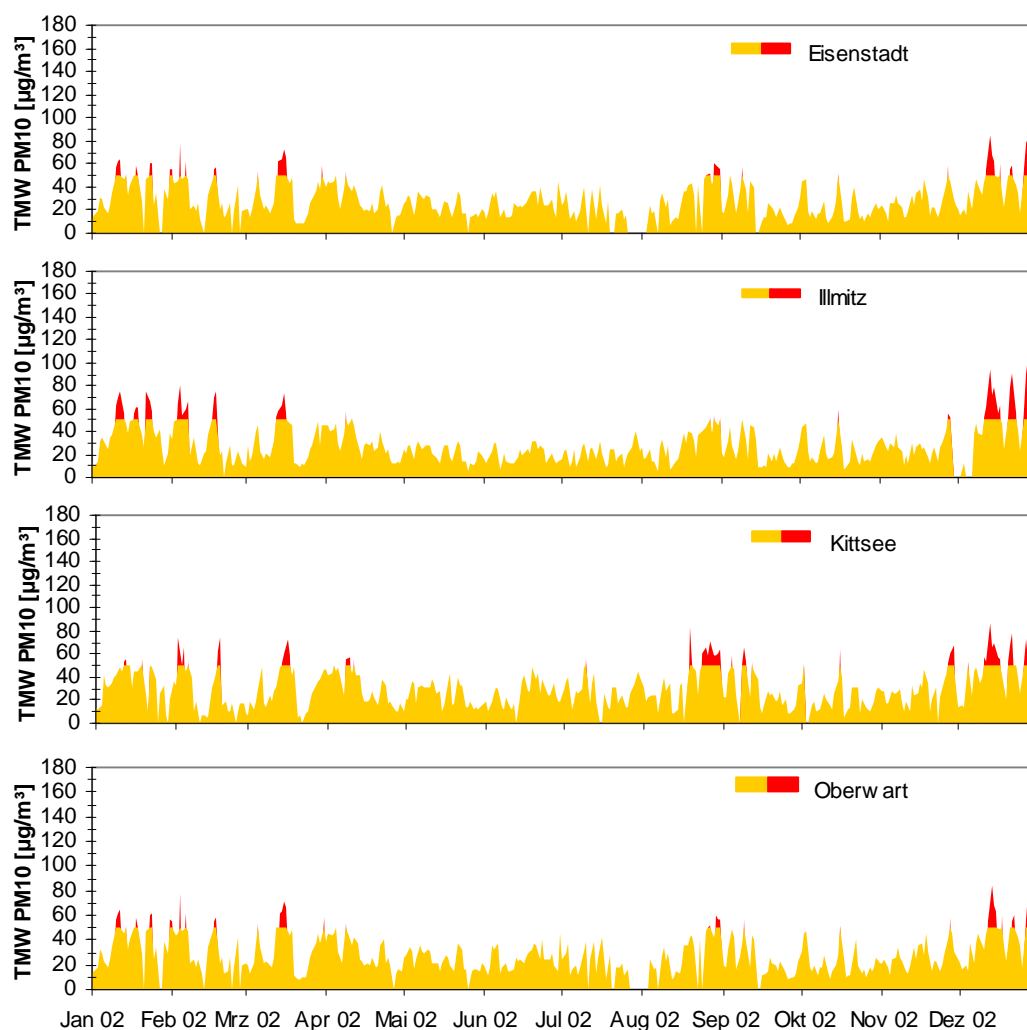


Abbildung 33: Verlauf der PM10-Konzentration an den vier Burgenländischen Messstellen im Jahr 2002

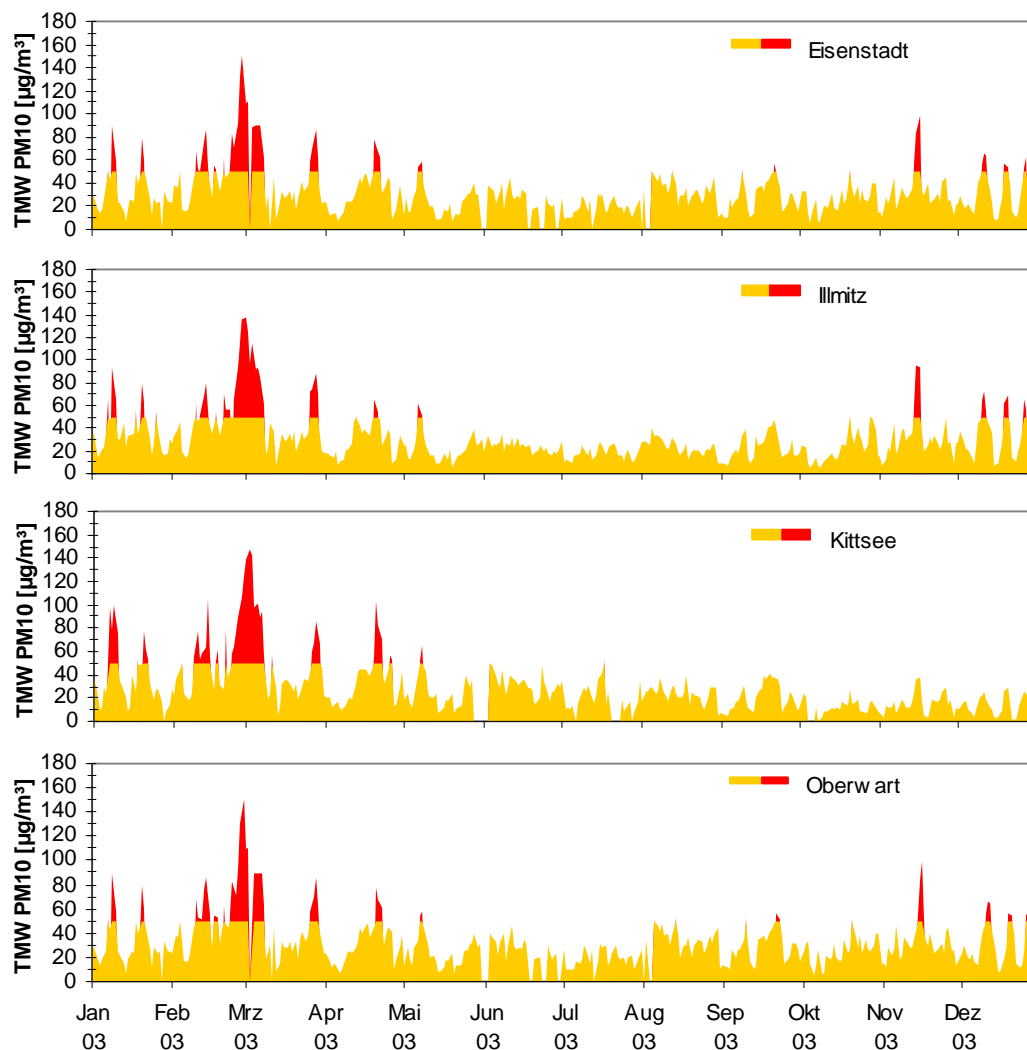


Abbildung 34: Verlauf der PM10-Konzentration an den vier Burgenländischen Messstellen im Jahr 2003

Die folgenden Kapitel diskutieren die Beziehung der PM10-Konzentration zu verschiedenen meteorologischen Einflussgrößen.

8.2 Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windrichtung

8.2.1 Kontinuierliche PM10-Daten (Halbstundenmittelwerte)

Die Windrichtungsabhängigkeit der PM10-Konzentration kann für die kontinuierlich, d.h. als Halbstundenmittelwerte erfassten Messwerte in Form von Schadstoffwindrosen dargestellt und untersucht werden.

Windrosen stellen Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung in einem Kreisdiagramm dar. Im vorliegenden Bericht werden Windrichtungshäufigkeiten für Sektoren von 10° angegeben, wobei Fälle mit Windgeschwindigkeiten unter 0,5 m/s gesondert als Kalmen (Windstille) ausgewiesen werden.

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.

Die Schadstoffwindrosen für 2002 werden mit kontinuierlichen PM10-Werten mit dem Standortfaktor 1,3 für Eisenstadt und Kittsee (Abbildung 35), für Illmitz (Abbildung 36) mit PM10-Rohwerten (ohne Standortfaktor) dargestellt. Angaben für Illmitz stellen daher keine im Grunde „reale“ PM10-Konzentration dar, werden aber dennoch im Folgenden mit „ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ “ beschriftet.

In Illmitz treten im Mittel über das Jahr 2002 die höchsten PM10-Konzentrationen bei Ostwind auf (25 bis 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Rohwerte), gefolgt von Nordost und Südost (um 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sowie Süd, Südwest und Nord (um 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die niedrigsten PM10-Konzentrationen treten bei Nordwestwind (um 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf.

Eisenstadt weist die höchsten PM10-Konzentrationen bei Wind aus Nordost bis Ost (35 bis 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, hohe Konzentrationen um 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ werden auch bei Südwestwind gemessen. Südostwind sowie Nordwestwind sind mit Konzentrationen von 25 bis 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ verbunden.

In Kittsee tritt bei Wind aus Nord bis Ost eine mittlere PM10-Belastung von 40 bis 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf, gefolgt von Nordwestwind (35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Südwind ist mit ca. 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ verbunden, die niedrigsten Konzentrationen treten bei Südwestwind (15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf.

Nachdem in der weiteren Umgebung der Messstelle Illmitz (siehe Kapitel 4.2) keine nennenswerten PM10-Emittenten liegen und landwirtschaftliche Aktivitäten oder Winderosion keinen wesentlichen Beitrag zur PM10-Belastung in Illmitz aufweisen (siehe Kapitel 8.3), kann davon ausgegangen werden, dass Illmitz großflächigen Schadstofftransport repräsentiert; dieser wird insgesamt von Advektion aus dem gesamten Ostsektor dominiert. Dieser trägt auch in Eisenstadt und Kittsee zur PM10-Belastung wesentlich bei; in Eisenstadt zeichnen sich zudem lokale Emissionen – sehr wahrscheinlich aus dem Straßenverkehr – südwestlich der Messstelle ab, in Kittsee Advektion aus dem Ballungsgebiet Bratislava (Nord bis Ost). Die in Illmitz mit niedrigen PM10-Konzentrationen verbundene Hauptwindrichtung Nordwest wird in Eisenstadt auf West, in Kittsee auf Südwest umgelenkt.

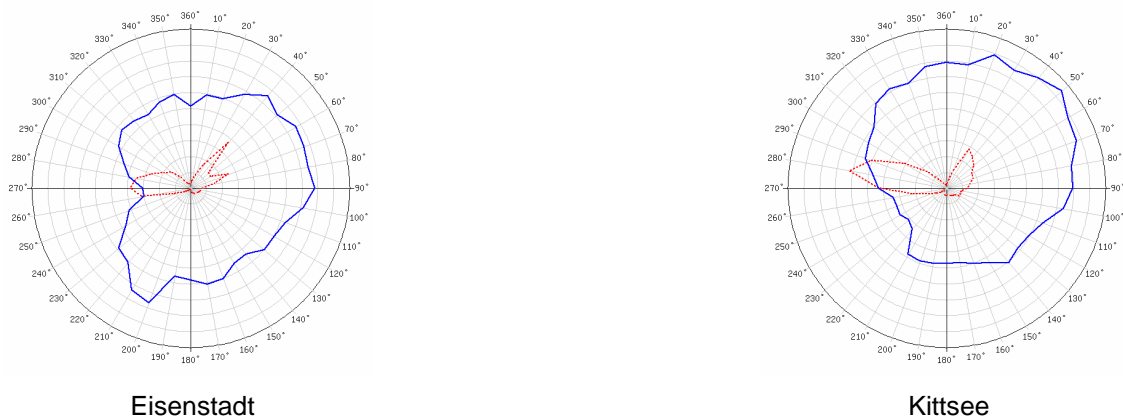


Abbildung 35: PM10-Schadstoffwindrosen für Eisenstadt und Kittsee, 2002 (Daten mit Default-Faktor von 1,3 multipliziert) Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (.....) bzw. einem HMW von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (—).

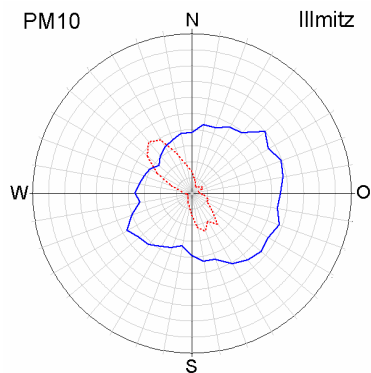


Abbildung 36: PM10-Schadstoffwindrosen für Illmitz, 2002 (ohne Standortfaktor). Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (-----) bzw. einem HMW von 50 µg/m³ (—).

Noch deutlicher als bei den PM10-Schadstoffwindrosen wird die Herkunft belasteter Luftmassen aus Abbildung 37 ersichtlich, in der für die Station Kittsee die Anzahl der HMW > 50 µg/m³ der Jahre 2001-2003 in Relation zu der Gesamtzahl an HMW der jeweiligen Windrichtung gesetzt wurde. Überproportional häufig sind HMW > 50 µg/m³ aus Richtung Nordost zu finden.

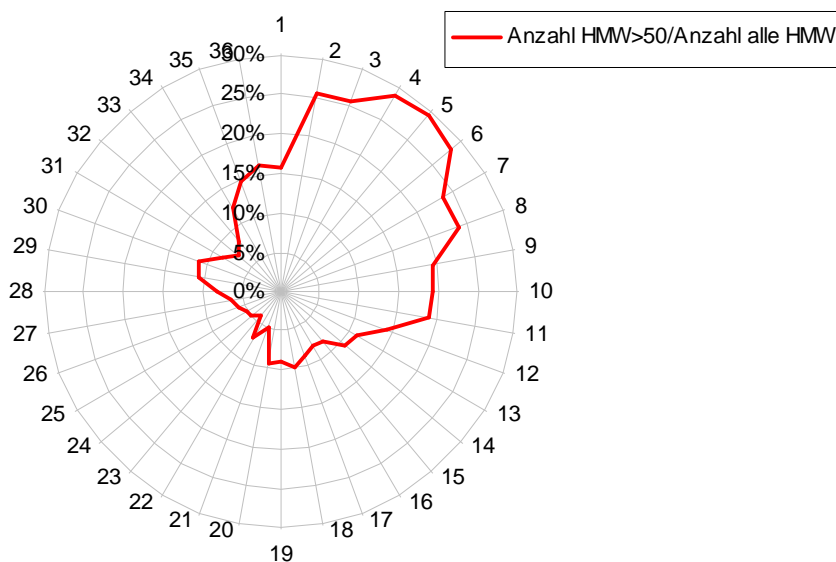


Abbildung 37: Verhältnis der Anzahl der PM10-HMW der Station Kittsee über 50 µg/m³ zur Gesamtzahl aller HMW in Abhängigkeit von der Windrichtung

Zur Beurteilung der PM10-Belastung in etwas weiterem Umkreis werden die Daten der Messstellen Oberwart und Stixneusiedl ausgewertet. In Oberwart treten die höchsten PM10-Konzentrationen bei Südostwind (30 bis 35 µg/m³) auf, Wind aus Nordost bis Nordwest ist mit ca. 25 µg/m³, Südwestwind mit ca. 30 µg/m³ verbunden.

Stixneusiedl weist wie Illmitz die höchsten Konzentrationen bei Wind aus dem Ostsektor (um 40 µg/m³) auf, während Westwind mit ca. 25 µg/m³ verbunden ist.

Die SO₂-Belastung wird in Illmitz von Ferntransport aus Punktquellen dominiert. Die Schadstoffwindrose für SO₂ zeigt erhöhte Konzentrationen aus dem gesamten Sektor von Westnordwest über Ost bis Süd (um 4 µg/m³ im Mittel für 2002), während Südwestwind mit ca. 2 µg/m³, Westwind mit 1 µg/m³ verbunden ist. Die PM10-Schadstoffwindrose weist eine et-

was abweichende Struktur mit vergleichsweise etwas niedrigeren Konzentrationen bei Nordwest- und Südostwind auf.

Die SO₂-Schadstoffwindrose für Kittsee zeigt ein sehr ausgeprägtes Maximum bei Nordostwind – über 20 µg/m³ - verglichen mit 8 µg/m³ bei Nordwind und 2 µg/m³ bei Südwestwind. Die dominierende SO₂-Quelle im Nordosten von Kittsee dürfte die Raffinerie Slovnaft sein. Andere SO₂-Emittenten in der Slowakei sowie Ferntransport dürften bei Wind aus Nord bis Südost für mittlere SO₂-Konzentrationen unter 10 µg/m³ verantwortlich sein, während die Hintergrundkonzentration bei westlichem Wind wie in Illmitz unter 2 µg/m³ liegt.

Eisenstadt zeigt erhöhte SO₂-Konzentrationen bei Wind aus Ostnordost und Nordwest (um 6 µg/m³) und Südsüdwest (4 µg/m³). Für die SO₂-Advektion bei Nordwest- und Südsüdwestwind dürften lokale Quellen verantwortlich sein.

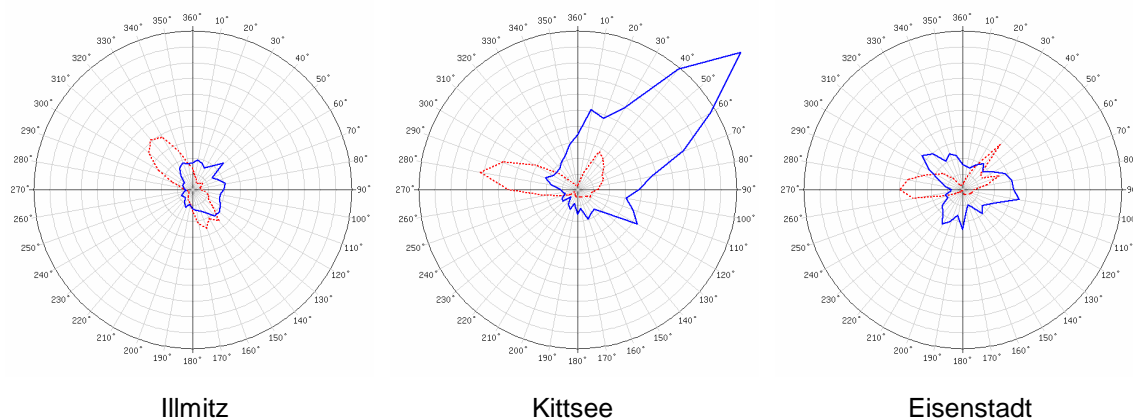


Abbildung 38: SO₂-Schadstoffwindrosen für Illmitz, Kittsee und Eisenstadt 2002. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (-----) bzw. einem HMW von 20 µg/m³ (—).

Die NO₂-Konzentration wird infolge der atmosphärischen Lebensdauer von unter 20 Stunden stärker von regionalen bis lokalen Quellen beeinflusst als jene von SO₂. In Illmitz zeigt die NO₂-Schadstoffwindrose bei Wind aus Ost bis Nord sowie bei West- bis Südwestwind ein relativ einheitliches Konzentrationsniveau um 10 bis 11 µg/m³, Südwind und Nordwestwind weisen niedrigere NO₂-Konzentrationen (um 6 bis 7 µg/m³) auf.

In Eisenstadt treten die höchsten NO₂-Konzentrationen (30 µg/m³) bei Südsüdwestwind auf und lassen sich lokalen Emissionen (Straßenverkehr) zuordnen. Wind aus Ost bis Nord ist mit 12 bis 15 µg/m³ verbunden, wobei sich Ferntransport und Emissionen des Stadtgebietes überlagern.

In Kittsee weist Wind aus Nordwest bis Nordost (Bratislava) die höchsten NO₂-Konzentrationen auf (25 bis 28 µg/m³), die Emissionen im Stadtzentrum von Bratislava sowie der Autobahn, die den Ballungsraum im Westen umfährt, zuzuordnen sind. Bei Wind aus West und Ost liegt die NO₂-Konzentrationen um 12 µg/m³, bei Südwind um 15 µg/m³.

Daraus kann geschlossen werden, dass in Kittsee jene SO₂- und NO₂-Quellen im Ballungsraum Bratislava, welche die SO₂- und NO₂-Belastung dominieren, keine PM10-Quellen mit starkem Einfluss auf die mittlere PM10-Belastung sind.

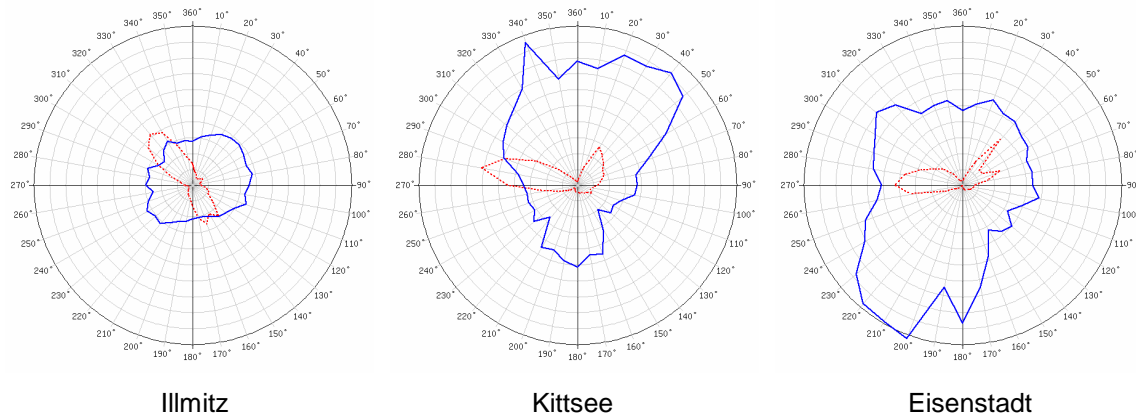


Abbildung 39: NO₂-Schadstoffwindrosen für Illmitz, Kittsee und Eisenstadt, 2002. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (-----) bzw. einem HMW von 30 µg/m³ (—).

8.2.2 Gravimetrische PM10-Daten (Tagesmittelwerte)

Für die Auswertung der gravimetrischen Tagesmittelwerte von PM10 und PM2,5 wurden die Tage des Jahres 2002 – entsprechend den Hauptwindrichtungen in Illmitz – den Windrichtungsklassen Nordost (0 bis 90°), Südost (90 bis 180°), Südwest (180 bis 270°) und Nordwest (270 bis 360°) zugeordnet, wenn mehr als 60% der Halbstundenmittelwerte des Tages in diesen Windrichtungssektor fallen; andernfalls wird der Tag einer „indifferenten“ Klasse zugeordnet.

Die Auswertung für das Jahr 2002 ist in Tabelle 23 und Abbildung 40 dargestellt. Südostwind weist mit 36 µg/m³ im Mittel eine deutlich höhere PM10-Konzentration auf als Nordwestwind mit 22 µg/m³; bei indifferenten Windverhältnissen liegt die PM10-Konzentration im Mittel bei 32 µg/m³ und damit fast so hoch wie bei Südostwind.

Wenig aussagekräftig sind Nordost- und Südwestwind mit sieben bzw. zwei Tagen.

Mit ein Grund für die Unterschiede der Schadstoffkonzentration bei verschiedenen Windrichtungen sind – neben unmittelbaren Transportprozessen – die unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen: Die Temperaturdifferenz zwischen Wien Kaiserebersdorf und Wien Hohe Warte beträgt im Mittel bei Südostwind 0,3°C, d.h. ungefähr neutrale Schichtung, bei Nordwestwind 0,6°C, d.h. leicht labile Schichtung. Die Tage mit variablem (indifferentem) Wind weisen mit einer mittleren Temperaturdifferenz von 0,2°C leicht stabile Schichtung auf. Weitere Unterschiede zeigen sich bei der Windgeschwindigkeit (nicht angegeben), die bei Nordwestwind im Mittel 3,9 m/s, bei Südostwind 2,1 m/s und bei indifferenten Windverhältnissen 1,8 m/s beträgt.

Tabelle 23: Abhängigkeit der Konzentration von PM10, PM2,5, NO, NO₂, O₃ und SO₂ sowie der Temperaturdifferenz (TG) Kaiserebersdorf – Hohe Warte von der Windrichtung, 2002, µg/m³ (CO mg/m³, TG °C)

	Tage	PM10	PM2,5	CO	NO	NO ₂	O ₃	SO ₂	TG
NO	7	43,0	34,6	0,35	0,9	13,1	56	6,8	-0,1
SO	85	36,2	28,9	0,29	0,8	7,3	60	3,8	0,3
SW	2	10,5	8,0	0,19	0,5	3,0	63	1,2	0,7
NW	130	21,5	17,2	0,23	1,1	7,8	71	2,1	0,6
indifferent	134	31,8	25,0	0,30	1,0	9,6	53	2,6	0,2

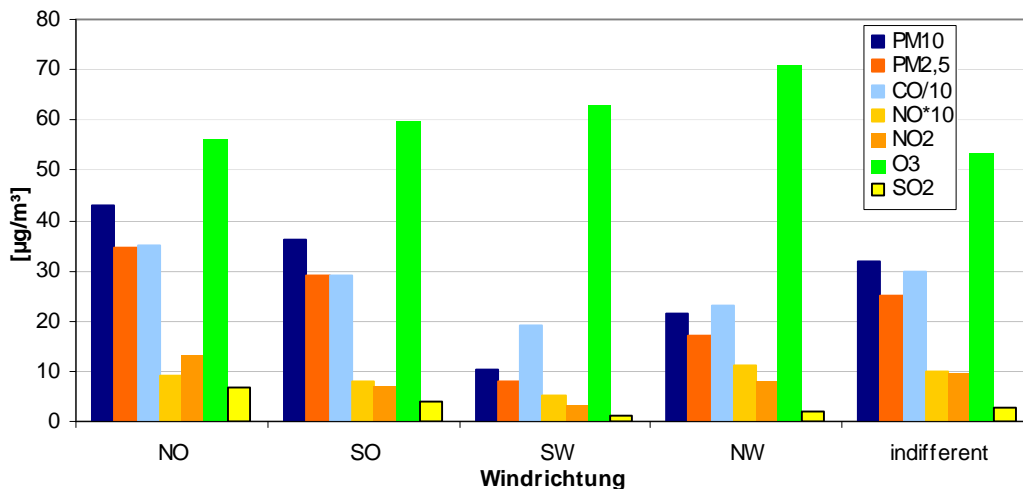


Abbildung 40: Abhängigkeit der Konzentration von PM10, PM2,5, NO, NO₂, O₃ und SO₂ von der Windrichtung, 2002

8.3 Abhängigkeit der Konzentration von der Windgeschwindigkeit

Aus der Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von der Windgeschwindigkeit lassen sich i.A. folgende Schlüsse ziehen:

- Tritt die höchste Konzentration im Mittel bei Kalme (Windgeschwindigkeit unter 0,5 m/s) auf und nimmt die Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit rasch ab, so ist dies ein starker Hinweis auf einen dominierenden Einfluss nahe gelegener, niedriger Quellen
- Nimmt die Konzentration mit der Windgeschwindigkeit zu, so ist dies in der Regel ein Hinweis auf (Fern-)Transport von Quellen, deren Emissionen die Messstelle bei niedriger Windgeschwindigkeit nicht erreichen
- bei TSP, u.U. auch bei PM10 kann eine Zunahme der Konzentration mit der Windgeschwindigkeit auch ein Hinweis auf einen wesentlichen Beitrag von aufgewirbeltem (Straßen)-Staub oder Winderosion sein, da Aufwirbelung und Abwehung mit der Windgeschwindigkeit zunehmen.

8.3.1 Gasförmige Schadstoffe

Bei SO₂ (Abbildung 41) unterscheidet sich Kittsee deutlich von den anderen Stationen; hier treten im Winter wie im Sommer die höchsten Konzentrationen bei 1 bis 3 m/s auf (Winter 13 µg/m³), bei höheren Windgeschwindigkeiten nimmt die SO₂-Konzentration rasch ab auf ein Niveau, wie es auch Illmitz, Eisenstadt und Oberwart aufweisen, wo bei Geschwindigkeiten ab 6 m/s im Winter Konzentrationen um 3 µg/m³ auftreten. An diesen Messstellen ist die Windgeschwindigkeitsabhängigkeit der SO₂-Konzentration nur sehr schwach ausgeprägt.

Die minimale Windgeschwindigkeitsabhängigkeit der SO₂-Konzentration in Illmitz, Eisenstadt und Oberwart deutet darauf hin, dass sie überwiegend eine Hintergrundkonzentration repräsentiert, lokale Quellen tragen kaum bei. Das abweichende Verhalten in Kittsee steht mit dem dominierenden Einfluss einer einige Kilometer entfernten Quelle in Zusammenhang.

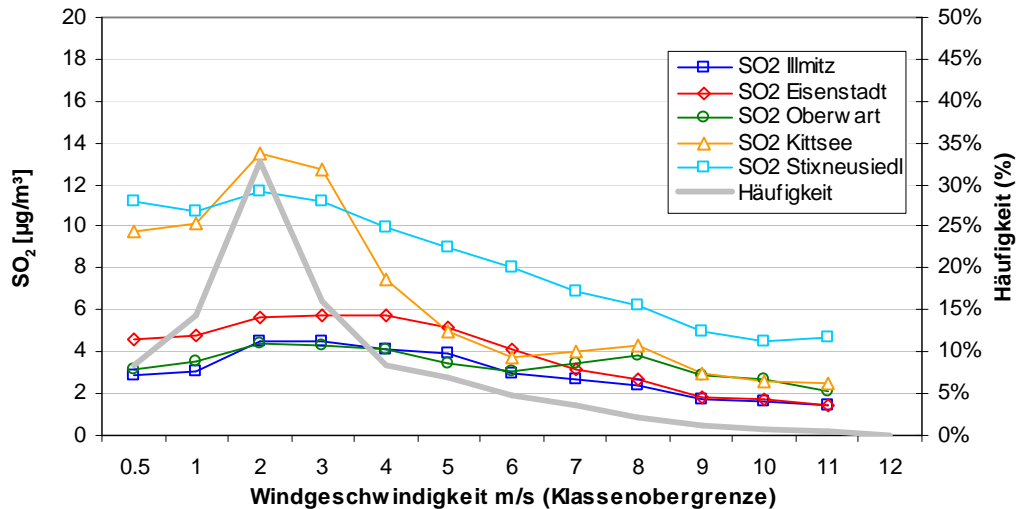


Abbildung 41: Abhängigkeit der SO_2 -Konzentration von der Windgeschwindigkeit, Winter, 2002

Die NO_2 -Konzentration (Abbildung 42) nimmt im Winter deutlicher, im Sommer schwächer mit der Windgeschwindigkeit ab, die höchsten Konzentrationen treten an allen Messstellen bei Kalme auf, was den starken Einfluss lokaler Emissionen unterstreicht. Die Abnahme der NO_2 -Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit ist in Eisenstadt und Kittsee am stärksten ausgeprägt, in Illmitz und Oberwart am schwächsten.

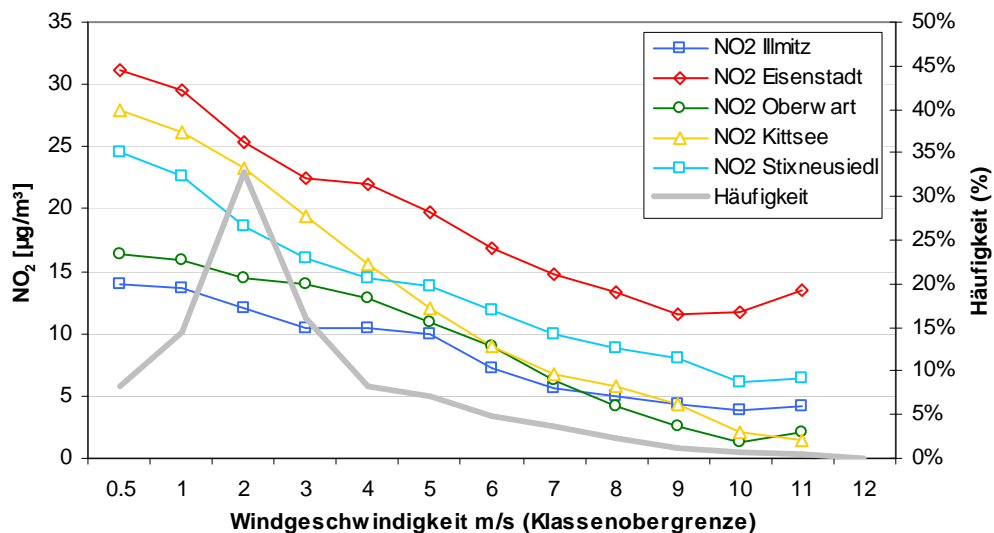


Abbildung 42: Abhängigkeit der NO_2 -Konzentration von der Windgeschwindigkeit, Winter, 2002

8.3.2 PM10

Die Windgeschwindigkeitsabhängigkeit der PM10-Werte von Illmitz, Eisenstadt, Kittsee, Oberwart und Stixneusiedl wird gesondert für Winter (Abbildung 43) und Sommer 2002 (Abbildung 44) ausgewertet. Winter umfasst die Monate Jänner bis März sowie Oktober bis Dezember, Sommer den Zeitraum von April bis September.

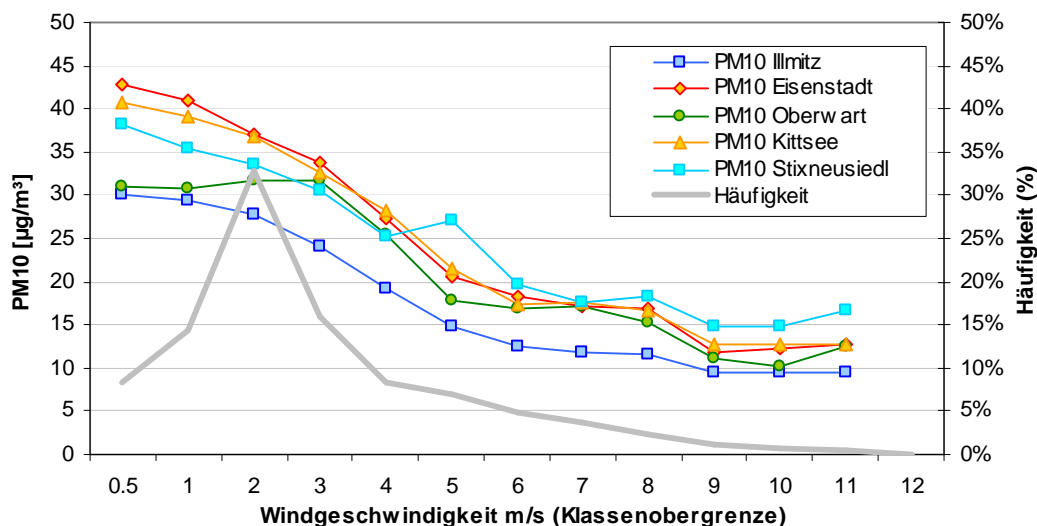


Abbildung 43: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit, Winter, 2002

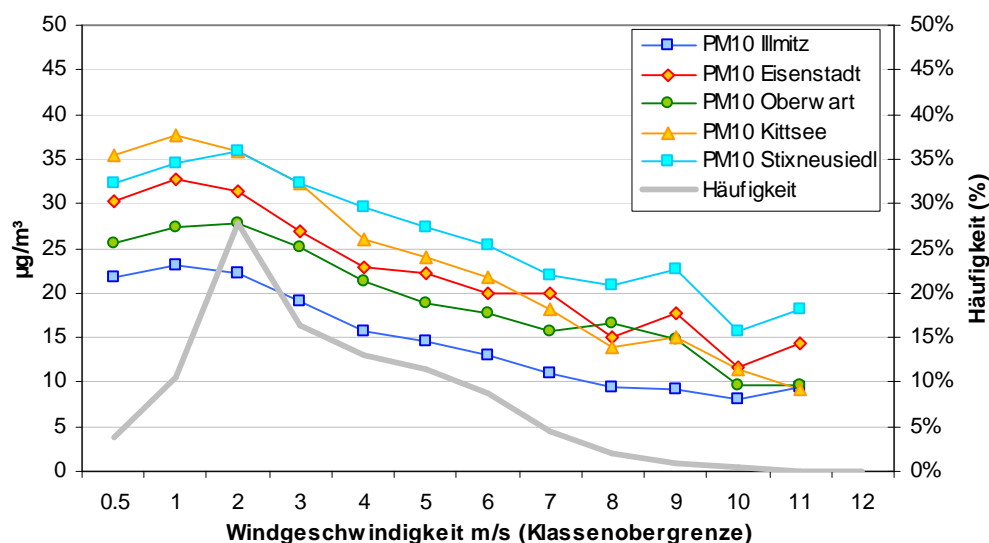


Abbildung 44: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit, Sommer, 2002

Im Winter treten die höchsten PM10-Konzentrationen an allen Messstellen bei den niedrigsten Windgeschwindigkeiten auf (Eisenstadt bei unter 0,5 m/s: 43 µg/m³), mit wachsender Windgeschwindigkeit nimmt bis ca. 6 m/s die PM10-Konzentration ab (Eisenstadt 5-6 m/s: 18 µg/m³) und weist bei hohen Windgeschwindigkeiten nur noch eine geringe Abnahme mit der Geschwindigkeit ab.

Im Sommer ist die PM10-Konzentration zumeist bei Geschwindigkeiten zwischen 0,5 und 2 m/s am höchsten (Eisenstadt 33 µg/m³ bei 0,5 bis 1 m/s), sie nimmt mit zunehmender Geschwindigkeit langsam und kontinuierlich ab und liegt in Eisenstadt bei Windgeschwindigkeiten um 10 m/s um 15 µg/m³.

Daraus ist zu schließen, dass lokale bis regionale Schadstoffanreicherung (bei niedrigen Windgeschwindigkeiten), v.a. im Winter, einen dominierenden Einfluss auf die PM10-

Belastung hat. Ein Beitrag von Winderosion (bei hohen Windgeschwindigkeiten) zeichnet sich nicht ab.

Eine Untersuchung der Windgeschwindigkeitsabhängigkeit für die acht Hauptwindrichtungen – in Abbildung 45 angegeben für Nordost-, Südost-, Südwest- und Nordwestwind - zeigt folgende Ergebnisse:

Bei Nordwind (11% der Messzeit) weist die PM10-Konzentration die höchsten Werte bei Windstille auf (Eisenstadt um $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), bis zu Geschwindigkeiten um 5 m/s nimmt die PM10-Konzentration ab, liegt bis ca. 8 m/s (Eisenstadt um $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf ungefähr gleich bleibendem Niveau und nimmt mit hohen Geschwindigkeiten bis 10 m/s wieder ab.

Nordostwind (6%) zeigt – bei einer maximalen Windgeschwindigkeit von 4 m/s - bei Geschwindigkeiten bis 3 m/s relativ gleich bleibende PM10-Konzentration, über 3 m/s nimmt die Konzentration stark ab.

Bei Ostwind (7%) - max. Windgeschwindigkeit 3 m/s - nimmt die PM10-Konzentration mit der Geschwindigkeit stark zu, bei Südostwind (18%) - max. Geschwindigkeit 5 m/s - leicht zu.

Bei Südwind (15%) nimmt die PM10-Konzentration in Illmitz, Eisenstadt und Kittsee bis zu Geschwindigkeiten von 4 m/s ab, bei höheren Geschwindigkeiten leicht ab. Oberwart und Stixneusiedl zeigen dagegen ab 2 m/s bereits eine Zunahme der PM10-Konzentration mit der Windgeschwindigkeit, ab 5 m/s eine Abnahme.

Bei Südwestwind (4%) nimmt die PM10-Konzentration in Illmitz, Kittsee und Oberwart bei Geschwindigkeiten ab 1 m/s rasch ab, wohingegen sie in Stixneusiedl bei Geschwindigkeiten ab 3 m/s mit zunehmender Windgeschwindigkeit wieder zunimmt, in Eisenstadt gleich bleibt.

Bei Westwind (6%) nimmt die PM10-Konzentration an allen Messstellen mit zunehmender Windgeschwindigkeit stark ab, ab 6 m/s (in Stixneusiedl ab 5 m/s) wieder leicht zu.

Nordwestwind (30%) zeigt eine mäßige Abnahme der PM10-Konzentration bei Geschwindigkeiten zwischen 2 und 7 m/s , bei hohen Windgeschwindigkeiten ist die von der Geschwindigkeit unabhängig.

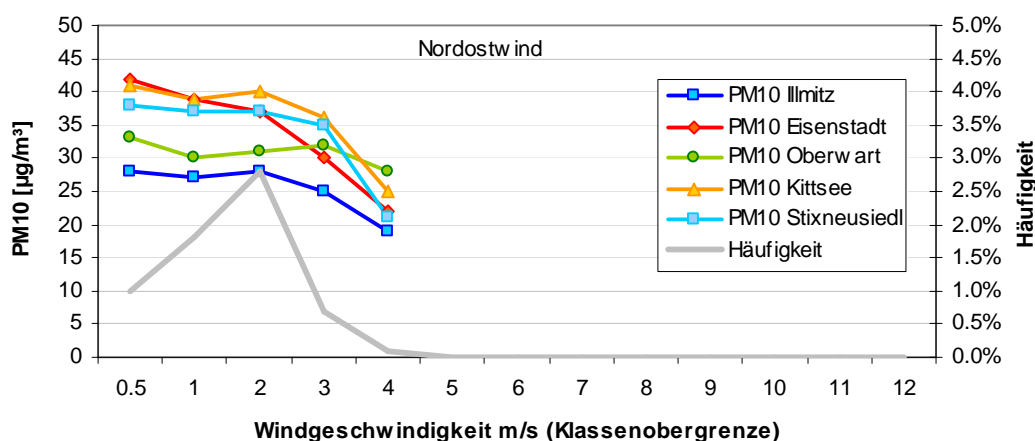


Abbildung 45: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit, 2002, Nordostwind

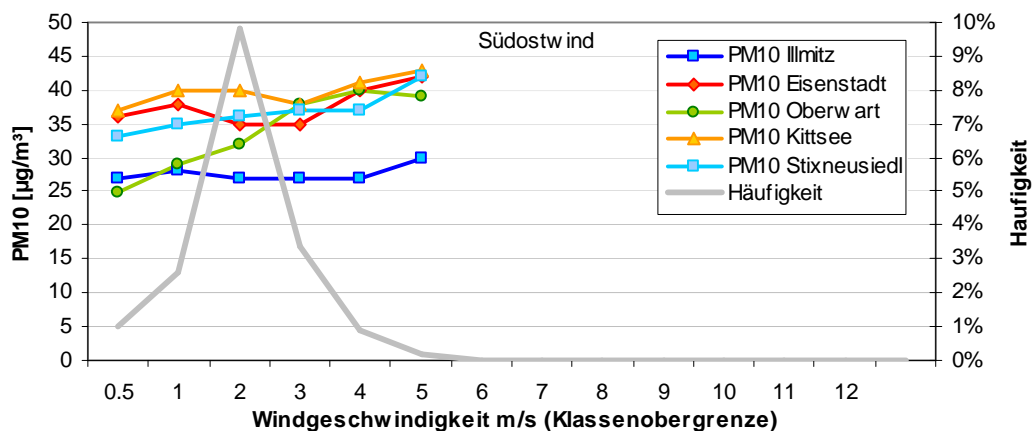


Abbildung 46: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit, 2002, Südostwind

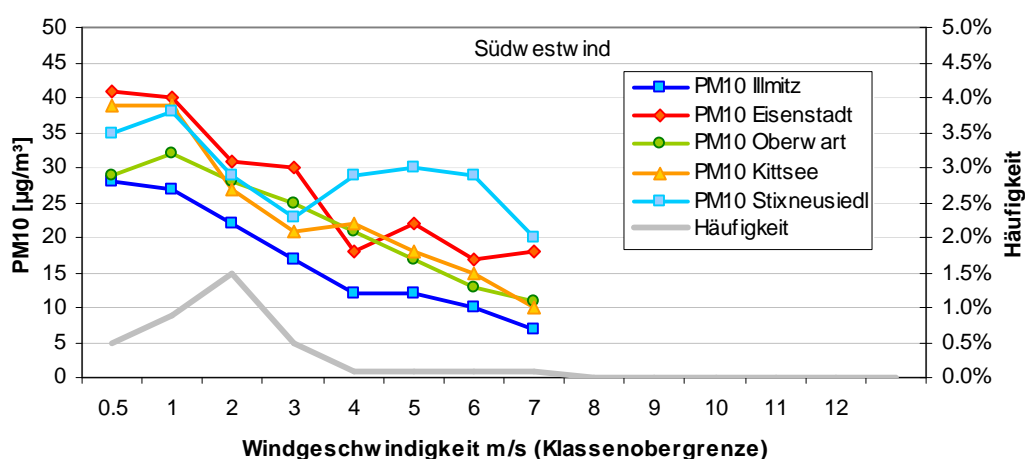


Abbildung 47: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit, 2002, Südwestwind

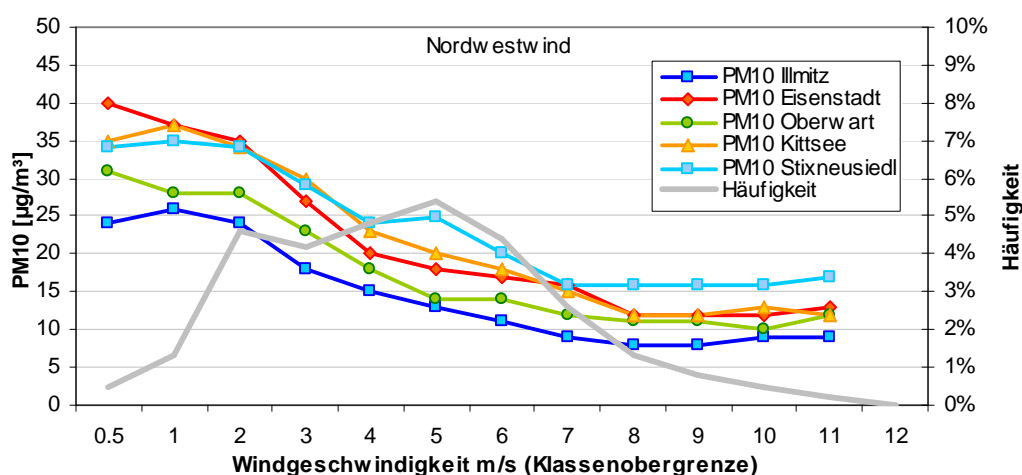


Abbildung 48: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit, 2002, Nordwestwind

Folgende Schlüsse lassen sich daraus ziehen:

Lokale Schadstoffanreicherung spielt vor allem bei Südwestwind und Westwind für erhöhte PM10-Belastung (bei insgesamt niedrigem Belastungsniveau) eine Rolle, weniger ausgeprägt bei Nordwind und Nordostwind. Bei diesen Windrichtungen nimmt die PM10-Konzentration mit wachsender Windgeschwindigkeit bis 5 bis 7 m/s deutlich ab. Das Konzentrationsniveau, das ab dieser Geschwindigkeit beobachtet wird und von der Windgeschwindigkeit wenig abhängig ist – bei Nordwind in Eisenstadt um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei Nordwestwind um $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei Westwind unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei Südwestwind um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - dürfte einen großflächigen Hintergrund, bestimmt durch Ferntransport darstellen.

Bei Südwind nimmt die PM10-Konzentration kaum mit der Windgeschwindigkeit ab, d.h. lokale Schadstoffanreicherung spielt eine geringe Rolle, das Belastungsbild dürfte überwiegend von Ferntransport dominiert werden.

Ein ganz anders Verhalten zeigt die PM10-Konzentration bei Ostwind und Südostwind, sie steigt kontinuierlich mit der Windgeschwindigkeit. Dies ist ein Hinweis auf einen dominierenden Einfluss von Ferntransport aus Quellen, deren Abgase bei niedriger Windgeschwindigkeit die Messstellen im Nordburgenland weniger stark erreichen.

Bei keiner Windrichtung und an keiner Messstelle zeichnet sich ein wesentlicher Einfluss von Winderosion ab – dabei würde bei hoher Windgeschwindigkeit die PM10-Konzentration stark ansteigen³⁰.

Kittsee weist speziell bei Wind aus Nord bis Ost, bei dem die Messstelle im Lee von Bratislava ist, keine wesentlichen Unterschiede zu den anderen Messstellen auf.

8.3.3 PM2,5

Parallele gravimetrische Messungen von PM10 und PM2,5 liegen in Illmitz im Zeitraum von Oktober 1999 bis Oktober 2000 an insgesamt 45 Tagen vor, sowie ab Jänner 2001 täglich (siehe auch Kapitel 8.10).

Die Auswertung der Differenz von PM10 und PM2,5, d.h. der sog. „Grob-Fraktion“, in Hinblick auf die Windgeschwindigkeit ist insofern von Interesse, als damit die Möglichkeit von Winderosion untersucht werden kann, welche im Verdacht steht, für einen hohen Anteil grober Partikel geogenen Ursprungs verantwortlich zu sein.

Die Auswertung in Tabelle 24 für den gesamten Datensatz 1999 – 2003 zeigt, dass die Differenz PM10 – PM2,5 nicht mit der Windgeschwindigkeit zunimmt, sondern ihre höchsten Werte bei niedrigen Windgeschwindigkeiten aufweist und an Tagen mit mittleren Windgeschwindigkeiten über 3 m/s im Mittel bei $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass Windgeschwindigkeiten von 4 m/s kaum zu nennenswerter Staubaufwirbelung führen.

Der PM2,5-Anteil an PM10 nimmt mit zunehmender Windgeschwindigkeit leicht ab; er liegt im Mittel über alle Tage bei 76%, an Tagen mit Windgeschwindigkeiten unter 1 m/s bei 80% und an Tagen mit über 7 m/s bei 71%.

³⁰ Die erhöhte PM10-Konzentration in Stixneusiedl bei Wind aus Süd bis West bei Windgeschwindigkeiten zwischen 4 und 8 m/s entzieht sich einer Interpretation, lässt sich aber, da die PM10-Konzentration bei höheren Geschwindigkeiten wieder zurückgeht, kaum durch Bodenerosion erklären. Es lassen sich auch keine eng begrenzten PM10-Quellen in dieser Richtung von Stixneusiedl identifizieren.

Tabelle 24: Abhängigkeit von PM10, PM2,5 und der Differenz PM10 – PM2,5 von der Windgeschwindigkeit, Illmitz, 1999 – 2003

Windgeschwindigkeit	PM10 (µg/m³)	PM2,5 (µg/m³)	PM10 – PM2,5 (µg/m³)	PM2,5/PM10
< 1 m/s	45	37	8	0,80
1 < 2 m/s	36	28	7	0,78
2 bis < 3 m/s	29	21	7	0,74
3 bis < 4 m/s	24	19	5	0,78
4 bis < 5 m/s	21	16	4	0,78
5 bis < 7 m/s	20	15	5	0,73
≥ 7 m/s	14	10	4	0,71

Betrachtet man im Zeitraum 1999/2000, in dem Inhaltsstoffanalysen vorliegen, die Tage mit den höchsten Windgeschwindigkeiten – 3 Tage mit 6 m/s oder mehr – so liegt an diesen die PM10-Konzentration im Mittel bei 15 µg/m³ und die Differenz PM10 – PM2,5 bei 4,8 µg/m³. Diese drei Tage wiesen im Mittel einen hohen Rest-Anteil von 31% auf, der in diesen Fällen durchaus eine Folge von Winderosion gewesen sein könnte. Es handelt sich dabei um Tage mit Nordwestwind und sehr guten Ausbreitungsbedingungen, die (bei einer PM10-Belastung von 15 µg/m³) für die Problematik erhöhter PM10-Belastung allerdings nicht von Relevanz sind.

Der Tag mit der höchsten Windgeschwindigkeit war der 6.4.2000 mit 10,6 m/s; an diesem betrug die Differenz PM10 – PM2,5 4,2 µg/m³ (bei einer PM10-Konzentration von 15,3 µg/m³), d.h. der PM2,5-Anteil war 73%.

Der Tag mit der höchsten Konzentration nicht analysierten Restes (siehe Kapitel 10.1), die nicht durch Sahara-Staub bedingt war – der 25.3.2000 mit 16,3 µg/m³ „Rest“ – wies eine niedrige Windgeschwindigkeit von 1,3 m/s auf; die Differenz PM10 – PM2,5 betrug 14 µg/m³ (16% bei einer PM10-Konzentration von 89 µg/m³) und war somit sicherlich nicht die Folge von Winderosion.

Eine Auswertung der 212 Tage mit einer PM10-Konzentration über 40 µg/m³ im Zeitraum 1999 – 2003 ist in Tabelle 25 angeführt. Auch in diesen Fällen nimmt die Differenz PM10-PM2,5 mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab, wenngleich nicht so deutlich wie im Mittel über alle Tage. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s macht „Grob-Fraktion“ im Mittel 11 µg/m³ aus, bei Windgeschwindigkeiten über 3 m/s 7 µg/m³.

Der PM2,5-Anteil am PM10 beträgt im Mittel 81% (d.h. etwas mehr als der Durchschnitt über alle Tage, 76%) und hängt praktisch nicht von der Windgeschwindigkeit ab.

Tabelle 25: Abhängigkeit von PM10, PM2,5 und der Differenz PM10 – PM2,5 von der Windgeschwindigkeit, Illmitz, 1999 – 2003, Tage mit PM10-TMW über 40 µg/m³

Windgeschwindigkeit	PM10 (µg/m³)	PM2,5 (µg/m³)	PM10 – PM2,5 (µg/m³)	PM2,5/PM10
< 1 m/s	71	61	11	0,84
1 bis < 2 m/s	59	48	11	0,84
2 bis < 3 m/s	60	47	12	0,78
3 bis < 4 m/s	53	47	7	0,87
≥ 4 m/s	53	44	8	0,84

Betrachtet man die Tage, an denen im Zeitraum 2001 – 2003 PM10-TMW über 50 µg/m³ auftreten (Tabelle 26), so zeigt sich, dass sich diese durch niedrige Windgeschwindigkeiten

auszeichneten. Im Mittel beträgt der PM_{2,5}-Anteil an diesen Tagen 82%. An Tagen mit PM₁₀-TMW über 50 µg/m³ nimmt der PM_{2,5}-Anteil nicht mit der Windgeschwindigkeit zu; vielmehr zeigen Tage mit mittleren Windgeschwindigkeiten über 4 m/s einen überdurchschnittlichen PM_{2,5}-Anteil von 88%.

Tabelle 26: Abhängigkeit der PM_{2,5}-Konzentration (µg/m³) und des PM_{2,5}-Anteils an PM₁₀ (%) von der Windgeschwindigkeit, Illmitz, 2001 bis 2003, Tage mit PM₁₀-TMW über 50 µg/m³

	PM _{2,5}	PM _{2,5} /PM ₁₀
bis 1 m/s	61	84%
1 bis 2 m/s	54	81%
2 bis 4 m/s	55	82%
über 4 m/s	43	88%

8.4 Schadstoffkonzentration und Temperaturgradient

Zur Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen eignen sich die Mischungshöhe und der vertikale Temperaturgradient (siehe Kapitel 6.3).

Für die Untersuchung der Abhängigkeit der PM₁₀-Konzentration vom Temperaturgradienten wird – da entsprechende Messdaten im Nordburgenland nicht vorliegen – das Temperaturprofil zwischen Wien Kaiserebersdorf und Hohe Warte herangezogen. Bei einer Höhendifferenz von 50 m entsprechen ca. 0,4°C einem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten.

Für die Auswertungen wird der Datensatz des Jahres 2002 in zwei Windrichtungsklassen – Südostwind (Tabelle 27) und Nordwestwind (Tabelle 28) – aufgeteilt; die Halbstundenmittelwerte wurden dabei jeweils entsprechend den 20-Perzentilen der Temperaturdifferenz Kaiserebersdorf – Hohe Warte in fünf Klassen gruppiert und gemittelt. Tabelle 27 und Tabelle 28 geben jeweils für diese fünf Klassen den Mittelwert der Temperaturdifferenz Kaiserebersdorf – Hohe Warte und die mittlere PM₁₀-Konzentration an.

Tabelle 27: Abhängigkeit der PM₁₀-Konzentration vom Temperaturgradienten Wien Kaiserebersdorf – Hohe Warte, 2002, Südostwind

Temperaturdifferenz (°C)	-1,2	0,0	0,3	0,6	1,3
	stabil			labil	
PM ₁₀ Illmitz (µg/m ³)	28	29	29	24	22
PM ₁₀ Eisenstadt (µg/m ³)	39	40	39	34	29
PM ₁₀ Oberwart (µg/m ³)	31	35	35	29	28
PM ₁₀ Kittsee (µg/m ³)	36	39	42	33	28
PM ₁₀ Stixneusiedl (µg/m ³)	31	37	40	31	25

Tabelle 28: Abhängigkeit der PM₁₀-Konzentration vom Temperaturgradienten Wien Kaiserebersdorf – Hohe Warte, 2002, Nordwestwind

Temperaturdifferenz (°C)	-1,2	0,0	0,3	0,6	1,3
	stabil			labil	
PM ₁₀ Illmitz (µg/m ³)	30	25	21	15	14
PM ₁₀ Eisenstadt (µg/m ³)	43	34	29	21	20
PM ₁₀ Oberwart (µg/m ³)	33	25	23	18	21
PM ₁₀ Kittsee (µg/m ³)	38	35	30	21	19
PM ₁₀ Stixneusiedl (µg/m ³)	37	34	28	20	22

Bei Südostwind ist die PM₁₀-Konzentration bei stabiler Temperaturschichtung (bis 0,3°C) von der Temperaturdifferenz kaum abhängig, die höchsten Konzentrationen treten bei leicht

labiler Schichtung auf. Bei Südostwind spielen die Ausbreitungsbedingungen damit eine relativ geringe Rolle.

Demgegenüber ist bei Nordwestwind sehr stabile Schichtung (-1,2°C) mit den deutlich höchsten PM10-Konzentrationen verbunden, mit zunehmender Temperaturdifferenz nimmt die PM10-Konzentration rasch ab, wobei bei labiler Schichtung (0,6°C und 1,3°C) kein Unterschied festzustellen ist. Bei Nordwestwind spielt – wie schon die Auswertung der Windgeschwindigkeitsabhängigkeit andeutet – lokale Schadstoffanreicherung bei speziell ungünstigen Ausbreitungsbedingungen eine wesentliche Rolle, während labile Temperaturschichtung ebenso wie hohe Windgeschwindigkeiten mit günstigen Ausbreitungsbedingungen und Advektion wenig belasteter Luftmassen und damit niedriger PM10-Belastung verbunden sind.

8.5 Mischungshöhe

Die Mischungshöhe gibt jene Höhe über Boden an, bis zu welcher in Folge thermischer oder mechanischer Turbulenz Durchmischung der bodennahen Luftschicht erfolgt; sie stellt eine Abschätzung jenes Luftvolumens dar, in welchem am Boden emittierte Schadstoffe verdünnt werden können.

In Tabelle 29 und Abbildung 49 ist die Abhängigkeit der kontinuierlichen PM10-Werte (Rohdaten) in Illmitz von der Mischungshöhe, angegeben. Die Auswertung wurde nach dem 90°-Sektoren Nordwest, Nordost, Südost und Südwest aufgegliedert, wobei Nordost- und Südwestwind aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl nicht dargestellt werden.

Die höchsten PM10-Konzentrationen sind mit niedrigen Mischungshöhen unter 100 m verbunden, bei Mischungshöhen ab 200 m ist die PM10-Konzentration nicht mehr von der Mischungshöhe abhängig. Bei Nordwestwind nimmt die PM10-Konzentration mit zunehmender Mischungshöhe stärker ab als bei Südostwind.

Tabelle 29: Abhängigkeit der PM10-Konzentration (HMW, kontinuierliche Messwerte) in Illmitz von Mischungshöhe bei Südostwind und Nordwestwind

	Südost		Nordwest	
	PM10 (µg/m³)	Anzahl	PM10 (µg/m³)	Anzahl
MH<100	24,0	6558	18,5	3480
100<MH<200	23,4	942	13,9	1255
200<MH<300	19,9	529	12,1	1305
300<MH<400	19,9	436	12,0	1243
400<MH<600	21,3	607	11,5	1922
600<MH<1000	20,3	795	11,5	2202
1000<MH<1500	21,3	767	12,1	1795
MH>1500	18,9	2102	13,6	3401

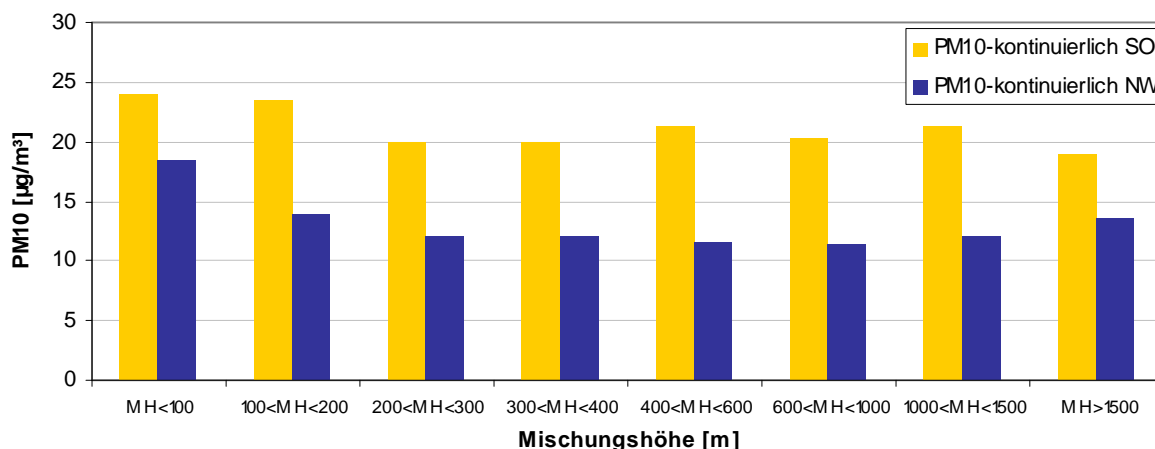


Abbildung 49: Abhängigkeit der PM10-Konzentration (HMW) in Illmitz von Mischungshöhe und Windrichtung

Eine deutlichere Abhängigkeit von der Mischungshöhe – auch bei größeren Mischungshöhen – zeigen die (gravimetrischen) Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration in Illmitz (Tabelle 30 und Abbildung 50). Die PM10-Konzentration nimmt bei Südostwind sowie bei indifferenten (variablen) Windverhältnissen (weniger als 60% der HMW aus einem der 90°-Sektoren NW, NO, SO und SW) mit zunehmender Mischungshöhe deutlich ab, wobei sie bei Mischungshöhen unter 100 m im Mittel mehr als doppelt so hoch ist wie bei Mischungshöhen über 1000 m.

Bei Nordwestwind nimmt die PM10-Konzentration bei Mischungshöhen bis 300 m nicht mit zunehmender Mischungshöhe ab, was mit der höheren Windgeschwindigkeit und der dadurch bedingten stärkeren Durchmischung durch mechanische Turbulenz erklärt werden kann.

Tabelle 30: Abhängigkeit der PM10-Konzentration (TMW, gravimetrische Werte) in Illmitz von Mischungshöhe und Windrichtung

	SO		NW		I	
	PM10 (µg/m³)	Anzahl	PM10 (µg/m³)	Anzahl	PM10 (µg/m³)	Anzahl
MH<100	55,2	21	34,0	4	50,1	36
100<MH<200	45,6	34	34,1	13	39,1	53
200<MH<300	40,5	35	34,6	32	33,9	62
300<MH<400	37,4	39	25,0	40	32,5	58
400<MH<600	34,1	54	21,8	86	31,2	92
600<MH<1000	31,2	79	20,3	212	25,2	124
MH>1000	25,8	94	20,1	205	23,5	119

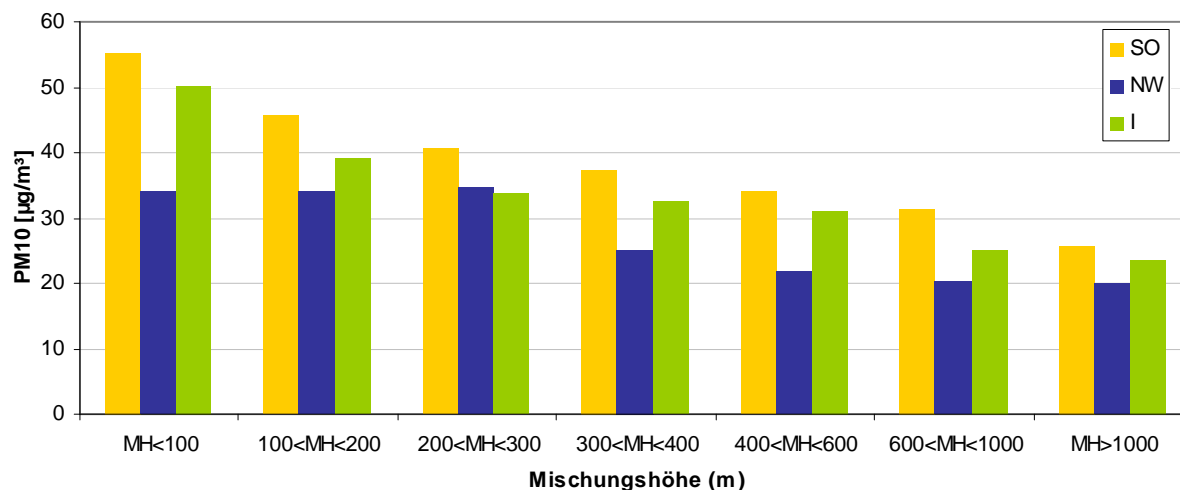


Abbildung 50: Abhängigkeit der PM10-Konzentration (TMW) in Illmitz von Mischungshöhe und Windrichtung

8.6 Mittlere Tagesgänge

Mittlere Tagesgänge der Konzentration von PM10, TSP, NO, NO₂, SO₂ und CO werden für Winter (Jän. – März und Okt. – Dez.) sowie Sommer (April – Sept.) für die einzelnen Wochentage berechnet; in Abbildung 51 und Abbildung 52³¹ sind der Dienstag, Donnerstag und Sonntag exemplarisch dargestellt.

³¹ Anmerkung: Einzelne Konzentrationsspitzen von 0,5 bis 1,5 Stunden Dauer erreichten in Kittsee und Eisenstadt Konzentrationen von mehreren 100 µg/m³, die sich in den mittleren Tagesgängen als kurzzeitig erhöhte Konzentrationen widerspiegeln.

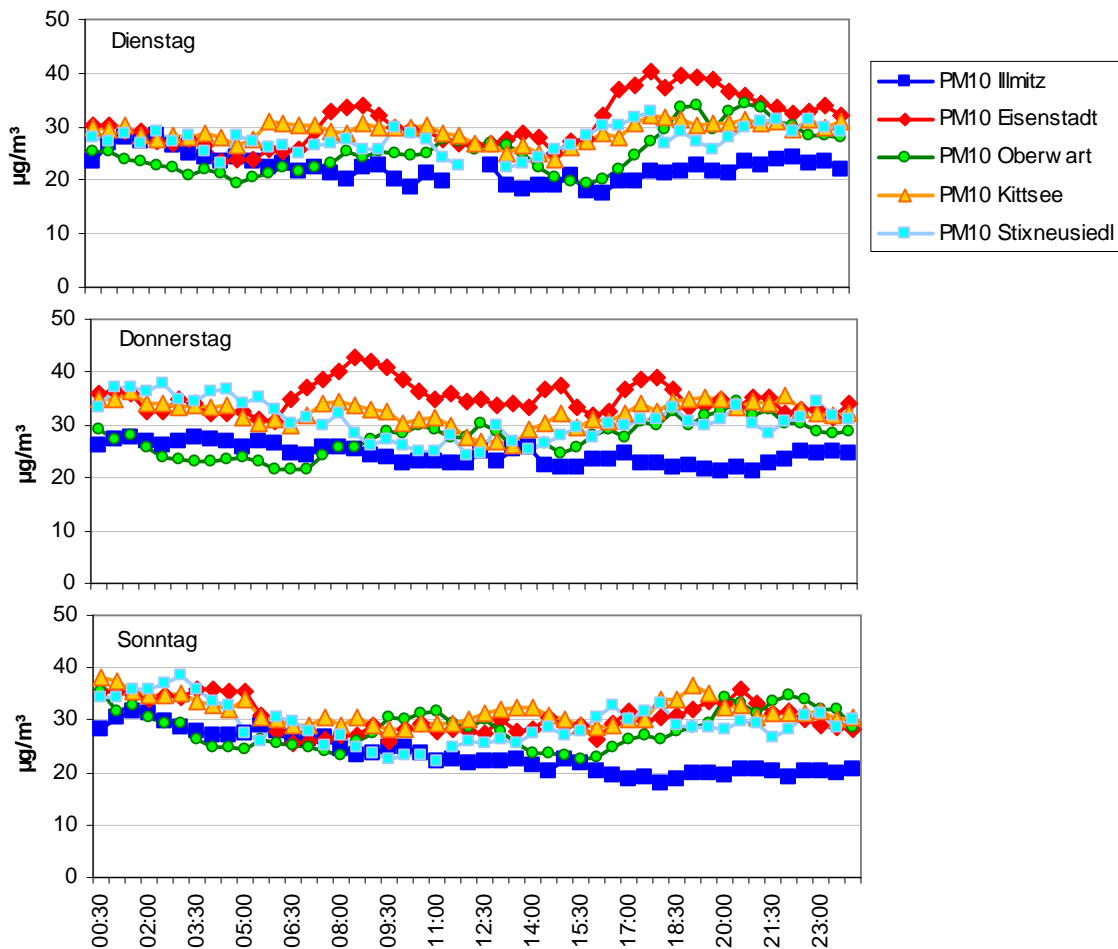


Abbildung 51: Mittlere Tagesgänge der Konzentration von PM10, Winter³² 2002, Dienstag, Donnerstag, Sonntag

³² Jän.-März, Okt.-Dez.

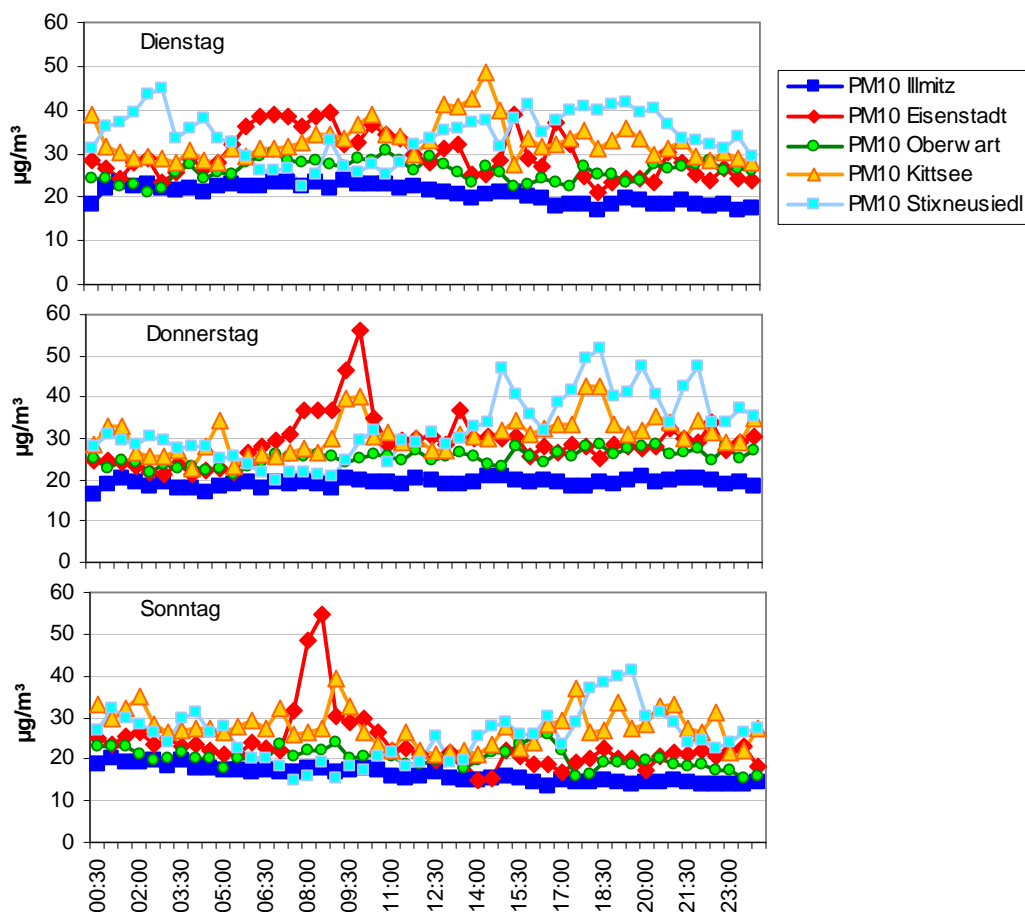


Abbildung 52: Mittlere Tagesgänge der Konzentration von PM10, Sommerhalbjahr³³ 2002, Dienstag, Donnerstag, Sonntag

Die Tagesgänge von CO, NO und NO₂ spiegeln in Eisenstadt (Abbildung 53) den dominierenden Einfluss des Straßenverkehrs wieder. Die Konzentration steigt im Winter an Wochentagen (Mo-Fr) ab 5:30 rasch an, erreicht um ca. 8:00 ein Maximum (bei NO 40 bis 50 µg/m³) und sinkt bis Mittag wieder ab. Abends steigt die Konzentration dieser Schadstoffe ab ca. 15:30 wieder an, erreicht ca. zwischen 17:00 und 18:00 ein Maximum und fällt danach bis ca. 21:00 wieder ab. Die NO₂-Konzentration weist nachts und nachmittags ein ähnliches Niveau auf, CO und NO sinken nachts stärker ab als am Nachmittag.

Die PM10-Konzentration steigt Montag bis Freitag morgens und abends parallel zu NO, NO₂ und CO an, erreicht allerdings ihr jeweiliges Maximum etwas später als diese gasförmigen Schadstoffe und fällt v.a. danach langsamer ab, insbesondere am Abend. Die PM10-Konzentration sinkt die ganze Nacht über langsam weiter ab und weist morgens kurz vor Einsetzen des Frühverkehrs das Minimum auf.

Die Amplitude des PM10-Tagesganges ist wesentlich schwächer als jene von NO, NO₂ und CO; das minimale morgendliche Konzentrationsniveau liegt bei 20 bis 30 µg/m³, das Morgenmaximum bei 35 bis knapp über 40 µg/m³, nachmittags sinkt die Konzentration auf 25 bis 35 µg/m³ und erreicht abends 40 bis 45 µg/m³. Bei PM10 spielt der regionale Hintergrund somit, verglichen mit den lokalen Emissionen, eine größere Rolle als bei NO_x und CO.

Die Unterschiede zwischen den Wochentagen von Montag bis Freitag entziehen sich einer schlüssigen Interpretation.

³³ April-Sept.

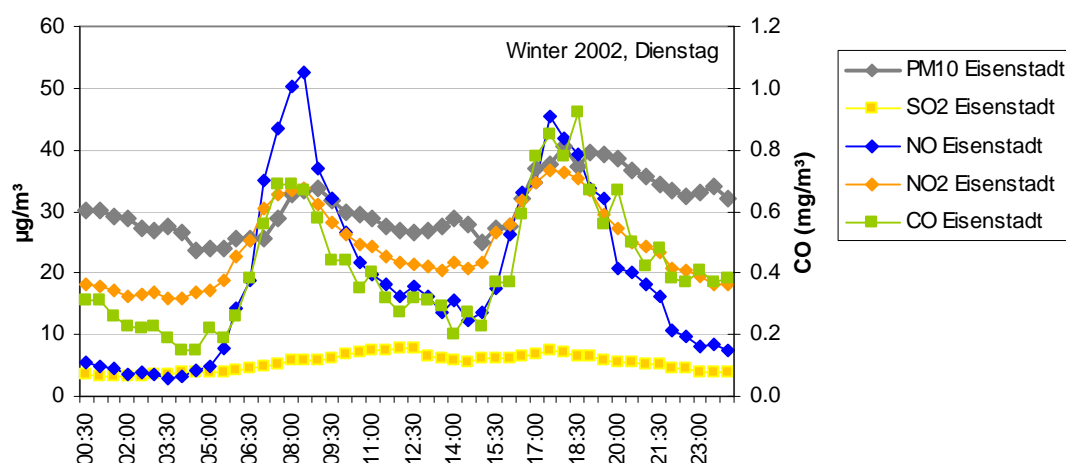


Abbildung 53: Mittlerer Tagesgang von PM10, NO, NO₂, SO₂ und CO, Eisenstadt, Winter 2002, Dienstag

Die Messstelle Illmitz weist keinen systematischen PM10-Tagesgang auf; tendenziell treten am Nachmittag die niedrigsten Konzentrationen auf, allerdings weisen v.a. Montage abends einen deutlichen Konzentrationsanstieg auf, die anderen Tage kaum. Die höchsten Konzentrationen werden tendenziell in der zweiten Nachthälfte beobachtet und liegen – unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortfaktoren der kontinuierlichen PM10-Messung – in einem ähnlichen Bereich, wie er in Eisenstadt beobachtet wird.

Schätzt man anhand des Unterschiedes zwischen Illmitz und Eisenstadt und des Tagesganges in Eisenstadt den Beitrag lokaler Emissionen in Eisenstadt ab, so führt die morgendliche Verkehrsspitze zu einem Ansteigen der PM10-Konzentration von 10 bis 15 µg/m³, das abendliche Konzentrationsmaximum von 10 bis 20 µg/m³. Für die erhöhten abendlichen PM10-Konzentrationen dürften – da diese länger in die Nacht hinein hoch bleiben – neben dem Straßenverkehr Emissionen des Hausbrandes verantwortlich sein (siehe auch Kapitel 12.2).

In Kittsee weist die PM10-Konzentration im Winter von Montag bis Freitag nur einen schwach ausgeprägten Tagesgang mit erhöhten Werten morgens bis vormittags (30 bis 35 µg/m³) und abends (30 bis 35 µg/m³) auf, wobei die Konzentration in der Nacht kontinuierlich absinkt. Die niedrigste Konzentration tritt in der Regel nachmittags (um 25 µg/m³) auf. Die PM10-Konzentration weist damit in Kittsee einen relativ ähnlichen Verlauf wie NO₂ auf, der ebenfalls nicht dem Tagesgang an einer verkehrsnahen Messstelle entspricht, sondern ein relativ flaches Konzentrationsmaximum am Abend mit langsamem Konzentrationsrückgang während der ganzen Nacht aufweist. Dies deutet bei beiden Schadstoffen auf einen wesentlichen Einfluss einerseits großflächig verteilter Quellen, andererseits von Hausbrandemissionen (die in der ersten Nachthälfte hoch sind) hin.

An Samstagen und Sonntagen sind auch in Eisenstadt und Kittsee die PM10-Tagesgänge kaum ausgeprägt, die höchsten Konzentrationen (um 35 µg/m³) treten in der Nacht von Samstag auf Sonntag auf.

Im Sommer weisen die PM10-Tagesgänge in Eisenstadt, Kittsee und Illmitz keine besonders klaren Strukturen auf, sondern mitunter einen sehr unruhigen Verlauf, der von einzelnen extrem hohen Kurzzeitspitzen verursacht sind, die sich einer Interpretation entziehen³⁴. In Eisenstadt steigt die PM10-Konzentration morgens parallel zu NO und NO₂ um 10 bis

³⁴ u.U. messtechnische Probleme

15 µg/m³ an, ein abendliches PM10-Maximum zeichnet sich nur an Montagen und Freitagen ab. Die niedrigste Konzentration tritt tendenziell am Nachmittag auf.

Keinen systematischen Tagesgang oder einen Zusammenhang mit NO oder NO₂ weist der PM10-Tagesgang in Kittsee auf.

8.7 Wochengänge

Die in Kapitel 8.6 diskutierten Unterschiede der einzelnen Wochentage sind in Abbildung 98 und Abbildung 99 für die Konzentration von PM10, SO₂, NO und NO₂, jeweils für Winter und Sommer 2002, zusammen gestellt.

Die PM10-Konzentration ist im Winter an allen untersuchten Messstellen an Sonntagen, Montagen und Dienstag unterdurchschnittlich und weist die höchsten Konzentrationen in Eisenstadt von Donnerstag bis Samstag, in Kittsee an Mittwochen und Samstagen, in Illmitz klar an Samstagen auf. Dieser Wochengang, der sich deutlich von jenem der Emissionen, besonders jener des Straßenverkehrs – die sich im Wochengang von NO widerspiegeln – unterscheidet, deutet stark auf die Bedeutung von Akkumulationsvorgängen – primärer wie sekundärer – Partikel in der Atmosphäre hin, die einen in Relation zu den Emissionen zeitverzögerten Konzentrationsanstieg zum Samstag hin bewirken. Dieser Akkumulationseffekt ist an der von lokalen Emissionen kaum beeinflussten Hintergrundmessstelle am stärksten. Er tritt aber auch bereits bei NO₂ in Eisenstadt und Illmitz in Erscheinung, wo Samstage eine vergleichbare (in Illmitz höhere) NO₂-Konzentration aufweisen wie Montag bis Donnerstag.

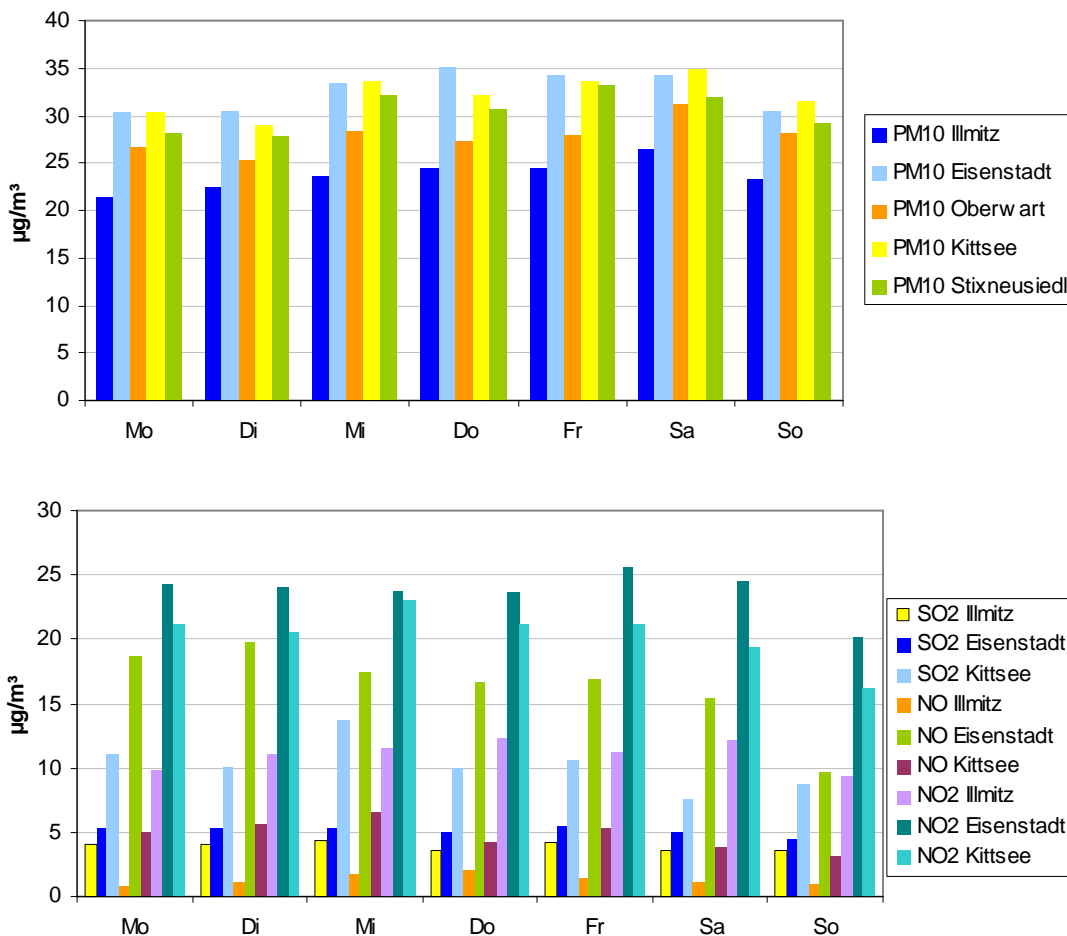


Abbildung 54: Mittlere Wochengänge der Konzentration von PM10, SO₂, NO und NO₂, Winter 2002

Im Sommer weisen dagegen Dienstag die höchste PM10-Konzentration auf, im weiteren Wochenverlauf nimmt sie bis zum Sonntag ab, wobei Montage eine nur wenig höhere Belastung als Sonntage aufweisen. Im Sommer spielt die Schadstoffakkumulation somit offenbar eine deutlich geringere Rolle als im Winter; die am Wochenende verminderten Emissionen wirken sich aber immerhin in einer verringerten PM10-Belastung an Montagen aus.

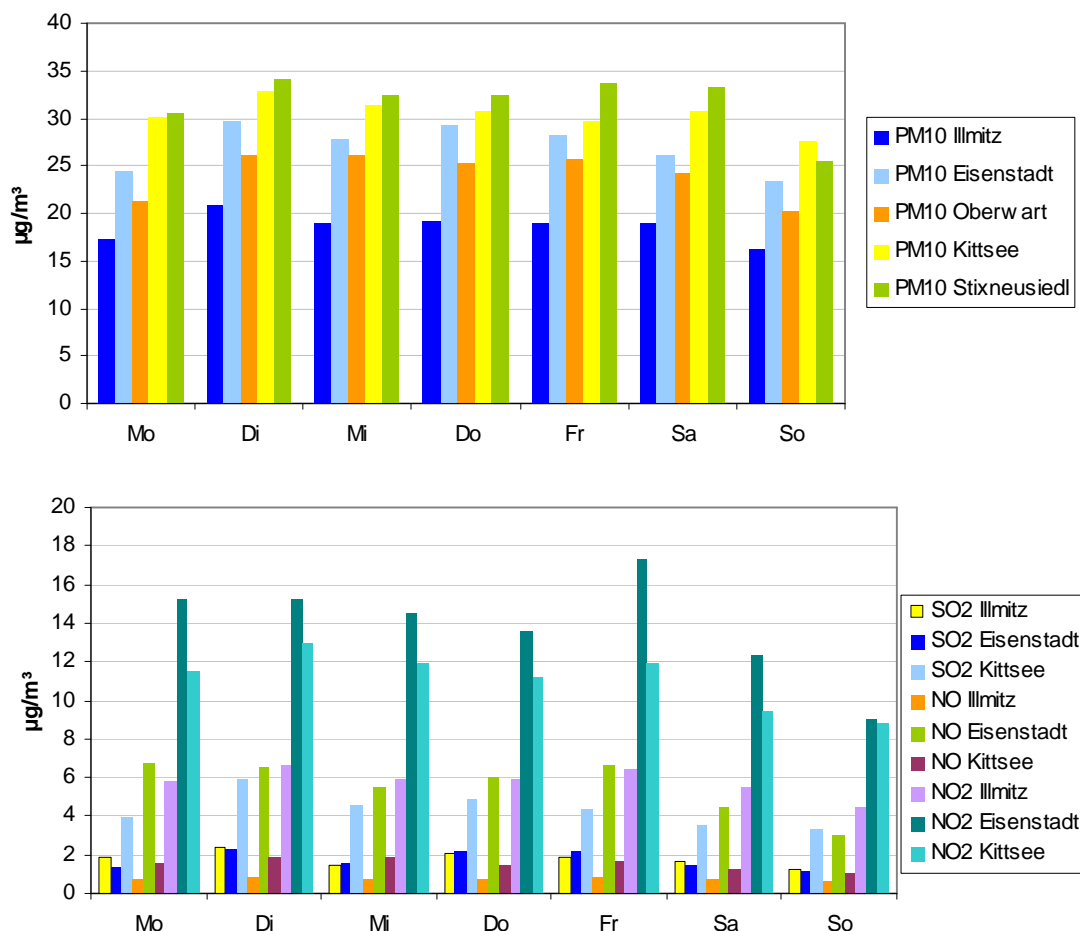


Abbildung 55: Mittlere Tagesgänge der Konzentration von PM10, SO₂, NO und NO₂, Sommer 2002

Die Verteilung der Tage mit TMW über 50 µg/m³ (Tabelle 31) auf die einzelnen Wochentage des Jahres 2002 zeigt keinerlei Wochengang.

Tabelle 31: Anzahl der TMW über 50 µg/m³ an den einzelnen Wochentagen 2002

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
Mo	5	4	7
Di	3	5	6
Mi	5	6	9
Do	7	10	8
Fr	7	6	6
Sa	7	8	9
So	5	6	8

8.8 Zusammenhang zwischen PM10 und Niederschlag

Um der – in der Literatur (siehe z.B. SCHULZE, 2002) vielfach diskutierten, aber nicht eindeutig beantwortbaren - Frage nachzugehen, ob Niederschlag die PM10-Konzentration herabsetzt, wird in Tabelle 32 die Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Illmitz (gravimetrische Tagesmittelwerte) von der Niederschlagssumme dargestellt. Da die Niederschlagsmenge eine Antikorrelation mit dem Temperaturgradienten aufweist (d.h. Niederschlag fällt vorwiegend an Tagen mit günstigen Ausbreitungsbedingungen) wird auch der Temperaturgradient Wien Kaiserebersdorf – Hohe Warte berücksichtigt.

Tabelle 32: PM10-Konzentration in Illmitz (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge und des Temperaturgradienten

Temperaturgradient	Niederschlag			
	kein	<1mm	1 bis <10 mm	ab 10 mm
bis 0°C	32	26	29	15
>0 bis 0,5°C	31	27	26	17
>0,5°C	25	19	21	16

Niederschlag kann folgende Auswirkungen auf die PM10-Belastung haben:

- ü Auswaschen von Partikeln, v.a. von hygrokopischen
- ü Verminderung der Staubaufwirbelung und der Möglichkeit von Winderosion

Die Auswertung zeigt, dass – für alle drei Temperaturgradient-Klassen – die mittlere PM10-Konzentration nur an Tagen mit hohen Niederschlagsmengen über 10 mm deutlich sinkt. Bis 10 mm Niederschlag ist nur eine geringfügige Abnahme mit der Niederschlagsmenge zu beobachten.

8.9 Zusammenhang zwischen PM10, Straßenzustand und Straßenstreuung in Eisenstadt

Angaben über die Salzstreuung in Eisenstadt liegen für den Zeitraum von Oktober 2003 bis März 2004 vor.

Für diesen Zeitraum wird in Tabelle 33 der (mögliche) Einfluss von Winterstreuung auf die PM10-Belastung in Eisenstadt ausgewertet, wobei auch der Niederschlag berücksichtigt wurde. Streuung wäre eine Quelle von Wiederaufwirbelung und könnte mit erhöhter PM10-Belastung in Verbindung stehen; allerdings bindet Niederschlag (Regen oder Schnee) Straßenstaub und vermindert damit die Wiederaufwirbelung durch den Straßenverkehr.

Die Tabelle gibt die mittlere PM10-Konzentration an der Messstelle Eisenstadt in Abhängigkeit der im Stadtgebiet ausgebrachten Streusalzmenge an, wobei einerseits die Salzmenge des jeweiligen Tages, andererseits der Mittelwert über die letzten fünf Tage verwendet wurde, um zu berücksichtigen, dass Streusalz länger auf der Straße liegt.

„Viel Streuung“ bezeichnet bei der Streusalzmenge des aktuellen Tages mehr als 10 t, beim fünftägigen Mittelwert mehr als 5 t.

Tabelle 33: Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Eisenstadt von der Winterstreuung, Okt. 2003 – März 2004 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Streusalzmenge des aktuellen Tages		fünftägiger Mittelwert der Streusalzmenge	
	alle Tage	kein Niederschlag	alle Tage	kein Niederschlag
viel Streuung	36	35	37	40
wenig Streuung	30	32	30	33
keine Streuung	30	33	29	32

Tabelle 33 lässt erkennen, dass an Tagen mit viel Salzstreuung die PM10-Belastung etwas höher war als an Tagen ohne Salzstreuung, während Tage mit wenig Salzstreuung keinen Unterschied zu Tagen ohne Streuung aufweisen. Die Unterschiede sind bei Betrachtung des fünftägigen Mittels der Streusalzmenge deutlicher als bei Berücksichtigung nur des aktuellen Tages.

Die Aussagekraft dieser Auswertung wird allerdings relativiert, wenn man die Einzelfälle mit viel Salzstreuung – sowohl für den aktuellen Tag als auch im Mittel über die letzten fünf Tage – untersucht.

Alle Fälle mit PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ korrespondieren mit Ferntransportsituationen, in denen auch Illmitz TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erfasste. Da die kontinuierlichen PM10-Messwerte in Eisenstadt nicht quantitativ mit den gravimetrischen Messwerten in Illmitz vergleichbar sind, ist die Beurteilung des lokalen Beitrags in Eisenstadt im Einzelfall nicht möglich. Es zeichnet sich im Zeitraum von Oktober 2003 bis März 2004 allerdings kein einziger Fall ab, in dem lokale Quellen in Eisenstadt für einen besonders hohen lokalen Beitrag zur PM10-Belastung verantwortlich zu machen wären.

Tage, an denen das fünftägige Mittel der Streusalzmenge 5 t überschreitet, umfassen wenige zusammenhängende Perioden mit folgender PM10-Belastung:

- 5.-14.1.2004: PM10 > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Eisenstadt und Illmitz
- 26.-30.1.: PM10 > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Eisenstadt und Illmitz
- 12.-16.2.: PM10 niedrig (max. $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Westwetterlage mit Schneefall
- 24.-27.2. PM10 um $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Eisenstadt und Illmitz
- 1.-2.3. PM10 niedrig (max. $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$)
- 10.-11.3. PM10 > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Eisenstadt und Illmitz

Betrachtet man die Zeitverläufe während Belastungsepisoden, so lassen sich keine Situationen identifizieren, an denen möglicherweise Salzstreuung für erhöhte PM10-Belastungen, die nicht mit erhöhten Konzentrationen gasförmiger Schadstoffe parallel gehen, verantwortlich gewesen sein könnte. Der Konzentrationsverlauf von PM10 in Eisenstadt folgt zumeist jenem von NO und CO, sodass zwar die Verkehrsaktivität selbst als wesentliche Einflussgröße für die PM10-Belastung erkennbar ist; ein Zusammenhang mit der Aufwirbelung von Streusalz ist allerdings nicht identifizierbar.

Die in Tabelle 33 ausgewiesenen Unterschiede zwischen Tagen mit viel Salzstreuung gegenüber anderen Tagen könnten auch durch andere Effekte als die Streuung selbst zustande kommen, da Tage mit viel Salzstreuung besonders kalt waren (Mittlere Temperatur – $1,2^\circ\text{C}$, gegenüber $+1,4^\circ\text{C}$ an Tagen mit wenig Streuung und $5,7^\circ\text{C}$ an Tagen ohne Streuung) und von besonders ungünstigen Ausbreitungsbedingungen betroffen waren.

8.10 Jahreszeitliche Abhängigkeit des PM_{2,5}-Anteils am PM₁₀ in Illmitz

Die Konzentration von PM_{2,5} wird seit Jänner 2001 in Illmitz täglich gravimetrisch gemessen. Die Auswertung der Anteile von PM_{2,5} am PM₁₀ für den Zeitraum 2001 bis 2003 ist in Tabelle 34 zusammen gestellt. Die Auswertung wird nach Winter- und Sommerhalbjahr gegliedert, zudem sind die Tage mit PM₁₀-TMW über 50 µg/m³ gesondert dargestellt; dabei werden jeweils die Mittelwerte für Nordwestwind, Südostwind sowie indifferente Windverhältnisse ausgewiesen.

Der PM_{2,5}-Anteil ist im Winter mit 81% höher als im Sommer mit 73%, im Jahresmittel liegt er bei 78%. Der PM_{2,5}-Anteil weist praktisch keine Abhängigkeit von der Windrichtung auf.

Tage mit PM₁₀-TMW über 50 µg/m³ weisen praktisch idente PM_{2,5}-Anteile wie im Mittel über das Winterhalbjahr auf.

Tabelle 34: Anteil der PM_{2,5}-Fraktion an PM₁₀, Illmitz, 2001 bis 2003

	Winter	Sommer	PM ₁₀ -TMW > 50 µg/m ³
Indifferent	80%	71%	82%
NW	81%	75%	82%
SO	82%	72%	82%

8.11 Vergleich der meteorologischen Bedingungen 2002 mit anderen Jahren

Dieses Kapitel widmet sich der Fragestellung, ob die Variation der PM₁₀-Belastung im Nordburgenland in den letzten Jahren mit entsprechenden Variationen bei bestimmten meteorologischen Einflussgrößen, welche die Ausbreitungsbedingungen bestimmen, in Zusammenhang steht.

In Tabelle 35 wird ein Vergleich der meteorologischen Bedingungen der Jahre 2000 bis 2003 gegeben, der folgende Größen umfasst:

- Anzahl der Tage mit Südostwind, Nordwestwind oder indifferentem Wind (weniger als 60% der HMW aus einem der 90°-Sektoren NW, NO, SO und SW)
- Mittelwert der Mischungshöhe
- Anzahl der Tage mit Mischungshöhen unter 300 m

Tabelle 36 gibt die Verteilung der Temperaturdifferenz zwischen den Messstellen Wien Kaiserebersdorf und Hoher Warte (Tagesmittelwerte) in den Jahren 2000 bis 2003 in den Klassen <0°C (Inversion), 0 bis <0,35°C (leicht stabile Schichtung), 0,35 bis <+1°C (leicht labil) und über 1°C (stark labil) an. Tabelle 37 gibt die Jahresmitteltemperatur und die Niederschlagsmenge in Illmitz an.

Tabelle 35: Anzahl der Tage mit Windrichtung SO, NW oder indifferent, Mittelwert der Mischungshöhe, Anzahl der Tage mit Mischungshöhe unter 300 m, 2000 bis 2003

	Anzahl			MH (m)	Anzahl MH<300 m
	SO	NW	I		
2000	90	127	134	756	50
2001	72	151	135	777	61
2002	84	130	141	667	89
2003	72	149	142	746	53

Tabelle 36: Verteilung der Temperaturdifferenz Wien Kaiserebersdorf – Hohe Warte (TMW) in den Jahren 2000 bis 2003, %

	<0°C	0 bis 0,35°C	0,35 bis 1°C	≥1°C
2000	28	21	35	15
2001	44	19	34	3
2002	16	31	49	5
2003	19	34	40	7

Tabelle 37: Mittlere Temperatur und Niederschlagssumme in Illmitz, 2000 bis 2003

	Temperatur (°C)	Niederschlag (mm)
2000	12,3	489
2001	10,7	488
2002	11,4	537
2003	11,1	323

Die Auswertungen zeigen deutlich, dass der in den Jahren 2000 bis 2003 (nicht nur im Nordburgenland) beobachtete Anstieg der PM10-Konzentration nicht mit einer Veränderung meteorologischer Größen bezogen auf das gesamte Jahr in Zusammenhang steht, welche die Ausbreitungsbedingungen wesentlich beeinflussen. Das besonders hoch belastete Jahre 2003 wies weder eine überdurchschnittlich hohe Anzahl an Tagen mit Südostwind auf (der mit Ferntransport von Südosten verbunden sein kann) oder variablem Wind (I) auf (der mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen oder verstärkter regionaler Schadstoffanreicherung verbunden sein kann), noch waren die Mischungshöhen im Mittel besonders niedrig, war die Häufigkeit niedriger Mischungshöhen (unter 300 m) besonders häufig oder war das Auftreten von Inversionen oder stabiler Schichtung besonders häufig.

Allerdings war 2003 ein relativ kühles Jahr, vor allem aber ein sehr trockenes Jahr, wobei sowohl im Winter als auch im Sommer Niederschlagsdefizite beobachtet wurden.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Verhältnisse in den Winterhalbjahren; Tabelle 38 gibt die Häufigkeitsverteilung der Temperaturdifferenz Wien Kaiserebersdorf – Hohe Warte (im Tagesmittel) für die Wintermonate (Jän.-März und Okt.-Dez.) an. Die Wintermonate des Jahres 2003 fallen durch deutlich überdurchschnittliche Häufigkeiten von Inversionen (8%) und stabiler Schichtung auf (27%). Auch die mittlere Dauer zusammenhängender Tage mit stabiler Schichtung war mit 6,2 Tagen deutlich höher als in den Jahren davor.

Tabelle 38: Verteilung der Temperaturdifferenz Wien Kaiserebersdorf – Hohe Warte (TMW) sowie die mittlere Dauer zusammenhängender Perioden mit stabiler Schichtung in den Winterhalbjahren (Jän.-März sowie Okt.-Dez.) der Jahre 2000 bis 2003, %

	<0°C	0 bis 0,35°C	0,35 bis 1°C	≥1°C	Mittlere Dauer stabiler Schichtung (Tage)
2000	4%	8%	2%	4%	2,2
2001	6%	11%	2%	3%	3,5
2002	6%	16%	4%	5%	3,2
2003	8%	19%	4%	3%	6,2

Wie die Auswertungen zeigen, lassen sich kaum meteorologische Kenngrößen für ein ganzes Jahr angeben, die sich in unmittelbarem Zusammenhang mit der PM10-Belastung stellen lassen. Die PM10-Belastung wird entscheidend von Belastungsepisoden v.a. im Winter bestimmt, bei denen ungünstige Ausbreitungsbedingungen, niedrige Temperaturen (mit hohen

Emissionen zufolge Raumheizung) und Ferntransportereignisse zusammen spielen. Deutlich aussagekräftiger sind statistische Auswertungen der Wintermonate, die einen klaren Zusammenhang zwischen ungünstigen Ausbreitungsbedingungen und erhöhter PM10-Belastung im Jahr 2003 ausweisen.

8.12 Das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten

8.12.1 Illmitz

Die PM10-Messreihen in Illmitz aus den Jahren 2001 bis 2003 geben eine detaillierte Übersicht über das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Messwerten (siehe Abbildung 56). Eine Übersicht über Mittelwert, Minimum und Maximum der Verhältniszahlen wird in Tabelle 39 gegeben. Die drei linken Spalten umfassen die Auswertung aller Tage, die drei rechten Spalten jene Tage, an denen die gravimetrische Messung einen TMW über 50 µg/m³ ergab.

Die Minderbefunde des kontinuierlichen Messgeräts FH62I-N mit β-Absorption resultieren u.a. aus der höheren Temperatur des Probenahmesystems (Beheizung der Ansaugung auf 40°C), wodurch flüchtige PM10-Komponenten, v.a. Ammoniumnitrat, Wasser und flüchtige organische Verbindungen nicht erfasst werden, zum anderen aus der grundsätzlich unterschiedlichen Methode der Konzentrationsbestimmung.

Die Auswertung zeigt eine sehr große Variabilität dieses Verhältnisses, wobei die Verhältniszahlen im Mittel über die Tage mit TMW über 50 µg/m³ kaum vom Mittelwert über das ganze Jahr abweichen.

Zu beachten ist, dass am 31.1.2002 das Gerät der Type FH62I-N gegen ein Gerät der Type FH62I-R getauscht wurde, welches generell ein höheres Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Messwerten besitzt.

Tabelle 39: Verhältnis gravimetrischer zu kontinuierlicher PM10-Werte in Illmitz, 2001 bis 2003

	alle			TMW > 50 µg/m ³		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003
Mittel	1,48	1,69	1,82	1,44	1,65	1,83
Standardabw.	0,36	0,39	0,41	0,22	0,27	0,62
Minimum	0,66	0,79	0,66	0,99	1,08	1,22
Maximum	3,25	5,20	5,08	2,19	2,21	5,08

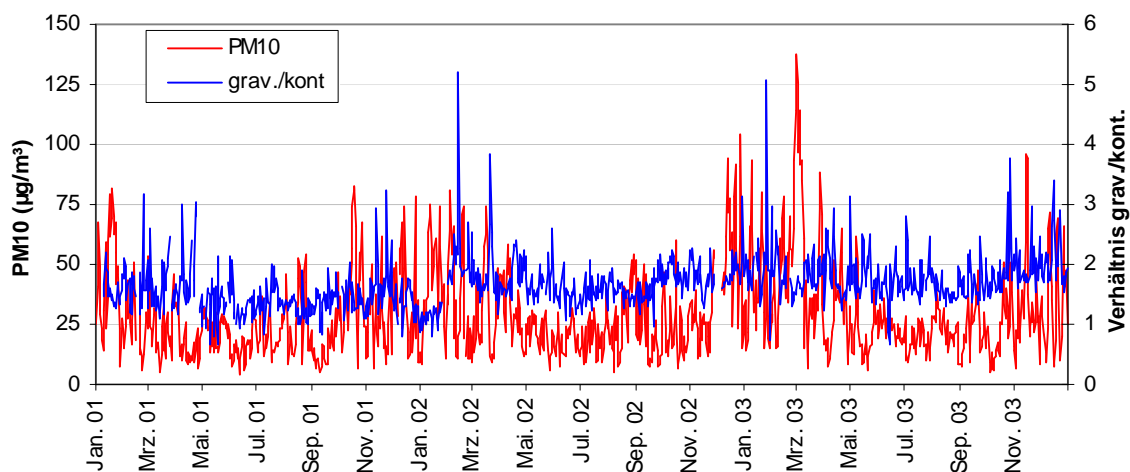


Abbildung 56: Verlauf des Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Tagesmittelwerten, Illmitz, 2001 bis 2003

Die Windrichtungsabhängigkeit des Verhältnisses zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Daten in Illmitz ist für den Zeitraum von Februar 2002 bis Dezember 2003 in Tabelle 40 dargestellt, aufgegliedert nach Winter und Sommer sowie speziell für jene Tage, an denen TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftraten. Aufgrund des Gerätewechsels am 31.1.2002, welcher eine starke Veränderung des Verhältnisses zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Daten bedingt hat, ist eine Auswertung über diesen Zeitpunkt hinweg nicht aussagekräftig.

Nordwestwind ist mit deutlich höheren Gravimetrie/ β -Absorption-Verhältnissen verbunden als Südostwind, indifferente (variable) Windverhältnisse mit mittleren Gravimetrie/ β -Absorption-Verhältnissen. Das Gravimetrie/ β -Absorption-Verhältnis ist im Mittel im Winter mit 1,90 höher als im Sommer mit 1,67.

An Tagen mit TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ treten bei Südost- und bei Nordwestwind etwas niedrigere Verhältniszahlen auf wie im Winter, bei indifferenten Lagen hingegen deutlich niedrigere. Da auch bei indifferentem Wind die weitaus meisten TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Winter beobachtet wurden, unterscheiden sich bei derartigen Windverhältnissen die Tage mit TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ relativ deutlich vom Durchschnitt.

Tabelle 40: Abhängigkeit des Verhältnisses zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Daten in Illmitz von der Windrichtung, Februar 2002 bis Dezember 2003

	Winter	Sommer	TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$
NW	1,99	1,77	2,04
SO	1,82	1,54	1,77
indifferent	1,88	1,60	1,73

8.12.2 Eisenstadt

Eine Bewertung der kontinuierlichen PM10-Daten bzw. des Standortfaktors in Eisenstadt ist anhand des Vergleiches der mittleren Tagesgänge mit Illmitz möglich. Sie basiert auf der Annahme, dass der Tagesgang der PM10-Konzentration durch den Tagesgang der anthropogenen Emissionen bedingt wird und dass die minimale PM10-Konzentration, welche in Eisenstadt in den späten Nachtstunden auftritt, ungefähr dem regionalen Hintergrund entspricht (siehe Kapitel 12.2).

Nachdem hoch belastete Tage im Winter von Interesse sind, wird der mittlere Tagesgang für Montag – Donnerstag im Winterhalbjahr herangezogen. Die PM10-Konzentration für diese

Tage beträgt im Mittel $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das spätnächtliche Minimum des PM10-Tagesganges in Eisenstadt liegt bei $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vergleicht man damit die Konzentrationsverhältnisse in Illmitz, so ergeben die kontinuierlichen Rohdaten für Montag bis Donnerstag im Winterhalbjahr einen Mittelwert von $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die gravimetrischen $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Faktor 1,26). Mit einem Faktor 1,3 angewandt auf die kontinuierlichen Werte würde sich ein Mittelwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben.

Zusätzliche PM10-Quellen in Illmitz, die in Eisenstadt nicht wirksam sind, sind eher unwahrscheinlich. Der mittlere Tagesgang in Illmitz gibt keinerlei Hinweis auf derartige Quellen; er weist leicht erhöhte Werte nachts (kontinuierliche Rohdaten: um $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und niedrigere Werte am Nachmittag ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf; dieser Tagesgang wird von den großräumigen Ausbreitungsbedingungen gesteuert, wodurch nachts die im weiteren Umkreis emittierten Schadstoffe stärker in Bodennähe angereichert werden als tagsüber.

Daraus ist zu schließen, dass für Eisenstadt ein Faktor 1,3 vermutlich eine deutliche Unterschätzung darstellt, denn die minimale (nächtliche) PM10-Konzentration kann in Eisenstadt kaum niedriger sein als in Illmitz.

8.12.3 Abschätzung der PM10-Belastung im Burgenland mit dem Standortfaktor von Illmitz

Die PM10-Daten von Illmitz (TMW) wurden mit der gravimetrischen Methode (Referenzmethode), während Kittsee, Eisenstadt und Oberwart mittels FH62I-R (β -Absorption) mit einem Standortfaktor von 1,3 – als Default-Wert gemäß Messkonzept-Verordnung zum IG-L – gemessen wurde.

Mehrere Sachverhalte sprechen dafür, dass die PM10-Konzentration mit einem Standortfaktor 1,3 unterschätzt wird:

1. Tabelle 22 zeigt, dass Kittsee und Eisenstadt teilweise geringere PM10-Belastungen aufweisen als Illmitz, was insofern unplausibel erscheint, als diese Standorte im näheren Umkreis von mehreren Kilometern wesentlich höheren PM10-Emissionen ausgesetzt sind als Illmitz und daher dort höhere PM10-Konzentrationen zu erwarten wären;
2. ergibt das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen (FH62I-R) PM10-Werten in Illmitz Faktoren deutlich über 1,3; im Jahr 2002 (FH62I-R ab 31.1.) lag dieser Faktor im Mittel bei 1,69, 2003 bei 1,82.

Im Folgenden wird daher der Versuch unternommen, „realitätsnähere“ PM10-Daten für Eisenstadt, Kittsee und Oberwart für die Jahre 2002 und 2003 abzuschätzen, indem die PM10-Rohwerte jedes einzelnen Tages dieser Stationen mit dem Faktor für Illmitz für den betreffenden Tag multipliziert werden.

Da bis 31.1.2002 in Illmitz ein Gerät der Type FH62I-N eingesetzt wurde, dessen Gravimetrie/ β -Abs.-Verhältnis deutlich niedriger ist als jenes des FH62I-R, wird die „Umrechnung“ nur für 2002 und 2003 durchgeführt, wobei in Illmitz für den Jänner 2003 der mittlere Faktor für Winter für die entsprechende Windrichtung eingesetzt wird. Tage, an denen in Illmitz kein Gravimetrie/ β -Abs.-Verhältnis vorhanden ist, werden mit dem Mittelwert für Winter bzw. Sommer für die jeweilige Windrichtung ergänzt.

Tabelle 41 zeigt für die Jahre 2002 und 2003 die Auswertung der gemessenen PM10-Werte von Illmitz, das Verhältnis Gravimetrie/ β -Absorption für Illmitz, die mit Faktor 1,3 ermittelten PM10-Werte von Eisenstadt, Kittsee und Oberwart sowie der tageweise mit den Faktoren für Illmitz berechneten PM10-Werte von Eisenstadt, Kittsee und Oberwart („ber.“).

Die mit den Gravimetrie/ β -Absorption von Illmitz „simulierten“ PM10-Werte liegen in Eisenstadt, Kittsee und Oberwart im Jahresmittel etwas über jenen mit dem Faktor 1,3, es treten aber v.a. wesentlich mehr TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. So würde in Eisenstadt die Zahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2002 83 Tage (mit 1,3: 39 Tage) und 2003 96 Tage (mit 1,3: 53 Tage) betragen.

Tabelle 41: PM10-Werte Illmitz, Verhältnis Gravimetrie/ β -Absorption für Illmitz, die mit Faktor 1,3 ermittelten PM10-Werte von Eisenstadt, Kittsee und Oberwart sowie drei tageweise mit den Faktoren für Illmitz berechneten PM10-Werte von Eisenstadt, Kittsee und Oberwart („ber“): Angabe des Mittelwertes, der Anzahl der TMW über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Minimum und Maximum, 2001 bis 2003

		Illmitz PM10	Illmitz Verhältnis	Eisenstadt PM10	Eisenstadt PM10 ber	Kittsee PM10	Kittsee PM10 ber	Oberwart PM10	Oberwart PM10 ber
2002	Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	29	1,43	30	39	31	40	26	34
	TMW>50	45		39	83	53	96	25	53
	Max ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	104	4,32	84	110	87	131	85	122
	Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	0,79	7	10	6	9	4	4
2003	Mittelwert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	31	1,81	33	44	29	39	28	38
	TMW>50	48		53	96	48	73	37	77
	Max ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	137	5,08	151	173	147	204	89	106
	Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	0,66	6	7	2	4	4	5

Näheres zur Problematik der Vergleichbarkeit der PM10 Messmethoden findet man in Anhang 5.

9 PM10-HERKUNFTSANALYSE MITTELS RÜCKWÄRTS-TRAJEKTORIEN

9.1 Methodik

9.1.1 Großräumige ECMWF-Trajektorien

Eine Trajektorie ist der Weg, den die Luft (genau genommen: ein infinitesimal kleiner Luftpartikel) in einem gegebenen Zeitraum zurücklegt. Zeitliche und räumliche Änderungen der Windverhältnisse müssen bei der Ermittlung von Trajektorien berücksichtigt werden [KAISER et al., 2003].

Die Trajektorien wurden mit dem Modell FLEXTRA berechnet [STOHL, 1998; STOHL, 1999]. Dem Modell wurden die Windfelder des Europäischen Zentrums für Mittelfristige Wettervorhersage [ECMWF, 1995] zugrunde gelegt. Die horizontale Auflösung der Windfelder beträgt $1^\circ \times 1^\circ$ (dem entspricht auf der geografischen Breite von Österreich rund 75 km in Ost-West-Richtung und rund 111 km in Nord-Süd-Richtung). Das ECMWF-Modell hat 60 Höhenschichten bis zum oberen Modellrand (0 hPa) bzw. 12 Schichten bis 850 hPa (rund 1500 m). Die Windfelder liegen alle sechs Stunden vor, für die Zwischentermine wurden die Windfelder interpoliert.

Die Trajektorien wurden alle drei Stunden in einer Höhe von 100 m über jener Höhe, die der jeweiligen Station (Zielpunkt) im Modell entspricht, berechnet und 96 Stunden rückwärts verfolgt („Rückwärtstrajektorien“). Man erhält so den Weg, den die Luft innerhalb eines Zeitraums von vier Tagen zurückgelegt hat, bevor sie an der Messstelle ankommt. Die Trajektorien sind dreidimensional, d.h. die Vertikalkomponente des Windes ist berücksichtigt.

9.1.2 Kleinräumige Trajektorien

Das Modell TAMOSW (**TAWES Modell System**, TAWES steht für **teilautomatisches Wetter-Erfassungs-System** der ZAMG) interpoliert gemessene Winddaten aus Bodenstationen und Radiosondenaufstiegen auf ein Modellgitter. Unter Berücksichtigung topographischer Effekte (Umströmen von Hügeln, Hangwinde) wird ein dreidimensionales massenkonsistentes Windfeld berechnet [SCIRE et al., 1990, PECHINGER et al., 1996]. Die horizontale Auflösung der hier verwendeten stündlichen Windfelder ist $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$, die Topographie liegt in einem $1,5 \text{ km} \times 1,5 \text{ km}$ Raster vor. Hier sind vor allem die kleinräumigen, bodennahen Strömungen von Interesse, weshalb nur die unterste Modellschicht (0 bis 20 m über Grund, geländefolgend) analysiert wird. Die daraus berechneten Trajektorien repräsentieren also die mittleren Strömungsverhältnisse in den untersten 20 m über Grund.

Die kleinräumigen Trajektorien wurden alle drei Stunden für jede Messstelle im Untersuchungsgebiet berechnet und die Luft zwei Tage lang nach ihrer Herkunft verfolgt („48-stündige Rückwärtstrajektorien“). Das Untersuchungsgebiet umfasst den östlichen Bereich von Niederösterreich (westlich vom Raum St. Pölten ostwärts) und das nördliche Burgenland sowie die daran angrenzenden Bereiche der Slowakei und Ungarns (nach Osten bis zum Raum Bratislava).

Zweifellos wäre eine größere Osterstreckung des Untersuchungsgebiets wegen der dort vermuteten Emissionen von hohem Interesse; in einem Umfeld von $0,8 \text{ Grad}$ um Bratislava befinden sich jedoch lediglich vier Windmessstellen auf slowakischem und ungarischem Staatsgebiet, auf österreichischem Staatsgebiet hingegen zehn teilautomatische Wetterstationen (TAWES) zuzüglich der Windstationen der Bundesländer Wien, Niederösterreich und Burgenland. Eine weitere Ausdehnung des Untersuchungsgebiets nach Osten wäre zwar wünschenswert, die geringe Stationsdichte im angrenzenden Ausland macht dies jedoch wenig sinnvoll, da das über der Slowakei und Ungarn modellierte Windfeld aufgrund der hohen Stationsdichte in Österreich überproportional stark von den Windmessungen in Österreich beeinflusst wird.

9.1.3 Verweilzeitstatistik mittels Tiefpassmethode

Der weiteren Analyse liegt die Annahme zugrunde, dass Luft Eigenschaften – und damit auch Schadstoffkonzentrationen - aus jenen Gebieten annimmt, über denen sie sich aufhält, wobei eine längere Aufenthaltsdauer eine stärkere Beeinflussung zur Folge hat. Für die Trajektorien-Verweilzeitstatistik wurde ein geografisches Raster mit $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ Auflösung und Höhenintervallen von 250 m über das Untersuchungsgebiet gelegt. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Westfrankreich bis zum Schwarzen Meer und von Süditalien bis zur Nordsee Norwegens.

Für jede Trajektorie wurde die Zeit (in Stunden), die sie in den jeweiligen Rasterfeldern verbringt, berechnet, wobei der Höhenbereich bis 3000 m berücksichtigt wurde. Da Trajektorienankunftstermine alle drei Stunden vorliegen, wurde die Immissionskonzentration auf dreistündige Mittelwerte umgerechnet.

Die Verweilzeiten der Trajektorien über den einzelnen Rasterfeldern werden mit der am Endpunkt der Trajektorie gemessenen Immissionskonzentration gewichtet.

Da Schadstoffzeitreihen einen Jahresgang aufweisen, würde die Verwendung der Immissionsrohdaten selbst zu einer jahreszeitlichen Gewichtung der statistischen Analyse führen. Um Einflussgrößen, die zusätzlich zu Ferntransport den Jahresgang der PM10-Konzentration beeinflussen – v.a. die Ausbreitungsbedingungen – „herauszurechnen“, werden die Konzentrationen mittels Tiefpassfilter geglättet.

Dabei werden für jede Trajektorie die Verweilzeiten in den jeweils überstrichenen Rasterfeldern mit der Abweichung der aktuell gemessenen Immissionskonzentration vom gleitenden 3-monatigen Mittelwert (Gaußsches Tiefpassfilter, stationsweise ermittelt) gewichtet („Tiefpassfiltermethode“). Überdurchschnittliche Konzentrationswerte (und die damit gewichteten Verweilzeiten) erhalten so ein positives, unterdurchschnittliche Werte ein negatives Vorzeichen. Nach Aufsummieren der gewichteten Verweilzeiten aller Trajektorien aus einem gewünschten Auswertzeitraum und über alle gewünschten Stationen werden die Verweilzeiten jedes Rasterelements durch die Totalsumme der Absolutbeträge der Verweilzeiten aus dem gesamten Untersuchungsgebiet dividiert. Man erhält so eine mit der Immissionskonzentration gewichtete relative Verweilzeitstatistik.

Alle Trajektorien konvergieren an den jeweils betrachteten Messstellen (Zielpunkten), da zu den Ankunftsterminen die Luft sich immer in der Nähe der Messstelle aufhält. Die stärkste Abdeckung des Untersuchungsgebiets durch Trajektorien und daher auch die höchsten Verweilzeiten (Summe über den gesamten Auswertzeitraum) treten daher immer im Umkreis der Stationen auf, d.h. das hier verwendete Verfahren beinhaltet diese Konvergenz der Trajektorien (es gibt somit Aufschluss die Strömungsverhältnisse, mit denen belastete/unbelastete Luftmassen zur Messstelle geführt werden).

Zeigen die Statistiken hohe Verweilzeiten bei hoher Konzentration lediglich Gebiete im Nahbereich der Stationen, so ist das ein Hinweis für Quellgebiete relativ belasteter Luft im Nahbereich der Station.

Zeigen die Statistiken dagegen lange "Pfade" mit hoher Verweilzeit bei hoher Konzentration, so ist das ein ziemlich eindeutiger Hinweis für Ferntransport ungefähr aus jener Region, wo sich dieser "Pfad" verliert. Ob darüber hinaus zusätzlich auch Quellen im Nahbereich aus dieser Richtung eine Rolle spielen, lässt sich tatsächlich nicht sagen; eine Eingrenzung des potentiellen Quellgebiets ist nur in Kombination mit der Perzentilmethode (s.u.) aussagen.

9.1.4 Perzentilmethode

Im zweiten Verfahren, der „Perzentilmethode“ wurde die Trajektorien-Verweilzeit (ungewichtete Werte!) jeweils für jene Fälle berechnet, in denen das für jede Station monatsweise ermittelte 75. Perzentil der Dreistundenmittelwerte der Immissionskonzentration überschritten

bzw. das 25. Perzentil unterschritten wird. Setzt man Gitterzelle für Gitterzelle die beiden Statistiken zueinander in Beziehung, so erhält man Auskunft, um wie viel länger sich die Luft über einem bestimmten Gebiet aufgehalten hat, wenn die Immissionskonzentration „hoch“ war ($> 75.$ Perzentil) im Vergleich zu Situationen mit „niedriger“ Immissionskonzentration ($< 25.$ Perzentil). Dieses Verfahren ist *unabhängig von der Konvergenz der Trajektorien* im Nahbereich der Stationen und ermöglicht daher ein Auffinden auch entfernt gelegener potentieller Emissionsquellen.

Die Ergebnisse der Perzentilmethode sind unabhängig von der Höhe der gemessenen Konzentration direkt miteinander vergleichbar und daher ein wichtiges Instrument für jahreszeitliche Vergleiche und für Stationsvergleiche.

Ein Nachteil dieser Methode ist, dass für Gebiete, die entweder von den Trajektorien mit Konzentrationen über dem 75-Perzentil oder unter dem 25-Perzentil nicht überstrichen werden, keine Aussagen gemacht werden und dass die Werte, die zwischen dem 25- und dem 75-Perzentil liegen, nicht berücksichtigt werden, d.h. es finden nur 50% der Werte Verwendung.

Eine Beurteilung der Genauigkeit von Trajektorien ist nur durch Vergleich mit Messungen von geeigneten Tracern möglich und daher schwierig. Grundsätzlich wird die Unsicherheit von Trajektorien mit rund 20% ihrer Länge (Rückwärts vom Zielpunkt gerechnet) angegeben (STOHL, 1998). Bei Windsprüngen nahe dem Ankunftspunkt der Trajektorie (z.B. bei Kaltfrontpassagen, aber auch vertikale Windsprünge bei Inversionswetterlagen) kann der Fehler jedoch auch sehr groß sein. Der Unsicherheit der Trajektorien wurde insofern Rechnung getragen, als nicht nur Trajektorien für die Messstellen selbst, sondern zusätzlich vier „Unsicherheitstrajektorien“, gleichverteilt auf einem Umkreis mit $0,5^\circ$ Radius um jede Station, berechnet wurden.

9.1.5 Gesamt-Verweilzeit

Neben der Verweilzeitstatistik der nach o.g. Methode tiefpass-gefilterten Konzentrationen können in analoger Weise Statistiken mit den Absolutkonzentrationen berechnet werden [SEIBERT et al., 1994, und STOHL, 1996]. Für jedes Gitterelement wird die *Verweilzeit* jeder Trajektorie mit der gemessenen Konzentration multipliziert und nach Aufsummierung über alle Trajektorien durch die *Summe der Gesamtverweilzeit im Gitterelement* dividiert. Das Ergebnis hat die Dimension einer Konzentration und ermöglicht ähnlich wie die Perzentilmethode das Auffinden potentieller Quellgebiete. Vorteil im Vergleich zur Perzentilmethode ist, dass hier alle Trajektorien verwendet werden und Situationen, wo keine Trajektorien mit „niedriger“ oder mit „hoher“ Konzentration vorliegen und sich daher das Verhältnis nicht bestimmen lässt, keine Rolle spielen; allerdings bewirkt eine große Zahl von Trajektorien bei durchschnittlicher Schadstoffbelastung u. U. eine „Verschmierung“ der Ergebnisse und folglich der potentiellen Quellgebiete. Ein weiterer Nachteil ist, dass Messstellen mit höherem Konzentrationsniveau mit höherem Gewicht in die Statistik eingehen als solche mit niedrigem Konzentrationsniveau (die Perzentilmethode hingegen ist unabhängig vom Konzentrationsniveau an unterschiedlichen Stationen, jede Station geht hier mit gleichem Gewicht ein).

Abgesehen von diesen Unterschieden erwiesen sich die Ergebnisse der Perzentilmethode und der Methode nach Seibert als recht ähnlich: Für den Fall, dass nur eine geringe Anzahl von Trajektorien zur Verfügung steht (etwa bei der Betrachtung einzelner Stationen, wie hier z.B. im Falle von Kittsee, oder bei Analyse lediglich eines Jahres wie z.B. für Wien) erwies sich die Methode nach Seibert als wichtige Ergänzung.

9.1.6 Genauigkeit der Trajektorienanalysen

Ungenauigkeiten in den Trajektorien gehen natürlich in die statistischen Auswertungen mit ein, zudem spielt auch die Zahl der Trajektorien in den jeweiligen Rasterfeldern eine wichtige Rolle: Weil sowohl der absolute Fehler mit der Länge der Trajektorien zunimmt als auch die

Zahl der Trajektorien, die ein Gitterzelle überstreichen, mit zunehmender Entfernung abnimmt, sollten die Ergebnisse der Statistiken vor allem an den Rändern des Untersuchungsgebiets nur mit großer Vorsicht interpretiert werden.

Die Genauigkeit der Perzentilmethode wurde für SO₂ (hinlänglich lange Lebensdauer, d.h. keine raschen chemischen Umwandlungen) durch Vergleiche mit Emissionskatastern überprüft [KAISER et al., 2003]. Zweck der Trajektorien-Verweilzeitstatistiken ist jedoch die Ermittlung der für die jeweiligen Messstellen *relevanten* Emissionsquellen, also keinesfalls eine Simulation eines Emissionskatasters. Ausgehend von einem Kerngebiet um Österreich (Begrenzung: 9,25° bis 17,25° E und 46,25° bis 49,25° N) wurden für SO₂ räumliche Korrelationen zwischen den Ergebnissen der Perzentilmethode und dem geglätteten EMEP-Emissionskataster berechnet, wobei das Kerngebiet in Schritten von 1° (jeweils 0,5° an den Rändern) bis an den Rand des gesamten Untersuchungsgebiets sukzessive erweitert wurde. Die so in Abhängigkeit von der Entfernung von Österreich berechneten Bestimmtheitsmaße liegen bis zu einem Gebiet, das von Ostfrankreich bis Mittelungarn und von Norditalien bis Südpolen reicht, bei rund 50% oder knapp darüber. Für weiter entfernte Gebiete nehmen die Bestimmtheitsmaße dann rasch ab, sodass sich für das gesamte Untersuchungsgebiet ein Bestimmtheitsmaß von nur mehr rund 20% ergibt.

Die Korrelation in der näheren Umgebung von Österreich ist überraschend gut, wenn man bedenkt, dass neben dem Transport, der von den Trajektorien erfasst wird, noch eine Reihe zusätzlicher Prozesse die Schadstoffkonzentration beeinflussen: Verdünnung durch Turbulenz, chemische Umwandlung, Deposition und lokale Emissionen im Nahbereich der Messstellen. Wegen der Unsicherheit an den Rändern des Untersuchungsgebiets erscheint es für eine umfassende Gesamtbewertung aber unerlässlich, sowohl die Statistiken für die Strömungsverhältnisse als auch für die potentiellen Quellgebiete zu verwenden.

9.2 Diskussion der Luftmassenherkunft bei den Belastungsepisoden mit PM10-TMW über 50 µg/m³ im Jahr 2002

Für die Herkunftsanalyse der PM10-Belastung im Nordburgenland ist die detaillierte Analyse der Tage mit TMW über 50 µg/m³ entscheidend. Die Detaildarstellung der Belastungsepisoden mit PM10-TMW über 50 µg/m³ findet man im Anhang 4.

Tabelle 42 gibt eine Übersicht über die (meisten) Tage mit PM10-TMW über 50 µg/m³ im Jahr 2002. Zur besseren Übersichtlichkeit ist der erste Tag jeder zusammenhängenden Episode grau markiert. Bei den Trajektorien (zur Methodik der Trajektorienberechnung siehe Kapitel 9.1) ist die Aufenthaltsregion während der letzten zwei bis drei Tage angegeben, wenn sich diese bei niedriger Windgeschwindigkeit länger über einem begrenzten Gebiet aufgehalten haben. Bei hoher Windgeschwindigkeit ist die Herkunftsrichtung angegeben; in diesen Fällen geben die Trajektorien aber u.U. nicht die bodennahen Strömungsverhältnisse wieder. „LVZ“ bedeutet „lange Verweilzeit“, d.h. die Luft lag bei sehr geringer Windgeschwindigkeit längere Zeit über einer Region, die Trajektorien zeigen u.U. eine verknäuelte Struktur. Die Angaben zu den Trajektorien sind kursiv, wenn die Trajektorien vermutlich nicht oder kaum für die bodennahe Schicht (unter der Inversion) repräsentativ sind.

In den Spalten „Kittsee“ und „Eisenstadt“ sind die vermutlichen Ursachen erhöhter PM10-Belastung angegeben, wenn diese das großflächige Belastungsniveau (Illmitz)³⁵ deutlich übersteigt. Die Anmerkung „Bratislava (SO₂)“ bzw. „Bratislava (NO₂)“ in der Spalte „Kittsee“ bedeutet, dass Advektion aus dem Ballungsgebiet Bratislava mit erhöhter SO₂- bzw. NO₂-Konzentration erfolgt; „Bratislava“ bedeutet, dass Advektion aus Bratislava sehr wahrscheinlich ist, zugleich aber keine erhöhte SO₂- bzw. NO₂-Konzentration beobachtet wurde.

³⁵ Die Umgebung der Messstelle Illmitz (siehe Kapitel 4.2) weist keine bedeutenden PM10-Emissionen auf. Wie die Auswertungen in Kapitel 8.3 zeigen, dürfte Winderosion keinen bedeutenden Beitrag zur PM10-Belastung leisten, auch landwirtschaftliche Aktivitäten zeichnen sich nicht als nennenswerte PM10-Quelle ab. Daher kann davon ausgegangen werden, dass Illmitz die großflächige, von lokalen Emissionen unbeeinflusste Hintergrundkonzentration repräsentiert.

Erhöhte PM10-Konzentrationen in Illmitz lassen sich im Jahr 2002 im wesentlichen zwei Situationen zuordnen:

- Ø Ferntransport mit Südostwind (siehe Kapitel 9.2.1)
- Ø regionaler Schadstoffanreicherung bei sehr schwache Strömung (siehe Kapitel 9.2.2)

Tabelle 42: Zusammenstellung der Charakteristika der Tage mit PM10-TMW über 50 µg/m³, 2002 (grau hinterlegt ist der jeweils erste Tag einer Episode; LVZ: lange Verweilzeit, Angaben im tageszeitlichen Verlauf sind mit Komma getrennt)

Datum	Trajektorien-Herkunftsregion	Wind Illmitz	Ausbreitungsbedingungen	Mischungshöhe (m)	Illmitz/Hintergrund	Kittsee	Eisenstadt
10.1.	v. NW, Tschechien, lange Verweilzeit über NO-Österreich und NW-Ungarn	SO, W	Bodeninversion	47	regionale Schadstoffanreicherung		
11.1.	Tschechien, NO-Österreich, LVZ über Westungarn	W	uneinheitlich	98	regionale Schadstoffanreicherung		starke lokale Schadstoffanreicherung
12.1.	Absinken über Ostalpen, LVZ NO-Österreich	W	ab Abend massive Inversion	116	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava ?	
13.1.	v. W, LVZ NO-Österreich, Westslowakei	NO	Inversion, zeitw. neutral	60	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	
14.1.	v. W, LVZ Westslowakei	SO	neutral, Inversion	101	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava	
17.1.	Nordungarn, LVZ NO-Österreich	NO	Bodeninversion	103	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	
18.1.	Nordungarn, dann LVZ NO-Österreich und Westslowakei	NO, SO	Bodeninversion	140	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	
19.1.	v. W, dann LVZ SO-Österreich	SO	starke Bodeninversion	198	regionale Schadstoffanreicherung		
22.1.	v. W ³⁶ , starkes Absinken	NO-S	zeitw. Bodeninversion	286	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	
23.1.	v. W/SW, starkes Absinken	NO-S	zeitw. Bodeninversion	283	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava ?	lokale Emissionen
24.1.	Nord- und Mittelitalien, Slowenien, SO-Österreich	NO-S, W-N	starke Inversion vor Front	124	regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava ?	lokale Emissionen
31.1.	W/SW, starkes Absinken, SO-Österreich	W	nachts Inversion	390	regionale Schadstoffanreicherung		lokale Emissionen
1.2.	Westen	SW	nachts Inversion	307	regionale Schadstoffanreicherung		lokale Emissionen
2.2.	Alpengebiet, starkes Absinken, SO-Österreich	SO	nachts Inversion	398	regionale Schadstoffanreicherung	lokale Emissionen, Bratislava (SO ₂)	

³⁶ Trajektorien vermutlich für die bodennahe Schicht wenig aussagekräftig

Datum	Trajektorien-Herkunftsregion	Wind Illmitz	Ausbreitungsbedingungen	Mischungshöhe (m)	Illmitz/Hintergrund	Kittsee	Eisenstadt
3.2.	W-Ungarn, Kroatien, N-Bosnien	SO	nachts Inversion	398	Ferntransport		
4.2.	W-Ungarn, Ostkroatien, Bosnien	SO	Inversion	213	Ferntransport		lokale Emissionen
5.2.	LVZ W-Ungarn, Ostkroatien, Nordserbien, SO-Österreich	SO	Inversion	26	Ferntransport		lokale Emissionen
6.2.	W-Ungarn, SO-Österreich, Slowenien, Westkroatien, NO-Italien	SO, NW, NO	Inversion	284	Ferntransport	Bratislava	lokale Emissionen
7.2.	LVZ Ungarn, W-Slowakei, Nordkroatien, NO-Österreich	NW	starke Inversion vor Front	201	regionale Schadstoffanreicherung		
16.2.	Ostsee, Polen (schnell), Nordungarn	SO	Inversion	437	Ferntransport		
17.2.	Ostsee, Polen (schnell), N-Rumänien, Ungarn	SO	Inversion	376	Ferntransport		
18.2.	O-Polen, Ungarn ³⁷ ; später von Westen	var., NW	starke Inversion vor Front	267	Ferntransport, regionale Schadstoffanreicherung	lokale Emissionen	lokale Emissionen
6.3.	Kroatien, SO-Österreich	var. (S)	meist Inversion	568	Ferntransport		lokale Emissionen
13.3.	S-Rumänien, N-Serbien, N-Bosnien, O-Kroatien, W-Ungarn	SO	nachts hochreichende Inversion	619	Ferntransport		lokale Emissionen
14.3.	S-Rumänien, N-Serbien, N-Bosnien, Kroatien, W-Ungarn, Slowenien	SO	nachts hochreichende Inversion	622	Ferntransport	Bratislava?	lokale Emissionen
15.3.	S-Rumänien, N-Serbien, N-Bosnien, W-Ungarn, Slowenien, ab nachmittags Ostsee, Polen, Mähren, NO-Österreich	NW	nachts hochreichende Inversion	678	Ferntransport		
16.3.	Ostsee, Weißrussland, S-Polen, Mähren, NO-Österreich	NW, NNO	nachts hochreichende Inversion	480	Ferntransport	lokale Emissionen (eher nicht Bratislava?)	lokale Emissionen
17.3.	LVZ N-Ungarn, W-Slowakei, ab nachmittags S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn	SO	nachts hochreichende Inversion	642	Ferntransport	lokale Emissionen (Bratislava?)	lokale Emissionen
31.3.	N-Kroatien, LVZ SO-Österreich	var. (O-N)	nachts Inversion	838	regionale Schadstoffanreicherung		lokale Emissionen
8.4.	M-S-Polen, O-Mähren, LVZ W-Slowakei, NW-Ungarn	var. (O-N)	nachts Inversion	880	regionale Schadstoffanreicherung + Bratislava (SO ₂)	Bratislava (SO ₂)	

³⁷ über Ost-, Süd- und Westungarn

Datum	Trajektorien-Herkunftsregion	Wind Illmitz	Ausbreitungsbedingungen	Mischungshöhe (m)	Illmitz/Hintergrund	Kittsee	Eisenstadt
9.4.	M-S-Polen, O-Mähren, W-Slowakei; O-Slowakei, N-Ungarn	NO	eher stabil	707	regionale Schadstoffanreicherung + Bratislava (SO ₂)		
10.4.	W-Ukraine, N-Ungarn	NO	Inversion vor Front, dann eher stabil	100	Ferntransport	Bratislava?	
11.4.	W-Ukraine, N-M-Ungarn, S-Rumänien, N-Serbien, S-W-Ungarn	SO	eher stabil	368	Ferntransport		
19.8.	SO-Polen, Slowakei	SO	nachts Inversion	957	Ferntransport	Bratislava ³⁸	
20.8.	SO-Polen, O-Slowakei, N-Ungarn	SO	nachts hochreichende Inversion	948	Ferntransport	Bratislava	
24.8.	S-Rumänien, N-Serbien, LVZ S- und W-Ungarn	SO	nachts Inversion	919	Ferntransport		
25.8.	LVZ Ungarn	SO	nachts Inversion	922	Ferntransport	Bratislava (NO _x , SO ₂)	
26.8.	SW-Ukraine, Ungarn	SO-O	nachts Inversion	894	Ferntransport	Bratislava (SO ₂)	
27.8.	S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn	SO	nachts Inversion	838	Ferntransport	Bratislava (? NO _x , SO ₂)	
28.8.	S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn	SO-O	nachts Inversion	786	Ferntransport	Bratislava	
29.8.	W-Rumänien, LVZ O- und N-Ungarn	NO, NW	nachts Inversion	597	Ferntransport	Bratislava (SO ₂)	
30.8.	W-Rumänien, LVZ O- und N-Ungarn, S-Slowakei, NO-Österreich	NW-N	nachts Inversion	891	Ferntransport	Bratislava?	
31.8.	LVZ N-Ungarn, Slowakei, NO-Österreich	NW	nachts Inversion	909	Ferntransport	Bratislava (SO ₂)	
8.9.	Deutschland, S-Polen, Mähren, LVZ NO-Österreich, ab abends LVZ W-Slowakei, W-Ungarn	var. NW, S	nachts Inversion	736	Ferntransport	Bratislava?	
9.9.	LVZ Ungarn	NO, SSO	nachts Inversion	830	Ferntransport	Bratislava?	
10.9.	LVZ Ungarn, O-Slowakei	N, NW	nachts Inversion	808	Ferntransport	Bratislava (? SO ₂)	
11.9.	von W über Tschechien	NW	leicht stabil	852	regionale Schadstoffanreicherung, Ferntransport		

³⁸ kurze, extrem hohe Spitzen, nicht parallel zu SO₂ oder NO_x

Datum	Trajektorien-Herkunftsregion	Wind Illmitz	Ausbreitungsbedingungen	Mischungshöhe (m)	Illmitz/Hintergrund	Kittsee	Eisenstadt
12.9.	NO-M-S-Polen, Mähren	N	leicht stabil	896	regionale Schadstoffanreicherung, Ferntransport		
16.10.	S-Polen, Mähren, NO-Österreich, ab mittags LVZ Slowenien, N-Kroatien, W-Ungarn	var. (SO)	stabil	369	Ferntransport	Bratislava (SO ₂)	lokale Emissionen
27.11.	W-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn	NO, SO	hochreichend stabil	160	Ferntransport	Bratislava (NO ₂ , SO ₂)	lokale Emissionen
28.11.	W-Rumänien, N-Serbien, Ungarn	SO	hochreichend stabil	41	Ferntransport	Bratislava (NO ₂ , SO ₂)	
29.11.	W-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, W-Ungarn	SO, var. N	hochreichend stabil	61	Ferntransport	Bratislava (NO ₂ , SO ₂)	
11.12.	Mittel-Rumänien, quer über Mittel-Ungarn	SO	leicht stabil	215	Ferntransport	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	lokale Emissionen
12.12.	Nordrumänien, LVZ O-Ungarn	SO	leicht stabil	151	Ferntransport	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	lokale Emissionen
13.12.	(N-Rumänien, O-Slowakei) LVZ Ungarn, W-Slowakei	SO, NO	leicht stabil	33	Ferntransport	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂), lokale Emissionen
14.12.	(W-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien), LVZ Ungarn, W-Slowakei, NO-Österreich	NW, SO	leicht stabil	72	Ferntransport (Bratislava?)	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	nicht interpretierbar
15.12.	W-Rumänien, N-Serbien, LVZ Ungarn, W-Slowakei	SO	leicht stabil	37	Ferntransport	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	lokale Emissionen
16.12.	W-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn	SO	leicht stabil	198	Ferntransport	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	
17.12.	W-Rumänien, N-Serbien, SW-Ungarn	SO, O	leicht stabil	114	Ferntransport	Bratislava (SO ₂ oder NO ₂)	lokale Emissionen
20.12.	Nordsee, östl. Deutschland, Tschechien (schnell), LVZ NO-Österreich, W-Ungarn	var. (N)	hochreichend leicht stabil	178	Ferntransport + regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	lokale Emissionen
21.12.	LVZ Nordösterreich, W-Ungarn	var. (S, ONO)	leicht stabil	75	Ferntransport + regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	lokale Emissionen
22.12.	LVZ Bayern, N-Österreich, W-Slowakei, W-Ungarn	var, SO, NO	leicht stabil	36	Ferntransport + regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (NO ₂)	Bratislava
23.12.	LVZ Ungarn, W-Slowakei, u.U. Slowenien	O-N	leicht stabil	117	Ferntransport + regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava?	Bratislava?

Datum	Trajektorien-Herkunftsregion	Wind Illmitz	Ausbreitungsbedingungen	Mischungshöhe (m)	Illmitz/Hintergrund	Kittsee	Eisenstadt
26.12.	Ukraine, Ungarn	SO	hochreichend leicht stabil	253	Fertransport	Bratislava (SO ₂)	lokale Emissionen
27.12.	S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, SW-Ungarn	SO, O	hochreichend stabil	80	Fertransport + regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava (SO ₂)	lokale Emissionen, Bratislava (SO ₂) + regionale Schadstoffanreicherung
28.12.	N-Serbien, N-Bosnien, Kroatien, Slowenien, SO-Österreich	ONO, var., WNW	hochreichend sehr stabil	26	Fertransport + starke regionale Schadstoffanreicherung	Bratislava, starke regionale Schadstoffanreicherung	lokale Emissionen + starke regionale Schadstoffanreicherung

9.2.1 Ferntransport 2002

Beim Ferntransport von Südosten zeigen die Rückwärtstrajektorien als häufigste Herkunftsregion hoch belasteter Luftmassen einen Bereich, der Südrumänien, u.U. auch Nordbulgarien, Nordserbien, u.U. Nordostbosnien, Nord- und Ostkroatien sowie den mittleren und westlichen Teil Ungarns umfasst. Weitere relativ häufige „Transportwege“ hoch belasteter Luftmassen führen über das mittlere Kroatien und Slowenien über Westungarn sowie von Nordrumänien über Ost- und Nordungarn ins Burgenland.

Die Trajektorien geben zunächst keine Information, wo entlang ihrer Zugbahn Schadstoffe aufgenommen bzw. in der Atmosphäre gebildet wurden. Eine Eingrenzung der Quellregionen primärer Partikel und der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel ist mit Hilfe von Emissionsdaten möglich.

Transport belasteter Luftmassen von Norden, der 2003, aber auch 2001 eine große Rolle spielte, wobei Südpolen und Mähren als Quellregionen in Frage kommen, trat 2002 nur an wenigen Tagen auf.

Von den etwa 30 Tagen des Jahres 2002, an denen Ferntransport für PM10-Belastungen um oder über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Nordburgenland verantwortlich war, kam an

- 6 Tagen (davon an 3 Tagen nur zeitweise) die Luft aus dem Bereich von Nordostitalien, Slowenien und Kroatien über Westungarn (Beispiel Abbildung 57)
- 2 Tagen die Luft aus Bosnien und Kroatien über Ungarn (Abbildung 58)
- 11 Tagen die Luft aus Rumänien (u.U. Nordbulgarien), Nordserbien und Ostkroatien über Ungarn (Beispiel Abbildung 59)
- 2 Tagen aus Rumänien, Nordserbien und Nordbosnien über Ostkroatien und Ungarn
- 1 Tag aus Nordserbien über Ostkroatien und Westungarn
- 11 Tagen (davon 2 zeitweise) aus Ungarn, u.U. angrenzenden Teilen Kroatiens, Rumäniens, der Ukraine und der Slowakei (Beispiel Abbildung 60)
- 1 Tag aus der Westukraine über Ungarn und Teile der Slowakei (lokal Südostwind)
- 1 Tag aus Westrumänien und Nordungarn
- 2 Tagen aus Ostpolen über die Slowakei und Ungarn
- 5 Tagen aus Polen (über die Region Katowice – Krakow) über Mähren (Beispiel Abbildung 61)
- 1 Tag aus Ostdeutschland und Tschechien.

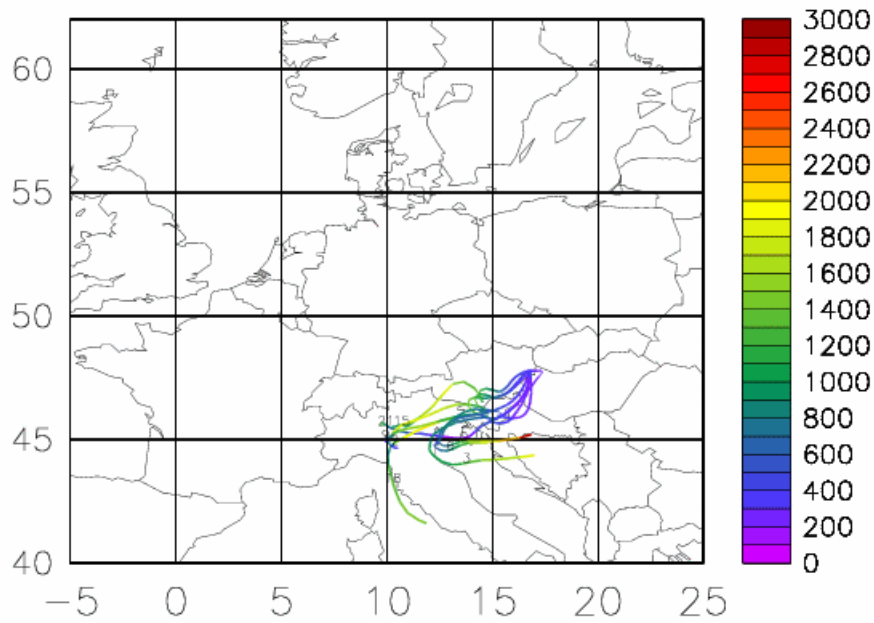


Abbildung 57: Ferntransport aus Nordostitalien, Slowenien und Kroatien, 6.2.2002. Die farbige Skala der Trajektorien gibt die Höhe über Meeresniveau an.

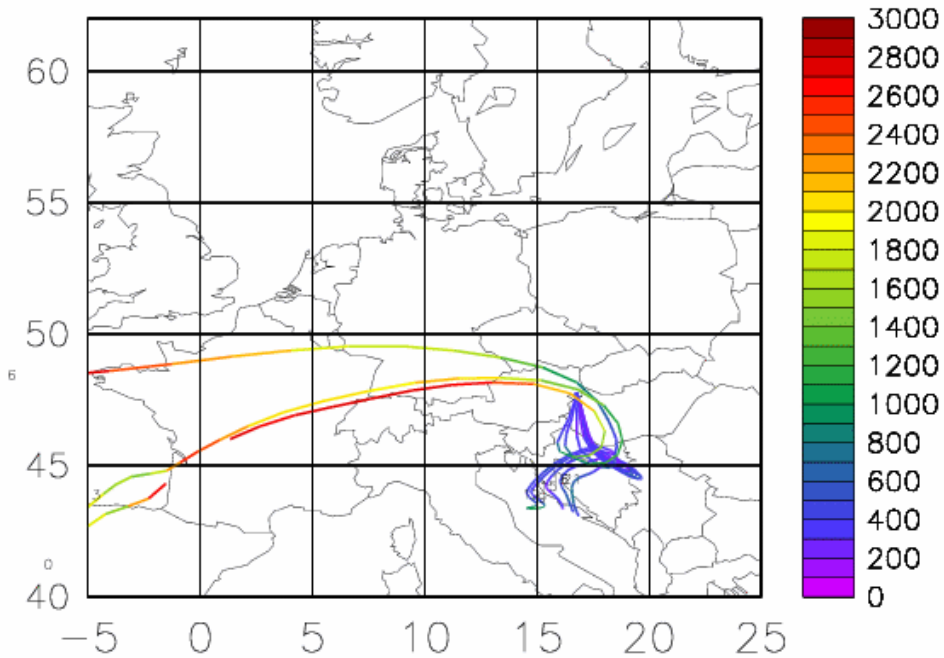


Abbildung 58: Ferntransport aus Bosnien und Kroatien über Westungarn, 3.2.2002. Die farbige Skala der Trajektorien gibt die Höhe über Meeresniveau an.

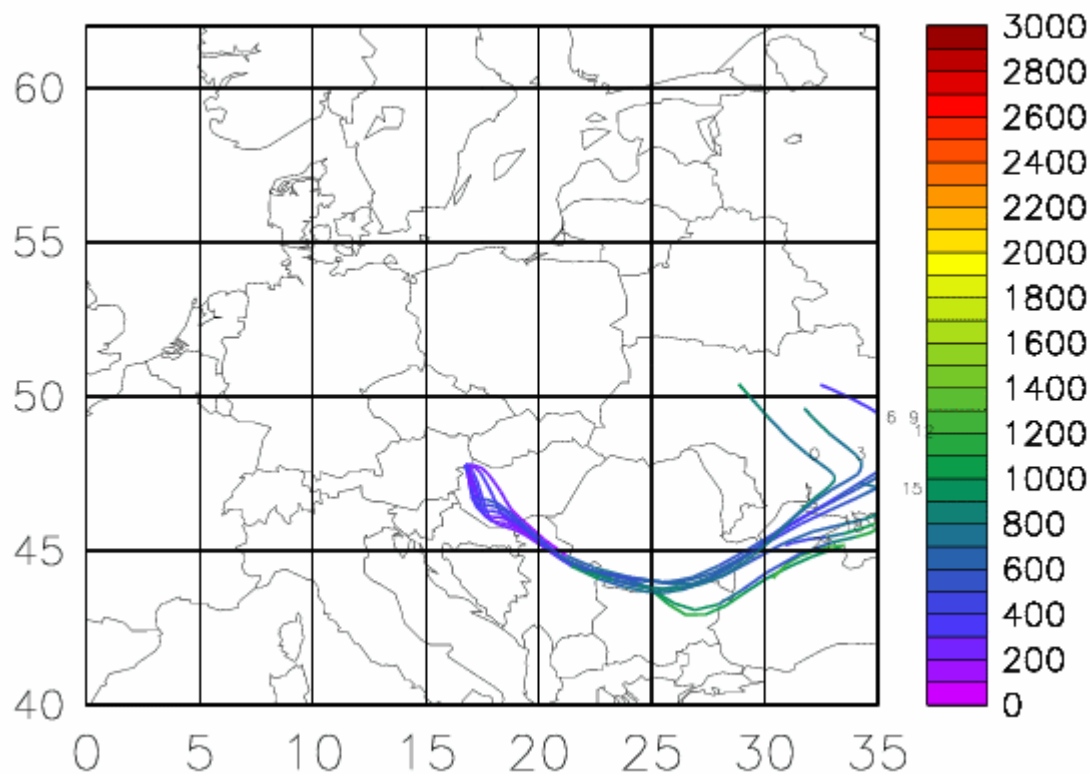


Abbildung 59: Ferntransport aus Rumänien (u.U. Nordbulgarien), Nordserbien und Ostkroatien über Ungarn 17.12.2002

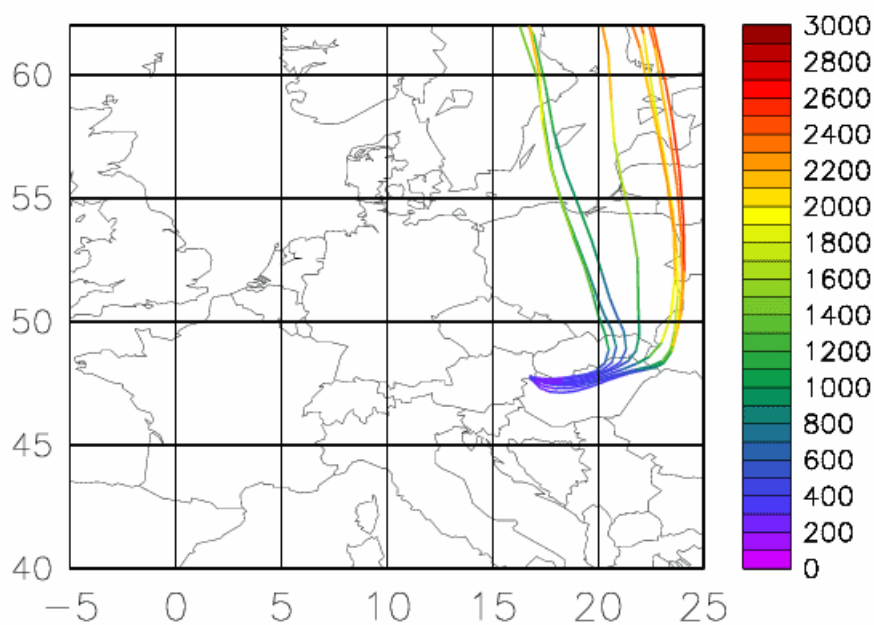


Abbildung 60: Ferntransport aus Ungarn, 16.2.2002

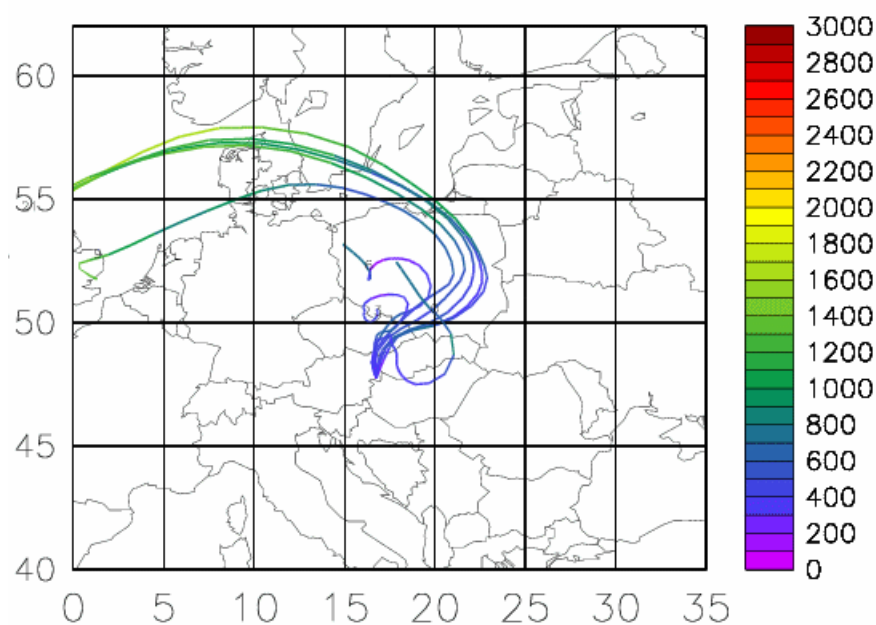


Abbildung 61: Ferntransport über Südpolen (Oberschlesien) und Mähren, 2.4.2002

9.2.2 Regionale Schadstoffanreicherung

Regionale Schadstoffanreicherung tritt bei niedrigen Windgeschwindigkeiten auf; die Rückwärtstrajektorien zeigen unregelmäßige Schleifenbewegungen im Umkreis von ungefähr 100 km um das Nordburgenland, d.h. in Nordostösterreich, der Südwestslowakei und Nordwestungarn. In den meisten Fällen zeigen die Rückwärtstrajektorien zuvor Luftmassenverlagerungen in Bodennähe in jenen Regionen, die bereits für Ferntransport in Frage kommen.

Von den Tagen des Jahres 2002, an denen regionale Schadstoffanreicherung zum Tragen kam, spielte an vier Tagen Ferntransport keine Rolle, d.h. die Schadstoffe kamen überwiegend aus dem Nahbereich (ca. 100 km) um Illmitz. Zusätzlicher Ferntransport kam an

- 1 Tag aus Böhmen
- 2 Tage aus Südpolen (Oberschlesien)
- 1 Tag aus Polen (aber nicht über Oberschlesien)
- 7 Tagen aus Nordungarn und der Slowakei (Beispiel Abbildung 62)
- 4 Tagen aus Ungarn (Beispiel Abbildung 63)
- 1 Tag aus Serbien, Rumänien und Ungarn
- 1 Tag aus Nordserbien und Nordkroatien über Ungarn
- 3 Tagen aus Slowenien, Nordostitalien und Kroatien
- 4 Tagen aus Nordösterreich und angrenzenden Teilen der Westslowakei und Westungarns (Abbildung 64)

Regionale Schadstoffanreicherung wird stärker noch als Ferntransport von ungünstigen Ausbreitungsbedingungen beeinflusst; niedrige Inversionen (d.h. niedrige Mischungshöhen) sind für besonders hohe PM10-Konzentrationen verantwortlich. Daraus resultiert als ein Charakteristikum von PM10-Belastungsepisoden mit regionaler Schadstoffanreicherung, dass die höchsten Konzentrationen unmittelbar vor Frontdurchgängen von Westen auftreten, wenn unter der ankommenden wärmeren Luft eine nur noch sehr seichte Kaltluftschicht mit sehr niedriger Mischungshöhe vorhanden ist. Sobald diese Kaltluft von der ankommenden wärmeren Luft verdrängt wird, geht die PM10-Konzentration sprunghaft zurück.

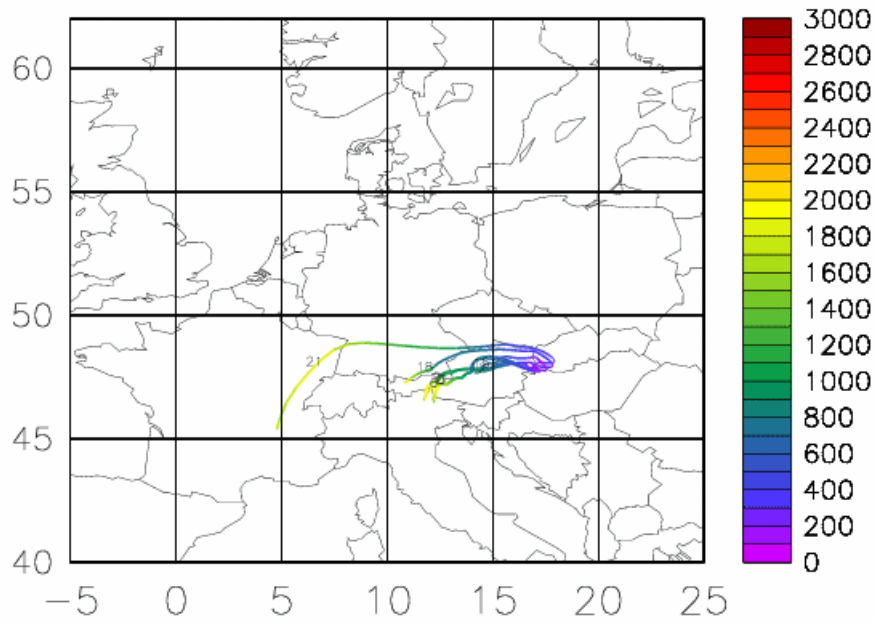


Abbildung 62: Rückwärtstrajektorien am 13.1.2002

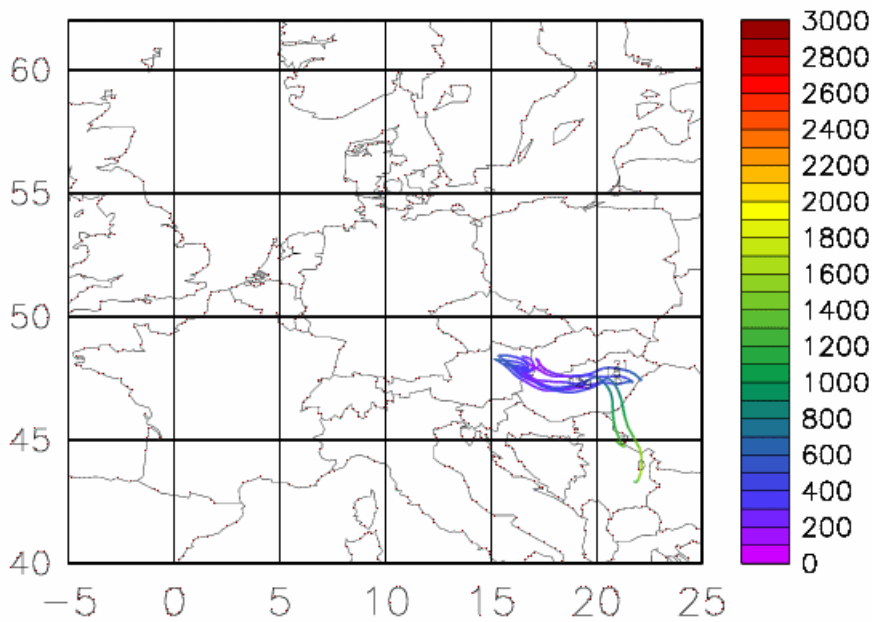


Abbildung 63: Rückwärtstrajektorien am 17.1.2002

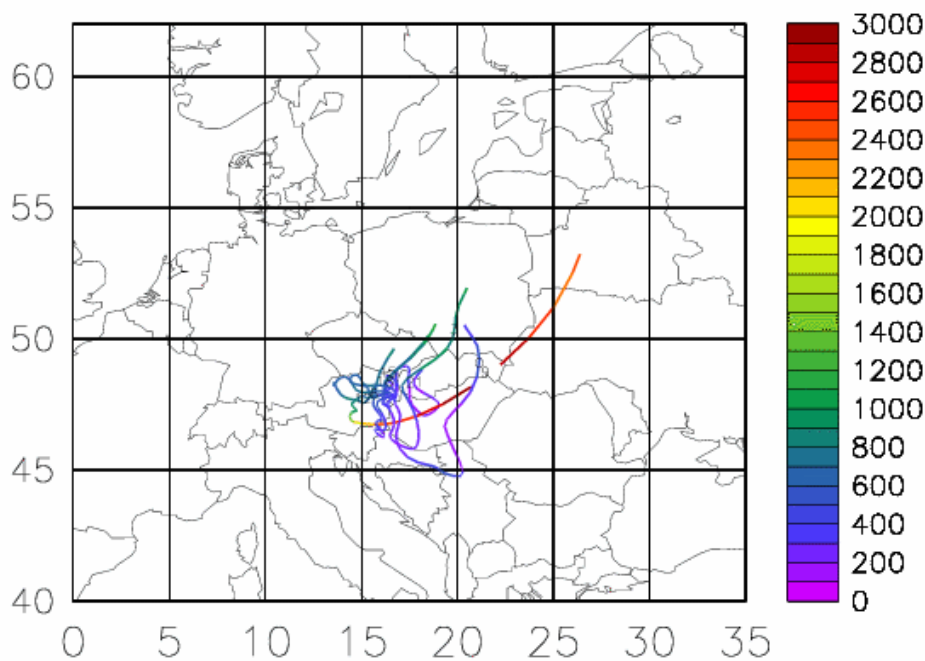


Abbildung 64: Rückwärtstrajektorien am 1.4.2002

9.2.3 Lokale Einflüsse in Kittsee

Als bedeutendste zusätzliche PM10-Quelle in Kittsee lässt sich anhand der Untersuchung der Belastungsepisoden Bratislava identifizieren. Dabei lassen sich relativ deutlich Fälle unterscheiden, bei denen die PM10-Konzentration parallel mit SO_2 oder mit NO_2 verläuft; dazu kommen seltenere Fälle, in denen die PM10-Konzentration keinen ähnlichen Verlauf mit gasförmigen Schadstoffen aufweist. Daraus lässt sich jedenfalls schließen, dass an verschiedenen Tagen unterschiedliche Emittentengruppen in Bratislava, die NO_x bzw. SO_2 emittieren, für erhöhte PM10-Konzentrationen in Kittsee verantwortlich sind.

Erhöhte PM10-Konzentrationen treten in Kittsee ganz überwiegend bei nordöstlichem Wind auf. Der Einfluss der Ausbreitungsbedingungen ist geringer als in Eisenstadt.

Die Auswertung der Herkunft erhöhter PM10-Belastung an insgesamt 60 Tagen des Jahres 2002 gemäß Tabelle 42 ergibt

- ∅ 10 Tage: kein wesentlicher Unterschied gegenüber Illmitz, d.h. keine nennenswerten lokalen Beiträge in Kittsee
- ∅ 17 Tage mit einem Beitrag aus Bratislava parallel zu erhöhter SO_2 - und NO_2 -Konzentration
- ∅ 8 Tage mit einem Beitrag aus Bratislava parallel zu erhöhter SO_2 -Konzentration
- ∅ 7 Tage mit einem Beitrag aus Bratislava parallel zu erhöhter NO_2 -Konzentration
- ∅ 16 Tage mit einem möglichen Beitrag von Bratislava
- ∅ 2 Tage mit einem lokalen Beitrag, der Bratislava nicht zuordenbar ist

9.2.4 Lokale Einflüsse in Eisenstadt

Erhöhte PM10-Konzentrationen treten in Eisenstadt bevorzugt bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (niedrigen Inversionen) parallel zu erhöhten NO_x- und CO-Konzentrationen auf. Besonders häufig sind erhöhte PM10-, NO_x- und CO-Konzentrationen am Morgen. Damit lassen sich lokale Emissionen, vor allem solche des Straßenverkehrs, ev. auch des Hausbrandes, als dominierende Quelle erhöhter PM10-Konzentration identifizieren.

Die Auswertung der Herkunft erhöhter PM10-Belastung an insgesamt 65 Tagen des Jahres 2002 gemäß Tabelle 42 ergibt

- ∅ 36 Tage: kein wesentlicher Unterschied gegenüber Illmitz, d.h. keine nennenswerten lokalen Beiträge in Eisenstadt³⁹
- ∅ 25 Tage: dominierender Einfluss lokaler Quellen
- ∅ 2 Tage: lokale Quellen und Transport von Bratislava
- ∅ 1 Tag: Transport von Bratislava
- ∅ 1 Tag: möglicher Transport von Bratislava.

9.3 Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung, 1999 bis 2004

Für eine Untersuchung der Herkunft von hoch belasteten Luftmassen im Nordburgenland steht insgesamt der Zeitraum von Oktober 1999 bis Februar 2004 zur Verfügung, in dem gravimetrische PM10-Messdaten in Illmitz vorliegen.

Werden in Kapitel 9.2.1 die Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung für das Jahr 2002 im Detail dargestellt (Tabelle 42), so wird im folgenden Kapitel der Gesamtzeitraum von Oktober 1999 bis Februar 2004 ausgewertet, wodurch die Datenbasis entscheidend verbreitert wird. Für den Zeitraum 1999/2000 wurden dazu jene Tage ausgewertet, an denen in Illmitz (und Spittelauer Lände, siehe Kapitel 10.1) PM10-Inhaltsstoffanalysen durchgeführt wurden, 2002 und 2003 das gesamte Jahr; für 2004 wurden jene Tage ausgewertet, an denen in Illmitz und Kittsee Inhaltsstoffanalysen durchgeführt wurden (Kapitel 10.3).

Die Ergebnisse sind in Tabelle 44 zusammen gestellt. Bei der Klassifizierung wurde – wie auch in Tabelle 42 – zwischen folgenden Arten von Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung unterschieden:

- ∅ **Ferntransport** mit mäßiger Strömung; die Trajektorien zeigen im Umkreis des Nordburgenlandes keine längeren Verweilzeiten
- ∅ **Ferntransport in Kombination mit regionaler Schadstoffanreicherung**; die Trajektorien zeigen längere Verweilzeiten im Umkreis des Nordburgenlandes
- ∅ **Regionale Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport**; die Trajektorien zeigen sehr lange Verweilzeiten im Umkreis des Nordburgenlandes oder Absinken über Nordostösterreich kurz vor Erreichen des Zielpunktes (d.h. sie sind für längere Zeiträume vor Eintreffen nicht aussagekräftig für die bodennahe Luftschicht)
- ∅ **Sahara-Staub** wird gesondert ausgewiesen.

In Tabelle 44 umfassen die Rubriken „Ferntransport von Südosten“ jene Fälle, in denen Illmitz von südöstlicher Richtung angeströmt wurde, „Ferntransport von Norden“ jene Fälle, in denen Illmitz von Norden oder Nordwesten angeströmt wurde. Unter „Regionaler Schadstoffanreicherung“ sind jene Fälle zusammengefasst, bei denen sich die Luftmassen über ein bis drei Tage im Bereich von ca. 100 km um Illmitz aufhielten; in zahlreichen Fällen zei-

³⁹ wobei zu berücksichtigen ist, dass die kontinuierlichen PM10-Messwerte in Eisenstadt nur beschränkt vergleichbar sind mit den gravimetrischen wie mit den kontinuierlichen Messwerten in Illmitz

gen die Trajektorien zusätzlich Ferntransport über mehrere 100 km an, der dann in der Spalte „Herkunftsregion“ angeführt ist.

In Klammer sind Tage gesetzt, wenn während etwas weniger als der Hälfte des Tages die Trajektorien aus der genannten Region kommen.

Bei den Fällen mit Ferntransport wird die Klassenzuordnung gemäß der EMEP-Emissionsinventur (siehe Kapitel 5.3, u.a. Abbildung 22 und Abbildung 25) so gewählt, dass Transporte aus Regionen mit extrem hohen PM10- und SO₂-Emissionen zusammengefasst werden (Tabelle 43).

Ferntransport aus Slowenien, S-Rumänien, N-Serbien und Bosnien überstreicht in der Regel Süd- und Westungarn, d.h. Regionen mit relativ niedrigen PM10-Emissionen, nicht aber Budapest und Nordungarn. Bei Ferntransport aus S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien und Slowenien kann daher davon ausgegangen werden, dass Emissionen in Kroatien, Süd- und Westungarn nur geringe Beiträge liefern.

Tabelle 43: Herkunftsregionen von Ferntransport mit hohen PM10-Emissionen

Klasse	Quellgebiete mit extrem hohen PM10-Emissionen
Slowenien, S-W-Ungarn	Kraftwerke in Slowenien: Šoštanj, Trbovlje
Kroatien, Bosnien	PM10-Emittenten in Bosnien
Rumänien, N-Serbien, Kroatien, Ungarn	PM10-Emittenten in der westlichen Walachei, u.U. im Raum București und Galați PM10-Emittenten im Raum Beograd
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	PM10-Emittenten in der westlichen Walachei PM10-Emittenten im Raum Beograd PM10-Emittenten in Bosnien
N-Serbien, Kroatien, Ungarn	PM10-Emittenten im Raum Beograd
N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	PM10-Emittenten im Raum Beograd PM10-Emittenten in Bosnien
Ungarn	Budapest, Kraftwerke in N-Ungarn
S-Rumänien, Ungarn	PM10-Emittenten in der westlichen Walachei Budapest, Kraftwerke in N-Ungarn
SO-Polen über Ungarn und Slowakei	Košice Budapest, Kraftwerke in Nordungarn
Polen (nicht über Oberschlesien und Kraków)	PM10-Emittenten im Grenzbereich von Polen und Deutschland
Polen (über Oberschlesien und Kraków), Mähren	Warszawa, Region Łódź, PM10-Emittenten in der Region Oberschlesien – Kraków Ostrava

Keine eindeutigen Aussagen sind darüber möglich, welchen Beitrag bei Luftmassentransport aus Südrumänien die Region București sowie Emittenten in der östlichen Walachei (Region Galați) ausmachen.

Ebenfalls sind kaum eindeutige Aussagen über Transport aus der Ukraine (Stryj, Region Kiiw), der über Südpolen Österreich erreicht, möglich.

In einzelnen Fällen könnten bei Ferntransport aus Serbien auch PM10-Emissionen im westlichen Kosovo eine Rolle spielen.

Tabelle 44: Herkunftsregionen der großräumigen PM10-Belastung an Tagen, an denen in Illmitz eine PM10-Belastung um oder über 50 µg/m³ auftrat. Tage mit Inhaltsstoffanalysen sind fett.

	Herkunftsregion	Herkunftsregion im Detail	1999	2000	2001	2002	2003	2004	
Ferntransport von Südosten	Slowenien, S-W-Ungarn	NO-Italien, Slowenien, NW-Kroatien, SO-Österreich, SW-Ungarn				6.2.			
		N-Mittel-Kroatien, Slowenien, SW-Ungarn				6.3., (14.3.), (15.3.), 16.10., (23.12.)			
		(Obere Adria) Slowenien, SO-Österreich	7.12.	25.12.					
		Kroatien, Bosnien	27.11.	17.11.	(25.1.)	3.2., 4.2.			
		N-Bosnien, O-N-Kroatien, SW-Ungarn, SO-Österreich			2.3.		28.3.		
		N-Bosnien, Kroatien, O-Slowenien		29.2.					
		Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, Ungarn	(N-Bulgarien) S-Rumänien, N-Serbien, S-W-Ungarn			19.1., 20.1., 25.1.	27.8., 15.12., 16.12., 17.12.	14.11., 11.12.	
		(N-Bulgarien) S-Rumänien, N-Serbien, Mittel-Ungarn		15.10., 25.11.	17.8.	18.3., (11.4.), 27.11., 28.11. (18.12.)	15.11., 10.12.		
		(N-Bulgarien) S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, SW-Ungarn	25.12.	14.1.	17.1., 18.1., 23.1., 19.10., 27.10.	17.3., 27.12.	20.4.	13.3.	
		W-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, W-S-Mittel-Ungarn			18.10.		20.1.	27.1.	
		W-Rumänien, N-Serbien, M-Ungarn			21.1.				
		S-Rumänien, N-Serbien, O-N-Kroatien, W-Ungarn, SO-Österreich			28.10.				
		W-Rumänien, N-Serbien, O-N-Kroatien, O-Slowenien, SO-Österreich					24.2.		
		Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	S-Rumänien, N-Serbien, N-Bosnien, O-Kroatien, W-Ungarn			20.10.	13.3., 14.3.		
		N-Serbien, O-Kroatien, Ungarn	N-Serbien, Ungarn		30.11., 1.12.	22.1.		21.4., 26.11., 30.12.	
		N-Serbien, S-Ungarn, O-N-Kroatien, W-Ungarn					21.1., 22.1.	9.1.	
		N-Serbien, O-Kroatien, SW-Ungarn	(5.11.), 24.12.	8.1., 9.1., 10.1., 13.1., 30.9., 23.10., 7.12., 24.12.	1.3., 15.10.		29.1., 26.2., 27.2.		

	Herkunftsregion	Herkunftsregion im Detail	1999	2000	2001	2002	2003	2004
		N-Serbien, O-N-Kroatien, O-Slowenien, SW-Ungarn, SO-Österreich		24.10.			25.2.	
	N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	Serbien, Bosnien, O-Kroatien, SW-Ungarn		14.10.				
		NW-Serbien, N-Bosnien, O-Kroatien, M-N-Ungarn, S-Slowakei		25.3.				
		NW-Serbien, N-Bosnien, N-Kroatien, SW-Ungarn, SO-Österreich					21.9.	
		N-Serbien, N-Bosnien, Kroatien, Slowenien				28.12.		
	Ungarn	Ungarn				16.1., (19.4.), 9.9., 26.12.		
		N-Ungarn				16.2.	22.2.	
		N-Ungarn, S-Slowakei				(17.3.) 13.12.	13.2.	
		N-Ungarn, O-Slowakei			16.1., 25.10.			
		N-Rumänien, Ungarn				17.2., 11.12., 12.12.	16.11.	
		W-Ukraine, Ungarn				10.4.	23.2.	
		W-Rumänien, Ungarn						28.1.
		S-Polen, Mähren, W-Slowakei, Schleife über N-Ungarn						12.3.
	Slowakei, W-Ukraine	W-Ukraine, SO-Polen, Slowakei				8.12.		
	S-Rumänien, Ungarn	S-W-Rumänien, O-N-Ungarn			18.8.	29.8.		
	Polen über Ungarn und O-Slowakei	(Ukraine) SO-Polen, O-S-W-Ungarn				18.2.		
		SO-Polen, O-Slowakei, N-Ungarn	5.11.	20.9.		11.4.	14.2.	
		SO-Polen, Slowakei					(9.1.)	
	Polen, Mähren über Ungarn (Serbien)	Polen, Mähren, W-Slowakei, quer über Ungarn, N-Serbien, S-W-Ungarn			29.3.			
		S-Polen, O-Slowakei, O-Ungarn, N-Serbien, NO-Bosnien, Kroatien, SW-Ungarn			3.8.			
Ferntransport von Norden	Polen (nicht Katowice-Krakow), Mähren	M-Polen, Mähren					8.1., 19.4.	29.2.
		N-Deutschland, W-M-Polen, Mähren		11.1.				
		W-Polen, M-Tschechien					(15.2.)	
		Sachsen, SW-Polen, Mähren		20.4., 21.4.				

	Herkunftsregion	Herkunftsregion im Detail	1999	2000	2001	2002	2003	2004
	Polen (über Katowice-Krakow), Mähren	N-Mittel-S-Polen, Mähren			23.8., 24.8., 24.10., (25.10.), 9.12.	15.3., 29.3., 2.4., 12.9.	9.2.	
		W-S-Polen, Mähren (W-Slowakei)			14.1.			
		M-S-Polen, Mähren					18.2., 6.11.	
		Weißrussland, O-S-Polen, Mähren			8.12., 13.12.		7.1., 9.1., 10.2.	
		N-W-Ukraine, S-Polen, Mähren			14.12.	16.3.	11.2., 12.2., (13.2.)	
		SO-S-Polen, M-Tschechien					10.1., 15.2.	
		S-Polen (Krakow, nicht Katowice), O-Slowakei, N-Ungarn			15.1.			
	O-Deutschland, Tschechien	Polen, O-Deutschland, M-Tschechien				18.12.		
Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport	kein Ferntransport		1.12., 2.12.	1.1., 2.1. , 4.1., 5.1., 2.2., 8.2., 23.3., 25.10., 26.10., 11.11.	13.10., 7.11., 26.12.	12.1., 19.1., 22.1., 23.1.	26.1., 28.2. , 1.3. , 3.3., 4.3., 12.12., 19.12., 20.12.	6.1., 10.1., 29.1. , 18.3., 19.3.
	Tschechien	Böhmen				10.1.		26.2.
		W-Mähren					29.3.	27.2.
		S-M-Tschechien			11.12.			
	Polen, Mähren	S-Polen, Mähren			10.12.		5.3.	
		S-Polen, Mähren, W-Slowakei					21.2., 8.5.	
		S-Polen, Mähren, W-Slowakei, W-Ungarn, N-Kroatien				31.3.		
		S-Polen, Mähren, W-Slowakei, NW-Ungarn		(11.1.), 12.1.	2.12.	9.4.		
	Polen, Mähren (nicht Katowice, Ostrava)	NO-M-S-Polen, W-Mähren				8.4.		
	Slowakei, Ungarn	W-Slowakei				13.1., 14.1.		
		W-Slowakei, NW-Ungarn					2.3. , 6.3., 28.10.	
		N-Ungarn, SW-Slowakei				7.2.	22.4.	
		N-Ungarn, Slowakei				31.8., 15.12.		
		Ungarn, W-Slowakei				13.12., 23.12.		
		M-N-Ungarn, W-Slowakei, Mähren	3.11.	26.12.			7.5.	
	Ungarn	NW-Ungarn					12.4.	

	Herkunftsregion	Herkunftsregion im Detail	1999	2000	2001	2002	2003	2004
		N-Ungarn				17.1., 18.1.		
		W-Ungarn		14.3.	3.1., 18.11.	11.1., 20.12.		7.1., 8.1.
		S-W-M-Ungarn, SO-Österreich		7.1.	5.12.		18.1.	
	Kroatien, Ungarn	W-Slowakei, W-M-Ungarn, O-Kroatien					27.3.	
		S-W-Ungarn, N-Kroatien, SO-Österreich, O-Slowenien	26.11.		26.1.		4.2., 27.12., 28.12.	
		N-Kroatien, W-Ungarn, SW-Slowakei		24.3.				28.2.
	Serbien, Rumänien, Ungarn	W-Rumänien, N-Serbien, S-W-Ungarn				19.3.	20.10.	
		S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, W-Ungarn	26.12.					
	Serbien, Ungarn, Kroatien	Serbien, Ungarn, SW-Slowakei		9.12., 10.12.				
		N-Serbien, W-Ungarn, O-Kroatien			16.10., 17.10.	5.2.		
		Serbien, S-W-Ungarn		15.1.				
		N-Serbien, O-N-W-Kroatien						14.3.
	N-Österreich, W-Ungarn, W-Slowakei, Mähren	W-Ungarn, N-Österreich				21.12.,		26.1.
		W-Slowakei, S-Tschechien, NO-Österreich					26.3., 13.4.	
		N-Österreich, N-Ungarn				30.8.		
		W-Ungarn, N-Österreich, W-Slowakei				1.4., 22.12.		
		NW-Ungarn, NO-Österreich, W-Slowakei	21.11.				7.3.	
		NO-Österreich, W-Ungarn, S-Mähren			13.2.			
		N-Österreich			11.1.		8.3., 26.12.	25.1.
	Slowenien, Kroatien, NO-Italien	Slowenien, SO-Österreich			4.1.	2.2., 3.10.		31.1., 1.2.
		Slowenien, N-Italien				24.1.		
		W-Ungarn, Slowenien, W-Kroatien, NO-Italien			30.9.			
	Sahara-Staub	Nordwestafrika		6.2.				6.2.

9.4 Trajektorienverweilzeitstatistiken, ECMWF

Trajektorienverweilzeitstatistiken wurden für die ECMWF-Rückwärtstrajektorien gemäß Kapitel 9.1 sowohl mit der Perzentilmethode wie auch mit der Tiefpassfiltermethode berechnet.

Für Illmitz wurden die PM10-Daten der Jahre 2001 bis 2003 ausgewertet; die Ergebnisse der Tiefpassmethode sind in Abbildung 65 dargestellt, die Ergebnisse der Perzentilmethode in Abbildung 66.

Die Unterschiede der beiden Abbildungen sind in den verschiedenen verwendeten Methoden begründet. Die Perzentilmethode berücksichtigt nur jene Trajektorien, die mit Konzentrationen über dem 75-Perzentil und unter dem 25-Perzentil in Verbindung stehen. Osteuropäische Regionen, aus denen nie Luftmassen mit Konzentrationen unter dem 75-Perzentil kommen, werden nicht berücksichtigt; in Regionen mit geringer Aufenthaltsdauer niedrig belasteter Trajektorien sind die Aussagen sehr unsicher.

Die Farbskalierung in Abbildung 65, Abbildung 67 und Abbildung 68 gibt eine mit der Abweichung der Konzentration vom 3-monatigen Mittel gewichtete Aufenthaltsdauer von Trajektorien über den Gitterzellen an (und ist somit keine anschaulich interpretierbare Zahl). Dunkelrot gefärbt sind Luftströmungen bei überdurchschnittlicher, dunkelblau gefärbt jene bei unterdurchschnittlicher PM10-Belastung.

In Abbildung 66 gibt die Farbskala das Verhältnis der Verweildauer von Trajektorien, bei deren Ankunft in Illmitz die PM10-Konzentrationen über dem 75-Perzentil lag, verglichen zur Verweildauer von Trajektorien, bei deren Ankunft in Illmitz die PM10-Konzentrationen unter dem 25-Perzentil lag, in Prozent an.

Die Auswertung gemäß der Tiefpassmethode (Abbildung 65) gibt relativ präzise jene Herkunftsregionen hoch belasteter Luftmassen wieder, die in Tabelle 44 ausgewiesen sind. Die Charakteristika der Tiefpassmethode und die Tatsache, dass gerade bei Ferntransportereignissen von Südosten die Trajektorien häufig über mehrere Tage einer identen „Zugbahn“ folgen, führen allerdings dazu, dass auch Gebiete zwischen der tatsächlichen Herkunftsregion der Schadstoffe und dem Zielpunkt als Quellgebiete hoher Belastung aufscheinen.

Die in Abbildung 65 aufscheinende „Quellregion“ hoher PM10-Belastung über den Südostalpen repräsentiert Situationen, in denen die Luft über den Alpen absinkt, d.h. es handelt sich um Hochdruckwetterlagen mit niedrigen Inversionen, bei denen die ECMWF-Trajektorien nicht für die bodennahe Schicht repräsentativ sind.

Niedrige PM10-Konzentrationen kommen aus dem Sektor von West bis Nordwest.

Betrachtet man nur die Wintermonate Dezember bis Februar (Abbildung 67, Tiefpassmethode), so treten der Bereich von Nordserbien bis Westungarn sowie die Küstengebiete der Oberen Adria noch deutlicher hervor.

Vertikalprofile der (bis in 300 m über Boden gerechneten Trajektorienverweilzeiten) zeigen, dass Luftmassen, die mit hohen PM10-Konzentrationen verbunden sind, aus wenigen 100 m über Boden stammen (nicht dargestellt).

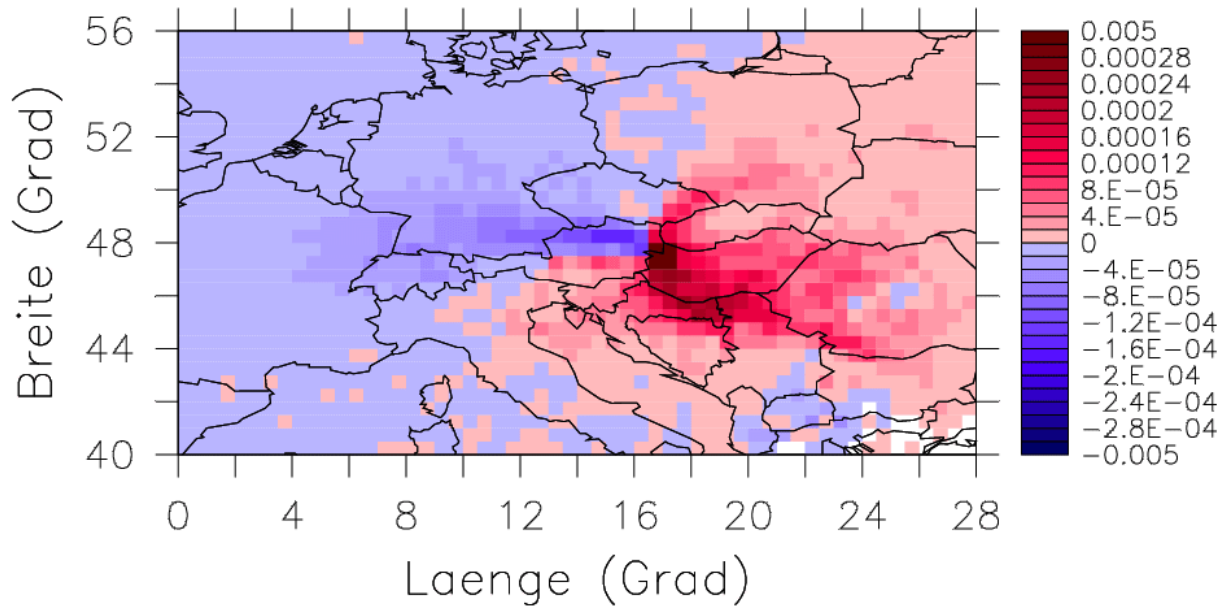


Abbildung 65: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik mit der Tiefpassfiltermethode für die Jahre 2001 bis 2003, Illmitz

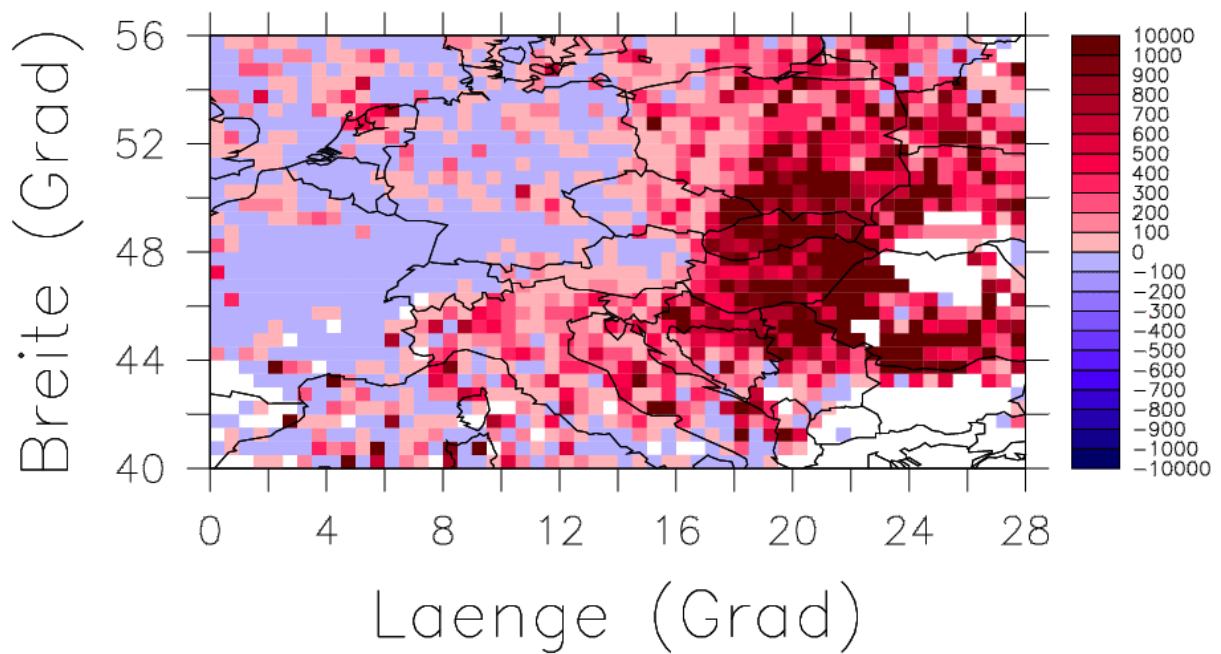


Abbildung 66: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik mit der Perzentilmethode für die Jahre 2001 bis 2003, Illmitz

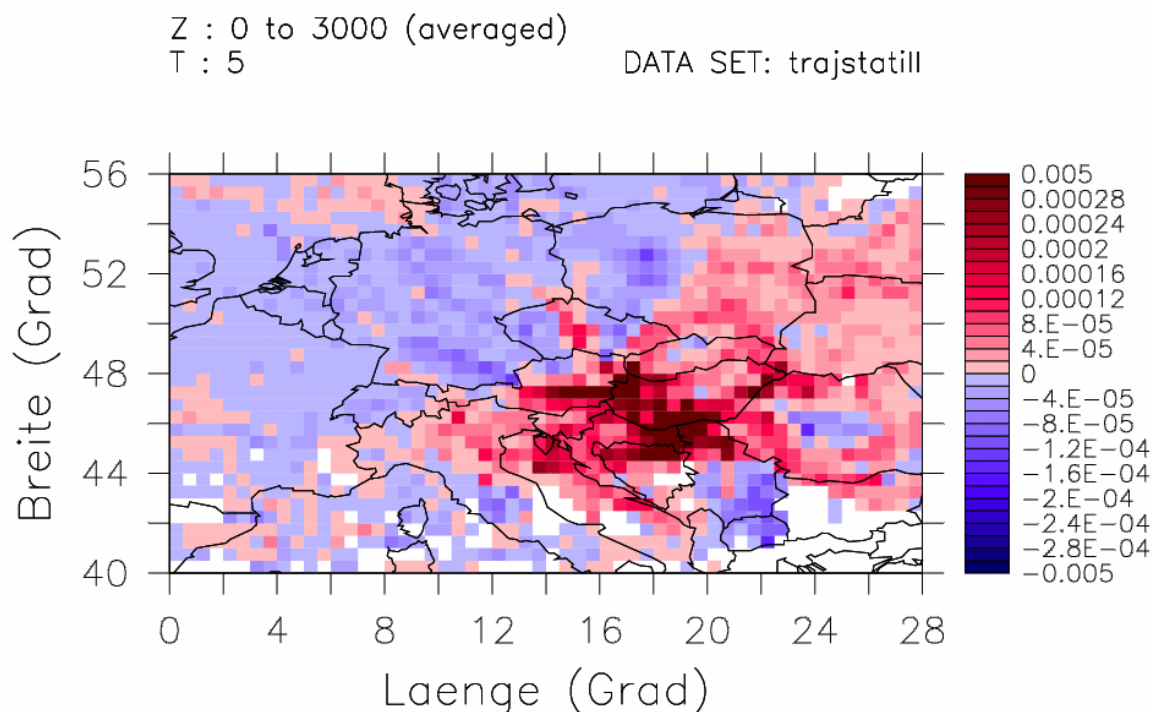


Abbildung 67: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik mit der Tiefpassfiltermethode für die Wintermonate Jahre 2001 bis 2003

Die Ergebnisse der Tiefpassfiltermethode für Kittsee (Abbildung 68) zeigen Ferntransport aus ungefähr den selben Regionen, wie er auch Illmitz erreicht. Stärker als bei der Auswertung für Illmitz (Abbildung 65) treten allerdings die Südwestslowakei und Nordwestungarn sowie die Region Budapest hervor, in etwas geringerem Ausmaß Serbien und Südrumänien.

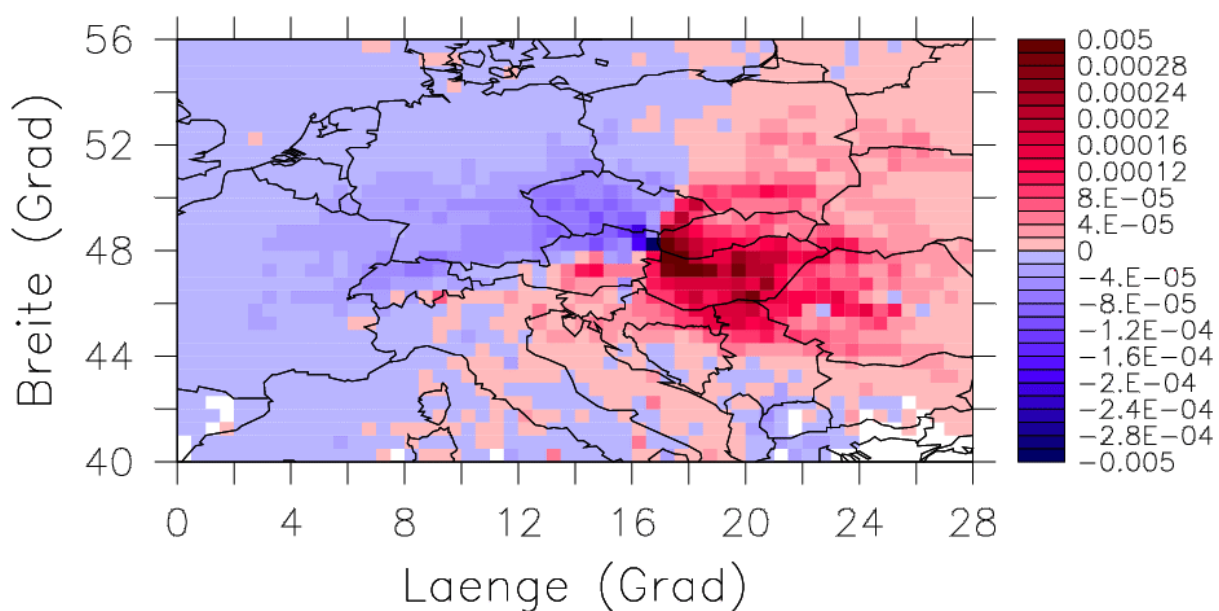


Abbildung 68: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik mit der Tiefpassfiltermethode für die Jahre 2001 bis 2003, Kittsee

9.5 Kleinräumige Trajektorienverweilzeitstatistiken

Auswertungen der kleinräumigen Trajektorien für alle drei Messstellen des Nordburgenlandes (Eisenstadt, Illmitz und Kittsee) sind in Abbildung 69 dargestellt, wobei – anders als bei der Tiefpassmethode – direkt die Absolutkonzentration von PM10 mit der Verweildauer der Trajektorien über den einzelnen Gitterzellen berechnet wurde (siehe Kapitel 9.1.5).

Deutlich zeichnet sich die Region Bratislava als Quellgebiet erhöhter PM10-Konzentrationen aus, aber auch die „dahinter“, d.h. östlich von Bratislava liegenden Gebiete, die von jenen Trajektorien, die über Bratislava Kittsee erreichen, auch überquert werden. Zudem kommen erhöhte PM10-Konzentrationen aus dem gesamten Sektor von Südost bis Nordost sowie direkt von Norden (Bereich Nordwestslowakei); diese Situationen repräsentieren Ferntransport aus Quellgebieten, die vom Modellgebiet nicht abgedeckt werden.

Innerhalb des Nordburgenlandes zeichnet sich Eisenstadt selbst als Quellregion mäßig hoch belasteter Luft ab.

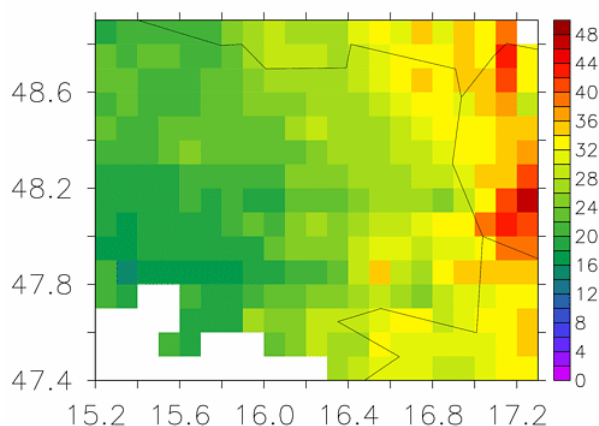


Abbildung 69: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik (kleinräumige Trajektorien) mit der Absolutkonzentration für die Jahre 2002 bis 2003, alle nordburgenländischen Stationen

In Abbildung 70 sind die entsprechenden Ergebnisse für die Station Kittsee (2002, 2003) dargestellt. Hier zeichnet sich als dominante PM10-Herkunftsregion ein breiter Sektor im Osten ab, der neben dem Ballungsgebiet Bratislava auch Ferntransport von Südost bis Ost repräsentiert. Hohe PM10-Konzentrationen kommen zudem direkt von Norden (Bereich Nordwestslowakei); diese Situationen repräsentieren Ferntransport aus Quellgebieten, die vom Modellgebiet nicht abgedeckt werden.

Innerhalb Österreichs sind Quellregionen westlich von Kittsee (Raum Hainburg) sowie im Bereich Wien zu erkennen.

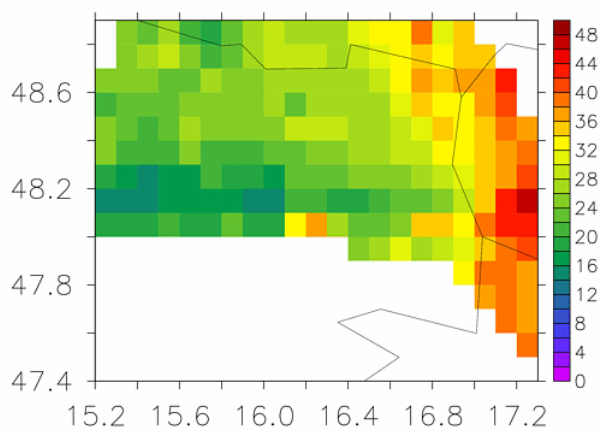


Abbildung 70: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik (kleinräumige Trajektorien) mit der Absolutkonzentration für die Jahre 2002 bis 2003, Kittsee

10 CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG DER PM10-FRAKTION

10.1 Illmitz, 1999/2000

Vom Umweltbundesamt wurden zwischen Oktober 1999 und November 2000 PM10 und PM2,5 Messungen an jedem sechsten Tag sowie Inhaltsstoffanalysen dieser Staubfraktionen an den Messstellen Wien Spittelauer Lände und Illmitz durchgeführt. Die Station Spittelauer Lände ist eine verkehrsbelastete Messstelle, Illmitz repräsentiert die regionale Hintergrundbelastung.

Analysiert wurden die Konzentration an elementarem (EC) und organischem Kohlenstoff (OM)⁴⁰, die sekundären anorganischen Aerosole (Sulfat, Nitrat, Ammonium), Fe, Na, K, Mg, Ca, Chlorid sowie der Schwermetalle Pb, Cd, As und Ni. In Tabelle 45 und Abbildung 71 werden die wichtigsten Ergebnisse dieser Messungen kurz präsentiert; eine umfassendere Darstellung findet sich in SCHNEIDER & LORBEER (2002).

Tabelle 45: Konzentrationen und Anteile der PM10- und PM2,5-Inhaltsstoffe in Wien Spittelauer Lände und Illmitz, 1999/2000

		PM10	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Ammonium	Leichtmetalle	Eisen	Wasser im Sulfat	Rest ohne Wasser
Illmitz	PM10	53,44	2,0	5,5	4,3	2,7	2,0	0,7	0,2	2,1	4,6
	PM2,5	38,17	1,7	5,4	4,0	2,3	1,9	0,5	0,1	1,9	2,0
Spittelauer Lände	PM10	24,23	10,6	10,5	5,0	4,4	1,9	2,4	2,1	2,4	13,6
	PM2,5	19,80	9,1	8,5	4,3	3,6	2,0	1,2	0,6	2,0	6,8
Illmitz	PM10		4%	10%	8%	5%	4%	1%	0,4%	4%	9%
	PM2,5		4%	14%	10%	6%	5%	1%	0,2%	5%	5%
Spittelauer Lände	PM10		44%	43%	20%	18%	8%	10%	8,8%	10%	56%
	PM2,5		46%	43%	22%	18%	10%	6%	2,8%	10%	34%

⁴⁰ Die Kohlenstoffanalysen wurden im Labor des Umweltbundesamtes und im Rahmen der EC/OC-Messkampagne von EMEP (siehe Kapitel 10.2) mit unterschiedlichen Methoden durchgeführt, die bei den Messergebnissen des Umweltbundesamtes zu vergleichsweise höheren Konzentrationen bei EC führen.

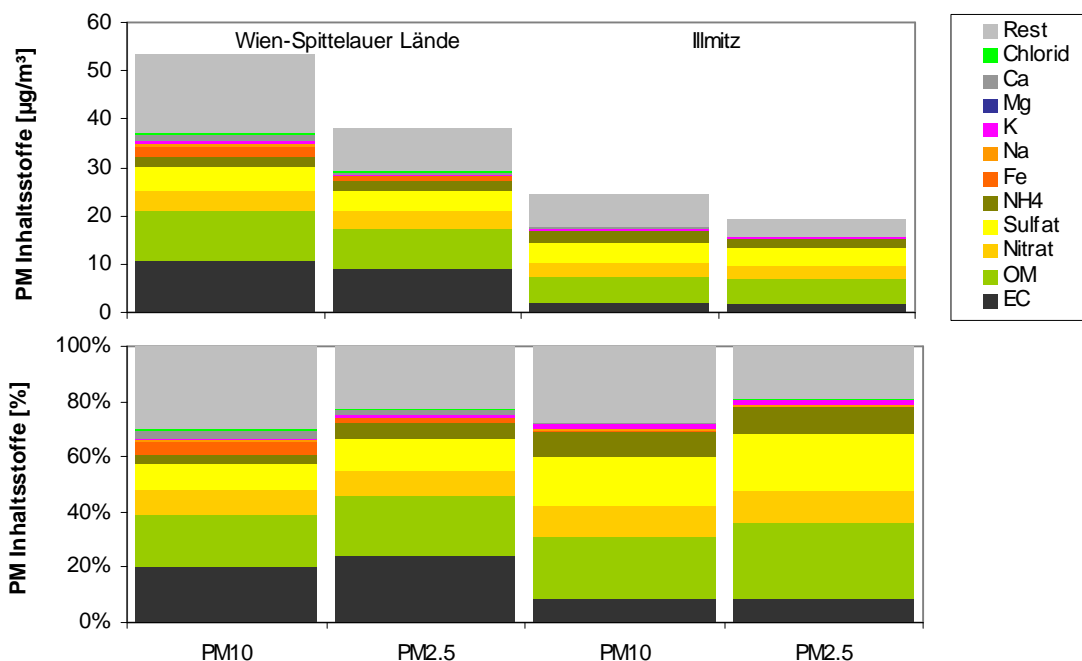


Abbildung 71: PM10 und PM2,5 Inhaltsstoffe in Wien-Spittelauer Lände und Illmitz.

An der Messstelle Spittelauer Lände tragen im Mittel die Inhaltsstoffe EC und OM zu etwa 40%, die sekundären anorganischen Aerosole zu 20% und der nicht-analyisierte Rest (mineralische Anteile) zu 30% bei. In Illmitz überwiegen der organische Kohlenstoff, die sekundären anorganischen Aerosole und der Rest.

In Abbildung 72 ist die Grobfraction (Differenz PM10-PM2,5) der beiden Messstellen dargestellt. An beiden Stationen wird diese zum überwiegenden Teil aus dem nicht-analyisierten Rest gebildet, an der Spittelauer Lände auch noch von Fe, EC und OM.

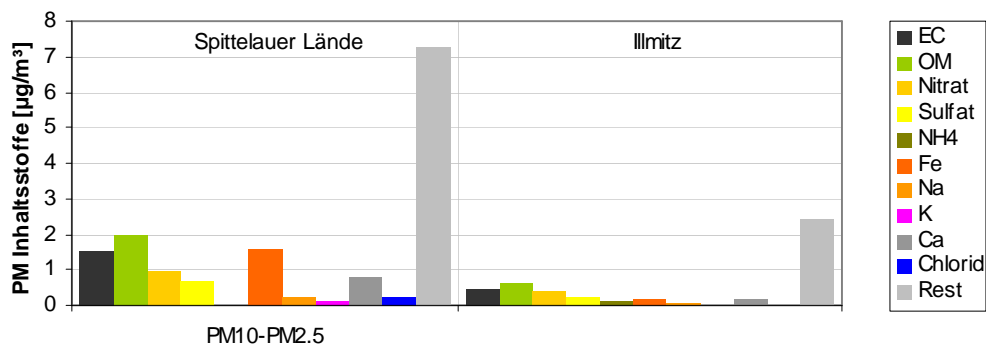


Abbildung 72: Differenz von PM10 und PM2,5 in Wien- Spittelauer Lände und Illmitz.

Beim Vergleich zwischen den beiden Messstellen fällt auf, dass an der Spittelauer Lände in den Fraktionen PM10 und PM2,5 die Inhaltsstoffe EC, OM, der mineralische Anteil und Fe deutlich höher als in Illmitz sind (Abbildung 73).

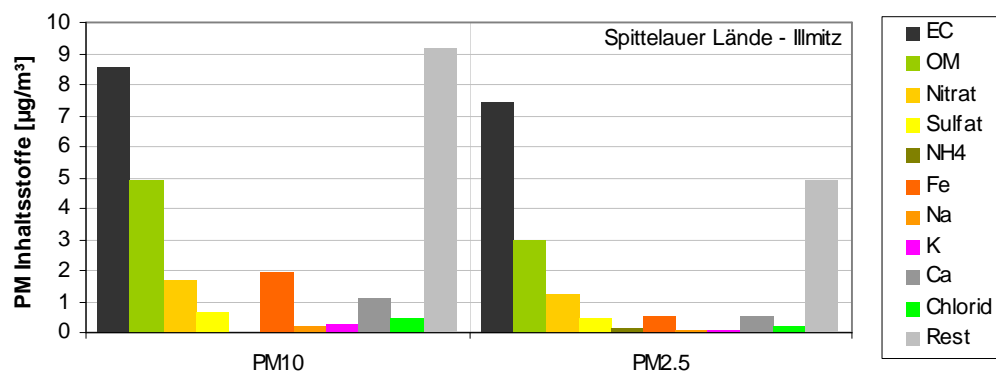


Abbildung 73: Differenz der Inhaltsstoffe von PM10 und PM2,5 in Wien-Spittelauer Lände und Illmitz.

10.1.1 Windrichtungsabhängigkeit in Illmitz

Für die Zuordnung der PM10-Konzentration und der PM10-Inhaltsstoffe werden die einzelnen Tage den Hauptwindrichtungen Nordwest (270 bis 360°) und Südost (90 bis 180°) zugeordnet, wenn mehr als 60% der HMW eines Tages aus diesen beiden Sektoren kommen; Tage mit variablem Wind werden als „indifferent“ klassifiziert.

Tabelle 46 und Abbildung 74 zeigen die deutlichen Unterschiede in der PM10-Konzentration bei Nordwest- und Südostwind; im Mittel ist die PM10-Konzentration bei Südostwind mit 37 µg/m³ mehr als zweieinhalb mal so hoch wie bei Nordwestwind (14 µg/m³), bei variablen (indifferenten) Windverhältnissen mit 27 µg/m³ deutlich niedriger als bei Südostwind.

Die mittlere Windgeschwindigkeit ist mit 5 m/s bei Nordwestlagen deutlich höher als bei Südostlagen (2 m/s) und indifferenten Lagen (3 m/s), daher sind die Ausbreitungsbedingungen bei Nordwestlagen tendenziell günstiger und bereits aus diesem Grund – ungeachtet möglichen Ferntransports – die PM10-Belastung tendenziell niedriger.

Die relativen Anteile der PM10-Inhaltsstoffe variieren relativ wenig mit der Windrichtung; leicht überdurchschnittlich hoch sind bei Südostwind die Anteile von Sulfat mit 20% (und damit Wasser im Ammoniumsulfat) sowie Ammonium und von Chlorid (nicht angegeben, unter 0,5 µg/m³). Dies bedeutet u.a., dass bei Nordwestwind sekundäre anorganische Ionen (Sulfat, mehr noch Nitrat) eher andere Ionen als Ammonium als Gegenion aufweisen.

Überdurchschnittliche Anteile weisen Nitrat (8% gegenüber 6% bei Südost) und v.a. Metalle (insgesamt 1 µg/m³) bei Nordwestwind auf.

Signifikant sind die Unterschiede zu den indifferenten (variablen) Lagen, die sich durch einen deutlich überdurchschnittlichen Beitrag von Nitrat (15%), aber auch Ammonium, und durch einen vergleichsweise sehr geringen Anteil des nicht analysierten (überwiegend mineralischen) Restes (12% gegenüber 20% bei Nordwest- und Südwestwind) ausweisen.

Der Anteil von EC hängt kaum von der Windrichtung ab, jener von OM ist bei indifferenten Lagen (24%) am höchsten, bei Nordwestwind (20%) am niedrigsten.

Tabelle 46: Konzentration von PM10 und Inhaltsstoffen bei verschiedenen Windrichtungen, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Illmitz, 1999/2000

Windrichtung	Nordwest	Südost	indifferent	Verhältnis SO/NW
Tage	21	15	30	
PM10	14	37	27	2,6
EC	1	3	2	2,3
OM	3	7	6	2,5
Nitrat	1	2	4	2,1
Sulfat	3	7	4	2,9
Ammonium	1	3	2	3,2
Metalle	1	1	1	1,9
Wasser im Sulfat	1	4	3	3,0
Rest ohne Wasser	3	7	3	2,6

Daraus lassen sich erste Schlussfolgerungen ziehen:

- ∅ Bei Südostwind stammt ein höherer Beitrag von Sulfat aus Ferntransport, dieser ist bei (windschwachen) indifferenten Lagen am geringsten
- ∅ Nitrat und Ammonium entstehen überwiegend aus nahe gelegenen Emissionen, daher ist der Anteil bei windschwachen indifferenten Lagen am höchsten.
- ∅ Nitrat stammt eher aus NO_x-Emissionen im Nordwesten (Wien) als von Südosten.
- ∅ OM stammt eher aus lokalen Quellen.

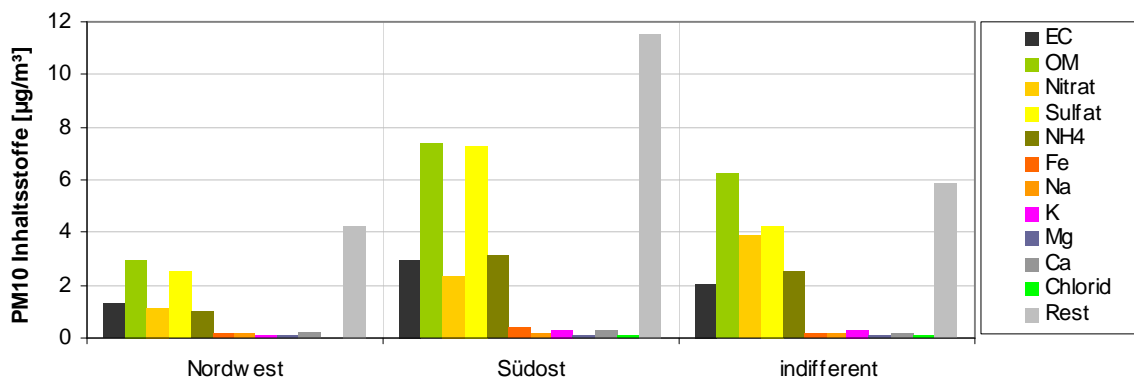


Abbildung 74: Konzentration von PM10-Inhaltsstoffen bei verschiedenen Windrichtungen, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Illmitz, 1999/2000

10.1.2 Windgeschwindigkeitsabhängigkeit in Illmitz

Wie Tabelle 47 zeigt, nimmt die PM10-Konzentration selbst mit zunehmender Windgeschwindigkeit deutlich ab. Die einzelnen Inhaltsstoffe zeigen nur eine geringe Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit.

Tabelle 47: Abhängigkeit der Konzentration von PM10 und Inhaltsstoffen von der Windgeschwindigkeit ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), Illmitz, 1999/2000

	bis 2 m/s	>2 bis 3 m/s	>3 bis 4 m/s	> 4 m/s
Tage	19	15	10	16
PM10	37	26	19	14
EC	8%	9%	10%	8%
OM	21%	23%	24%	24%
Nitrat	15%	6%	8%	11%
Sulfat	16%	24%	18%	18%
Ammonium	9%	10%	9%	8%
Wasser im Sulfat	7%	11%	9%	9%
Metalle	4%	4%	5%	6%
Rest (ohne Wasser)	19%	13%	18%	22%

Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten ist der Anteil von Nitrat etwas erhöht, bei hohen Windgeschwindigkeiten jener der Metalle (v.a. Calcium und Magnesium).

Große Unterschiede weist der Rest-Anteil bei hohen Windgeschwindigkeiten über 4 m/s mit 22% gegenüber 2-3 m/s (13%) auf, allerdings sind auch Geschwindigkeiten unter 2 m/s mit einem hohen Rest-Anteil von 19% verbunden. Daher lässt sich nicht der Schluss ziehen, ein erhöhter Rest-Anteil stünde mit windgeschwindigkeitsabhängiger Aufwirbelung in Zusammenhang.

Die Windgeschwindigkeitsabhängigkeit von Nitrat – mit 6% mäßigen Windgeschwindigkeiten von 2-3 m/s gegenüber 11% bei über 4 m/s und 15% bei unter 2 m/s – dürfte in der Temperatur liegen, da die Klasse 2-3 m/s mit 17°C deutlich wärmer ist als die anderen drei Windgeschwindigkeitsklassen, die jeweils eine mittlere Temperatur von 11°C aufweisen. Sulfat, weist bei 2-3 m/s mit 24% umgekehrt einen eineinhalbmal so hohen Anteil wie bei unter 2 m/s auf. Damit entfällt auf die Klasse 2-3 m/s allein schon aufgrund der temperaturabhängigen Dissoziation von Ammoniumnitrat ein niedrigerer Nitratanteil - und im Gegenzug höhere Anteile anderer Komponenten.

10.1.3 Abhängigkeit von der Temperatur und dem vertikalen Temperaturgradienten

Die in Tabelle 47 angeführte Beziehung zwischen PM10-Inhaltsstoffen und Temperatur zeigt klar die Dissoziation von Ammoniumnitrat bei hohen Temperaturen; der mittlere Anteil von Nitrat am PM10 beträgt bei unter 7°C 16%, bei über 15°C nur noch 3%. Im Gegenzug nimmt der Anteil von Sulfat mit zunehmender Temperatur zu, der Anteil von Ammonium weist keine Temperaturabhängigkeit auf.

Tabelle 48: Abhängigkeit der PM10-Inhaltsstoffe von der Temperatur in Illmitz

	bis 7°C	>7 bis 15°C	>15°C
Tage	19	17	23
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	27	24	19
EC	8%	9%	7%
OM	24%	23%	17%
Nitrat	16%	12%	3%
Sulfat	13%	17%	22%
Ammonium	8%	9%	8%
Wasser im Sulfat	6%	8%	10%
Metalle	4%	4%	6%
Rest (ohne Wasser)	19%	16%	26%

Auch der Anteil von OM nimmt mit zunehmender Temperatur deutlich ab, was u.a. darauf zurückzuführen sein dürfte, dass OM v.a. aus Verbrennungsprozessen zur Raumheizung emittiert wird, die bei höheren Lufttemperaturen weniger zum Tragen kommen. Dies deutet auch darauf hin, dass sekundäre organische Aerosole kaum zur PM10-Belastung beitragen, da sowohl die Emission von deren Vorläufersubstanzen als auch ihre Bildung mit der Temperatur zunehmen würden.

Dagegen hängt der EC-Anteil kaum von der Temperatur ab.

Deutliche Zunahmen mit der Temperatur zeigen die Anteile von Metallen und des nicht analysierten Restes.

Tabelle 49 gibt die Anteile der PM10-Inhaltsstoffe in Abhängigkeit vom Temperaturgradienten zwischen Wien Kaiserebersdorf und Wien Hohe Warte an. Günstige Ausbreitungsbedingungen (Temperaturdifferenz über $+0,5^\circ\text{C}$) sind mit geringeren PM10-Konzentrationen verbunden als ungünstige und neutrale Ausbreitungsbedingungen (der feuchtadiabatische bzw. neutrale Temperaturgradient beträgt $+0,35^\circ\text{C}$). Tendenziell sind hohe Temperaturdifferenzen Kaiserebersdorf – Hohe Warte mit höheren Windgeschwindigkeiten und höheren Temperaturen verbunden.

Ungünstige Ausbreitungsbedingungen sind mit überdurchschnittlichen Anteilen v.a. des nicht analysierten Restes sowie von Sulfat verbunden, aber mit unterdurchschnittlichen Beiträgen von OM und Nitrat.

Tabelle 49: Abhängigkeit der PM10-Inhaltsstoffe von der Temperaturdifferenz (TMW) Wien Kaiserebersdorf – Wien Hohe Warte

	bis $+0,1^\circ\text{C}$	$>0,1^\circ\text{C}$ bis $0,5^\circ\text{C}$	$>0,5^\circ\text{C}$
	sehr stabil	stabil	labil
Tage	18	18	23
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	27	29	20
EC	8%	8%	10%
OM	19%	22%	27%
Nitrat	9%	11%	13%
Sulfat	20%	18%	17%
Ammonium	9%	9%	9%
Wasser im Sulfat	9%	8%	8%
Metalle	5%	5%	4%
Rest (ohne Wasser)	22%	18%	12%

10.1.4 Niederschlagsmenge

An zwei Drittel der 62 Tagen mit PM10-Analysen fiel kein Niederschlag. Wie Tabelle 50 zeigt, ist die PM10-Konzentration an Tagen mit Niederschlag etwa 25% niedriger als an niederschlagsfreien Tagen.

Die Anteile der PM10-Inhaltsstoffe weisen keine wesentlichen Abhängigkeiten von der Niederschlagsmenge auf; Nitrat ist an Tagen mit über 1 mm etwas erhöht, Sulfat und der Rest-Anteil etwas unter dem Durchschnitt. Weder lassen sich ein Effekt der hygroskopischen Eigenschaft von Ammoniumsulfat noch deutlich eine Verminderung des mineralischen Rests bei Regen feststellen.

Tabelle 50: Abhängigkeit der PM10-Inhaltsstoffe von der Niederschlagsmenge in Illmitz

	0 mm	bis 1 mm	>1mm
Tage	41	10	11
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	27	19	22
EC	8%	9%	9%
OM	22%	27%	23%
Nitrat	10%	11%	14%
Sulfat	19%	16%	17%
Ammonium	9%	9%	10%
Wasser im Sulfat	9%	8%	8%
Metalle	5%	4%	4%
Rest (ohne Wasser)	18%	17%	16%

10.1.5 Untersuchung hoch belasteter Tage

Neben den o.g. statistischen Auswertungen werden im folgenden einzelne Tage mit erhöhter PM10-Belastung und erhöhter Konzentrationen der einzelnen Inhaltsstoffe untersucht, wobei die jeweilige meteorologische Situation und – anhand der großräumigen Rückwärtstrajektorien – die Herkunftsregionen abgegrenzt werden. Untersucht werden jeweils die 10 höchst belasteten Tage für PM10, EC, OM, Sulfat, Nitrat und den Rest (Tabelle 51).

Tabelle 51: Tage mit den fünf höchsten Konzentrationen an PM10 (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, fett, wenn unter den fünf höchsten TMW), EC, OM, Sulfat, Nitrat und „Rest“ (ohne Wasser) sind für die entsprechenden Inhaltsstoffe mit „x“ gekennzeichnet; Klassifikation der Windrichtung gemäß Kapitel 8.2.2. MH: Mischungshöhe in m

	PM10	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Rest	Wind	Herkunftsregion	Beschreibung	MH
2.11.99	43	x			x		SO	M-Ungarn, O-N-Kroatien, (N-Serbien) W-Ungarn	Ferntransport von SO	433
26.11.99	54	x	x		x		I	SO-Österreich, W-Ungarn	regionale Schadstoffanreicherung	230
2.12.99	50		x				I	vermutl. regional	regionale Schadstoffanreicherung	368
9.12.99	38					x	SO	Obere Adria, Slowenien, SO-Österreich	„Ferntransport“ von SW	336
2.1.00	83	x	x	x	x		I	O-Österreich	regionale Schadstoffanreicherung	⁴¹
8.1.00	46	x	x	x			SO	N-Serbien, O-Kroatien, Sw-Ungarn	Ferntransport von SO	
14.1.00	58			x			SO	S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, SW-Ungarn	Ferntransport von SO	
6.2.00	65					x	SO	O-Österreich, W-Ungarn	Sahara-Staub	353
24.2.00	27				x		I	von W	Westwind. Wien?	462
25.3.00	89	x	x	x	x	x	I	N-Serbien, NO-Bosnien, O-Kroatien, M-N-Ungarn, SW-Slowakei	Ferntransport von SO	466
12.5.00	37					x	I	Mähren, W-Slowakei, NW-Ungarn	regionale Schadstoffanreicherung, Transport von N	1354
9.9.00	27					x	I	von NW, dann Ungarn	regionale Schadstoffanreicherung, Transport von O	890

PM10

Wie schon in Tabelle 60 erkennbar, zeigen die Rückwärtstrajektorien für die zehn Tage mit der höchsten PM10-Konzentration hohe Aufenthaltsdauern in zwei Regionen, mit deutlich unterscheidbarem Verhalten:

- ∅ hohe Aufenthaltsdauern (Schleifenbewegungen) im Bereich von Ostösterreich, Mittel- und Westungarn und Nordkroatien
- ∅ Transport aus Südrumänien über Nordserbien und quer über Ungarn

EC

Die zehn Tage mit den höchsten EC-Konzentrationen zeigen analoge Herkunftsregionen wie PM10 selbst auf (korrespondierend mit den geringen Variationen des EC-Anteils)

OM

Bei OM tritt Ferntransport aus der Region Südrumänien und Nordserbien über Ungarn ähnlich deutlich wie bei PM10 in Erscheinung, während Ungarn und Nordkroatien weniger beitragen. Dafür spielt zusätzlich Transport über Polen und Mähren eine Rolle.

⁴¹ keine Angaben der Mischungshöhe von 1.1. bis 15.1. 2000 verfügbar

Sulfat

An den 10 Tagen mit den höchsten Sulfat-Werten tritt Transport aus dem Bereich Südrumänien bis Nordserbien über Ungarn stärker hervor, zudem Situationen mit langer Verweildauer der Luft über Ungarn und Nordkroatien. Daneben tritt Transport über das südliche Tschechien sowie über Ostmähren in Erscheinung, kaum hingegen Situationen mit längerer Verweildauer über Österreich.

Nitrat

Hohe Nitrat-Konzentrationen sind mit langen Verweildauern über Mittel- und Westungarn sowie Nord- und Ostösterreich verbunden, d.h. mit Situationen mit schwacher Westströmung. Relativ hohe Verweilzeiten zeigen Trajektorien über Südungarn, Nordserbien und Nordkroatien, die aber deutlich geringer sind als bei Sulfat, sowie über Polen und Mähren; im Gegensatz zu PM10 selbst und Sulfat tritt Südrumänien kaum in Erscheinung.

Rest

Hohe Rest-Anteile stehen einerseits mit hohen Verweilzeiten der Luftmassen über Nordostösterreich und Westungarn in Verbindung, zum anderen mit Transport aus Südrumänien und Nordserbien über Ungarn (aber deutlich schwächer als bei PM10 und Sulfat). Sahara-staub-Fertransport lässt sich anhand der Trajektorien-Verweilzeiten nicht eingrenzen.

Die einzelnen Tage zeigen folgende Charakteristika:

Di., 2.11.1999

Wetterlage: Hoch über Südosteuropa, Frontalzone im nordwestl. Mitteleuropa. Bis 16:00 Südostwind (2 m/s), dann nach und nach auf Nordwest drehend. Mischungshöhe niedrig.

Die PM10-Konzentration zeigte einen räumlich einheitlichen Anstieg am 2.11. bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, wobei auch SO₂ großflächig erhöht war. Ein rascher Konzentrationsrückgang erfolgte am 3.11. vormittags mit einem Frontdurchgang.

Die Luftmassen kamen ca. 48 h vorher von NW, zogen über Westungarn nach Süden, beschrieben über N-Kroatien eine Schleife und erreichten Illmitz von Süden über das westlichste Ungarn. Die Schadstoffe wurden sehr wahrscheinlich über W-Ungarn oder N-Kroatien aufgenommen.

Fr., 26.11.1999

Wetterlage: Hoch über Mittel- und Südosteuropa. Süd- bis Ostwind (0 bis 3 m/s). Mischungshöhe niedrig.

Mit Drehung des Windes auf Ostnordost erfolgte ein rascher Konzentrationsanstieg am 26.11. morgens, dann langsamer Rückgang von 26. bis 28.11. bei kontinuierlicher Drehung des Windes auf Süd; deutlich höhere Konzentrationen traten in Wien auf. Verantwortlich dafür war eine starke Bodeninversion am 26.11.

Die Trajektorien zeigen lange Verweilzeit über Südwestungarn und Südostösterreich.

Do., 2.12.1999

Wetterlage: Eine Frontalzone lag zonal über dem nördlichen Mitteleuropa (starke Westströmung). In Illmitz wehte bis 16:00 schwacher, unbeständiger Wind aus Südost bis Süd, dann Westwind (bis 10 m/s); in Wien durchgehend Westwind. Bis 2.12. mittags bestand eine starke Bodeninversion, die dann durch einen Kaltfrontdurchgang aufgelöst wurde. Mischungshöhe niedrig.

PM10 zeigte einen langsamen Konzentrationsanstieg von 30.11. bis 2.12., dann folgte ein rascher Konzentrationsrückgang am 2.12. zwischen 13:00 und 17:00 beim Frontdurchgang. Deutlich höhere Konzentrationen wurden in Wien bis 1.12. 21:00 und zeitweise am 2.12. nachmittags beobachtet.

Es handelte sich, wie am 26.11., um eine Situation starker regionaler Schadstoffanreicherung, die in einer vor einer anrückenden Frontalzone seichter werdenden Inversionschicht verstärkt wurde.

Do., 9.12.1999

Wetterlage: Hoch über Südosteuropa, Tief über den Britischen Inseln, Frontalzonen über dem westlichen Mitteleuropa. In Illmitz wehte bis 15:00 schwacher, unbeständiger Wind meist aus Südost, ab 15:00 starker Südostwind (bis 5 m/s). Die Ausbreitungsbedingungen waren bis mittags hochreichend ungünstig. Mischungshöhe niedrig.

Die PM10-Konzentration nahm in Illmitz kontinuierlich ab. Wesentlich höhere PM10-Konzentrationen traten in Wien auf.

Der hohe Rest-Anteil ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ist nicht interpretierbar. Die Windgeschwindigkeit nahm am Nachmittag auf bis 5 m/s zu, als die PM10-Konzentration sehr niedrig war (unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

So., 2.1.2000

Wetterlage: Hoch über dem südlichen Mittel-, über Südost- bis Osteuropa, Frontalsystem über dem nordwestlichen Mitteleuropa. In Illmitz wehte schwacher, unbeständiger Wind aus Nordost bis Nordwest. Die Ausbreitungsbedingungen waren bis mittags hochreichend ungünstig.

Die PM10-Konzentration war von 31.12.1999 abends bis in die Nacht 2./3.1.2000. hoch und räumlich relativ einheitlich. Ein rascher Rückgang mit Frontdurchgang erfolgte am Schafbergbad 2.1. 16:00, in Illmitz am 3.1. morgens.

Es handelte sich um eine Situation mit großräumiger Schadstoffanreicherung bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, wobei auch die NO_2 -Belastung sehr hoch war, nicht aber NO .

Die Rückwärtstrajektorien (Abbildung 75) zeigen Absinken über den Ostalpen und dann lange Verweilzeiten über Nordostösterreich.

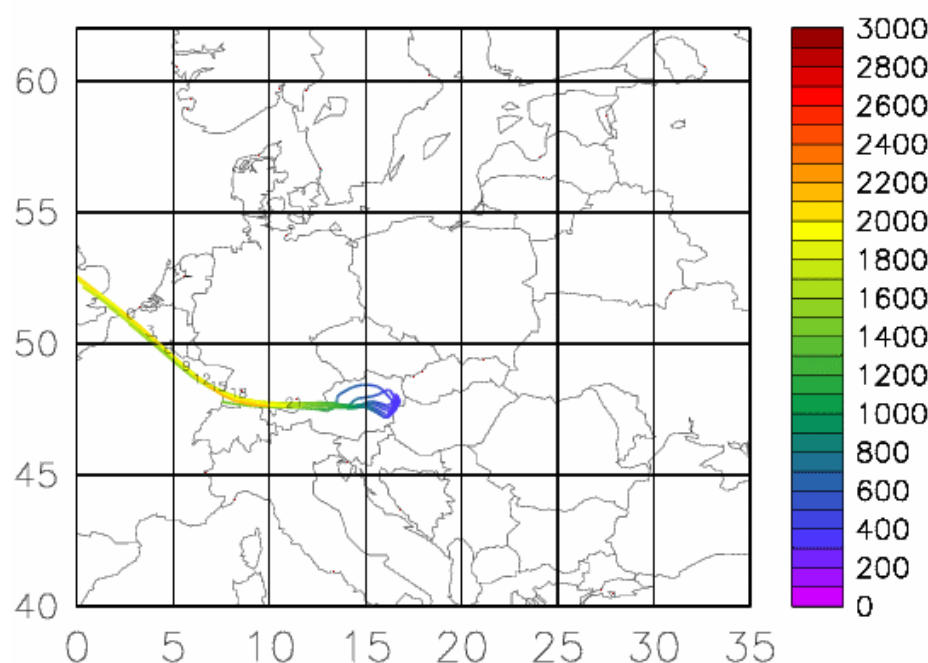


Abbildung 75: Rückwärtstrajektorien, 2.1.2000

Sa., 8.1.2000

Wetterlage: Österreich lag im Einflussbereich eines Hochdruckgebietes über Süd- und Südosteuropa. In Illmitz wehte Wind aus Süd bis Südost (1 bis 5 m/s). Die Ausbreitungsbedingungen waren hochreichend ungünstig.

Einem Konzentrationsanstieg im Verlauf des 6. und 7.1. folgte in der Nacht zum 8.1. ein deutlicher Rückgang, der 8.1. war niedriger belastet als der 7.1. Die Belastung war räumlich sehr einheitlich und lässt sich auf Ferntransport aus der Region N-Serbien, O-Kroatien, S-Ungarn zurückführen, die Rückwärtstrajektorien (Abbildung 76) zeigen Absinken über Westrumänien und kommen in Bodennähe über Nordserbien, Ostkroatien, Süd- und Westungarn.

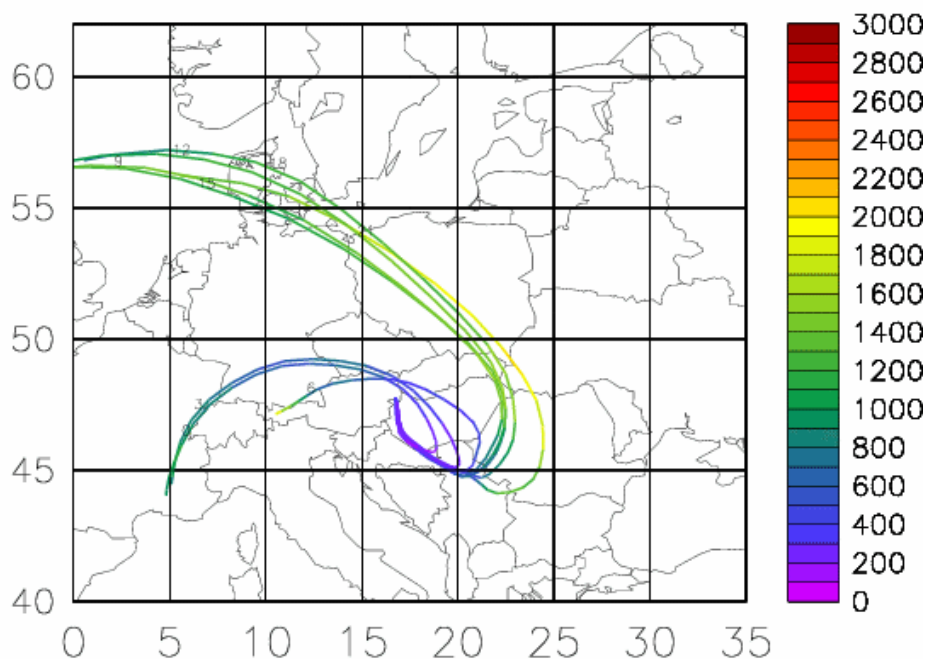


Abbildung 76: Rückwärtstrajektorien, 8.1.2000

Fr., 14.1.2000

Wetterlage: Ausgedehntes Hoch mit Kern über der Ukraine (bis in den Alpenraum). Bis 17:00 wehte sehr beständiger Südostwind (0 bis 4 m/s), danach variabler, schwacher östlicher Wind.

Nach einem Konzentrationsanstieg am 13. und 14.1. erreichte die PM10-Belastung in der Nacht 14./15.1. ihr Maximum; sie war räumlich relativ einheitlich. Ursache war Ferntransport aus der Region S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, S-Ungarn.

So., 6.2.2000

Wetterlage: Flaches Hoch über den Alpen und Südeuropa, starke Westströmung im nördlichen Mitteleuropa. Am 5.2. wehte sehr beständiger starker Nordwestwind (2 bis 8 m/s); am 6.2. bis zum Abend in Illmitz recht variabler Wind (unter 2 m/s) aus östlicher Richtung, danach Nordwestwind.

Am 6.2. vormittags erfolgte ein sehr rascher Konzentrationsanstieg in Wien, Illmitz und im östl. Niederösterreich, als sich die Bodeninversion auflöste, in der Nacht 6./7.2. ebenso rascher Abfall in Illmitz; in Wien war die Konzentration weiterhin hoch.

Die 96-h-Rückwärtstrajektorien zeigen Luftmassentransport vom Atlantik westlich der Kanarischen Inseln über Südengland nach Österreich. Staub-Transport aus der Nordwestsahara ist somit wahrscheinlich, wofür der hohe Rest-Anteil von 63% spricht.

Do., 24.2.2000

Wetterlage: Flaches Hoch über Südosteuropa, Frontalzonen erreichen das westl. Mitteleuropa (Tief bei Island). In Wien wehte beständiger Westwind, in Illmitz eher variabler Südwind. Bis vormittags bestand in Illmitz eine starke Bodeninversion. Mischungshöhe niedrig.

Die PM10- bzw. TSP-Konzentration war niedrig, am 24.2. nachmittags in Wien zeitweise erhöht. Der hohe Nitrat-Anteil (33%) dürfte auf regionale sekundäre Aerosolbildung zurückzuführen sein.

Sa., 25.3.2000

Wetterlage: Flache Druckverteilung mit Hoch über Polen, komplexe Luftmassengrenzen über Mitteleuropa. In Illmitz wehte in der Nacht 24./25.3. Nordnordwestwind, dann unbeständiger Wind aus Ost bis Südost (unter 2 m/s). Die Ausbreitungsbedingungen waren neutral, in Kittsee (nicht in Illmitz) trat nachts eine Bodeninversion auf. Mischungshöhe niedrig.

Die PM10- bzw. TSP-Konzentration war ab 24.3. morgens großflächig erhöht und räumlich relativ einheitlich. Sie ging am 25.3. über Mittag zeitweise zurück.

Die Luftmassen kamen aus der Region NW-Serbien, NO-Bosnien, NO-Kroatien über Ungarn mit langen Verweilzeiten über Nordungarn (Abbildung 77).

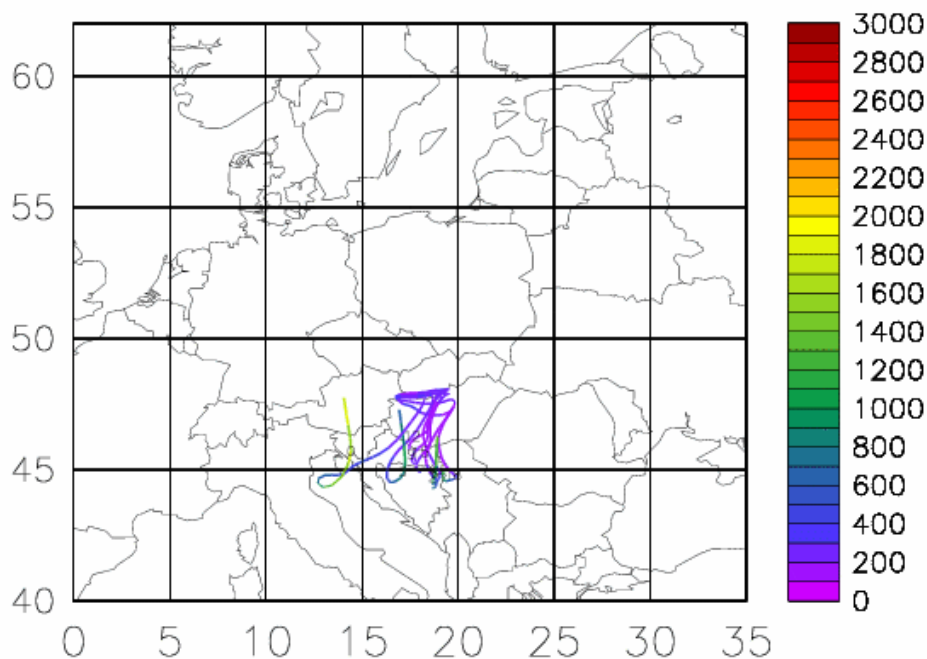


Abbildung 77: Rückwärtstrajektorien, 25.3.2000

Fr., 12.5.2000

Wetterlage: Komplexe Frontalzonen über Mitteleuropa. In Illmitz wehte Nord- bis Westwind, dessen Geschwindigkeit ab 6:00 von 1 m/s bis 7 m/s in der Nacht 12./13.5. zunahm. Am 11.5. fiel Regen, Aufwirbelung durch starken Wind ist daher auszuschließen. Die Mischungshöhe war mit über 1300 m hoch.

Die PM10- bzw. TSP-Konzentration war in Illmitz zwischen 9:00 und 20:00 leicht erhöht, deutlich höhere Konzentrationen traten zeitweise in Eisenstadt und Wien auf.

Die Trajektorien zeigen lange Verweilzeiten über Mähren, der Westslowakei und Nordostösterreich. Der hohe Anteil nicht analysierten (mineralischen) „Restes“ könnte aus Prozessmissionen oder Kraftwerken der Region Ostrava stammen.

Sa., 9.9.2000

Wetterlage: Flaches Hoch über Mitteleuropa. Am 8.9. wehte beständiger starker Nordwestwind, am 9.9. zunächst variabler Wind aus Süd bis Ost, ab ca. 10:00 relativ beständiger Südsüdostwind, der bis zur folgenden Nacht auf Ost dreht (2 bis 4 m/s). Die Mischungshöhe war mit über 800 m hoch.

Die PM10- bzw. TSP-Belastung war großflächig niedrig (Illmitz 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Rest 44%).

Bei Windgeschwindigkeiten unter 4 m/s ist Aufwirbelung wenig wahrscheinlich. Der Konzentrationsverlauf deutet auch nicht auf landwirtschaftliche Arbeiten, die kurze Spitzen verursachen würden, hin.

10.2 EMEP EC/OC-Kampagne 2002/2003

Im Rahmen von EMEP wurden von Juli 2002 bis Juli 2003 einmal wöchentlich von Dienstag 8:00 bis Mittwoch 8:00 PM10 Filterproben an 15 Standorten in Europa, u.a. auch in Illmitz, auf den Gehalt von EC und OC untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 52 dargestellt.

Tabelle 52: Ergebnisse der EMEP-EC/OC PM10 Messkampagne Juli 2002 bis Juli 2003.

Messstelle	Land/Region	PM10 bzw. PM2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	OC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	OM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	OM/PM10	EC/PM10	EC+OM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Illmitz	Nordburgenland	30,7	5,6	7,8	1,01	25%	3,6%	8,8
Ghent	Belgien	37,0	4,1	5,8	1,80	16%	5,0%	7,6
Kosetice	Tschechien	24,9	4,5	6,4	1,05	25%	4,4%	7,4
Langenbrügge/Waldhof	Deutschland	26,1	4,3	6,0	0,63	23%	2,9%	6,7
Violahti	Finnland	11,0	2,1	2,9	0,36	26%	3,7%	3,3
Mace Head	Irland (Westküste)	18,8	1,2	1,7	0,19	9%	1,1%	1,8
San Pietro Capofiume	Italien	41,9	5,9	8,3	1,44	20%	3,8%	9,7
Ispra	Italien (Nordrand Po-Ebene)	41,4	7,8	10,9	1,83	26%	5,2%	12,7
Kollumerwaard	Niederlande	26,0	2,6	3,6	0,63	14%	2,5%	4,2
PM10 Birkenes	Norwegen	10,4	1,6	2,2	0,19	21%	2,6%	2,4
PM2,5 Birkenes	Norwegen	7,7	1,4	2,0	0,18	25%	3,2%	2,1
Braganca	Portugal	19,8	4,1	5,7	0,79	29%	4,0%	6,5
Aspvreten	Schweden	10,6	2,1	2,9	0,29	27%	2,8%	3,2
Stara Lesna	Slowakei (Karpaten)	18,0	4,3	6,0	0,80	34%	5,4%	6,8
Penicuik	Großbritannien	14,6	1,5	2,1	0,51	15%	4,3%	2,7

Die OM Anteile an den EMEP Stationen liegen zwischen 9 und 34%, in Illmitz bei 25%, wobei die höchsten Werte an der slowakischen Station Stara Lesna, die niedrigsten in Irland (Mace Head) zu verzeichnen waren. Die EC Anteile liegen bei 1,1 bis 5,4%, der jeweils höchste und niedrigste Anteil waren wiederum in Stara Lesna bzw. Mace Head zu verzeichnen. In Illmitz betrug der Anteil 3,6% bzw. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Mittel. Mit diesen EC und OM Gehalten liegt Illmitz im „Mittelfeld“ der europäischen Stationen.

Verglichen mit der Messkampagne in Illmitz und Wien Spittelauer Lände 99/00 zeigt sich, dass bei der EMEP Messkampagne der EC Gehalt mit $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur halb so hoch war wie 99/00 mit $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies dürfte an den unterschiedlichen Analysemethoden liegen. Bei der Methode, die 99/00 verwendet wurde, liegt der EC-Gehalt aufgrund von Verkokungseffekten prinzipiell höher. Bei OM sind die Unterschiede deutlich geringer. Wurden bei der Messkampagne 99/00 $10,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ OM bestimmt, waren es bei der EMEP Kampagne $7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der Mittelwerte der PM10-Werte in Illmitz während dieser EC/OC-Messkampagne betrug $30,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und stimmt damit sehr gut mit den Jahresmittelwerten 2002 und 2003 mit 29,1 bzw. $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die sich aus täglichen Messungen ergeben, überein.

In Tabelle 53 sind die Ergebnisse von verschiedenen Auswertungen der EC/OC Messkampagne in Illmitz angeführt. Es zeigen sich keine größeren jahreszeitlichen Unterschiede, auch hoch- bzw. niedrigbelastete Tage unterscheiden sich zumindest bei OC kaum. Deutliche Unterschiede zeigen sich nur bei EC, welches an niedrigbelasteten Tagen und bei indifferenten Windverhältnissen einen hohen Anteil, bei Südostwind einen niedrigen Anteil hat.

Tabelle 53: Auswertung der EC/OC Kampagne in Illmitz

	PM10	OC	OM	EC	OM/PM10	EC/PM10
WMW ⁴²	34,5	6,3	8,8	1,2	27%	4,0%
SMW ⁴³	26,7	4,8	6,8	0,8	26%	3,2%
TMW PM10>30	43,2	7,5	10,5	1,3	17%	2,9%
TMW PM10>50	66,2	11,3	15,8	1,7	17%	2,5%
TMW PM10<30	19,5	3,8	5,4	0,8	20%	4,3%
NW-Wind	27,1	4,8	6,7	0,9	18%	3,4%
SO-Wind	35,7	6,4	8,9	1,0	18%	2,9%
Indifferenter Wind	30,2	5,7	7,9	1,1	20%	4,3%

10.3 Illmitz und Kittsee, 2004

Im Jänner und Februar 2004 wurden in Illmitz und Kittsee je zehn PM10-Tagesproben auf Inhaltsstoffe analysiert, zusätzlich liegen weitere fünf Tagesproben von Illmitz dieses Zeitraumes vor. Zur Abgrenzung des mineralischen Anteils wurden zudem ein Element-Screening mit ICP-MS durchgeführt und Zellstofffilter auf Silizium analysiert. Der Analysenumfang ist in Tabelle 54 angegeben.

⁴² Wintermittelwert

⁴³ Sommermittelwert

Tabelle 54: PM10-Analysen, Jänner und Februar 2004

Messstelle	Tage	Analysenumfang
Illmitz	24.1. - 27.1., 29.1., 31.1., 1.2., 6.2. - 8.2.	Sulfat, Nitrat, Ammonium EC, OC Na, K, Mg, Ca, Cl – löslich As, Cd, Fe, Ni, Pb, Sb, V, Zn
Kittsee	24.1. - 27.1., 29.1., 31.1., 1.2., 6.2. - 8.2.	Sulfat, Nitrat, Ammonium EC, OC Na, K, Mg, Ca, Cl – löslich As, Cd, Fe, Ni, Pb, Sb, V, Zn
Illmitz	28.1., 13.2., 14.2., 27.2., 28.2.	Sulfat, Nitrat, Ammonium EC, OC Na, K, Mg, Ca, Cl – löslich
Illmitz	7.2., 13.2., 14.2., 27.2., 28.2.	Si (Zellstofffilter)
Illmitz	24. - 29.1., 31.1. - 1.2., 7.2., 13.2., 14.2., 27.2., 28.2.	ICP-MS Elementscreening

10.3.1 Wetterlage

Ab 21.1.2004 dehnte sich ein Hoch von Skandinavien nach Mitteleuropa aus und verlagerte sich ab 24.1. nach Nordosten. Österreich lag im Bereich kalter kontinentaler Luftmassen. Am 25.1. drang eine okkludierte Frontalzone von Westen nach Mitteleuropa vor, die Nordostösterreich in der Nacht zum 26.1. überquerte und hinter der kalte maritime Luftmassen einströmten; in Österreich fiel verbreitet Schnee. Ein Tief erreichte am 26.1. Frankreich und verlagerte sich am Folgetag ostwärts, von welchem ausgehend eine okkludierte Front am 27.1. bis in die Ostalpen vordrang. Dieses Tief wanderte bis zum 28.1. zur Balkanhalbinsel weiter. Advektion maritimer Luftmassen von Westen bei geringen Luftdruckgegensätzen über Mitteleuropa hielt bis 29.1. an.

Ab 22.1. lag eine dünne Schneedecke, der Boden war gefroren. Am 26.1. schneite es 8 mm, der Schnee blieb bis 2.2. liegen.

10.3.1.1 Wind- und Strömungsverhältnisse, 24.1. bis 1.2.2004

Im Nordburgenland wehte bis zum 25.1. mittags Nordwestwind, dessen Geschwindigkeit bis 24.1. mittags bei 3 bis 6 m/s lag, danach bei 0 bis 3 m/s. Am Nachmittag des 25.1. wurde der Wind noch schwächer (unter 1 m/s) und variabel, drehte abends auf Südost und in der Nacht zum 26.1. auf Ost, wobei die Windgeschwindigkeit zu steigen begann. Am Nachmittag des 26.1. stellte sich Südostwind mit bis 4 m/s ein, bis zum 27.1. nahm die Geschwindigkeit auf unter 2 m/s ab. Am Nachmittag des 27.1. drehte der Wind auf Ost. Am 28.1. morgens drehte der Wind im Nordburgenland auf Nord bis West und nahm zeitweise bis 5 m/s zu. In der Nacht 28./29.1. und am 29.1. tagsüber stellte sich sehr schwacher, unbeständiger Wind meist aus südlicher bis östlicher Richtung ein.

Die 96-stündigen Rückwärtstrajektorien (Tabelle 55 und Abbildung 78 bis Abbildung 82) zeigen am 24.1. Luftmassentransport von der Ostsee über das westliche Mittelpolen (knapp westlich des Oberschlesischen Industriegebietes), Westmähren und Wien nach Illmitz. In der zweiten Nachthälfte am 25.1. wurde der Wind wesentlich schwächer, die 96-stündigen Trajektorien kommen über Ostdeutschland und Ostböhmen von Nordwesten nach Illmitz; im Tagesverlauf erreichten Illmitz Luftmassen, die in den vorangegangenen 96 h über Südbayern, dem Ober- und Niederösterreichischen Alpenvorland und Nordostösterreich lagerten. Die Trajektorien des 26.1. beschreiben Schleifenbewegungen über dem nördlichen Österreich (ev. Südschweiz), der südwestlichen Slowakei und dem westlichen Ungarn. Am 27.1. erreichten Luftmassen Illmitz, die zuvor lange über Süd-, West- und Mittelungarn, Ostkroatien und Nordserbien lagen.

Am 28.1. kamen die 96 h-Rückwärtstrajektorien zunächst von Südpolen über die Ostslowakei nach Ostungarn, legten über Westrumänien eine Schleife zurück und erreichten Illmitz quer über Mittel- und Nordungarn von Osten.

Am 29.1. erreichte, ausgehend von einem Tief über Skandinavien, eine okkludierte Front Mitteleuropa und brachte Schneefall bzw. Regen. Hinter der Front drangen kalte maritime Luftmassen bis ins Mittelmeer vor, wo es zu Tiefbildung über Italien kam. Über Mitteleuropa herrschte zügige Westströmung, bis sich am 31.1. von Südeuropa her Hochdruckeinfluss verstärkte. Eine weitere okkludierte Frontalzone erreichte Österreich am 1.2., mit der mildere maritime Luftmassen herangeführt wurden.

Die Luftmassen, die am 29.1. Illmitz erreichten, lagen drei bis vier Tage zuvor über dem westlichen Deutschland, Nordostfrankreich und dem östlichen Belgien und erreichten Nordostösterreich dann mit relativ zügiger Westströmung.

Die Rückwärtstrajektorien des 31.1. sowie des 1.2. bis zum Morgen zeigen ca. zwei Tage vor Ankunft in Illmitz Überströmen der Ostalpen von Nordwesten. Danach hielt sich die Luft, die Illmitz erreichte, lange über Slowenien und dem südöstlichen Österreich auf. Am 1.2. stellte sich ab dem Vormittag zügige Westströmung ein.

Der Wind drehte im Raum Wien, im nördlichen Niederösterreich sowie in Kittsee und Eisenstadt am 29.1. nachmittags auf West, in Illmitz wehte weiterhin schwacher, unbeständiger südlicher Wind (bis 2 m/s, dagegen in Pillersdorf Westwind über 8 m/s). Am 31.1. stellte sich wieder schwacher, eher variabler Wind aus Süd bis Ost ein, in Kittsee allerdings beständiger Ostnordostwind mit über 6 m/s. In der Nacht 1./2.1. stellte sich im Raum Wien bereits Westwind ein, in Illmitz wehte noch bis zum Nachmittag unbeständiger südlicher Wind, danach erst Nordwestwind mit bis 5 m/s.

Tabelle 55: PM10-Konzentration (obere Zeile Illmitz, untere Zeile Kittsee), Herkunftsgebiete der Trajektorien, Windverhältnisse, Ausbreitungsbedingungen sowie Charakterisierungen der Luftmassen, die Illmitz und Kittsee erreichten

Datum	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Trajektorien- Herkunftsregion	Wind Ill- mitz	Ausbreitungs- bedingungen	Mischungs- höhe (m)	Illmitz	Kittsee
Sa., 24.1.04	33 44	W-M-Polen, W-Mähren, NO-Österreich	NW	eher günstig	418	„sauberer“ Nordwest- wind, abends u.U. Trans- port aus Bratislava	„sauberer“ Nordwestwind, ab Abend Transport aus Bratislava (SO_2)
So., 25.1.04	56 83	LVZ ⁴⁴ N-Österreich	NW-SO	ungünstig	281	großflächige Schadstoff- anreicherung	vormittags starker Trans- port aus Bratislava (paral- lel SO_2 , NO_2).
Mo., 26.1.04	67 124	LVZ N-Österreich, W- Ungarn	O-SO	sehr ungünstig	244	großflächige Schadstoff- anreicherung, zeitw. Transport aus Bratislava	großflächige Schadstoffan- reicherung und Transport aus Bratislava (NO_2)
Di., 27.1.04	80 68	LVZ N-Serbien, O- Kroatien, S-W-Ungarn	SO-O	ungünstig	176	Ferntransport von Südost- ten	Ferntransport von Südost- ten
Mi., 28.1.04	60 55	O-Slowakei, W- Rumänien, M-N-Ungarn	N-NO	ungünstig	270	Ferntransport aus Un- garn (u.U. W-Rumänien, O-Slowakei)	
Do., 29.1.04	59 74	W-Deutschland, O- Belgien, NO-Frankreich, dann über S- Deutschland und N- Österreich	var O/SO- W	sehr ungünstig	354	regionale Schadstoffan- reicherung bei flacher In- version vor Frontdurch- gang	regionale Schadstoffanrei- cherung bei flacher Inver- sion vor Frontdurchgang
Sa., 31.1.04	50 61	LVZ Slowenien, SO- Österreich	SO-O	sehr ungünstig	382	Ferntransport aus Slo- wenien + regionale Schadstoffanreicherung	Ferntransport von Slowe- nien, regionale Schad- stoffanreicherung
So., 1.2.04	63 62	zunächst LVZ Slowe- nien, SO-Österreich, dann zügig von W bis NW	N/NW-SO	sehr ungünstig	375	Ferntransport von Slo- wenien; regionale Schadstoffanreicherung bei flacher Inversion vor Frontdurchgang	Ferntransport von Slowe- nien; regionale Schad- stoffanreicherung bei fla- cher Inversion vor Front- durchgang
Fr., 6.2.04	58	zügig aus dem Bereich	var, meist	sehr ungünstig	315	Sahara-Staub + starke	Sahara-Staub + starke re-

⁴⁴ Lange Verweilzeit

Datum	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Trajektorien- Herkunftsregion	Wind mitz	III-	Ausbreitungs- bedingungen	Mischungs- höhe (m)	Illmitz	Kittsee
	55	Kanarische Inseln	SO				regionale Schadstoffanreicherung bei flacher Inversion	regionale Schadstoffanreicherung bei flacher Inversion
Sa., 7.2.04	40 38	zügig aus dem Bereich Kanarische Inseln	var (meist SO, NW)		bis nachmittags sehr ungünstig, dann sehr günstig	523	Sahara-Staub + regionale Schadstoffanreicherung bei flacher Inversion, ab nachmittags „saubere“ Luft von Westen	Sahara-Staub + regionale Schadstoffanreicherung bei flacher Inversion, ab nachmittags „saubere“ Luft von Westen
So., 8.2.04	11 11	zügig von W	NW-S-NW		sehr günstig	513	„saubere“ Luft von Westen	„saubere“ Luft von Westen
Fr. 13.2.04	25 29	N	N-SO-SW		günstig	276	mäßig Saubere Luft von der Ostsee	
Sa., 14.2.04	25 36	NW	NW		günstig	598	mäßig saubere Luft von der Nordsee und Mitteldeutschland	
Di., 27.2.04	48 ⁴⁵	LVW S-Mähren, W-Slowakei, Ungarn, NO-Österreich	NW		günstig	549	regionale Schadstoffanreicherung, u.U. Beiträge aus S-Tschechien	
Mi., 28.2.04	55	LVZ W-Ungarn, N-Kroatien, O-Österreich, SW-Slowakei	NW (NO)		günstig	698	regionale Schadstoffanreicherung + Ferntransport aus W-Ungarn und Kroatien	

⁴⁵ am 27. und 28.2. liegen keine gravimetrischen PM10-Werte von Kittsee vor

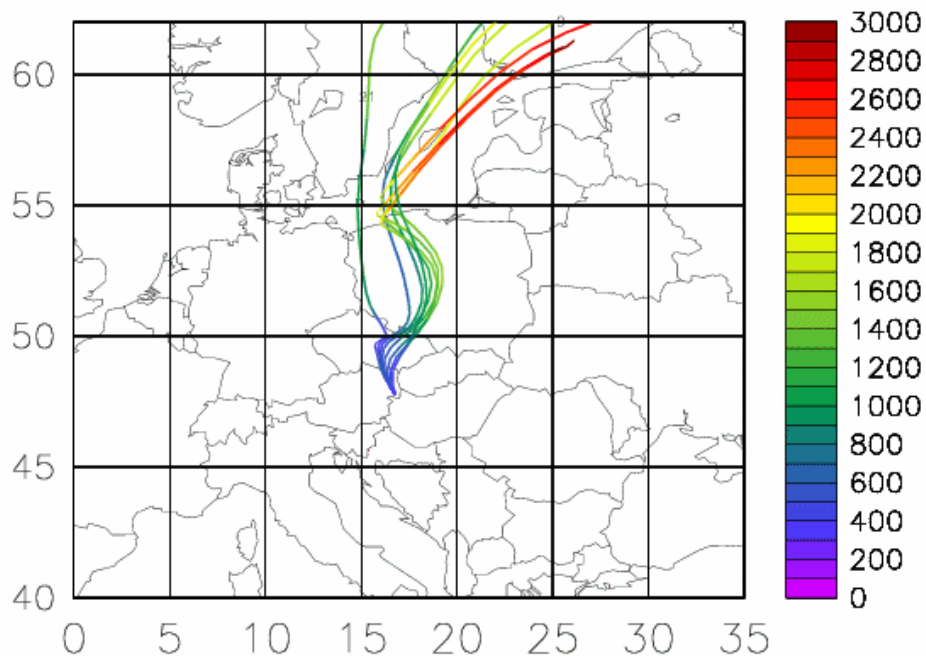


Abbildung 78: Rückwärtstrajektorien, 24.1.2004

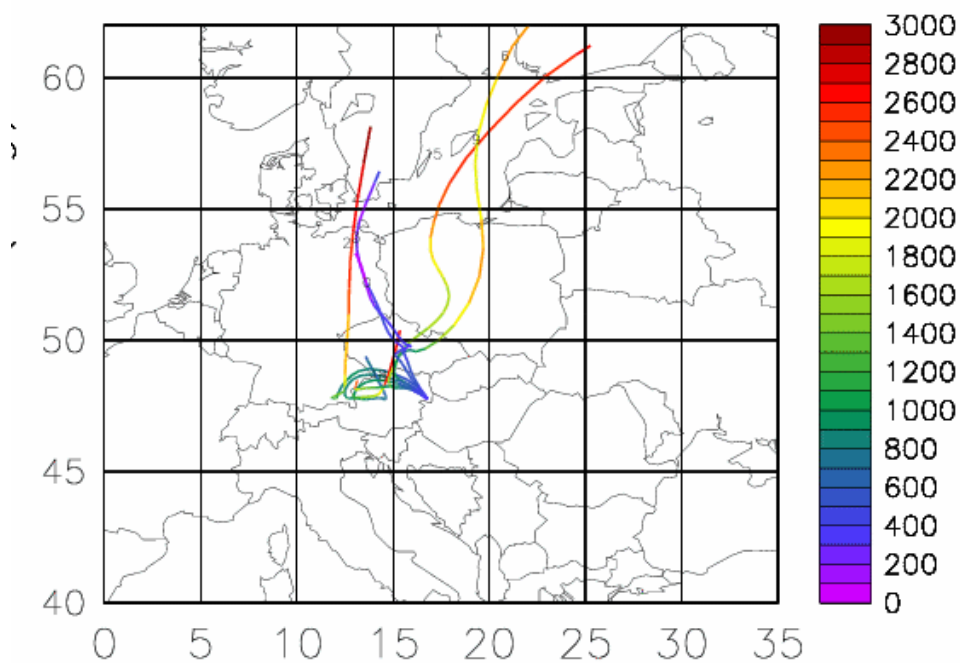


Abbildung 79: Rückwärtstrajektorien, 25.1.2004

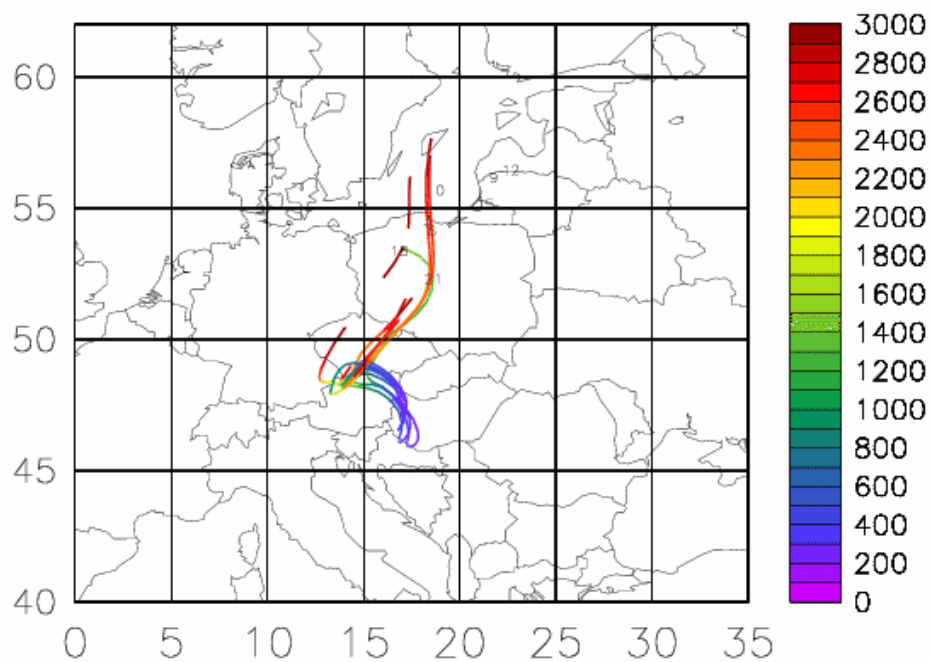


Abbildung 80: Rückwärtstrajektorien, 26.1.2004

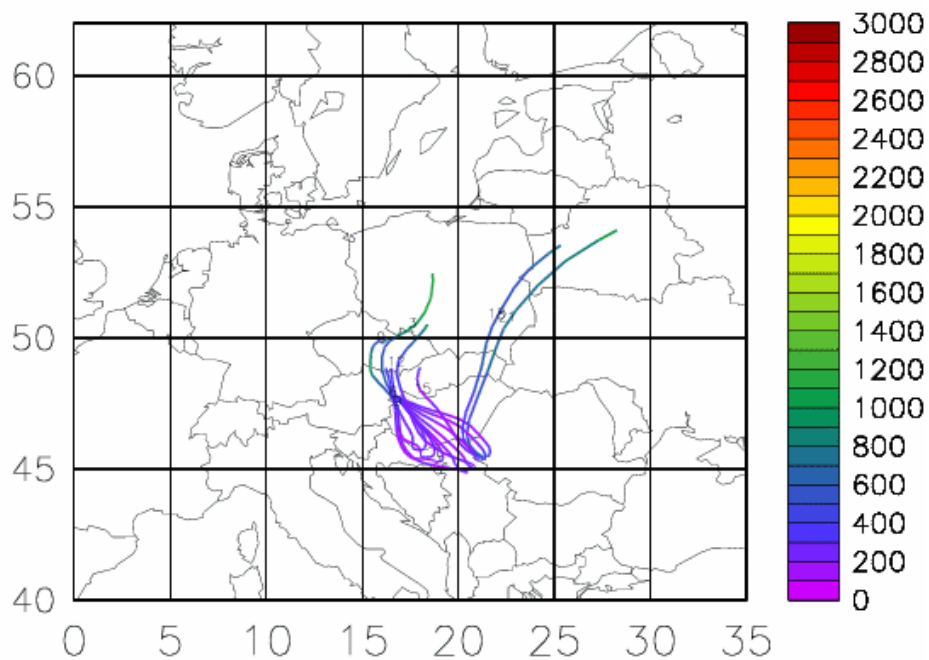


Abbildung 81: Rückwärtstrajektorien, 27.1.2004

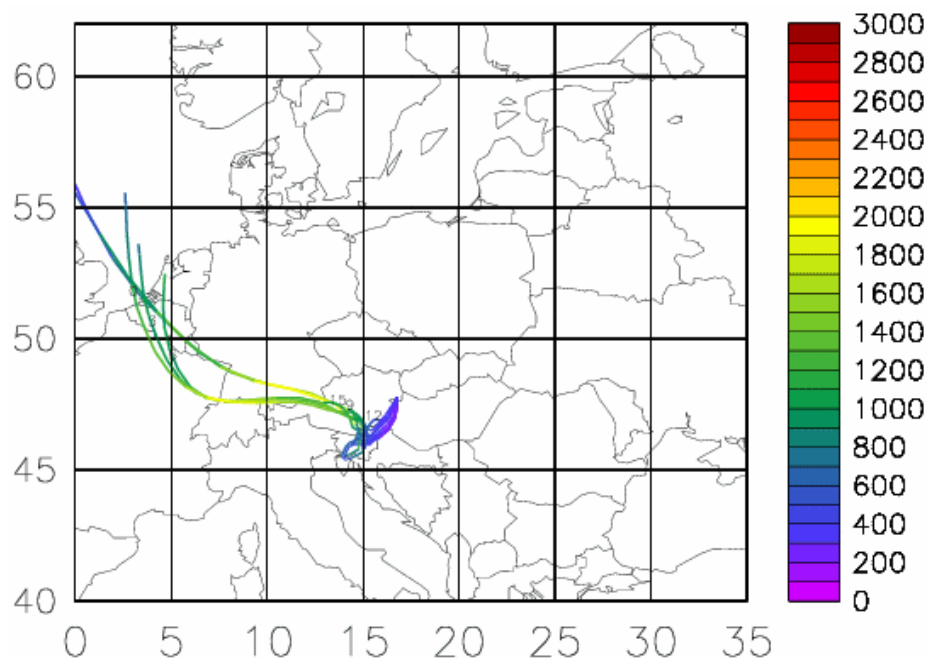


Abbildung 82: Rückwärtstrajektorien, 31.1.2004

10.3.1.2 Temperaturverhältnisse, 24.1. bis 1.2.2004

Bis zum 25.1. vormittags war das Wetter sonnig mit starken täglichen Temperaturschwankungen. Die Morgentemperaturen lagen um -12°C , die Tagesmaxima um -1°C . Mit dem Einfließen maritim geprägter Luftmassen und stärkerer Bewölkung wurde es ab 25.1. nachmittags generell wärmer, vor allem sank die Temperatur morgens kaum noch ab. Die Morgenminima lagen ab 26.1. in Illmitz um -5°C , die Maxima um -1°C .

Die Temperaturschichtung war bis 25.1. morgens von massiven nächtlichen Bodeninversionen gekennzeichnet, tagsüber stellte sich neutrale Schichtung ein. Ab 25.1. nachmittags war die Schichtung meist neutral bis leicht stabil. Die Ozonkonzentration deutet v.a. in der Nacht 24./25.1. auf sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin, an den folgenden Tagen zeigt sich mäßige vertikale Durchmischung.

Die Temperatur sank in den Nächten von 28.1. bis 1.2. stark ab und lag morgens in Illmitz bei -13 bis -10°C , die Tagesmaxima bei 0 bis $+3^{\circ}\text{C}$. Damit war Illmitz in der Nacht deutlich kälter als Wien, wo in Kaiserebersdorf am 29. und 31.1. nachts um -8°C , am 30.1. -1°C als Minima auftraten. Am 1.2. gelangten wärmere Luftmassen nach Nordostösterreich, die Temperatur stieg sprunghaft an und erreichte 12°C , wobei die Warmluft relativ langsam ostwärts vordrang und die vorhandene Kaltluft schrittweise verdrängte – um ca. 9:00 in Pillersdorf, um 11:00 in Wien, um 17:00 in Eisenstadt und Kittsee, um 22:00 in Illmitz.

Aussagen über die Temperaturschichtung sind aufgrund dieser relativ heterogenen Temperaturverteilung schwierig. Der Ozonkonzentrationsverlauf deutet darauf hin, dass in den Nächten 28./29.1., 30./31.1., 31.1./1.2. und 1./2.2. gebietsweise sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen mit weitgehend unterbundener vertikaler Durchmischung herrschten, wovon v.a. Eisenstadt betroffen war, weniger hingegen Illmitz. In der Nacht 1./2.2. sank die Temperatur in Illmitz auf 0°C , erreichte am 2.2. aber $+12^{\circ}\text{C}$, in Eisenstadt sogar 16°C .

10.3.1.3 Sahara-Staub-Ferntransport, 6./7.2.2004

Am 6.2. lag Österreich am Nordrand eines Hochdruckgebietes über dem Mittelmeer im Bereich mediterraner, warmer Luftmassen; über dem nördlichen Mitteleuropa herrschte Westströmung, die in der mittleren Troposphäre über 25 m/s erreichte. In der Nacht 7./8.2. drang

maritime Kaltluft nach Mitteleuropa und ins westliche Mittelmeer vor, wo sich über Italien ein Tief bildete.

Die Trajektorien des 6. und 7.2. (Abbildung 83) zeigen zügige Westströmung. Die Luft, die Illmitz erreichte, lag 96 Stunden vorher im Bereich der Iberischen Halbinsel, des Atlantiks westlich von Portugal oder der Kanarischen Inseln. Die Trajektorien lagen in diesem Bereich in einer Höhe von 1000 bis 1500 m, im Bereich über Frankreich in 2000 bis 2500 m. Luftmassentransport aus dem nordwestlichen Teil der Sahara ist damit wahrscheinlich.

Am 8.2. kam die Luft mit sehr zügiger Westströmung aus dem Bereich des Atlantiks westlich von Frankreich.

In Nordostösterreich wehte von 6. bis 8.2. zumeist Westwind, dessen Geschwindigkeit zeitweise 10 m/s erreichte. In Illmitz wehte von 6.2. morgens bis 7.2. mittags eher variabler Südostwind, in Kittsee und Eisenstadt von 6.2. nachmittags bis 7.2. mittags; im Nordburgenland war die Windgeschwindigkeit während dieser Zeit mit 1 bis 2 m/s eher gering. Ab 7.2. mittags kam der Wind in Illmitz und Eisenstadt aus nordwestlicher Richtung und frischte auch hier bis 8 m/s auf; lediglich am 8.2. vormittags wehte in Illmitz wieder Südwind.

Der 6. und 7.2. wiesen eine relativ heterogene Temperaturverteilung auf, die von zeitweiliger massiver Warmluftadvektion gekennzeichnet war. In der Nacht 5./6.2. war die Temperatur in Eisenstadt um ca. 7°C höher als in Illmitz und Kittsee. Die Tageshöchsttemperatur am 6.2. betrug in Illmitz 17°C, in Eisenstadt 21°C. Auch in der Nacht 6./7.2. waren Kittsee und Illmitz deutlich kälter als Eisenstadt und der Raum Wien (Minimum in Illmitz 2°C, in Kaiserebersdorf 9°C). Wien wurde zwischen 0:00 und 5:00 von einer plötzlichen Erwärmung erfasst (bis 16°C), Kittsee um 4:00. Nach einem kurzzeitigen Temperaturrückgang am Morgen stieg die Temperatur am 7.2. mittags in Wien bis 17°C, in Eisenstadt bis 19°C. Bis zum Morgen des 8.2. ging die Temperatur kontinuierlich zurück auf 0°C in Illmitz und 4°C in Eisenstadt, am 8.2. wurden maximal 14°C in Eisenstadt erreicht.

Die Ausbreitungsbedingungen der bodennahe Atmosphäre waren am 6. und 7.2. offenbar vom Wechselspiel einer föhnartigen, sehr warmen Westströmung und kleinräumigen, vermutlich flachen Kaltluftseen am Boden bestimmt.

Der Ozonkonzentrationsverlauf zeigt ein konstantes Konzentrationsniveau von ca. 80 µg/m³ am Hermannskogel und zeitweise völlige Abtrennung der bodennahen Luftschicht von höheren Niveaus. In Eisenstadt und Oberwart ging die Ozonkonzentration am 6.2. 5:00 unter 20 µg/m³ zurück, stieg über Mittag kurzzeitig an und lag bis 7.2. 13:00 sehr niedrig. In Kittsee und Illmitz ging die Ozonkonzentration am 6.2. 16:00 rasch zurück und stieg am 7.2. mittags an. In Stixneusiedl ging die Ozonkonzentration nur zeitweilig unter 30 µg/m³ zurück, in Pillersdorf blieb sie konstant hoch.

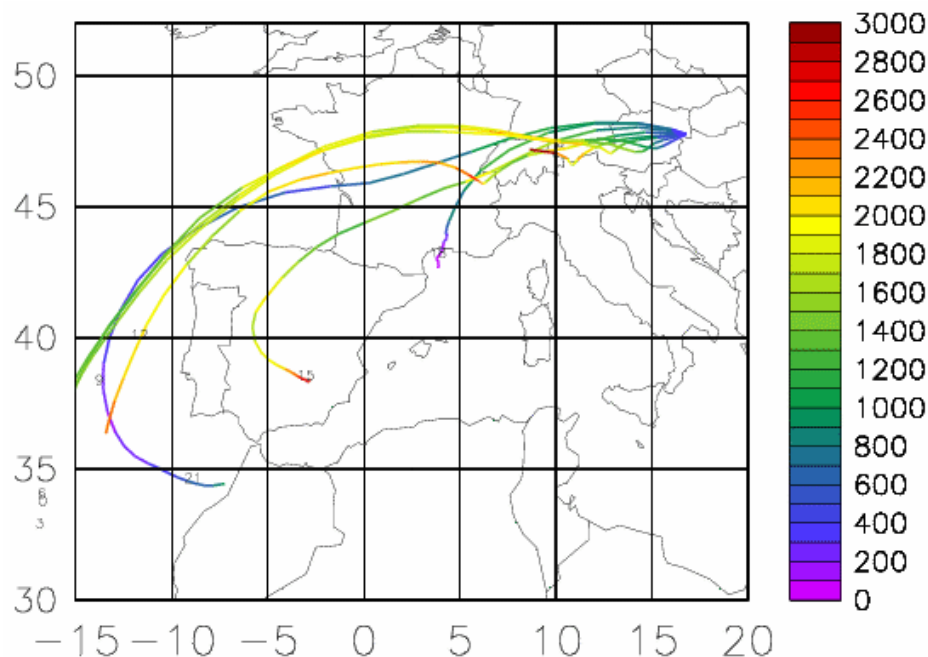


Abbildung 83: Rückwärtstrajektorien, 7.2.2004

10.3.1.4 13. und 14. Februar 2004

Der 13. und 14.2. wiesen mit je $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz relativ niedrige PM10-Belastungen auf; diese Tage wurden ausgewählt, da sie die Möglichkeit gleichzeitiger Analysen sekundärer anorganischer Ionen, von EC und OC, Na, K, Ca, Mg und Cl in der löslichen Phase, Si auf Zellstofffiltern sowie eines Elementscreenings mit ICP-MS boten.

Am 13.2. lag ein Hochdruckgebiet über Mitteleuropa, in das von Norden Kaltluft einströmte. Am 14.2. erreichte eine Frontalzone von Westen Ostösterreich, hinter der maritime Luftmassen antransportiert wurde.

In Illmitz wehte am 12.2. starker Nordwind, am 13.2. zumeist sehr schwacher (unter 2 m/s) variabler Wind, meist aus Südwest bis Südost, ehe sich in der Nacht zum 14.2. starker Nordwest- bis Nordwind (bis 8 m/s) einstellte.

Die Rückwärtstrajektorien erreichten Illmitz am 13.2. von der Ostsee über Ostdeutschland und Böhmen, am 14.2. von der Nordsee quer über Deutschland und Böhmen.

Der 13.2. erlebte zunächst eine Tageserwärmung von -5°C am Morgen auf $-2,5^\circ\text{C}$, ehe mit dem Eintreffen der o.g. maritimen Luftmassen die Temperatur in der ersten Nachthälfte zum 14.2. rasch auf $+4^\circ\text{C}$ stieg. Diese Front erreichte Wien am frühen Nachmittag des 13.2., Illmitz dagegen erst nach 22:00. Am 14.2. stieg die Temperatur weiter über $+6^\circ\text{C}$.

Die Temperaturschichtung war durchwegs labil.

10.3.1.5 27. und 28. Februar 2004

Österreich lag am 26.2. im Übergangsbereich einer Region flacher Luftdruckverteilung über Südosteuropa und einem Tief mit Kern über Skandinavien. Bis zum 27.2. verlagerte sich ein Tief vom westlichen Mittelmeer in den Bereich der Adria, dessen Frontsystem von Südosten her Ostösterreich erreichte. Nordostösterreich blieb allerdings nördlich dieser Fronten.

In Illmitz wehte am 26.2. zunächst schwacher östlicher Wind, der ab 27.2. früh morgens auf Nordwest drehte und am Vormittag bis 5 m/s auffrischte. Mit Ausnahme des 28.2. nachmit-

tags hielt sich Nordwestwind, dessen Geschwindigkeit meist bei 2 bis 3 m/s lag, aber am Abend des 28.2. auf über 8 m/s anstieg.

Die 96-stündigen Rückwärtstrajektorien zeigen am 26.2. Luftmassentransport mit hoher Geschwindigkeit von Westen über Mitteldeutschland und Böhmen und dann etwas längerer Verweilzeit über dem südlichen Tschechien und Nordostösterreich. Am 27.2. (Abbildung 84) drehte die Anströmung, die Trajektorien zeigen Verlagerung der Luft zunächst von Ostdeutschland über Böhmen und Ostösterreich nach Südungarn, von wo die Luft wieder nach Norden transportiert wurde und Illmitz nach nochmaliger Umkehr über Niederösterreich von Norden erreichte. Die Rückwärtstrajektorien des 28.2. (Abbildung 85) kamen ebenfalls von Ostdeutschland über Tschechien und Ostösterreich und beschrieben dann langsame Schleifen über Ungarn und Kroatien.

Der 27. und 28.2. waren teilweise sonnige Tage, die Morgentemperatur lag um -1°C , die Tageshöchstwerte um $+3^{\circ}\text{C}$. Die Ausbreitungsbedingungen waren günstig.

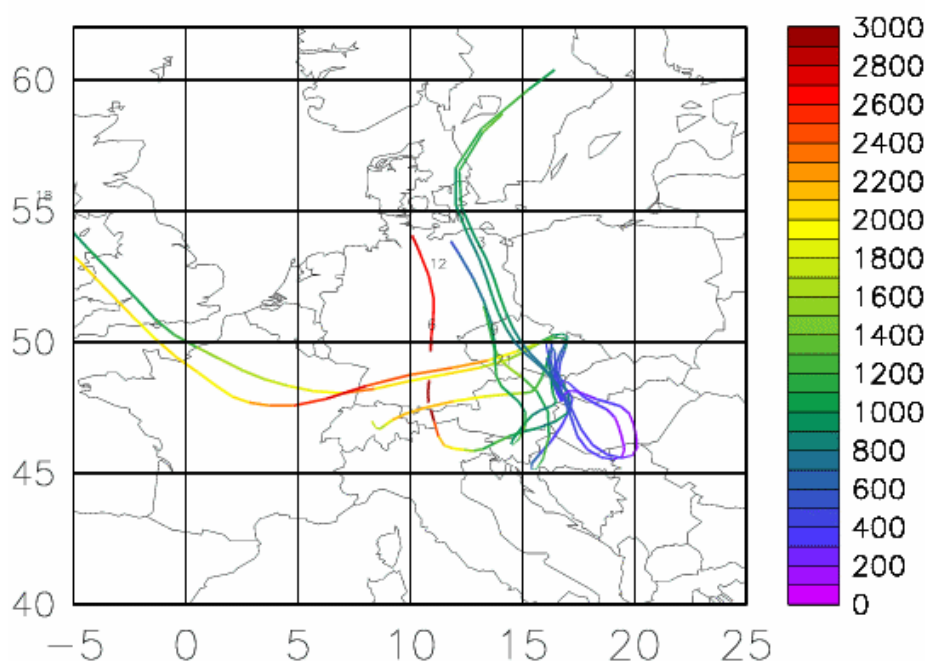


Abbildung 84: Rückwärtstrajektorien, 27.2.2004

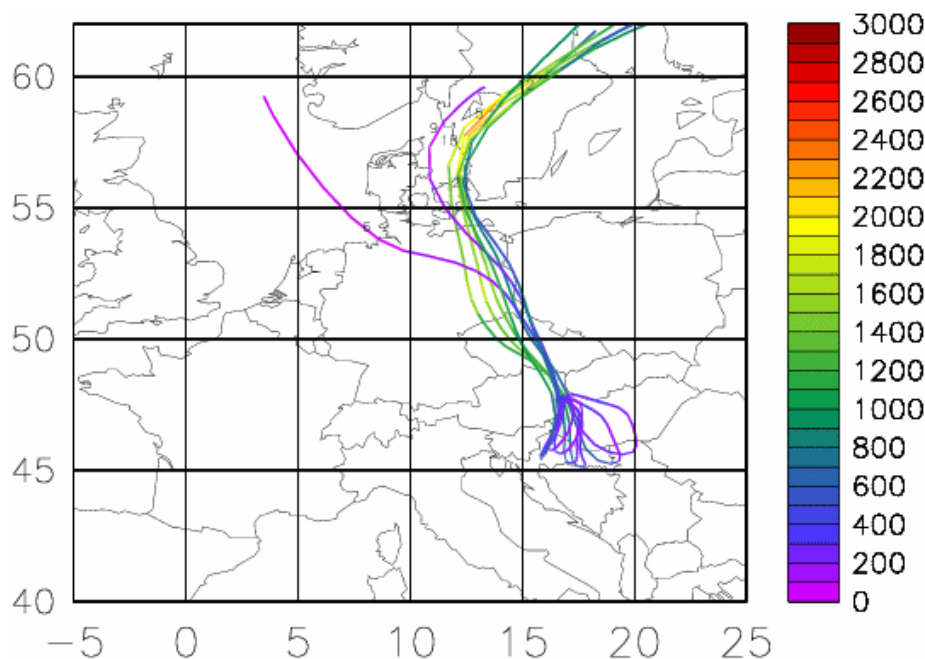


Abbildung 85: Rückwärtstrajektorien, 28.2.2004

10.3.2 Beschreibung der Immissionssituation

Bei der Interpretation des PM10-Immissionsgeschehens (siehe Tabelle 55) ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass im Jänner und Februar 2004 in Illmitz und in Kittsee extrem hohe Unterschiede zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Werten bestehen, die an den Tagen, deren PM10-Proben chemisch analysiert wurden, im Bereich zwischen 1,4 und 2,1 in Illmitz und zwischen 2,3 und 3,0 in Kittsee lagen. Daher spiegeln die kontinuierlichen PM10-Werte das „reale“ Immissionsgeschehen unter Umständen nur sehr vage wider.

Der **24.1.** (siehe Abbildung 86) wies in Illmitz und Kittsee bis zum späten Abend – bei Nordwestwind – eine relativ niedrige PM10-Konzentration auf, ab ca. 21:00 stieg sie in Kittsee parallel zu SO₂ und NO₂ stark an. Auch in Illmitz ging der Anstieg der PM10-Konzentration mit einem – wenn auch weniger ausgeprägten – Anstieg bei SO₂, NO₂ und CO einher. Zwar deutet der schwache nordöstliche Wind nicht auf direkte Advektion von Bratislava hin, wohl aber der starke Anstieg der SO₂-Konzentration bis 60 µg/m³ in dieser Nacht.

Die Mischungshöhe (siehe Kapitel 6.3.2) lag morgens um 300 m, stieg nach Mittag auf über 1300 m und ging um 16:00 auf unter 50 m zurück, d.h. es herrschten sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen.

Ferntransport von Norden ist bei einer SO₂-Konzentration von maximal 10 µg/m³ in Pillersdorf auszuschließen, Transport aus Wien eher unwahrscheinlich, da in Illmitz deutlich höhere SO₂-Konzentrationen (max. 25 µg/m³) auftraten als in Wien (10 µg/m³).

Im Nordburgenland wurde somit bis zum Abend eine „saubere“ Luftmasse nordeuropäischer Herkunft beobachtet, ab abends Advektion aus Bratislava.

Der PM_{2,5}-Anteil am PM₁₀ war in Illmitz am 24.1. mit 73% leicht unterdurchschnittlich, am 25.1. mit 86% und am 26.1. mit 82% leicht überdurchschnittlich.

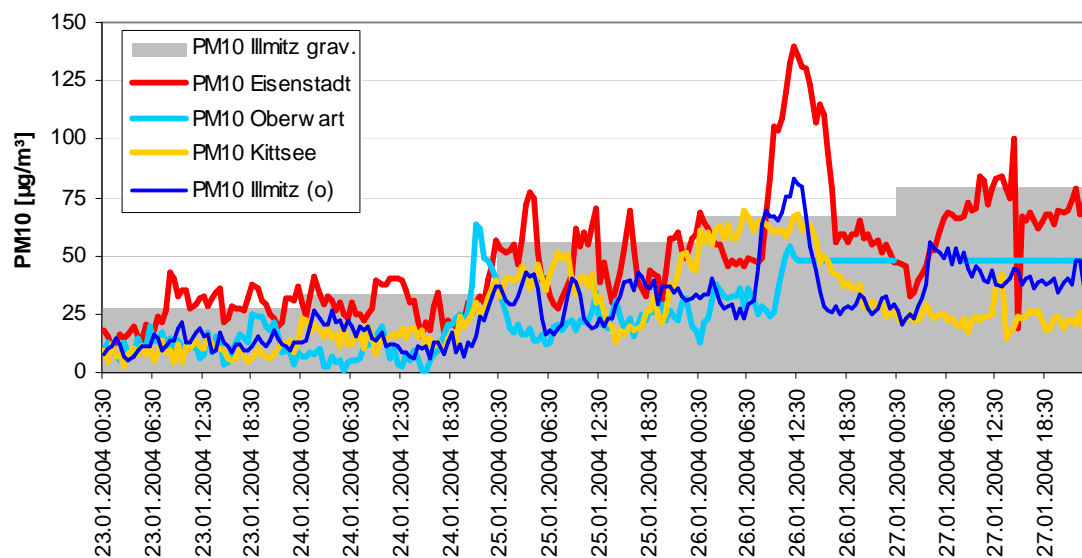


Abbildung 86: Konzentrationsverlauf von PM10, 23.-27.1.2004

Am So **25.1.** ging die PM10-Konzentration in Illmitz ca., um 5:00 stark zurück und stieg ca. um 14:00 rasch an, als der Wind von nördlicher auf südliche Richtung drehte und unter 1 m/s abflaute. Die Trajektorien zeigen in den letzten 96 h extrem geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten und mehrtägige Aufenthaltsdauern über dem nördlichen Österreich an; für die erhöhte PM10-Konzentration waren somit regionale Schadstoffanreicherung und Rezirkulation über Nordostösterreich verantwortlich. Die Mischungshöhe lag zumeist unter 50 m, nur mittags einige Stunden über 1000 m.

In Kittsee sank mittags (bei Wind aus Nord bis Nordwest) die PM10-Konzentration. Sie stieg um 20:00 parallel zu einer NO₂-Spitze (95 µg/m³) an, als der Wind über Ost auf Südost drehte; ab Mitternacht wehte Ostnordostwind. Die nahe null liegende Ozonkonzentration in Kittsee deutet auf sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin. Bis 26.1. nachmittags blieb die PM10-Konzentration in Kittsee durchgehend parallel zu NO₂ (bis 70 µg/m³) hoch. Bei beständigem Ostnordostwind lässt sich die erhöhte Belastung Bratislava zuordnen, wobei zusätzlich ungünstige Ausbreitungsbedingungen zum Tragen kamen. Die SO₂-Konzentration war in Kittsee mit 20 µg/m³ relativ niedrig, sie stieg nachmittags bei bereits sinkender PM10-Konzentration bis 70 µg/m³. Damit dürfte die hohe PM10-Belastung am 26.1. – die bei Ostnordostwind mit hoher Wahrscheinlichkeit Bratislava zuzuordnen ist – jedenfalls nicht aus den gleichen Quellen wie SO₂ stammen, sondern eher gemeinsame Quellen wie NO₂ haben. Mit einem (gravimetrischen) TMW von 124 µg/m³ lag die PM10-Belastung in Kittsee am 26.1. wesentlich über jener von Illmitz (67 µg/m³) – und um einen Faktor 2,4 über der kontinuierlich gemessenen PM10-Konzentration.

Am **26.1.** stieg nach 6:00 die PM10-Konzentration in Eisenstadt und Illmitz sowie in Wien sprunghaft an (Eisenstadt bis 140 µg/m³), nicht aber in Kittsee. Der Ozonkonzentrationsverlauf deutet grundsätzlich auf eine hochreichende Inversion hin (auch auf dem Hermannskogel ging die Ozonkonzentration fast auf null zurück). Die Mischungshöhe lag zumeist unter 50 m, nur mittags einige Stunden über 1000 m. Im Nordburgenland wehte einheitlich Ostnordostwind mit 1 m/s. In Illmitz stieg parallel zu PM10 auch CO, NO₂ und SO₂ an. Ausschlaggebend für die hohe PM10-Belastung waren die sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, wobei Transport aus Bratislava bei Ostwind in Illmitz und Südost- bis Südwind in Wien nicht auszuschließen ist. Die sehr geringen Verlagerungsgeschwindigkeiten der Trajektorien, die Illmitz von Südosten, d.h. aus Westungarn, erreichen, deuten auf starke großflächige Schadstoffanreicherung hin.

Am Nachmittag des 26.1. ging – nachdem die Ozonkonzentration bereits langsam anstieg – die PM10-Belastung rasch zurück, in Illmitz ab 13:00, in Eisenstadt und Wien später.

Am Di **27.1.** 4:00 stieg die PM10-Konzentration (bei Ostsüdostwind) in Illmitz, Eisenstadt und Wien rasch an. Parallel dazu stieg die SO₂-Konzentration in Kittsee rasch auf bis zu 90 µg/m³, allerdings blieb die PM10-Konzentration in Kittsee niedrig (ß-Abs.: um 25 µg/m³). Der TMW war in Illmitz mit 80 µg/m³ deutlich höher als in Kittsee (68 µg/m³). Die Trajektorien weisen eindeutig auf Ferntransport von Südosten (Bereich West-Rumänien, Nord-Serbien, Ost-Kroatien über Süd-, Mittel- und Westungarn) hin, der Illmitz und Wien stärker erfasste als Kittsee. Die Mischungshöhe lag zumeist unter 50 m, nur mittags einige Stunden über 500 m.

Am **28.1.** ging die PM10-Konzentration in Wien und im Nordburgenland am Vormittag zurück, als Nordwestwind einsetzte, und stieg in Eisenstadt und Wien spät abends bei schwachem, variablem Wind aus eher südlicher Richtung wieder an, während sie in Illmitz und Kittsee weiterhin fiel.

Der **29.1.** wies dann bei sehr uneinheitlichem Wind und ungünstigen Ausbreitungsbedingungen eine zunächst mäßige PM10-Belastung auf (wobei in Eisenstadt wesentlich höhere Konzentrationen als in Illmitz und Kittsee auftraten). Eine massive Inversion (Mischungshöhen um 30 m) brachte zwischen ca. 16:00 und 21:00 einen raschen Anstieg der PM10-Konzentration v.a. in Eisenstadt (bis 150 µg/m³), weniger markant in Illmitz (bereits ab 12:00), Kittsee und Wien. Diese sehr flache Inversion ging einem Frontdurchgang voraus, der ca. um 21:00 zu einem abrupten Rückgang der PM10-Konzentration bis nahe null führte. - Derartige seichte Inversionen mit sehr hoher PM10-Belastung unmittelbar vor Frontdurchgängen treten sehr häufig auf.

Nach dieser Front stieg die PM10-Konzentration nach und nach wieder an, parallel zur Hintergrundkonzentration von CO und NO₂. In den Nächten **30./31.1.** und **31.1./2.1.** gab es massive Inversionen. Der Wechsel des Windes von Nordwest auf Ost in der Nacht 30./31.1. zeichnet sich im PM10-Belastungsbild kaum ab; die kontinuierlich steigende CO-Hintergrundbelastung deutet eher auf einem dominanten Einfluss der Ausbreitungsbedingungen hin. Schadstofftransport aus Bratislava ist bei Ostnordostwind in Kittsee wahrscheinlich.

Am 31.1. betrug der PM2,5-Anteil 84%, am 1.2. überdurchschnittliche 91%.

Ein Frontdurchgang am **1.2.** brachte einen sprunghaften Rückgang der PM10-Konzentration unter 20 µg/m³, in Wien ab 10:00, in Kittsee und Eisenstadt ab 18:00, in Illmitz ab 21:00.

Am 31.1. und 1.2. (vor dem Frontdurchgang) bestimmte Schadstoffanreicherung bei variablem (überwiegend östlichem bis südlichem) Wind bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (besonders massiv unmittelbar vor Frontdurchgang) die PM10-Belastung, wobei die Trajektorien auf zusätzlichen Ferntransport aus Slowenien hinweisen.

Von 5.2. abends bis **7.2.** nachmittags war die PM10-Konzentration großflächig erhöht, wobei große räumliche Unterschiede auftraten – die allerdings u.U. auf große Unsicherheiten der kontinuierlichen PM10-Messung zurückzuführen sein könnten. Die gravimetrische PM10-Konzentration betrug am 6.2. in Illmitz 57 µg/m³, in Kittsee 55 µg/m³; die kontinuierliche PM10-Messung ergab in Eisenstadt 90 µg/m³, in Kittsee hingegen nur 24 µg/m³, in Illmitz 40 µg/m³.

Als Ursache der hohen PM10-Belastung kommen eine Kombination aus Saharastaub-Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung in Frage. Für Ferntransport von Sahara-Staub sprechen die hohen PM10-Konzentrationen, die am 6.2. auch an den Hintergrundmessstellen Pillersdorf, Enzenkirchen, Zöbelboden und St. Koloman gemessen wurden, die niedrige relative Feuchte am 5.2. und bis 6.2. mittags an den Hintergrundmessstellen sowie die hohe Ozonkonzentration; dies spricht insgesamt für Luft bodenfernen Schichten. Die 96-stündigen Rückwärtstrajektorien – bei sehr hohen Windgeschwindigkeiten in der mittleren Troposphäre – kommen aus dem Bereich Spanien – Kanarische Inseln, sodass Aufnahme

von Staub aus Nordafrika zu einem früheren Zeitpunkt wahrscheinlich ist. Ein weiteres massives Indiz für Sahara-Staub ist der hohe Anteil des „Restes“ von über 65% auf den PM10-Filtern des 6.2.

Zeitweise herrschten am 6. und 7.2. sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen (Mischungshöhen unter 50 m). Die Ozonkonzentrationsverläufe zeigen die Ausbildung einer sehr massiven Inversion in Eisenstadt ab 6.2. 5:00, die sich am späten Vormittag des 7.2. kurzzeitig auflöste, von 6.2. ca. 13:00 bis 7.2. 13:00 traten aber durchgehend Ozonkonzentrationen nahe null auf. Ähnliche Verhältnisse mit weitestgehend unterbundenem Austausch mit höheren Luftschichten traten in Kittsee von ca. 16:00 bis 10:00 und in Illmitz von ca. 18:00 bis 13:00 auf.

Es dürfte daher wahrscheinlich sein, dass am 5. und 6.2. vor Ausbildung der Bodeninversion Sahara-Staub antransportiert wurde und dann in einer flachen bodennahen Schicht festgehalten wurde, wozu noch ein bedeutender Beitrag lokaler Emissionen kam. In Eisenstadt sowie in Wien traten am Abend des 6.2. bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen extreme PM10-Konzentrationen (Eisenstadt bis $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, aber auch vorher und nachher dürften lokale Emissionen stark für die hohe PM10-Belastung in Eisenstadt und Wien verantwortlich gewesen sein.

Der PM_{2,5}-Anteil war am 6.2. mit 45% extrem niedrig, am 7.2. betrug er 67%. Auch der 8.2. wies mit 41% einen extrem niedrigen PM_{2,5}-Anteil auf.

Kittsee wies eine ähnliche (gravimetrische) PM10-Konzentration wie Illmitz auf; bei Westwind fand keinerlei Schadstofftransport aus Bratislava statt.

Am 7.2. fiel die PM10-Belastung ca. ab 16:00 mit einem Luftmassenwechsel rasch auf Konzentrationen unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ab diesem Zeitpunkt wehte zügiger Westwind, mit dem kalte maritime Luftmassen Österreich erreichten; die PM10-Konzentration war konstant sehr niedrig. Die gravimetrischen Konzentrationen lagen am 8.2. bei jeweils $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Kittsee und Illmitz.

Die PM10-Konzentration war am **13. und 14.2.** (Fr, Sa) räumlich relativ einheitlich und wies nur geringe zeitliche Variationen auf. Sie lag in Illmitz am 13.2. meist um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kontinuierliche Werte) und stieg vor dem Frontdurchgang kurzzeitig steil auf $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Mit dem Frontdurchgang fiel sie nahe null ab und lag am Nachmittag des 14.2. um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mit 2,4 bzw. 3,0 war das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Messwerten außergewöhnlich hoch – daher sind die kontinuierlichen Messwerte u.U. wenig aussagekräftig.

Der **27. und 28.2.** (Fr, Sa) wiesen eine räumlich relativ einheitliche PM10-Belastung auf; sie fiel am Morgen des 28.2. in Illmitz unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kontinuierliche Werte) und stieg bis zum 28.2. Mitternacht über $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kittsee wies einen nahezu parallelen Verlauf auf.

Mit 2,8 bzw. 4,0 war das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Messwerten in Illmitz außergewöhnlich hoch – daher sind die kontinuierlichen Messwerte u.U. wenig aussagekräftig.

Die Rückwärtstrajektorien deuten darauf hin, dass regionale Schadstoffanreicherung unter Beteiligung von Quellen in Tschechien am 27.2. sowie in Ungarn und Kroatien am 28.2. für die erhöhte PM10-Belastung verantwortlich war.

10.3.3 PM10-Zusammensetzung und rasterelektronenmikroskopische Analysen

10.3.3.1 Chemische Analysen

Die Ergebnisse der Inhaltsstoffanalyse der PM10-Filter von Illmitz und Kittsee sind in Abbildung 87 sowie in Tabelle 56 und Tabelle 57 dargestellt.

In Tabelle 56 sind jene Tage, an denen nur in Illmitz Analysen vorliegen, grau markiert. Die Spalte „Rest ohne Wasser“ umfasst auch Si (angegeben als SiO₄), das am 7.2., 13. und 14. sowie 27. und 28.2. angegeben ist.

In Tabelle 56 sind die anhand der Rückwärtstrajektorien abgrenzbaren Herkunftsregionen angegeben: R - regionale Schadstoffanreicherung, SO – Ferntransport von Südosten (Rumänien, Nordserbien), SW – Ferntransport von Südwesten (Slowenien, obere Adria), U – Ungarn, N – Advektion von Norden, Sa – Sahara-Staub, W – atlantische Luftmassen von Westen.

Rasterelektronenmikroskopische Analysen wurden von den Filtern in Illmitz vom 25., 26. 27.1. und 7.2., von Kittsee vom 24., 25. und 26.1. durchgeführt.

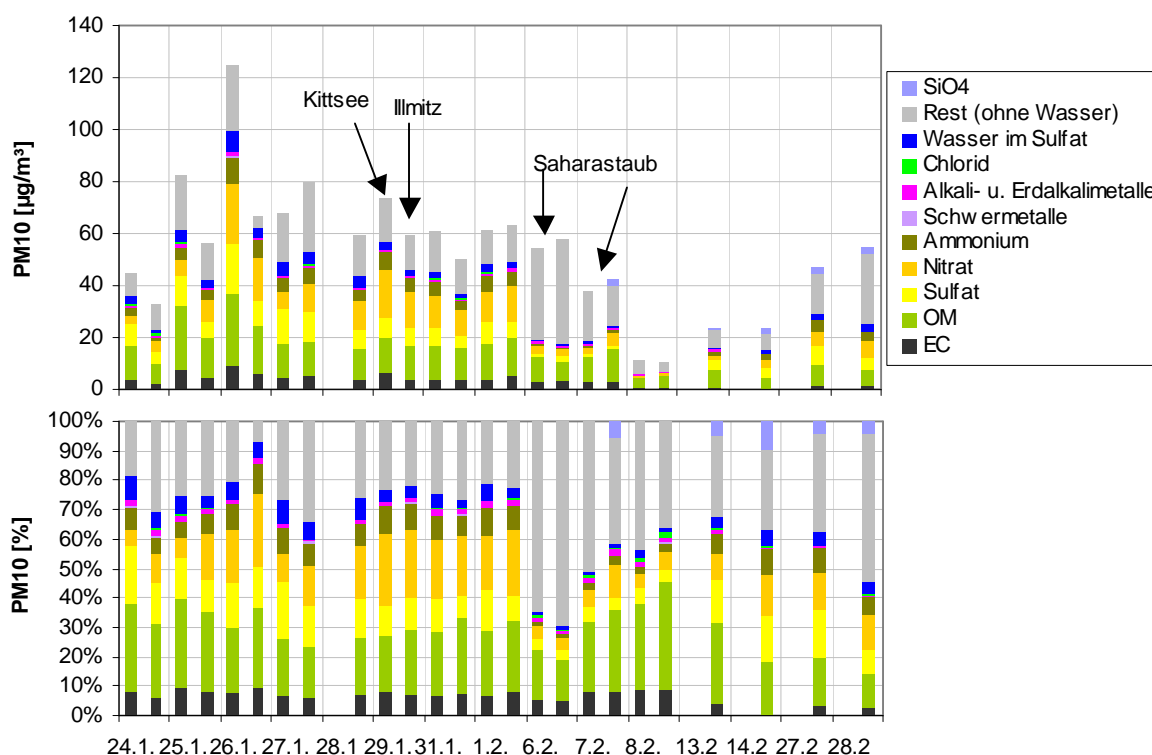


Abbildung 87: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Kittsee (jeweils linke Säule) und Illmitz (rechte Säule), 24.1.-8.2.2004.

Tabelle 56: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Kittsee und Illmitz, 24.1.-28.2.2004, Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (grau schattiert sind die zusätzlichen Analysentage in Illmitz)

	Datum	PM10	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Ammonium	Schwermetalle	Na, K, Ca, Mg	Chlorid	Wasser im Sulfat	Rest (o. Wasser)	SiO ₄	Herkunft
Kittsee	24.01.	44	3,6	13,3	8,7	2,6	3,3	0,18	0,8	0,1	3,5	8,2		N
Kittsee	25.01.	83	8,0	24,3	11,8	5,6	4,6	0,34	1,6	0,5	4,7	20,9		R
Kittsee	26.01.	124	9,6	27,4	18,8	23,2	10,5	0,29	1,4	0,5	7,5	25,3		R
Kittsee	27.01.	68	4,7	12,7	13,4	6,5	5,7	0,15	0,8	0,1	5,4	18,1		SO
Kittsee	29.01.	74	5,9	14,2	7,9	17,8	6,9	0,09	1,0	0,2	3,2	17,0		R
Kittsee	31.01.	61	4,1	13,2	6,7	12,2	4,9	0,09	1,2	0,6	2,7	14,8		SW
Kittsee	01.02.	62	4,2	13,3	8,9	11,6	5,5	0,13	1,1	0,3	3,6	13,2		SW
Kittsee	06.02.	55	3,2	9,0	2,1	2,7	0,6	0,05	0,6	0,3	0,8	35,3		Sa
Kittsee	07.02.	38	3,0	9,1	1,7	2,3	0,7	0,04	0,8	0,2	0,7	19,2		Sa
Kittsee	08.02.	11	1,0	3,3	0,7	0,5	0,2	0,01	0,3	0,1	0,3	4,9		W
Illmitz	24.01.	33	2,0	8,3	4,6	3,5	1,9	0,08	0,6	0,2	1,8	10,3		N
Illmitz	25.01.	56	4,7	15,1	6,1	8,6	3,7	0,11	0,9	0,2	2,4	14,0		R
Illmitz	26.01.	67	6,5	18,3	9,0	16,8	6,8	0,14	1,1	0,2	3,6	4,5		R
Illmitz	27.01.	80	5,1	13,3	11,6	10,6	6,4	0,09	0,9	0,1	4,6	27,3		SO
Illmitz	28.01.	60	3,9	11,6	7,6	11,1	4,3		0,6	0,1	4,4	16,3		U
Illmitz	29.01.	59	4,1	13,2	6,5	13,8	5,5	0,06	0,8	0,1	2,6	12,8		R
Illmitz	31.01.	50	3,8	12,7	3,9	10,0	3,6	0,07	0,8	0,2	1,6	13,1		SW
Illmitz	01.02.	63	5,2	15,2	5,6	14,1	5,2	0,09	1,2	0,3	2,2	14,1		SW
Illmitz	06.02.	58	2,9	7,9	2,0	2,6	0,6	0,10	0,5	0,4	0,8	39,9		Sa
Illmitz	07.02.	40	3,5	12,0	1,6	4,7	1,4	0,11	0,6	0,3	0,7	15,5	2,2	Sa
Illmitz	08.02.	11	1,0	4,1	0,5	0,7	0,3	0,02	0,2	0,2	0,2	4,0		W
Illmitz	13.02.	25	1,0	6,6	3,6	2,1	1,7	0,3		0,1	0,8	8,6	1,2	N
Illmitz	14.02.	25	0,0	4,3	3,8	3,3	2,1	0,3		0,1	1,3	10,1	2,3	N
Illmitz	27.02.	48	1,5	7,8	7,6	5,7	4,1	0,4		0,1	2,3	18,1	1,9	R
Illmitz	28.02.	55	1,4	6,4	4,5	6,3	3,4	0,3		0,0	2,5	30,2	2,3	R

Tabelle 57: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Kittsee und Illmitz, 24.1.-28.2.2004 Anteile am PM10 in % (grau schattiert sind die zusätzlichen Analysentage in Illmitz)

		PM10 (µg/m ³)	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Am- moni- um	Schwer- metalle	Na, K, Ca, Mg	Chlorid	Wasser im Sul- fat	Rest (o. Wasser)	SiO ₄
Kittsee	24.01.	44	8%	30%	20%	6%	7%	0,4%	2%	0%	8%	19%	
Kittsee	25.01.	83	10%	29%	14%	7%	6%	0,4%	2%	1%	6%	25%	
Kittsee	26.01.	124	8%	22%	15%	19%	8%	0,2%	1%	0%	6%	20%	
Kittsee	27.01.	68	7%	19%	20%	10%	8%	0,2%	1%	0%	8%	27%	
Kittsee	29.01.	74	8%	19%	11%	24%	9%	0,1%	1%	0%	4%	23%	
Kittsee	31.01.	61	7%	22%	11%	20%	8%	0,1%	2%	1%	4%	25%	
Kittsee	01.02.	62	7%	22%	14%	19%	9%	0,2%	2%	0%	6%	21%	
Kittsee	06.02.	55	6%	16%	4%	5%	1%	0,1%	1%	1%	2%	65%	
Kittsee	07.02.	38	8%	24%	5%	6%	2%	0,1%	2%	0%	2%	51%	
Kittsee	08.02.	11	9%	29%	6%	4%	2%	0,1%	2%	1%	2%	44%	
Illmitz	24.01.	33	6%	25%	14%	10%	6%	0,2%	2%	1%	5%	31%	
Illmitz	25.01.	56	8%	27%	11%	15%	7%	0,2%	2%	0%	4%	25%	
Illmitz	26.01.	67	10%	27%	13%	25%	10%	0,2%	2%	0%	5%	7%	
Illmitz	27.01.	80	6%	17%	14%	13%	8%	0,1%	1%	0%	6%	34%	
Illmitz	28.01.	60	7%	19%	13%	19%	7%		1%	<1%	7%	27%	
Illmitz	29.01.	59	7%	22%	11%	23%	9%	0,1%	1%	0%	4%	22%	
Illmitz	31.01.	50	8%	26%	8%	20%	7%	0,1%	2%	0%	3%	26%	
Illmitz	01.02.	63	8%	24%	9%	22%	8%	0,1%	2%	1%	4%	22%	
Illmitz	06.02.	58	5%	14%	3%	4%	1%	0,2%	1%	1%	1%	69%	
Illmitz	07.02.	40	9%	30%	4%	12%	3%	0,3%	1%	1%	2%	38%	5%
Illmitz	08.02.	11	9%	37%	4%	6%	3%	0,2%	2%	2%	2%	36%	
Illmitz	13.02.	25	4%	27%	15%	8%	7%		1%	<1%	3%	35%	5%
Illmitz	14.02.	25	0%	17%	15%	13%	8%		1%	<1%	5%	40%	9%
Illmitz	27.02.	48	3%	17%	16%	12%	9%		1%	<1%	5%	38%	4%
Illmitz	28.02.	55	3%	12%	8%	11%	6%		1%	<1%	5%	55%	4%

Im Folgenden werden die Ergebnisse der chemischen sowie der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen für die Herkunftsregionen der Luftmassen – entsprechend Tabelle 55 – zusammengefasst.

10.3.3.2 Ferntransport von Südosten

Illmitz

Der 27.1. (Di) mit eindeutigem Ferntransport von Südosten (Bereich W-Rumänien, N-Serbien, SW-Ungarn) weist in Illmitz eine PM10-Zusammensetzung mit 6% EC, 17% OM, 14% Sulfat (höchster Sulfat-Anteil der 10 Proben), 13% Nitrat und 34% Rest auf.

Die gegenüber Kittsee höhere Konzentration besteht v.a. aus Nitrat und Rest. Der mit 34% hohe Rest-Anteil (er muss bei einem PM_{2,5}-Anteil von 76% jedenfalls zum Teil in der PM_{2,5}-Fraktion gewesen sein) kann bei schneebedecktem, gefrorenem Boden und einer Windgeschwindigkeit um 2 m/s nicht aus Aufwirbelung von Bodenmaterial oder landwirtschaftlicher Tätigkeit stammen. Es dürfte sich – entsprechend den elektronenmikroskopischen Analysen – überwiegend um globulare, alumosilikatische Glasphasen aus großen Verbrennungsanlagen (Kraftwerken) handeln.

Der 27.1. zeichnet sich in Illmitz durch deutlich unterdurchschnittliche Gehalte an Nickel, Antimon, Zink sowie Kalium, Calcium und Magnesium sowie durchschnittliche Anteile bei As, Cd, Fe, Pb und V aus.

Die elektronenmikroskopischen Analysen zeigen am 27.1. mäßig häufig Glimmerminerale im geogenen Phasenbestand sowie als anthropogene Komponenten Dieselruß und globulare, alumosilikatische Glasphasen mit Fe und K (1 bis 5 µm), welche aus Verkehr und großen Verbrennungsanlagen stammen können (die K- und Fe-Anteile sprechen eher für Verbrennungsanlagen).

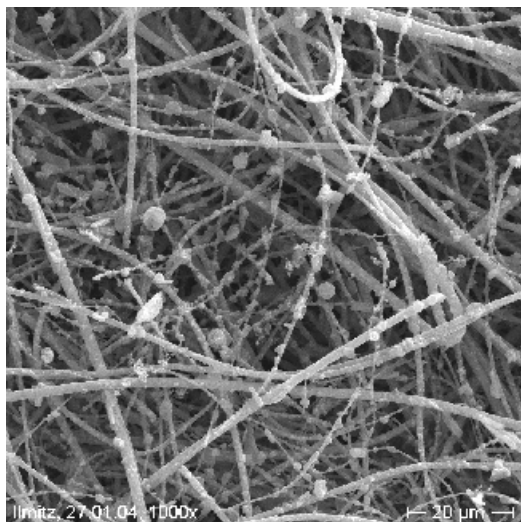


Abbildung 88: Rasterelektronenmikroskopbild des PM10-Filters aus Illmitz vom 27.1.2004

Kittsee

Der 27.1. mit Ferntransport von Südosten ohne Beeinflussung aus Bratislava zeichnet sich durch den höchsten Sulfat-Anteil (20%) der zehn Proben aus, EC und Nitrat wiesen durchschnittliche, OM einen unterdurchschnittlichen Beitrag auf.

An diesem Tag fallen extrem hohe Anteile an Cd (30 ppm), Ni (91 ppm) und V (118 ppm) auf, während As, Pb, Sb und Zn ein durchschnittliches Niveau aufweisen.

10.3.3.3 Regionale Schadstoffanreicherung

Illmitz

Die Situationen, an denen regionale Schadstoffanreicherung dominierte – 25., 26., 29. und 31.1. sowie 1.2. – zeichnen sich durch vergleichsweise hohe OM-Anteile von 22 bis 27% und hohe Nitrat-Anteile (20 bis 25%, nur am 25.1. 15%) aus. Die EC-Anteile sind mit 7 bis 10% durchschnittlich, ebenso die Rest-Anteile (22 bis 26%, nur am 26.1. 7%).

Die Sulfat-Anteile variieren zwischen 8 und 13%, wobei die Tage mit Ferntransport aus Slowenien (31.1., 1.2.) mit 8 bis 9% unterdurchschnittliche Sulfat-Anteile aufweisen; diese Tage zeichnen sich auch durch überdurchschnittliche PM_{2,5}-Anteile aus (84 bzw. 91%). Am 1.2. muss somit auch ein Großteil des Restes (22%) in der PM_{2,5}-Fraktion gewesen sein.

Der 26.1. mit zeitweisem Schadstofftransport aus Bratislava (PM₁₀ in Kittsee aber eher parallel NO₂) weist den höchsten Sulfatanteil auf (13%) auf. Dieser Tag weist mit 10% auch den höchsten EC-Anteil sowie den höchsten Schwermetallanteil auf.

Der 26.1. zeigt überdurchschnittliche Anteile bei As, Cd, Fe und Pb; diese Schwermetalle waren auch am 25.1. etwas erhöht, wobei der 25. und 26.1. bei Zn, V und Sb ähnliche (und überdurchschnittliche) Anteile aufwiesen. Dagegen zeigen der 31.1. und 2.1. – mit Transport von Südwesten (Slowenien) – überdurchschnittliche Anteile bei Ni und V, aber niedrige bei As, Cd, Fe und Zn.

Die elektronenmikroskopischen Analysen zeigen am 25.1. mäßig häufig Glimmerminerale im geogenen Phasenbestand sowie als anthropogene Komponenten Dieselruß und globulare,

alumosilikatische Glasphasen mit Fe und K, welche aus Industrie und Verbrennungsanlagen stammen können.

Am 26.1. treten in mäßiger Häufigkeit ebenfalls Dieselruß und globulare, alumosilikatische Glasphasen mit Fe und K auf.

Der 27. und 28.2. – regionale Schadstoffanreicherung, wobei am 28.2. Ferntransport aus W-Ungarn und Kroatien eine Rolle spielte – zeigen sehr niedrige EC-Anteile und unterdurchschnittliche Anteile an OM und Nitrat. Der Sulfatanteil ist am 27.2. mit 15% besonders hoch, am 28.2. mit 7% äußerst niedrig. Dem stehen sehr hohe Rest-Anteile von 41 bzw. 57% gegenüber, wobei SiO_4 je 3% ausmacht.

Bei einer Windgeschwindigkeit um 3 m/s am 28.2. scheint Winderosion wenig wahrscheinlich. Erst ab 20:00 stieg die Windgeschwindigkeit über 6 m/s. Der sehr gleichmäßige Belastungsverlauf deutet auch nicht auf Winderosion oder landwirtschaftliche Arbeiten hin.

Der zu PM10 parallele Anstieg bei CO und NO₂ (Rückgang von O₃) am Abend des 28.2. deutet eher auf Ferntransport als auf Winderosion bei zunehmender Windgeschwindigkeit hin.

Die Tage mit relativ niedriger PM10-Belastung und relativ sauberer Luft nördlicher bzw. westlicher Herkunft – der 8., 13. und 14.2. – weisen unterdurchschnittliche EC- und Nitrat-Konzentrationen auf. Bei OM ist die Konzentration am 13.2. (mit eher kontinentaler Luft) deutlich höher als am 8. und 14.2. mit maritimer Luft. Extrem niedrige Konzentrationen sekundärer anorganischer Partikel wies der 8.2. auf (unter 1 µg/m³)

Die rasterelektronenmikroskopischen Analysen des 27.2. zeigten fast keine mineralischen Phasen. In mäßiger Häufigkeit waren Dieselrußpartikel sowie globulare, teilweise hohlkugelige kohlige Partikel zu finden. Der 28.2. wies einen ähnlichen Befund auf, allerdings waren kaum Dieselrußpartikel zu finden.

Kittsee

In Kittsee weisen der 25. und 26.1., an denen massiver Schadstofftransport von Bratislava erfolgte, eine überdurchschnittliche PM10-Belastung auf. Der 25.1., an dem PM10 parallel zu SO₂ und NO₂ erhöht war, ist der OM-Anteil mit 29% deutlich höher als am 26.1., als kein SO₂-Transport aus Bratislava erfolgte, auch EC lag mit 10% deutlich über dem Durchschnitt.

Dafür weist der 26.1. mit 19% einen ungleich höheren Nitrat-Anteil (25.1. 7%) auf, der mit der fast den ganzen Tag stark erhöhten NO₂-Konzentration korrespondiert; die Sulfat-Anteile waren mit 14 bzw. 15% durchschnittlich.

Der 25.1. zeichnete sich durch deutlich überdurchschnittliche Cd-, Pb-, Sb- und Zn-Anteile aus, beide Tage durch überdurchschnittliche As-Anteile. Ni und V waren dagegen deutlich unterdurchschnittlich vertreten.

Die elektronenmikroskopischen Analysen zeigen am 25.1. im geogenen Phasenbestand mit mäßiger Häufigkeit Feldspat, Glimmerminerale und Quarz. Unter den – insgesamt sehr stark vertretenen – anthropogenen Phasen dominieren Dieselruß, globulare, alumosilikatische Glasphasen, die häufig Schwefel, Chlor, Eisen und Kupfer enthalten und aus Verbrennungsanlagen und der Industrie stammen können, sowie Gips als sekundäre Bildung aus Schwefeldioxid. Daneben kommen mit mäßiger Häufigkeit kohliges Material (Ruß, Restkohle) als Verbrennungsrückstände aus Hausbrand, Gewerbe und Industrie sowie Na-K-Sulfat als sekundäre Bildung auf.

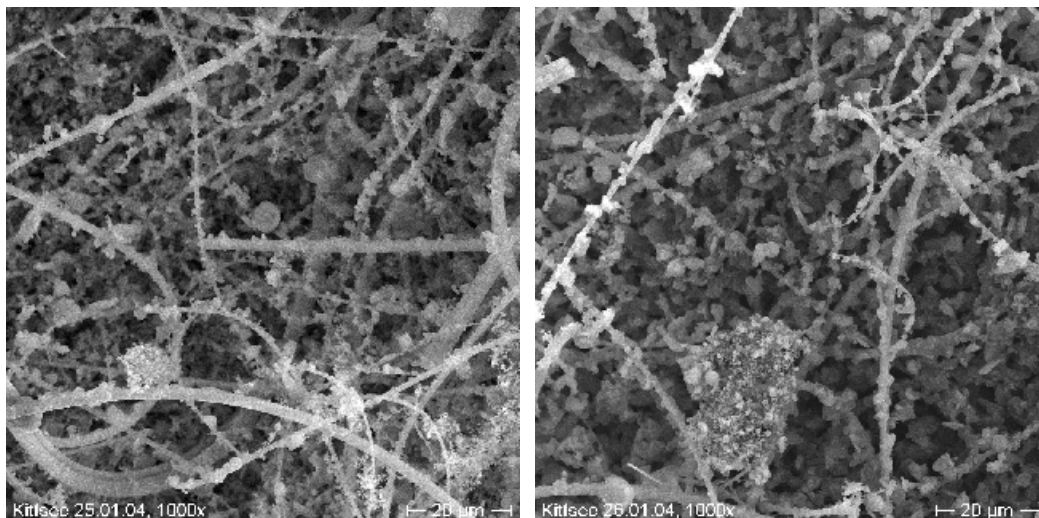


Abbildung 89: Rasterelektronenmikroskopbilder der PM10-Filter aus Kittsee vom 25.1.2004 (links) und 26.1.2004 (rechts)

Die elektronenmikroskopischen Untersuchungen zeigen den starken Einfluss großstädtischer und industrieller Emissionen auf, wobei der hohe Anteil sekundärer Schwefelverbindungen mit Ca, K und Na mit dem starken SO₂-Transport aus Bratislava in Zusammenhang steht.

Am 26.1. tritt in der geogenen Phase mäßig häufig Feldspat auf. In der stark vertretenen anthropogenen Phase dominieren Dieselruß sowie globulare, alumosilikatische Glasphasen, die häufig Schwefel, Chlor, Eisen und Kupfer, mit mäßiger Häufigkeit kommen kohliges Material (Ruß, Restkohle) sowie Gips als sekundäre Schwefelbildung vor. Der geringere Anteil sekundärer Schwefel-Verbindungen steht in Zusammenhang mit dem vergleichsweise geringen Ausmaß von SO₂-Transport.

An beiden Tagen deuten zudem Fe-Ti-Mischoxide, globulare Schlacke (mit Al, Si) und Titan-karbid auf industrielle Quellen hin.

An den Tagen mit starker regionaler Schadstoffanreicherung mit teilweise Ferntransport aus Slowenien, aber ohne Beeinflussung durch Bratislava (29.1., 31.1. und 1.2.) weist in Kittsee wie in Illmitz Sulfat unterdurchschnittliche, Nitrat und OM überdurchschnittliche Anteile auf.

Bei den Schwermetallen fallen an den beiden Tagen mit Ferntransport aus Slowenien (31.1., 1.2.) sehr hohe V- und Ni-Konzentrationen auf.

10.3.3.4 Luftmassentransport von Norden

Illmitz

Der 24.1. mit Luftmassentransport von Norden weist eine ähnliche Zusammensetzung wie die Tage mit regionaler Schadstoffanreicherung auf, d.h. einen hohen Anteil von OM (25%) und Sulfat (14%), dagegen aber einen relativ niedrigen Nitratanteil (10%).

Deutlich erhöhte Na-Anteile (10 ‰) könnten auf Meersalz-Transport hinweisen, zudem weisen As, Ni und V überdurchschnittliche Konzentrationen auf.

Kittsee

Am 24.1. mit Advektion relativ sauberer Luft von Norden und zeitweiser Beeinflussung aus Bratislava (PM10 parallel SO₂) zeichnet sich durch extrem hohe OM- (30%) und Sulfat-Anteile (20%) aus, der Nitrat-Anteil ist mit 6% sehr niedrig. Damit lässt sich jedenfalls fest-

halten, dass SO₂-Advektion aus Bratislava mit hohen OM- und Sulfat-Anteilen, NO₂-Advektion aus Bratislava mit hohen Nitrat-Anteilen verbunden ist.

Die Konzentration der Schwermetalle As, Cd, Ni, Pb, Sb und Zn war deutlich erhöht.

Die elektronenmikroskopische Analyse weist unter den geogenen Phasen Feldspat mit mäßiger Häufigkeit aus. Unter den anthropogenen Phasen dominiert Dieselruß, daneben kohliges Material (Ruß, Restkohle) als Verbrennungsrückstände aus Hausbrand, Gewerbe oder Industrie, globulare Glasphasen mit Fe und K aus Industrie oder Verbrennungsanlagen sowie Gips als sekundäre Bildung aus Schwefeldioxid.

Insgesamt bestätigen die elektronenmikroskopischen Untersuchungen damit den starken Einfluss von Emissionen in Bratislava.

10.3.3.5 Sahara-Staub-Ferntransport

Illmitz

Die beiden Tage mit nennenswerten Beiträgen von Sahara-Staub (6. und 7.2.) lassen nur eingeschränkte Aussagen über die regionalen anthropogenen Beiträge zu. Am 7.2. fällt ein hoher OM-Anteil von 30% gegenüber einem extrem niedrigen Sulfat-Anteil von 4% auf; Nitrat macht etwas unterdurchschnittliche 12% aus. Beide Tage zeichnen sich durch sehr niedrige PM_{2,5}-Anteile (45 bzw. 67%) aus, sodass klar ist, dass das mineralische Material aus Nordafrika ganz überwiegend in der Fraktion größer 2,5 µm zu finden gewesen sein muss.

Beide Tage fallen durch außerordentlich hohe Beiträge von Fe (24 ‰) und Ca (35 ‰) auf; Ni, V und Zn wiesen durchschnittliche Anteile auf, während jene der übrigen Schwermetalle deutlich unter dem Mittelwert lagen.

Die elektronenmikroskopische Untersuchung zeigt am 7.2. in mäßiger Häufigkeit (entsprechend einer PM₁₀-Konzentration von 40 µg/m³) geogene Silikatpartikel; unter den anthropogenen Phasen treten mit mäßiger Häufigkeit Dieselruß und globulare, alumosilikatische Glasphasen mit Fe und K auf.

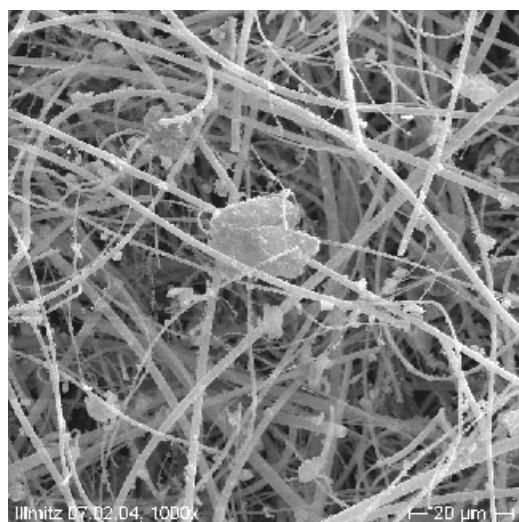


Abbildung 90: Rasterelektronenmikroskopaufnahmen des PM₁₀-Filters aus Illmitz vom 7.2.2004

Die am 8.2. vom Atlantik ankommende sehr PM₁₀-arme Luft weist im PM₁₀ einen extrem hohen OM-Anteil von 37%, einen durchschnittlichen EC-Anteil von 9% und extrem niedrige Anteile sekundärer Ionen (Sulfat 4%, Nitrat 6%) auf. Auffallend sind ein hoher Rest-Anteil von 37% sowie ein sehr niedriger PM_{2,5}-Anteil von 41%. Aufwirbelung bei starkem Wind

könnte dafür die Ursache sein – wobei die Absolutkonzentration des Restes mit $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aber sehr niedrig ist.

Kittsee

Der 6.2. (Sahara-Staub) zeigt in Kittsee eine ähnliche Zusammensetzung wie Illmitz. Am 7.2. ist gegenüber Illmitz der Nitrat-Anteil (6%) wesentlich geringer, der Rest-Anteil mit 51% höher. Darin dürfte sich das unterschiedliche Ausmaß der Mischung von Sahara-Staub und regional emittierten anthropogenen Partikeln widerspiegeln.

Am 8.2. wies PM10 in Kittsee eine nahezu idente Zusammensetzung wie Illmitz auf.

10.3.4 Unterschiede zwischen Kittsee und Illmitz

Die Differenzen der PM10-Belastung zwischen Kittsee und Illmitz sind, gegliedert nach den analysierten Inhaltsstoffen, in Abbildung 91 dargestellt. Abbildung 92 zeigt die Differenzen bei den Schwermetallen im Detail.

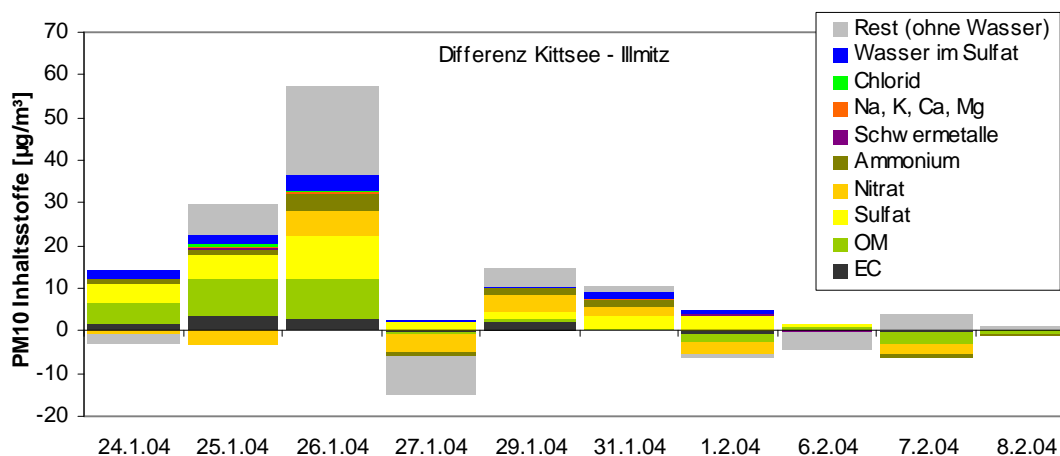


Abbildung 91: Differenz der PM10 Inhaltsstoffe in Kittsee und Illmitz

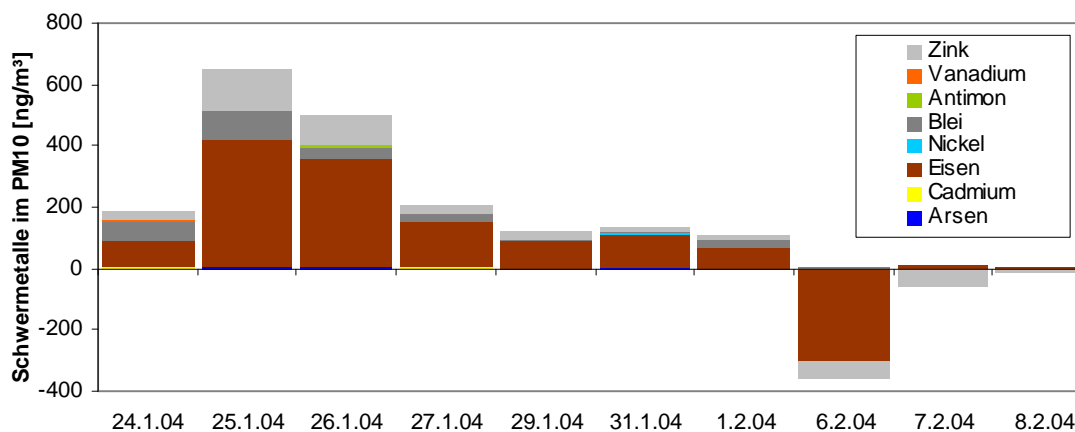


Abbildung 92: Differenz der Schwermetallkonzentrationen Kittsee und Illmitz

Der **24.1.2004** repräsentiert überwiegend relativ „saubere“ Luft, die mit höherer Windgeschwindigkeit von Norden ankam und vermutlich über Polen und Tschechien relativ emissi-

onsarme Gebiete überquert hat. Ab dem Abend war – in Kittsee mehr als in Illmitz – Schadstofftransport aus Bratislava parallel zu SO₂ zu beobachten.

Bei einer PM10-Konzentration von 44 µg/m³ zeigt der Filter von Kittsee einen Anteil der kohlenstoffhaltigen Fraktion von 38% (Illmitz 31%), sekundäre anorganische Ionen machen in Kittsee 33% (Illmitz 30%) aus, wobei in Kittsee der Sulfat-Anteil mit 20% außerordentlich hoch war (Illmitz 14%). Der Zusatzbeitrag in Kittsee gegenüber Bratislava besteht weitgehend aus EC, OM und Sulfat.

Bei den Schwermetallen zeichnet sich in Kittsee im Vergleich zu Illmitz ein extrem hoher Zusatzbeitrag von Bratislava bei Blei (83 ng/m³ gegenüber 18 ng/m³) und Fe ab, ein nennenswerter Beitrag zudem bei Cd, Fe, Sb und Zn, während V praktisch ident ist.

Das Belastungsbild des **25.1.** war von großflächiger Schadstoffanreicherung über Nordösterreich ohne Beteiligung von Ferntransport geprägt, wobei in Kittsee über Teile des Tages starker Schadstofftransport aus Bratislava parallel zu SO₂ und NO₂ (die vormittags, was selten vorkommt, parallel verliefen, während abends PM10 parallel zu NO₂ anstieg) stattfand. Mit 83 µg/m³ war die PM10-Konzentration in Kittsee wesentlich höher als in Illmitz (56 µg/m³).

Die Differenz in Kittsee gegenüber Illmitz geht überwiegend auf die C-Komponenten (OM 24 µg/m³ gegenüber 15 µg/m³, EC 8 µg/m³ gegenüber 5 µg/m³ in Illmitz) sowie Sulfat (12 µg/m³, Illmitz 6 µg/m³) zurück, während in Illmitz etwas mehr Nitrat auftrat.

Bei den Schwermetallen zeichnet sich in Kittsee ein massiver Zusatzbeitrag von Bratislava bei Pb (110 ng/m³ gegenüber 22 ng/m³), Cd, Fe, Sb, Zn und Na ab.

Auch am **26.1.** bestimmte großflächige Schadstoffanreicherung die PM10-Belastung, wobei in Kittsee starker Schadstofftransport aus Bratislava (parallel zu NO₂, nicht SO₂) erfolgte, der den Nachmittag über auch Illmitz erreichte. Mit 124 µg/m³ war die PM10-Belastung in Kittsee wesentlich höher als in Illmitz (67 µg/m³).

Die Differenz in Kittsee gegenüber Illmitz besteht überwiegend aus Sulfat, wo in Kittsee relativ genau doppelt so viel wie gemessen wurde, sowie aus Nitrat, Ammonium, OM und EC (1,5-fache Konzentration); beim „Rest“ ist die Konzentration in Kittsee mehr als 6 mal so hoch wie in Illmitz, bei den Schwermetallen ca. 1,5-mal so hoch.

Die Schwermetallkonzentration war in Kittsee ca. 3-mal so hoch wie in Illmitz, wobei der Zusatzbeitrag vor allem auf As, Fe, Ni, Pb und Zn, daneben auf V entfällt.

Am **27.1.** bestimmte Ferntransport von Südosten das Belastungsbild, die PM10-Konzentration war in Illmitz mit 80 µg/m³ höher als in Kittsee (68 µg/m³). Kittsee wurde nicht von Bratislava beeinflusst.

Größere Unterschiede zeigen sich bei Nitrat (Illmitz 11 µg/m³, Kittsee 7 µg/m³) und dem „Rest“ (Illmitz 27 µg/m³, Kittsee 18 µg/m³). Bei schneebedecktem Boden und einer Windgeschwindigkeit um 2 m/s ist Aufwirbelung als Quelle des relativ hohen Rest-Anteils (34%) sehr unwahrscheinlich.

Gegenüber Illmitz stark erhöht waren die Metalle Cd, Ni und V sowie Ca und Mg, relativ wenig hingegen Fe und Pb.

Der **29.1.** repräsentiert einen Fall mit starker regionaler Schadstoffanreicherung in einer flachen Inversionsschicht vor einem Frontdurchgang, welcher nach 21:00 stattfand. Kittsee und Illmitz wiesen so gut wie idente PM10-Konzentrationen auf. Die Anteile der einzelnen analysierten Komponenten sind ebenfalls so gut wie ident. Kittsee wurde nicht von Bratislava beeinflusst.

Bei den Metallen Fe, Ni und Ca lag die Konzentration in Kittsee mehr als das Doppelte über jener in Illmitz, leicht erhöht waren zudem As, Sb, Zn und Na, nahezu ident Cd und V.

Am **31.1.** deuten die Trajektorien auf Ferntransport aus Slowenien hin, zudem sorgten ungünstige Ausbreitungsbedingungen und niedrige Windgeschwindigkeiten für starke regionale Schadstoffanreicherung. In Kittsee war die PM10-Konzentration mit $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etwas höher als in Illmitz ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), bei Ostnordostwind könnte Schadstofftransport aus Bratislava eine Rolle gespielt haben.

In Kittsee war v.a. die Konzentration der anorganischen sekundären Aerosole höher als in Illmitz (Sulfat $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Nitrat $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Bei den Metallen Na, As und Fe war die Konzentration in Kittsee mehr als doppelt so hoch wie in Illmitz, leicht erhöht bei Pb.

Am **1.2.** herrschten grundsätzlich ähnliche Bedingungen wie am 31.1., wobei im Tagesverlauf die Ausbreitungsbedingungen immer ungünstiger wurden, als offenbar die Bodeninversion vor einer anrückenden Frontalzone immer seichter wurde. Illmitz und Kittsee wiesen praktisch idente PM10-Konzentrationen ($62 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und sehr ähnliche PM10-Zusammensetzungen auf. Nennenswerte Unterschiede gibt es bei Sulfat (Kittsee $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Illmitz $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Deutlich erhöht gegenüber Illmitz war die Fe- und V-Konzentration in Kittsee. Am 31.1. und 1.2. nahezu ident waren Cd und Ni.

Der **6.2.** zeichnet sich an beiden Messstellen durch einen extrem hohen Anteil des Restes aus (Kittsee 65%, Illmitz 69%), der ein eindeutiger Hinweis auf Sahara-Staub ist; auf Ferntransport aus Nordafrika deuten bereits die Trajektorien und die zeitweise extrem niedrigen Feuchtwerte hin. Bei den übrigen PM10-Komponenten, die auf regionale Emissionen und Schadstoffanreicherung in einer Bodeninversionsschicht zurückgehen, zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede.

Am **7.2.** beträgt der Rest-Anteil in Kittsee 40%, in Illmitz 38%; dieses Material aus Nordafrika wurde in einer Bodeninversion bei schwachem Wind „eingefangen“, zudem trugen regionale Emissionen zur PM10-Belastung bei. Ein Frontdurchgang am frühen Nachmittag brachte sehr saubere Luft von Westen herbei.

Bei den übrigen PM10-Inhaltsstoffen ist in Illmitz OM ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Kittsee) und Nitrat ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) stärker vertreten.

Am 6. und 7.2. wiesen ebenso wie am 8.2. Illmitz und Kittsee praktisch idente Schwermetallkonzentrationen auf.

Der 8.2. repräsentiert sehr saubere Luft atlantischen Ursprungs mit einer räumlich einheitlichen PM10-Konzentration von $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Einen relativ hohen Anteil macht der Rest mit 44% in Kittsee und 36% in Illmitz aus. Bei sehr variablen Windgeschwindigkeiten bis 8 m/s könnte dafür Aufwirbelung verantwortlich gewesen sein.

In Tabelle 58 ist für die Tage von 24.1. bis 1.2. (d.h. nicht für die Fälle mit dominantem Sahara-Staub-Ferntransport und Westwind von 6. bis 8.2.) zusammengestellt, welche PM10-Komponenten in Illmitz und Kittsee jeweils stark über- oder unterdurchschnittlich vorhanden waren und welche Komponenten den Zusatzbeitrag in Kittsee gegenüber Illmitz darstellen.

Tabelle 58: Charakterisierung der PM10-Zusammensetzung in Illmitz und Kittsee

	Illmitz	Kittsee	Zusatzbelastung Kittsee
24.1.	OM, Sulfat hoch Na, As, Ni, V hoch Nitrat niedrig	OM, Sulfat hoch As, Cd, Ni, Pb, Sb hoch Nitrat niedrig	EC, OM, Sulfat Pb
25.1.	OM hoch	EC, OM hoch As, Cd, Pb, Sb, Zn hoch Ni, V niedrig	EC, OM, Sulfat Pb, Cd, Fe, Zn
26.1.	EC, OM, Sulfat, Nitrat hoch As, Cd, Fe, Zn hoch	Nitrat hoch As hoch Ni, V niedrig	EC, OM, Sulfat, Nitrat, Rest As, Fe, Pb, Zn
27.1.	Sulfat, Rest hoch Ni, Sb, Zn, K, Ca, Mg niedrig	Sulfat hoch Cd, Ni, V hoch OM niedrig	Cd, Ni, V [in Illmitz Nitrat, Rest höher]
29.1.	OM, Nitrat hoch	OM, Nitrat hoch Sulfat niedrig	Fe, Ni
31.1.	OM, Nitrat hoch Ni, V hoch Sulfat niedrig As, Cd, Fe, Zn niedrig	OM, Nitrat hoch Ni, V hoch Sulfat niedrig	As, Fe
1.2.	OM, Nitrat hoch Ni, V hoch Sulfat niedrig As, Cd, Fe, Zn niedrig	OM, Nitrat hoch Ni, V hoch Sulfat niedrig	V, Fe

Daraus lassen sich folgende Folgerungen ziehen:

- ∅ OM und Sulfat sind in Kittsee bei SO₂-Transport aus Bratislava erhöht
- ∅ Nitrat ist bei NO₂-Transport aus Bratislava erhöht
- ∅ keine erhöhten V- und Ni-Werte treten in Kittsee bei SO₂-Transport aus Bratislava (Hauptquelle Raffinerie) auf⁴⁶. Hohe Ni- und V-Beiträge fallen am 26.1. parallel zu erhöhter NO₂-Konzentration auf
- ∅ Hohe Ni- und V-Beiträge treten bei Transport von SW (Slowenien) auf
- ∅ In Illmitz tritt bei Ferntransport von SO ein überdurchschnittlicher Sulfat-Anteil auf
- ∅ In Illmitz tritt bei regionaler Schadstoffanreicherung ein überdurchschnittlicher OM- und Nitrat-Anteil auf.
- ∅ Unterdurchschnittliche Sulfat-Anteile sind mit Transport von Südwesten (Slowenien) verbunden

10.4 Gesamtauswertung der Tage mit über 40 µg/m³, 1999, 2000, 2004

10.4.1 Herkunftsregionen der Rückwärtstrajektorien

Für alle Tage mit PM10-Inhaltsstoffanalysen der Messkampagne 1999/2000 (Kapitel 10.1) sowie von Jänner und Februar 2004 wurden 96-stündige Rückwärtstrajektorien berechnet. In Tabelle 59 sind die Herkunftsregionen der Luftmassen, die anhand der 96-stündigen Rückwärtstrajektorien erkennbar sind, zusammen gestellt. „LVZ“ bedeutet „Lange Verweilzeit“. Angegeben ist der Wind in Illmitz, klassifiziert nach vier Hauptwindrichtungen (NO, SO, SW,

⁴⁶ Ni- und V-Emissionen würde man bei der Verbrennung von Erdölrückständen erwarten

NW) sowie „variabel“ (weniger als 60% der HMW des Tages aus einem dieser vier Sektoren).

Tabelle 59: Herkunftsregionen der Luftmassen für die Tage mit PM10-Inhaltsstoffanalysen in Illmitz, 1999/2000 und 2004

	PM10 (µg/m ³)	Wind	Herkunftsregion
15.10.99	8	NW	zügig von NW
21.10.99	34	SO	S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn
27.10.99	10	NW	zügig von W (S-Deutschland, Alpenvorland)
02.11.99	43	SO	M-Ungarn, O-N-Kroatien, W-Ungarn
08.11.99	8	NW	zügig von NW (M-Deutschland, Böhmen)
14.11.99	14	V	N-Kroatien, W-Ungarn, ab Vormittag N-Österreich
20.11.99	24	V	M-Deutschland, Tschechien
26.11.99	54	V	LVZ SO-Österreich, W-Ungarn
02.12.99	50	V	zügig von W (S-Deutschland, Alpenvorland)
09.12.99	38	SO	Obere Adria, Slowenien, SO-Österreich
15.12.99	14	NW	zügig von W (S-Deutschland, N-Österreich)
21.12.99	15	NW	zügig von NW (quer über Deutschland, Böhmen)
27.12.99	19	V	zügig von W (S-Deutschland, Alpenvorland)
02.01.00	83	V	LVZ O-Österreich
08.01.00	46	SO	N-Serbien, O-Kroatien, SW-Ungarn
14.01.00	58	SO	S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, SW-Ungarn
20.01.00	10	V	zügig von NW (Nordsee, quer über Deutschland)
26.01.00	12	V	Absinken über dem Alpenvorland, dann v. W
01.02.00	19	V	zügig von W (S-Deutschland, Ostalpen)
06.02.00	65	SO	zügig von W, dann LVZ O-Österreich, W-Ungarn
12.02.00	30	V	zügig von W, dann LVZ S-Tschechien, W-Slowakei, NW-Ungarn
18.02.00	11	NW	zügig von W (S-Deutschland, Alpenvorland)
24.02.00	27	V	von W (S-Deutschland, N-Österreich)
01.03.00	14	V	M-Italien, Obere Adria, Slowenien, SO-Österreich
07.03.00	25	V	zügig von W (S-Deutschland, Alpenvorland)
13.03.00	31	V	S-M-Polen, Mähren, LVZ W-Slowakei, NW-Ungarn
19.03.00	20	NW	zügig von N (Schweden, W-Polen, quer über Tschechien)
25.03.00	89	V	N-Serbien, NO-Bosnien, O-Kroatien, M-N-Ungarn, SW-Slowakei
31.03.00	12	V	zügig von W (S-Deutschland)
06.04.00	15	NW	zügig von NNW (Ostdeutschland, Böhmen)
12.04.00	9	V	Adria, S-W-M-N-Kroatien, W-Ungarn (Slowenien)
18.04.00	22	NW	M-Deutschland, Tschechien
24.04.00	22	V	quer über Ungarn
30.04.00	25	V	W-Rumänien, quer über Ungarn
06.05.00	26	SO	O-Kroatien, SW-Ungarn
12.05.00	37	NW	LVZ Mähren, W-Slowakei, NW-Ungarn
18.05.00	14	NW	LVZ S-Ungarn, N-M-Kroatien, Slowenien, O-Österreich
24.05.00	17	SO	quer über Tschechien, LVZ NO-Österreich, W-Ungarn
30.05.00	11	V	zügig von W (S-Deutschland)
05.06.00	31	SO	N-Serbien, O-Kroatien, NO-Bosnien, SW-Ungarn
11.06.00	27	SO	S-M-Ungarn; NO-Bosnien, O-Kroatien, SW-Ungarn
17.06.00	13	NW	zügig von NW
23.06.00	17	NW	Absinken über M-Deutschland, dann Tschechien
05.07.00	8	V	zügig von W
11.07.00	12	V	Obere Adria, W-Kroatien, Slowenien, SW-Ungarn
17.07.00	9	NW	zügig von WNW
23.07.00	20	V	LVZ SW-Ungarn, SO-Österreich
29.07.00	10	NW	zügig von W

	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Wind	Herkunftsregion
04.08.00	10	NW	zügig von W
10.08.00	14	V	S-Deutschland, N-Österreich
16.08.00	29	V	LVZ O-Österreich, SW-Ungarn
22.08.00	13	NW	Tschechien, dann Obere Adria
28.08.00	18	V	zügig von NO, dann über Ungarn
03.09.00	7	NW	zügig von W
09.09.00	27	SO	zügig von NW, dann LVZ W-Ungarn
15.09.00	27	V	Tschechien, LVZ W-Slowakei
21.09.00	20	V	W-Ukraine, Weißrussland, O-Slowakei, N-Ungarn
27.09.00	30	SO	Ungarn (teilw. O-Kroatien)
03.10.00	12	NW	S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn
09.10.00	13	V	in größerer Höhe von NW
15.10.00	45	SO	S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn
21.10.00	28	SO	N-Serbien, quer über Ungarn
27.1.00		NW	zügig von W
2.11.00		SO	Obere Adria, W-Kroatien, SW-Ungarn
24.1.04	33	NW	Polen (nicht über Oberschlesien)
25.1.04	56	NW	regionale Schadstoffanreicherung
26.1.04	67	SO	regionale Schadstoffanreicherung
27.1.04	80	SO	S-Rumänien, N-Serbien, quer über Ungarn
28.1.04	60	V	O-Ungarn
29.1.04	59	V	regionale Schadstoffanreicherung
31.1.04	50	SO	Slowenien, LVZ W-Ungarn
1.2.04	63	V	Slowenien, LVZ W-Ungarn
6.2.04	58	SW	Sahara-Staub
7.2.04	40	NW	Sahara-Staub und regionale Schadstoffanreicherung
8.2.04	11	NW	zügig von W
13.2.04	25	SW	zügig von N (O-Deutschland)
14.2.04	25	NW	zügig von NW (Mittel-Deutschland)
27.2.04	48	V	Ungarn, LVZ NO-Österreich
28.2.04	55	V	Ungarn, Kroatien, LVZ NO-Österreich

In Tabelle 60 werden die Tage mit Inhaltsstoffanalysen nach Herkunftsregionen und PM10-Konzentration klassifiziert.

Der im Untersuchungszeitraum häufigste Fall (24 Tage) war Transport maritimer Luftmassen aus West bis Nordwest mit hoher Windgeschwindigkeit, die sich durch sehr niedrige PM10-Konzentrationen auszeichneten.

Tabelle 60: Klassifizierung der Herkunftsregionen der Luftmassen, Illmitz 1999/2000 und 2004 (fett: über 40 µg/m³)

Herkunftsregion	PM10	Tag
S-Rumänien, N-Serbien, Ungarn	bis 20 µg/m³	3.10.00
	> 20 bis 40 µg/m³	21.10.99
	> 40 bis 60 µg/m³	14.1.00
	> 60 µg/m³	27.1.04
N-Serbien, O-Kroatien, Ungarn	> 20 bis 40 µg/m³	21.10.00
	> 40 bis 60 µg/m³	8.1.00
N-Serbien, N-Bosnien, O-Kroatien, Ungarn	> 20 bis 40 µg/m³	6.5.00, 5.6.00, 11.6.00
	> 60 µg/m³	25.3.00
Kroatien, Ungarn + regionale Schadstoffanreicherung	bis 20 µg/m³	18.5.00
	> 40 bis 60 µg/m³	28.2.04
W-Rumänien, Ungarn	bis 20 µg/m³	28.8.00
	> 20 bis 40 µg/m³	24.4.00, 30.4.00, 27.9.00, 2.11.00
	> 40 bis 60 µg/m³	2.11.99, 28.1.04
W-Ukraine, O-Slowakei, Ungarn	bis 20 µg/m³	21.9.00
Adria, Slowenien, W-Kroatien	bis 20 µg/m³	1.3.00, 12.4.00, 11.7.00
	> 20 bis 40 µg/m³	9.12.99
	> 40 bis 60 µg/m³	31.1.04, 1.2.04
Polen (nicht Oberschlesien)	> 20 bis 40 µg/m³	18.4.00, 24.1.04
Nordwest, Tschechien, Ungarn + regionale Schadstoffanreicherung	> 20 bis 40 µg/m³	9.9.00
Regionale Schadstoffanreicherung (O-Österreich, W-Ungarn)	bis 20 µg/m³	23.7.00
	> 20 bis 40 µg/m³	16.8.00
	> 40 bis 60 µg/m³	26.11.99, 2.12.99, 29.1.04
	> 60 µg/m³	2.1.00, 25.1.04, 26.1.04
S-Deutschland, Tschechien, N-Österreich, W-Slowakei, W-Ungarn (regionale Schadstoffanreicherung)	bis 20 µg/m³	24.5.00, 23.6.00, 22.8.00, 10.8.00
	> 20 bis 40 µg/m³	14.11.99, 12.5.00
	> 40 bis 60 µg/m³	27.2.04
Polen, Mähren, W-Slowakei, W-Ungarn (regionale Schadstoffanreicherung)	> 20 bis 40 µg/m³	13.3.00
Nordwest, dann Tschechien, W-Slowakei (regionale Schadstoffanreicherung)	> 20 bis 40 µg/m³	12.2.00, 15.9.00
N-Serbien, Ungarn + regionale Schadstoffanreicherung	> 40 bis 60 µg/m³	15.10.00
West – Nord (hohe Windgeschwindigkeit)	bis 20 µg/m³	27.10.99, 8.11.99, 15.12.99, 21.12.99, 27.12.99, 20.1.00, 26.1.00, 1.2.00, 18.2.00, 19.3.00, 31.3.00, 6.4.00, 30.5.00, 17.6.00, 5.7.00, 17.7.00, 29.7.00, 4.8.00, 3.9.00, 9.10.00, 27.10.00, 8.2.04
	> 20 bis 40 µg/m³	20.11.99, 24.2.00, 7.3.00, 13.2.04, 14.2.04
Sahara-Ferntransport	> 20 bis 40 µg/m³	7.2.04
	>40 bis 60 µg/m³	6.2.00, 6.2.04

10.4.2 Chemische Zusammensetzung von PM10

Die mittleren Konzentrationen und Anteile der einzelnen Komponenten für alle Tage sowie für Tage mit TMW über 40 µg/m³ sind in Tabelle 61 zusammen gestellt.

Tabelle 61: Mittlere PM10-Zusammensetzung, Illmitz, 1999, 2000, 2004

		PM10	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Wasser im Sulfat	Na, K, Ca, Mg, Cl	Rest ohne Wasser
alle Tage	µg/m ³	29	2,3	6,5	3,7	4,6	2,4	3,2	0,8	7,1
	%		8	22	12	16	8	7	2	24
TMW > 40 µg/m ³	µg/m ³	59	4,3	13,0	9,1	7,9	4,9	1,2	3,8	14,2
	%		7	22	16	14	8	2	6	24

Für die in Tabelle 60 zusammen gestellten Herkunftsregionen werden in Tabelle 62 die mittlere PM10-Konzentration und die mittleren Anteile der wichtigen PM10-Inhaltsstoffe angeführt; „Rest. o.W. + Metalle“ umfasst die Differenz der angegebenen analysierten Komponenten zu PM10 (der Wassergehalt wurde über Sulfat abgeschätzt), wobei dieser „Rest-Anteil“ bei jenen Proben, an denen auch Schwermetalle (inkl. Fe) analysiert wurden, diese Metalle enthält.

In Tabelle 62 werden für die einzelnen Herkunftsregionen alle Tage sowie die Tage mit PM10-TMW über 40 µg/m³ ausgewertet (die Beschränkung auf Tage mit mehr als 50 µg/m³ würde die verfügbare Stichprobe noch mehr einschränken). Für die drei Gruppen mit Ferntransport aus dem Südosten (S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien) wird zusätzlich der Mittelwert über alle zehn Tage angeführt und für diese Fälle gemeinsam die TMW über 40 µg/m³ ausgewertet. Analog wird zusätzlich der Mittelwert über Tage mit ausschließlicher regionaler Schadstoffanreicherung (aus einem Umkreis von ca. 100 km) sowie mit Beiträgen aus N-Österreich, S-Tschechien, der W-Slowakei und W-Ungarn angegeben. Beiträge aus Tschechien, Polen, der Slowakei und Ungarn werden zusammengefasst, ebenso Ferntransport aus O-Deutschland, Polen (nicht aus Oberschlesien) und Tschechien, da diese einzelnen Herkunftsgebiete mit zu wenigen Tagen vertreten sind.

Dabei werden – um die Datenbasis etwas zu verbreitern - für „Ferntransport aus N-Serbien, O-N-Kroatien, SW-Ungarn“ die Analyseergebnisse von Wien Gaudenzdorf von 26. und 27.2.2003 ergänzt. Da in Gaudenzdorf an diesen Tagen mit 90 bzw. 116 µg/m³ die PM10-Konzentration praktisch ident mit jener in Illmitz (94 bzw. 114 µg/m³) war und starker Südostwind wehte, der regionale Schadstoffanreicherung in Wien unwahrscheinlich erscheinen lässt, kann angenommen werden, dass in dieser Situation die Analyseergebnisse von Wien Gaudenzdorf auf Illmitz übertragbar sind.

Tabelle 62: Mittlere PM10-Zusammensetzung nach Herkunftsregionen, Illmitz 1999/2000 sowie Jän./Feb. 2004.

	PM10	EC	OM	Nitrat	Sulfat	Ammonium	Na, K, Ca, Mg	Chlorid	Wasser im Sulfat	Rest o. W.+ Metalle	Tage
Slowenien, Ungarn	31,2	8%	23%	17%	10%	8%	2%	<1%	5%	26%	6
Slowenien, Ungarn >40µg/m ³	56,5	8%	25%	21%	8%	8%	2%	1%	3%	24%	2
S-Rumänien, N-Serbien, O-Kroatien, Ungarn	46,0	8%	20%	10%	23%	10%	1%	<1%	11%	17%	4
N-Serbien, O-Kroatien, Ungarn	70,0	10%	23%	9%	27%	12%	3%	<1%	11%	7%	4
N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	43,2	6%	19%	12%	18%	10%	2%	<1%	8%	23%	4
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	53,1	7%	21%	10%	23%	11%	2%	<1%	10%	12%	12
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn >40µg/m ³	79,9	7%	22%	12%	23%	11%	2%	<1%	10%	12%	6
Ungarn (O-Slowakei, W-Ukraine)	29,0	8%	21%	11%	19%	9%	2%	<1%	9%	24%	9
Ungarn (O-Slowakei, W-Ukraine) >40µg/m ³	51,5	9%	25%	17%	13%	8%	2%	<1%	7%	19%	2
Polen (nicht Oberschlesien), Tschechien, Deutschland	27,7	7%	20%	10%	15%	6%	3%	<1%	7%	33%	2
Reg. Schadstoffanreicherung	52,3	9%	25%	19%	14%	10%	2%	<1%	6%	14%	8
N-Österreich, S-Tschechien, W-Slowakei, W-Ungarn	22,9	7%	18%	6%	18%	8%	2%	<1%	8%	33%	7
Reg. inkl. N-Österreich, S-Tschechien, W-Slowakei, W-Ungarn ⁴⁷	38,6	8%	23%	16%	15%	10%	2%	<1%	7%	18%	15
Reg. inkl. N-Österreich, S-Tschechien, W-Slowakei, W-Ungarn >40µg/m ³	59,5	8%	25%	21%	14%	10%	2%	<1%	6%	15%	7
Reg. + Tschechien, Polen, Slowakei, Ungarn	29,0	8%	23%	12%	19%	8%	2%	<1%	9%	19%	4
Reg + Kroatien, Ungarn, Serbien	38,2	7%	14%	7%	17%	8%	2%	<1%	9%	36%	3
Reg + Kroatien, Ungarn, Serbien >40µg/m ³	50,0	5%	15%	8%	18%	8%	2%	<1%	9%	35%	2
Sahara	54,2	6%	17%	6%	3%	2%	2%	1%	1%	62%	3
Westwind	14,8	7%	27%	14%	15%	8%	3%	<1%	7%	20%	27

Insgesamt muss aber festgehalten werden, dass die Anzahl der verfügbaren Tage zu gering und die Variabilität der Konzentrationen zu hoch ist, um belastbare Aussagen ableiten zu können.

⁴⁷ Summe jener Fälle mit regionaler Schadstoffanreicherung allein sowie mit (Fern-)Transport aus Tschechien, der W-Slowakei, N-Österreich und W-Ungarn

Tabelle 63 gibt einen groben qualitativen Überblick über die Unterschiede der PM10-Zusammensetzung bei verschiedenen Herkunftsregionen. EC ist nicht dargestellt, da die EC-Anteile nur wenige Variationen bei unterschiedlichen Herkunftsregionen zeigen.

Tabelle 63: Überblick über die PM10-Zusammensetzung nach Herkunftsregionen

Sulfat	Nitrat	OM	Rest	Sulfat	Nitrat	OM	Rest
deutlich überdurchschnittlich				deutlich unterdurchschnittlich			
	Slowenien, obere Adria	Slowenien, obere Adria	Slowenien, obere Adria	Slowenien, obere Adria			
Rumänien, Serbien							Rumänien, Serbien
Serbien		Serbien			Serbien		Serbien
Ungarn							Ungarn
			Polen (nicht Oberschlesien)				
Regionale Schadstoffanreicherung	Regionale Schadstoffanreicherung	Regionale Schadstoffanreicherung					Regionale Schadstoffanreicherung
	Regionale Schadstoffanreicherung + Tschechien, Slowakei, Ungarn						Regionale Schadstoffanreicherung + Tschechien, Slowakei, Ungarn
			Regionale Schadstoffanreicherung + Kroatien, Ungarn			Regionale Schadstoffanreicherung + Kroatien, Ungarn	
	Westwind	Westwind					
			Sahara	Sahara	Sahara		

Im Mittel über die 12 Tage mit Transport aus S-Rumänien, N-Serbien und Bosnien über Kroatien und Ungarn fallen deutlich überdurchschnittliche Sulfat-Anteile und unterdurchschnittliche Rest- und v.a. Nitrat-Beiträge auf. Beschränkt man sich auf die sechs Tage mit TMW über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, so unterscheiden sich diese wenig vom Mittel über alle zehn Tage.

- Ø **EC** variiert bei den in Tabelle 62 ausgewiesenen Gruppen nur wenig zwischen 5 und 10% (Mittel 8%).
- Ø **OM** (Mittel 22%) variiert relativ wenig. Die relativ höchsten Anteile treten bei starkem West- bis Nordwind (27%, absolut aber nur $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, leicht überdurchschnittliche Beiträge treten bei regionaler Schadstoffanreicherung mit hohen PM10-Konzentrationen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 25%)
- Ø **Nitrat** ist bei regionaler Schadstoffanreicherung (längere Verweilzeit über Österreich) bei PM10-TMW über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mit $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 21%) sowie Transport aus angrenzenden Gebieten Tschechiens, der Slowakei und Ungarns und bei Ferntransport aus Slowenien und der Oberen Adria (21% bei PM10 über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) besonders stark vertreten, weist aber einen ausgeprägten Jahrgang auf, da nur im Winter nennenswerte Nitrat-Beiträge beobachtet werden. Extrem niedrige Nitrat-Beiträge sind mit Ferntransport aus Serbien sowie bei regionaler Schadstoffanreicherung mit Ferntransport aus Ungarn und Kroatien verbunden.
- Ø **Sulfat** ist bei Luftmassentransport aus dem Raum S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien und Ungarn extrem hoch, wohingegen Ferntransport aus Slowenien und der Oberen Adria extrem niedrige Sulfatkonzentrationen bringt. Leicht überdurchschnittlich ist der Sulfat-Anteil auch bei Situationen mit regionaler Schadstoffanreicherung.

- Ø Hohe **Chlorid**-Beiträge (insgesamt aber nur ca. 1%) treten bei Ferntransport aus Slowenien und der Oberen Adria auf und können Meersalz aus dem Mittelmeer zugeordnet werden. Hohe Cl-Anteile bei Sahara-Ferntransport könnten einerseits auf Meersalz zurückgehen (lange Verweilzeit der Luft über dem Atlantik westlich von Spanien) oder auf lösliche Komponenten im Wüstensand.
- Ø Hohe **Rest**-Anteile fallen bei Situationen mit längerer Verweilzeit der Luft über Nordösterreich und benachbarten Gebieten im Sommer (32%, absolut aber nur 7 µg/m³) sowie bei regionaler Schadstoffanreicherung mit Ferntransport aus Kroatien, Ungarn und Slowenien (zwei Tage) sowie Ferntransport aus Polen, Tschechien und Ost-Deutschland (drei Tage) auf. Extrem niedrig sind die Rest-Anteile bei Ferntransport von Südosten.

10.4.3 Hoch belastete Tage

Für die – relativ wenigen – Tage mit PM10-TMW über 40 µg/m³ lassen sich damit folgende Aussagen machen:

- Ø Ferntransport aus S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien und Ungarn (vier Tage) weist überdurchschnittliche Ammoniumsulfat-Anteile und sehr niedrige Rest-Anteile auf, wohingegen Nitrat unterdurchschnittlich vertreten ist.
- Ø Ferntransport aus Ungarn (u.U. O-Slowakei, W-Ukraine, W-Rumänien) (zwei Tage) weist eine durchschnittliche Komponentenverteilung auf (Rest etwas unterdurchschnittlich).
- Ø Bei regionaler Schadstoffanreicherung in Ostösterreich (mit Transport aus S-Tschechien, der W-Slowakei und Westungarn) treten überdurchschnittliche OM- und v.a. Nitrat-Anteile und stark unterdurchschnittliche Rest-Anteile auf.

Basierend auf Tabelle 62 sind in Tabelle 64 die relativen Anteile der analysierten Komponenten an hoch belasteten Tagen angegeben, wobei Ammonium im stöchiometrischen Verhältnis auf Nitrat und Sulfat aufgeteilt wurde und der aus dem Sulfatgehalt errechnete Wassergehalt dem Anteil von Ammoniumsulfat zugerechnet wurde. Die Anteile von Metallen sowie von Chlorid, die in Summe bis 3% ausmachen, sind nicht angeführt.

Tabelle 64: Mittlere PM10-Zusammensetzung für Herkunftsregionen von Ferntransport, Prozent

Herkunftsregion	PM10 (µg/m ³)	EC	OM	Ammonium-nitrat	Ammonium-sulfat ⁴⁸	Summe sek. anorg. Ionen	Rest ohne Wasser	Tage
Slowenien, Obere Adria über Ungarn	57	8	25	27	13	40	24	2
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien über O-Kroatien und Ungarn	80	7	22	16	40	56	12	6
Ungarn (O-Slowakei, W-Rumänien)	52	9	25	22	25	47	19	2
Regionale Schadstoffanreicherung in NO-Österreich + angrenzende Regionen	60	8	25	27	24	51	15	7
Reg. Schadstoffanreicherung + Kroatien, Ungarn, N-Serbien	50	5	15	10	33	43	35	2

⁴⁸ inkl. 40% Wasser

11 MODELLIERUNG DER PM10-KONZENTRATION

Vor allem zur Abschätzung des Ferntransports und zur Simulation der Auswirkungen von verschiedenen Emissionsreduktionsmaßnahmen werden von verschiedenen europäischen Institutionen und Forschungseinrichtungen Modelle zur Simulation der PM-Belastung in Europa entwickelt. Mit dem im Rahmen von EMEP entwickelten Unified EMEP-Modell werden aktuelle mittlere Belastungen, Tagesmittelwerte einzelner Jahre sowie verschiedene Szenarien der zukünftigen PM10 und PM2,5-Belastung berechnet.

Eine im Jahr 2003 durchgeführte Evaluierung des Unified EMEP-Modells zeigte, dass es – wie bei allen anderen europäischen Modellen auch - einen deutlichen Minderbefund sowohl bei PM10 um bis zu 60%, bei PM2,5 etwas weniger gibt. Dies liegt zum Teil daran, dass wesentliche Quellen, u.a.

- die Bildung von sekundärem organischen Aerosol,
- biogenes Material,
- mineralischer Staub aus Windverwehungen und Wiederaufwirbelung sowie
- an Partikel gebundenes Wasser

(noch) nicht berücksichtigt wurden. Relativ gute Übereinstimmung zeigt sich mit den sekundären anorganischen Aerosolen.

Die in EMEP (2003) angeführten vorläufigen Ergebnisse der Modellrechnungen der PM10-Konzentration sind für Mitteleuropa in Abbildung 93 dargestellt.

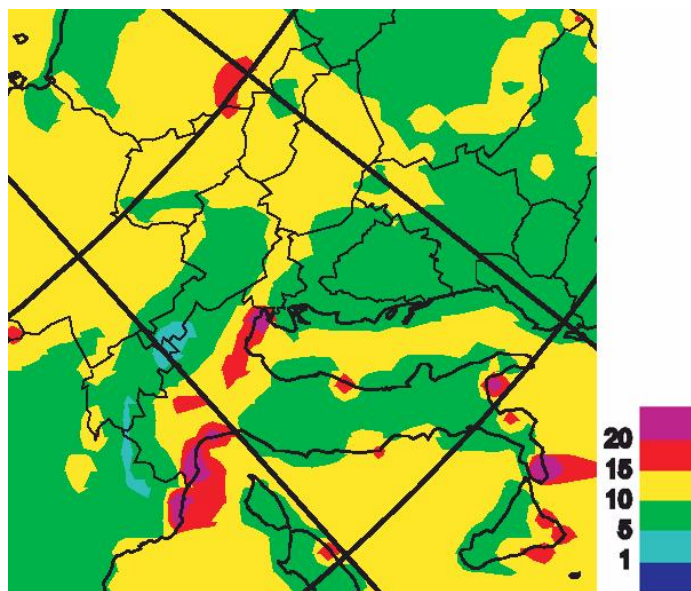


Abbildung 93: Jahresmittelwert der PM10-Konzentration in Mitteleuropa, 2001 (Quelle: EMEP, 2003).

Für die EMEP-Stationen Illmitz und St. Koloman wurden die Ergebnisse der täglichen Modellrechnungen für PM2,5 mit den gemessenen Konzentrationen im Jahr 2001 verglichen (Abbildung 94 und Abbildung 95). Bei Illmitz zeigen die Rechnungen zumeist eine deutliche niedrigere Konzentration, im Mittel ergibt sich für die Messungen eine PM2,5-Konzentration von 19,5 µg/m³, das EMEP-Modell liefert 10,6 µg/m³. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,56.

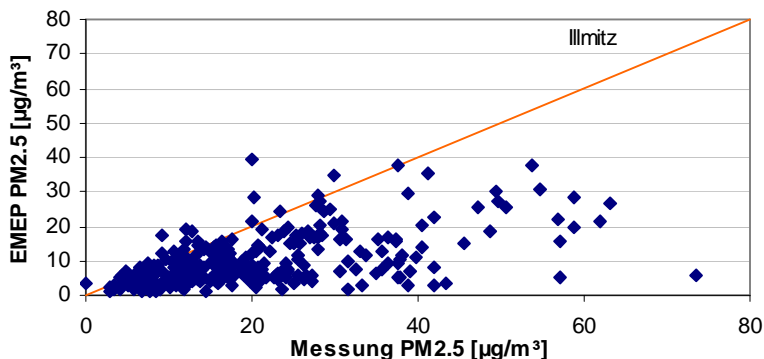


Abbildung 94: Vergleich EMEP – Messung 2001, Illmitz

Der Vergleich der Zeitreihen (Abbildung 95) zeigt, dass nur wenige Episoden durch das Modell abgebildet werden.

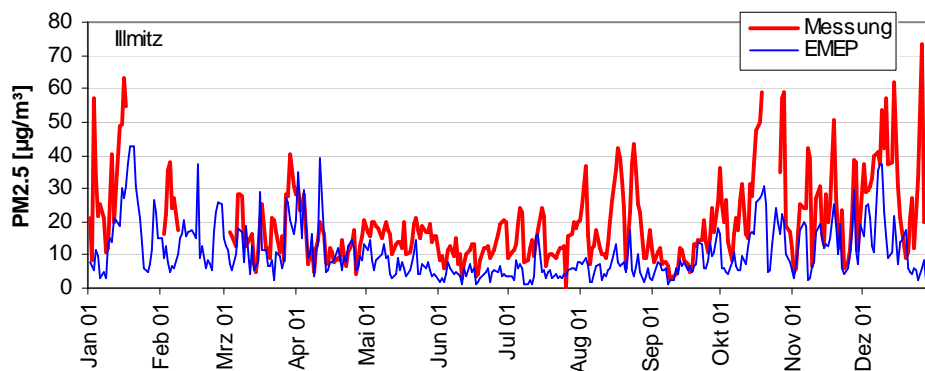


Abbildung 95: Vergleich EMEP – Messungen 2001, Illmitz

Eine deutlich bessere Übereinstimmung zeigt sich bei den sekundären anorganischen Aerosolen. Für das Jahr 2000 wurden von EMEP tägliche Konzentrationen der sekundären anorganischen Inhaltsstoffe zur Verfügung gestellt. Ein Vergleich mit den Analyseergebnissen der Messkampagne Illmitz-Spittelauer Lände zeigt sowohl bei den Konzentrationen als auch bei den Korrelationskoeffizienten gute Ergebnisse (Tabelle 65).

Tabelle 65: Vergleich der Konzentrationen von PM10, Nitrat, Sulfat und Ammonium der Messstelle Illmitz an 50 Tagen im Jahr 2000

Mittelwert	PM10	NO ₃	SO ₄	NH ₄
Messung	24,4	2,2	4,6	2,0
EMEP-Modell	11,1	2,6	3,6	2,0
Korrelation	0,47	0,50	0,71	0,47

Die Modellierung ergibt für Illmitz eine Konzentration um 12 µg/m³, was eine deutliche Unterschätzung des tatsächlich gemessenen Jahresmittelwerts von 27 µg/m³ bedeutet.

Resümee: Aus den Modellrechnungen lassen sich aber dennoch Gebiete erkennen, in denen erhöhte Belastungen zu finden sind. Dies ist für Österreich vor allem der Nordosten, aber auch im Süden zeigt sich der Einfluss von Norditalien. Die Alpen zeichnen sich deutlich als Gebiet mit niedriger Konzentration ab.

12 FAKTOREN, DIE ZU DEN ÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN

Im folgenden Kapitel wird versucht, eine Abschätzung der Beiträge unterschiedlicher Quellen zur PM10-Belastung an den drei Messstellen des Nordburgenlandes zu geben.

Von diesen Messstellen erfasst Illmitz die regionale Hintergrundbelastung. Die PM10-Belastung in Eisenstadt wird zusätzlich von Emissionen der Stadt Eisenstadt bestimmt, jene in Kittsee von Emissionen der Großstadt Bratislava.

Folgende Quellen werden in Betracht bezogen:

- ü Ferntransport (über Distanzen von 100 km oder mehr)
- ü regionale Schadstoffanreicherung (in einem Bereich von ca. 100 km)
- ü lokale Emissionen (d.h. städtische Emissionen im Raum Eisenstadt für die Messstelle Eisenstadt und Emissionen des Ballungsgebietes Bratislava für die Messstelle Kittsee).

Von diesen Beiträgen erfasst Illmitz Ferntransport und die regionale Schadstoffanreicherung.

Eine quantitative Abschätzung verschiedener Beiträge ist nur anhand der gravimetrischen Daten in Illmitz möglich.

Die erheblichen Unsicherheiten bei der Umrechnung kontinuierlicher PM10-Messwerte in gravimetrie-äquivalente (siehe Kapitel 8.12) lässt es als nicht realistisch erscheinen, für Eisenstadt und Kittsee ein absolutes Belastungsniveau anzugeben und die dort gemessene PM10-Belastung mit der Hintergrundbelastung in Illmitz in Beziehung zu setzen.

12.1 Beiträge zur Hintergrundbelastung in Illmitz

Grundsätzlich lässt sich die PM10-Belastung in Illmitz folgenden Quellregionen zuordnen:

- ∅ Ferntransport über Distanzen von 100 km oder mehr, häufig verstärkt durch großflächig ungünstige Ausbreitungsbedingungen
- ∅ Schadstofftransport aus Wien bei Situationen mit Ferntransport von Norden
- ∅ Regionale Schadstoffanreicherung bei sehr windschwachen Situationen und sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, die den Rückwärtstrajektorien zufolge einen Bereich von ca. 100 km Umkreis umfasst
- ∅ Direkter Schadstofftransport aus Bratislava
- ∅ Schadstofftransport aus anderen Städten im weiteren Umkreis (etwa Sopron, Wien)
- ∅ Diffuse lokale Emissionen vorwiegend geogenen Materials aus Winderosion oder landwirtschaftlichen Tätigkeiten

12.1.1 Ferntransport

12.1.1.1 Herkunftsregionen

Betrachtet man innerhalb des Jahres 2002 jene 64 Tage, an denen im Nordburgenland PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftraten und die im Detail untersucht wurden (Kapitel 9.2 und Tabelle 44), so lässt sich an 35 dieser Tage Ferntransport aus dem Sektor Süd bis Ost – mit lokaler Anströmung in Illmitz von Südosten) identifizieren, an 2 Tagen von Norden. Dabei ist allerdings festzuhalten, dass in den Jahren 2001 und 2003 Ferntransport von Norden vergleichsweise wesentlich häufiger war (siehe Tabelle 44).

Für die Abschätzung des Beitrags von Ferntransport wird daher der Zeitraum von Oktober 1999 bis März 2004 (siehe Tabelle 44) herangezogen, in dem gravimetrische PM10-Daten von Illmitz zur Verfügung stehen.

In diesem Zeitraum liegen 1600 Tagesmittelwerte in Illmitz vor; von diesen wurden 246 Tage mit Konzentrationen über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entsprechend Tabelle 43 verschiedenen Herkunftsregionen zugeordnet. Eine untere Grenze von $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde gewählt, um auch Tage abzudecken, an denen zwar in Illmitz die PM10-Konzentration etwas unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, in Eisenstadt oder Kittsee aber - wahrscheinlich – darüber (da die kontinuierlichen Messdaten hohe Unsicherheiten aufweisen, ist mehr als die Aussage „wahrscheinlich darüber“ kaum möglich).

In Tabelle 66 werden für die Tage mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die mittleren PM10-Konzentrationen in Illmitz bei Luftmassentransport aus diesen Herkunftsregionen zusammen gestellt. Bei der Klassifizierung wurde – wie in Tabelle 44 – zwischen folgenden Arten von Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung unterschieden:

- Ø **Ferntransport** mit mäßiger Windgeschwindigkeit; die Trajektorien zeigen im Umkreis des Nordburgenlandes keine längeren Verweilzeiten
- Ø **Ferntransport in Kombination mit regionaler Schadstoffanreicherung**; die Trajektorien zeigen längere Verweilzeiten im Umkreis des Nordburgenlandes
- Ø **Regionale Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport**; die Trajektorien zeigen sehr lange Verweilzeiten im Umkreis des Nordburgenlandes oder Absinken über Nordostösterreich kurz vor Erreichen des Zielpunktes (d.h. sie sind für längere Zeiträume vor Eintreffen nicht aussagekräftig für die bodennahe Luftschicht)
- Ø **Sahara-Staub** wird gesondert ausgewiesen.

Bei den Fällen mit Ferntransport wird die Klassenzuordnung nach den gemäß der EMEP-Emissionsinventur (siehe Kapitel 5.3) so gewählt, dass Transport aus Regionen mit extrem hohen PM10-Emissionen zusammengefasst werden (siehe Tabelle 43).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei **Ferntransport von Norden** Illmitz meist im Lee von Wien liegt, also neben Ferntransport auch Emissionen des Ballungsraumes Wien eine Rolle spielen können; wie in Kapitel 12.1.2 ausgeführt wird, ist dieser Einfluss mit den vorliegenden Daten nicht zu identifizieren, allerdings auch nicht auszuschließen. Der Einfluss von Bratislava ist bei Ferntransport mit höherer Windgeschwindigkeit demgegenüber geringer einzuschätzen, da in Illmitz kaum direkt von Nordosten angeströmt wird.

Bei **regionaler Schadstoffanreicherung** spielen jedenfalls die Emissionen sowohl von Wien als auch von Bratislava eine wesentliche Rolle für die PM10-Belastung im Nordburgenland.

Tabelle 66: Mittlere PM10-Konzentration in Illmitz für die in Tabelle 44 ausgewiesenen Herkunftsregionen der 246 Tage in den Jahren 1999-2004 mit PM10-Belastungen über 45 µg/m³.

Herkunftsregion	Anzahl Tage	Mittlere Konzentration in Illmitz (µg/m ³)
Ferntransport von Südosten		
Slowenien, S-W-Ungarn	5	66
Kroatien, Bosnien	8	61
S-Rumänien, N-Serbien, Kroatien, Ungarn	36	67
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	3	59
N-Serbien, Kroatien, Ungarn	20	54
N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	4	74
Ungarn	17	63
S-Rumänien, Ungarn	2	52
W-Ukraine, Slowakei	1	47
SO-Polen über Ungarn und Slowakei	5	63
Polen, Mähren über Ungarn (Serbien, Rumänien)	1	46
Ferntransport von Norden		
Polen (nicht über Oberschlesien und Krakow), Mähren	7	50
Polen (über Oberschlesien und Krakow), Mähren	24	57
O-Deutschland, M-Tschechien	1	46
Ferntransport und regionale Schadstoffanreicherung		
Tschechien	5	61
Polen	8	61
Polen, Mähren (nicht Katowice, Ostrava), W-Slowakei	1	51
Slowakei, Ungarn	13	66
Ungarn	15	57
Kroatien, Ungarn, Slowenien	5	62
Serbien, Rumänien, Ungarn	4	57
Serbien, Ungarn	7	59
Slowenien	7	49
Nord-Österreich, W-Ungarn, W-Slowakei, Mähren	13	64
Regionale Schadstoffanreicherung, kein Ferntransport	32	67
Sahara-Staub	2	61

Die häufigsten Fälle von Ferntransport (mehr als 10 Tage innerhalb der 246 untersuchten Tage) umfassen:

- Ø 36 Tage: Ferntransport aus S-Rumänien und N-Serbien über Kroatien und Ungarn
- Ø 24 Tage: Ferntransport aus Polen (über Oberschlesien – Krakau) und Mähren
- Ø 20 Tage: Ferntransport aus N-Serbien über Kroatien und Ungarn
- Ø 17 Tage: Ferntransport aus Ungarn
- Ø 15 Tage: Regionale Schadstoffanreicherung und Ferntransport aus Ungarn
- Ø 13 Tage: Regionale Schadstoffanreicherung und Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei
- Ø 13 Tage: Regionale Schadstoffanreicherung und Ferntransport aus der Region Nordösterreich, Mähren, W-Slowakei und W-Ungarn.

Diesen stehen 32 Tage mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an denen kein Ferntransport identifizierbar ist, gegenüber.

Gewichtet man die mittleren Konzentrationen der einzelnen in Tabelle 66 angeführten Herkunftsgebiete mit der Häufigkeit von Transport aus diesen Regionen, so liefern folgende „Herkunftsregionen“ die bedeutendsten Beiträge zur PM10-Belastung in Illmitz:

- Ø 16% Ferntransport aus S-Rumänien und N-Serbien über Kroatien und Ungarn
- Ø 14% Regionale Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport
- Ø 9% Ferntransport aus Polen (über Oberschlesien und Krakow) und Mähren
- Ø 7% Ferntransport aus N-Serbien über Kroatien und Ungarn
- Ø 7% Ferntransport aus Ungarn
- Ø 6% Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport aus Ungarn
- Ø 6% Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport aus Nordösterreich, Mähren, der W-Slowakei und W-Ungarn
- Ø 6% Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport aus der Slowakei und Ungarn

Tabelle 67 stellt die Abschätzung der Hauptbeiträge - nach dieser gewichteten Auswertung von Tabelle 66 – für die Gesamtheit der Tage mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz des Zeitraums von Oktober 1999 bis März 2004 zusammen.

Tabelle 67: Abschätzung der Hauptbeiträge zur PM10-Belastung in Illmitz an Tagen mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Okt. 1999 – März 2004

Ferntransport von Südosten	42%
Ferntransport von Norden	12%
Ferntransport gemeinsam mit regionaler Schadstoffanreicherung	31%
Regionale Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport	14%

12.1.1.2 Primäre und sekundär gebildete Partikel

Anhand der in Tabelle 64 zusammengefassten Inhaltsstoffanalysen für Tage mit TMW über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lässt sich für die Situationen die in Tabelle 68 angeführte Aufgliederung auf primär emittierte Partikel und sekundäre Aerosole durchführen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die in Tabelle 64 klassifizierten Fälle nur jeweils zwischen zwei und sieben Tagen umfassen und damit u.U. wenig repräsentativ sind.

Tabelle 68: Hauptanteile der PM10-Zusammensetzung, %

	Ammoniumsulfat	Ammoniumnitrat	Primäre Partikel
Ferntransport aus Slowenien (NO-Italien)	13%	27%	60%
Ferntransport aus S-Rumänien, Bosnien oder N-Serbien über Kroatien und Ungarn	40%	16%	44%
Ferntransport aus Ungarn (W-Rumänien, W-Ukraine)	25%	22%	53%
Regionale Schadstoffanreicherung mit Transport aus S-Tschechien, N-Österreich, der W-Slowakei und W-Ungarn	24%	27%	49%
Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport aus Ungarn, Kroatien oder N-Serbien	33%	10%	57%

Bei Ferntransport aus S-Rumänien und N-Serbien, u.U. Bosnien über O-Kroatien und SW-Ungarn entfallen 56% auf sekundäre anorganische Ionen und 44% auf primäre Partikel (die – als Teil des OM – u.U. auch sekundäre organische Partikel umfassen können). Für die primären Partikel sind ganz überwiegend PM10-Emissionen sehr eng begrenzter Gebiete in der westlichen Walachei, in Bosnien und in der Region Beograd verantwortlich. Für das Ammoniumsulfat sind SO₂-Emissionen eines etwas ausgedehnteren Gebietes in der westlichen Walachei, in Bosnien und in Serbien im Bereich der Donau verantwortlich. Zudem könnten SO₂-Emissionen in Südungarn (Region Mohacs) einen kleineren Beitrag liefern. Die Hauptquellen für Ammoniumnitrat dürften in der Region Beograd zu finden sein⁴⁹, daneben in der westlichen Walachei (gleiche Quellen wie für primäre Partikel).

Gemittelt über alle Tage mit Ferntransport aus den Regionen S-Rumänien und N-Serbien entfallen 54% auf sekundäre anorganische Ionen und 46% auf primäre Partikel.

Für die häufigeren Situationen mit Ferntransport lassen sich die in Tabelle 69 genannten Quellregionen primärer und sekundärer Partikel eingrenzen.

Für Fälle mit Ferntransport von Polen und Tschechien liegen keine Inhaltstoffanalysen vor, die eine Aufgliederung in primäre und sekundäre Partikel erlauben.

⁴⁹ EMEP-Gitterzelle 86 – 49 mit NO_x-Emissionen von 88.223 t (2001)

Tabelle 69: Dominierende PM10, SO₂- und NO_x-Quellen bei Ferntransport

	primäre Partikel	Sulfat	Nitrat
Slowenien, S-W-Ungarn	Kraftwerke Šoštanj, Trobljve	Kraftwerke Šoštanj, Trobljve	Regionen Ljubljana, Zagreb
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	Kraftwerke der W-Walachei, Region Beograd, Kraftwerke in Bosnien	Kraftwerke der W-Walachei, Region Beograd, Kraftwerke in Bosnien, S-Ungarn	Kraftwerke der W-Walachei, Region Beograd, Kraftwerke in Bosnien
Ungarn	Budapest	Kraftwerke in N-Ungarn, Budapest	Budapest, Kraftwerke in N-Ungarn
SO-Polen über Ungarn und Slowakei	Košice, Budapest	W-Ukraine?; SO-Polen, O-Slowakei, Kraftwerke in N-Ungarn, Budapest	W-Ukraine?; SO-Polen, O-Slowakei, Kraftwerke in N-Ungarn, Budapest
O-Deutschland, Polen (nicht über Oberschlesien und Kraków), Mähren (nicht über Ostrava)	Szczecin, N-Böhmen, Brandenburg	Szczecin, N-Böhmen, W-Polen	Szczecin, O-Deutschland, N-Böhmen, SW-Polen, Wien?
Polen (über Oberschlesien und Krakow), Mähren (Ostrava)	Region Warschau, Region Łódź, Oberschlesien, Kraków, Ostrava Wien	große Teile Polens, v.a. Oberschlesien und Kraków Wien	große Teile Polens, v.a. Oberschlesien und Kraków Wien

12.1.2 Möglicher Beitrag Wiens bei Ferntransport von Norden

Seit Inbetriebnahme der PM10-Messung in Pillersdorf am 16.5.2003 bis März 2003 trat nur an einem Tag mit PM10-Konzentrationen über 45 µg/m³ Ferntransport von Norden auf, der mit relativ starkem Wind und räumlich sehr einheitlicher Konzentration verbunden war. Pillersdorf, Wien und Illmitz erfassten nahezu idente PM10-Konzentrationen, sodass in diesem Fall ein Beitrag Wiens nicht identifizierbar ist. An weiteren 12 Tagen des Zeitraums von Jänner 2003 bis März 2004 mit Ferntransport von Norden liegen PM10-Daten von Wien und Illmitz vor; an allen diesen Tagen wiesen die städtischen Hintergrundstationen in Wien eine höhere oder ähnliche PM10-Konzentration auf als Illmitz.

Mit dem vorliegenden, u.U. nicht repräsentativen Datenmaterial lässt sich damit der Schluss ziehen, dass bei Ferntransport von Norden Wien keinen Einfluss auf die PM10-Belastung in Illmitz hat; wie weit dies auf das ganze Nordburgenland verallgemeinerbar ist, lässt sich nicht aussagen.

Dafür könnten folgende Faktoren verantwortlich sein:

- ∅ die Verweildauer der Luft über Wien ist zu gering ist, um nennenswerte Schadstoffmengen aufzunehmen (bei 3 m/s benötigt die Luft zwei Stunden, um das ca. 20 km breite Stadtgebiet Wiens zu überqueren)
- ∅ die PM10-Emissionen Wiens sind mit ca. 7.000 t deutlich geringer als jene der Region Oberschlesien – Kraków – Ostrava mit ca. 76.000 t. (Eventuell könnten die NO_x-Emissionen Wiens einen Beitrag zu sekundären Aerosolen liefern.)
- ∅ die Trajektorien überqueren nicht direkt das Stadtgebiet Wiens.

12.1.3 Regionale Schadstoffanreicherung

Als „regionale Schadstoffanreicherung“ werden jene Fälle klassifiziert, bei denen die ECMWF-Trajektorien Schleifen über Nordostösterreich, der Südwestslowakei oder Nordwestungarn beschreiben und damit sehr lange Verweildauern der Luft in dieser Region anzeigen. Zudem werden unter diese Klasse jene Fälle gerechnet, in denen die ECMWF-Trajektorien für die bodennahe Luftschicht nicht repräsentativ sind, Absinken aus größeren Höhen anzeigen und damit den Befund einer flachen bodennahen Inversion mit geringen Windgeschwindigkeiten, der aus den Bodenmessdaten ableitbar ist, unterstützen.

Als Herkunftsregion von PM10 sowie sekundären Aerosolen bei „regionaler Schadstoffanreicherung“ wird grob ein Umkreis von 100 km Radius angenommen, der sich aus den Schleifenbewegungen der Trajektorien ableiten lässt.

Kommen die Rückwärtstrajektorien zuvor aus entfernteren Gebieten, so wird – entsprechend Tabelle 66 – die Situation als „Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport“ klassifiziert. In diesen Fällen ist es notwendig, die jeweiligen Beiträge von „Regionaler Schadstoffanreicherung“ aufgrund regionaler Emissionen im Umkreis von ca. 100 km und von „Ferntransport“ abzuschätzen. Dafür werden die PM10-Emissionsdichten (Kapitel 5.3) und die Emissionen der Vorläufersubstanzen SO₂ und NO_x in Mitteleuropa die Aufenthaltsdauern und –gebiete der Rückwärtstrajektorien (Kapitel 9.4) herangezogen. Die Emissionsdaten erlauben es abzuschätzen, wie groß der Anteil regionaler Emissionen (im Umkreis von ca. 100 km um das Nordburgenland) gegenüber jenem aus Ferntransport ist; für die in Tabelle 66 unter „Regionale Schadstoffanreicherung mit Ferntransport“ angeführten Klassen wird dieser Anteil in Tabelle 70 angeführt. Ein Anteil regionaler Emissionen von 100% bedeutet, dass Ferntransport einen vernachlässigbaren Beitrag liefert, d.h. faktisch nur von regionaler Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport gesprochen werden kann. Dabei muss aber betont werden, dass es sich dabei aber um sehr grobe Schätzungen handelt. Die Abschätzung ergibt, dass jene Fälle, die als „Regionale Schadstoffanreicherung“ mit Ferntransport aus Tschechien sowie aus dem Bereich von Nordösterreich über Mähren und die West-Slowakei bis West-Ungarn klassifiziert werden, die Beiträge der Emissionen dieser genannten Regionen gegenüber jenen im regionalen Umkreis des Nordburgenlandes nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen und daher im Folgenden vernachlässigt werden können.

Insgesamt sind damit ganz überwiegend die regionalen Emissionen (Umkreis ca. 100 km) an 32 Tagen (von 246 Tagen) ohne Ferntransport und an weiteren 20 Tagen mit Ferntransport, der nur geringe Beiträge liefert, für PM10-Konzentrationen in Illmitz über 45 µg/m³ verantwortlich.

Tabelle 70: Abschätzung des Beitrags regionaler Emissionen in Fällen mit regionaler Schadstoffanreicherung in Kombination mit Ferntransport

Mögliche Herkunftsregionen von Ferntransport	PM10-Emissionen in diesen Regionen	Geschätzter Anteil regionaler Emissionen an der Belastung
Tschechien	PM10-Emissionen sind in Tschechien (ausgenommen Region Ostrava, die in diesen Fällen nicht überströmt wird) geringer als im Raum Wien – Bratislava	100%
Polen	PM10-Emissionen im Raum Oberschlesien – Kraków sowie in der Region Ostrava wesentlich höher als im Raum Wien – Bratislava	50%
Polen, Mähren (nicht Katowice, Ostrava)	Die PM10-Emissionen dieser Regionen sind niedriger als in der Region Wien	75%
Slowakei, Ungarn	Budapest, Handlova und die Region Košice weisen ähnlich hohe PM10-Emissionen auf wie Wien, ansonsten sind in Ungarn und der Slowakei die Emissionsdichten niedriger als in der Region Wien – Bratislava	75%
Ungarn	Budapest weist ähnlich hohe PM10-Emissionen auf wie Wien, ansonsten sind in Ungarn die Emissionsdichten niedriger als in der Region Wien – Bratislava	75%
Kroatien, Ungarn, Slowenien	Budapest und Zentralslowenien (Kraftwerke Šoštanj, Trbovlje) weisen ähnliche PM10-Emissionen auf wie Wien, ansonsten sind in Kroatien, Ungarn und Slowenien die Emissionsdichten niedriger als in der Region Wien – Bratislava	75%
Serbien, Rumänien, Ungarn	extrem hohe PM10-Emissionen in der westlichen Walachei und im Raum Beograd	50%
Serbien, Ungarn	extrem hohe PM10-Emissionen im Raum Beograd	50%
Slowenien	Zentralslowenien (Kraftwerke Sostanj, Trbovlje) weist ähnliche PM10-Emissionen auf wie Wien, ansonsten sind in Slowenien die Emissionsdichten niedriger als in der Region Wien – Bratislava	75%
Nord-Österreich, W-Ungarn, W-Slowakei, Mähren	die höchsten PM10-Emissionen dieser Region weist der Raum Wien auf (ausgenommen Ostrava, das in diesen Fällen nicht überströmt wird)	100%

Unter diesen Annahmen ergibt die gewichtete Auswertung von Tabelle 66 (für Tage mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) insgesamt einen Beitrag von Ferntransport von 61% zur PM10-Belastung in Illmitz – davon 46% von Südosten und 15% von Norden – , während regionale Schadstoffanreicherung sowie lokale Quellen (siehe Kapitel 12.1.4) einen Beitrag von 39% ausmachen.

Mit den in Tabelle 68 angeführten Anteilen primärer und sekundärer Partikel lassen sich in Tabelle 71 genannten Anteile primärer Emissionen sowie sekundär aus SO_2 und NO_x gebildeter Partikel zur Hintergrundbelastung in Illmitz (für Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) abschätzen.

Tabelle 71: Beiträge (Prozent) primärer und sekundärer Partikel aus unterschiedlichen Quellregionen zur Hintergrundbelastung in Illmitz (Tage über 45 µg/m³). Bei Ferntransport von Norden ist keine Auftrennung in primäre und sekundäre Partikel möglich.

	Gesamt	Primär	Sulfat	Nitrat
Rumänien, Serbien, Bosnien	31	14	12	5
Ungarn	10	5	3	2
Slowenien	3	2	<1	1
O-Polen, O-Slowakei, Ungarn	2	2		
Polen, Tschechien	15	15		
Regional	39	19	9	11

12.1.3.1 Emissionen im regionalen Umkreis des Nordburgenlandes

Für die regionale Schadstoffanreicherung sind die Emissionen im näheren Umkreis des Nordburgenlandes verantwortlich, für welchen als sehr grobe Schätzung anhand der Interpretation der Trajektorienverläufe, die sich um den Zielpunkt in Schleifen und Knäueln bewegen, 100 km Radius um Illmitz angenommen werden.

In Tabelle 72 sind die PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen – berechnet auf Basis der EMEP-Emissionsdaten (Abbildung 22, Abbildung 25 und Abbildung 27) – in diesem Umkreis angegeben. Tabelle 73 gibt die entsprechenden SO₂- und NO_x-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz basierend auf die Emissionsdaten des INTERREG CII CADSES-Projektes⁵⁰ (Abbildung 24 und Abbildung 26).

Tabelle 72: PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz, EMEP, 2001 (1000 t/Jahr)

	PM10	SO₂	NO_x
Österreich	15,0	18,4	63,0
Ungarn	4,1	32,0	16,1
Slowakei	5,0	11,0	16,0
Tschechien	<0,1	<0,1	<0,1
Gesamt	24,0	61,2	95,1

Tabelle 73: SO₂- und NO_x-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz, INTERREG CII CADSES (1000 t/Jahr)

	SO₂	NO_x
Österreich	17,9	56,6
Ungarn	12,3	12,0
Slowakei	31,7	23,1
Tschechien	<0,1	0,1
Gesamt	62,0	91,8

Die Annahme eines Radius von 100 km um Illmitz ist bezüglich der Emissionsschwerpunkte Wien und Bratislava unkritisch. Diese befinden sich auch bei einem um einige 10 km größeren oder kleineren Radius in diesem Umkreis, auch wenn man dessen Mittelpunkt weiter westlich ansetzt. Das Kraftwerk bei Handlova als bedeutendste westslowakische PM10-Quelle liegt deutlich außerhalb dieses Bereiches (175 km von Illmitz).

⁵⁰ in diesem Projekt wurden keine PM10-Emissionen für das Burgenland und Wien errechnet, diese können in Tabelle 73 daher nicht angegeben werden.

Die PM10-Emissionen Ungarns gemäß Tabelle 72 umfassen im wesentlichen die (mäßig hohen) Emissionen der Städte Győr, Szombathely und Sopron, nicht aber die hohen Emissionen im Bereich Oroszlány – Tatabánya. Dabei ist anzumerken, dass die EMEP-Emissionen (2001) von PM10 für die Gitterzelle 79-51 unter 2500 t liegen, die Angaben des Ungarischen Ministeriums für Umweltschutz und Wasserwirtschaft (2000) für TSP auf einem 20 km-Raster für Oroszlány ca. 7000 t, für das Gebiet Tatabánya ca. 4000 t ausweisen. Unter der Annahme, dass die TSP-Emissionen die räumliche Verteilung der PM10-Emissionen widerspiegeln, dürften die PM10-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz somit etwas geringer ausfallen als in Tabelle 72 angegeben.

Weniger eindeutig ist dagegen die Zuordnung der SO₂-Emissionen Ungarns, da ein Umkreis von 100 km um Illmitz die EMEP-Gitterzellen 79-50 (Region Pápa) und 79-51 (u.a. Kraftwerk Oroszlány, 130.000 t) mit hohen SO₂-Emissionen teilweise erfasst. Da diese Emissionen gleichmäßig auf die EMEP-Gitterzellen verteilt werden, liegen sie teilweise in diesem Umkreis, obwohl die Emittenten selbst de facto weiter entfernt sind - das Kraftwerk Oroszlány ist ca. 115 km von Illmitz entfernt. Eine präzisere räumliche Zuordnung der Emissionen ist in diesem Fall anhand der vom Ungarischen Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellten Emissionen auf 20 km Auflösung möglich.

Die gröbere Auflösung des EMEP-Gitters ist ein wahrscheinlicher Grund für die erheblichen Diskrepanzen der SO₂-Emissionen in Ungarn zwischen Tabelle 72 (EMEP) und Tabelle 73 (INTERREG), die, basierend auf die EMEP-Daten, mit 31.900 t wesentlich höher sind als auf Basis der höher aufgelösten INTERREG-Daten mit 12.300 t. In Tabelle 72 werden nämlich Teile der EMEP-Gitterzellen 79-50 und 79-51 mit sehr hohen SO₂-Emissionen mitberücksichtigt, die Emittenten selbst sind allerdings mehr als 100 km von Illmitz entfernt und scheinen damit in der Auswertung der INTERREG-Daten in Tabelle 73 nicht auf.

Auch bei NO_x ergibt die Berechnung auf Basis der EMEP-Daten aus denselben Gründen höhere Emissionen als auf Basis der INTERREG-Daten.

Für eine realistische Abschätzung der SO₂- und NO_x-Emissionen in Ungarn im Umkreis von 100 km werden daher die INTERREG-Emissionen verwendet, zumal die EMEP-Emissionen (2001) keine wesentliche Änderung gegenüber den INTERREG-Ergebnissen zeigen.

In der Slowakei sind die INTERREG-Emissionen (Bezugsjahr 1998) dagegen v.a. bei SO₂ mit 31.700 t wesentlich höher als die auf Basis von EMEP (2001) berechneten (10.900 t). In diesem Fall werden die – aktuelleren – EMEP-Emissionen sowohl für SO₂ als auch für NO_x als realistischere Zahl angenommen, da die SO₂-Emissionen mittlerweile zurückgegangen sind. Die EMEP-Daten dürften im Umkreis von 100 km außerhalb der Region Bratislava keine wesentlichen Emittenten umfassen.

Der österreichische Anteil des 100 km-Umkreises weist bei beiden Datengrundlagen sehr ähnliche SO₂- und NO_x-Emissionen auf.

Von den primären PM10-Emissionen entfallen damit (basierend auf die EMEP-Daten) im Umkreis von 100 km um Illmitz 62% auf Österreich, davon der größte Teil auf die Region Wien, auf die Slowakei 20% und auf Ungarn 17% (Tabelle 74).

Für die Abschätzung der Beiträge der einzelnen Staaten zu den Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Partikel werden, wie oben ausgeführt, für Österreich und die Slowakei die EMEP-Emissionen, für Ungarn die INTERREG-Daten verwendet. Mit dieser Annahme entfallen von den SO₂-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz 44% auf Österreich, 29% auf Ungarn und 26% auf die Slowakei.

Bei NO_x entfallen 69% der Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz auf Österreich, 13% auf Ungarn und 18% auf die Slowakei.

Tabelle 74: Abgeschätzte PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz, kt/Jahr bzw. %

	PM10		SO ₂		NO _x	
Österreich	15	62%	18	44%	63	69%
Ungarn	4	17%	12	29%	16	13%
Slowakei	5	20%	11	26%	16	18%

12.1.3.2 Zuordnung zu primären und sekundären Aerosolen

Die in Tabelle 64 zusammen gestellten PM10-Zusammensetzungen ergeben für Situationen ohne Ferntransport einen Anteil sekundärer anorganischer Ionen von 51% (Ammoniumnitrat 27% und Ammoniumsulfat inkl. Wasser 24%), sowie einen Anteil primärer Partikel von 49%.

Damit dürfte näherungsweise die Hälfte der PM10-Belastung, die bei regionaler Schadstoffanreicherung Quellen in einem Umkreis von schätzungsweise 100 km zuzuordnen ist, auf primäre PM10-Emissionen zurückgehen, jeweils ein Viertel (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) auf SO₂-, NO_x- und NH₃-Emissionen.

Die in Illmitz analysierten Gehalte von Ammonium, Sulfat und Nitrat zeigen, dass sich Ammonium im stöchiometrischen Verhältnis auf Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat aufteilen lässt. Daher dürften SO₂ und NO₂ zumeist die limitierenden Größen für die Ammoniumsulfat- und Ammoniumnitrat-Bildung darstellen, sodass den Ammoniak-Emissionen bei der Quellzuordnung der sekundären anorganischen Partikel geringeres Augenmerk geschenkt wird.

Diese PM10-Belastung in Illmitz ist den in Tabelle 74 angeführten Emittenten primärer und sekundärer Partikel zuzuordnen. Mit den entsprechenden Anteilen der PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen der einzelnen Staaten in Tabelle 74 lässt sich die PM10-Belastung in Illmitz (für TMW über 45 µg/m³) bei regionaler Schadstoffanreicherung grob den in Tabelle 75 angeführten Emissionen zuordnen.

Tabelle 75: Anteile der PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen in Österreich, Ungarn und der Slowakei an der PM10-Belastung in Illmitz bei regionaler Schadstoffanreicherung (Tage > 45 µg/m³)

	PM10	SO ₂	NO _x	Gesamt
Österreich	31%	11%	17%	59%
Ungarn	9%	7%	3%	19%
Slowakei	10%	7%	5%	22%

Diese Auswertung legt nahe, dass für regionale Schadstoffanreicherung im Umkreis des Nordburgenlandes überwiegend Emissionen von PM10 sowie der Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Ionen innerhalb Österreichs verantwortlich sind.

In Kapitel 12.1.4 wird abgeschätzt, dass ein Beitrag lokaler (anthropogener und geogener) Quellen zur PM10-Belastung in Illmitz nicht nachweisbar ist und daher vernachlässigt werden kann. Die PM10-Belastung in Illmitz setzt sich damit aus Ferntransport und regionalen Beiträgen zusammen.

Aufbauend auf die Aufschlüsselung der Beiträge primärer und sekundärer Partikel aus Ferntransport zu unterschiedlichen Herkunftsregionen in Tabelle 71 und der Aufteilung der regionalen Emissionen von PM10, SO₂ und NO_x (im Umkreis von 100 km) in Tabelle 75 wird in Tabelle 76 die Herkunft der PM10-Hintergrundbelastung in Illmitz aus verschiedenen Regionen abgeschätzt.

Tabelle 76: Beiträge (Prozent) der Emissionen primärer Partikel sowie von SO₂ und NO_x (als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel) in verschiedenen Regionen zur Hintergrundbelastung in Illmitz (Tage über 45 µg/m³). Bei Ferntransport von Norden ist keine Auftrennung in primäre und sekundäre Partikel möglich.

	Primär	Sulfat	Nitrat
Rumänien, Serbien, Bosnien	14	12	5
Ungarn	5	3	2
Slowenien	2	<1	1
O-Polen, O-Slowakei, Ungarn	2		
Polen, Tschechien	15		
Regional			
o Österreich	12	4	7
o Ungarn	4	3	1
o Slowakei	4	3	2

12.1.4 Lokale Quellen

12.1.4.1 Transport aus Bratislava und aus anderen Städten

Bratislava stellt die Illmitz nächst gelegene Großstadt (45 km Entfernung) dar, allerdings liegt Bratislava bei keiner Hauptwindrichtung luvseitig zu Illmitz. Wie Tabelle 72 zeigt, stellt Bratislava auch keineswegs die dominierende Quelle von PM10, SO₂ oder NO_x im Umkreis von 100 km dar.

Die Untersuchungen einzelner Belastungsepisoden lassen in Einzelfällen PM10-Transport aus Bratislava wahrscheinlich erscheinen, eine Quantifizierung ist aber nicht möglich. Die kleinräumigen Trajektorien zeigen im Jahr 2002 lediglich am 10.4., möglicherweise auch am 14.12. Advektion von Bratislava nach Illmitz. Sehr wahrscheinlich ist der unmittelbare Einfluss von Advektion aus Bratislava im Mittel gering.

PM10-Transport aus anderen Städten im Umkreis von einigen 10 km nach Illmitz lässt sich nicht klar identifizieren. Möglicherweise ist die leicht erhöhte PM10-Belastung bei Südwestwind (Sektor 220 bis 240°) (25 µg/m³ gegenüber 20 µg/m³ bei 190 bis 200°) auf Sopron zurückzuführen, allerdings sind diese Windrichtungen extrem selten (unter 2%).

Beiträge städtischer Emissionen im Nordburgenland und dessen Umgebung zur Hintergrundbelastung werden daher nicht eigens berücksichtigt, sondern als Teil der regionalen Schadstoffanreicherung angesehen.

12.1.4.2 Diffuse lokale Emissionen vorwiegend geogenen Materials

Ein Einfluss lokaler Emissionen geogenen Materials aus Winderosion oder landwirtschaftlicher Tätigkeit ist – speziell an Tagen mit über 50 µg/m³ - nicht zu identifizieren, wie die Auswertungen in Kapitel 8.3 und 10.1.2 zeigen. Diffuse lokale Emissionen geogenen Materials könnten aus folgenden Quellen stammen:

- Aufwirbelung von Bodenmaterial bei starkem Wind (Winderosion)
- Aufwirbelung von Bodenmaterial und pflanzlichem Material durch landwirtschaftliche Tätigkeiten.

Abbildung 43 und Abbildung 44 in Kapitel 8.3 zeigen, dass die PM10-Konzentration im Mittel nicht mit der Windgeschwindigkeit zunimmt, sondern bis zu mittleren Windgeschwindigkeiten um 5 m/s mit der Geschwindigkeit abnimmt und bei hohen Geschwindigkeiten von der Windgeschwindigkeit unabhängig ist. Bei bestimmten Windrichtungen (Ost bis Süd) nimmt die PM10-Konzentration zwar mit der Windgeschwindigkeit zu, allerdings nur bis zu Ge-

schwindigkeiten von 4 bis 5 m/s (den höchsten – seltenen – die bei diesen Windrichtungen noch auftreten), bei denen noch keine Aufwirbelung von Bodenmaterial zu erwarten ist.

Winderosion wäre auch im Zeitverlauf an starken Konzentrationsvariationen parallel zu Variationen der Windgeschwindigkeit zu erkennen, die allerdings nicht beobachtet werden.

Auch landwirtschaftliche Tätigkeiten – die ja im Umkreis der Messstelle nicht kontinuierlich über mehrere Stunden ablaufen – würden starke Konzentrationsvariationen erwarten lassen, die nicht beobachtet werden.

Ein weiterer Indikator für einen Beitrag von Winderosion wäre die Windgeschwindigkeitsabhängigkeit des (nicht analysierten) „Restes“ (ohne Wasser), der sehr wahrscheinlich überwiegend aus unlöslichem mineralischem Material besteht, das von Bodenmaterial im Umkreis der Messstelle stammen könnte. Tabelle 47 in Kapitel 10.1.2 umfasst die Auswertung der Analyseergebnisse der Messkampagne 1999/2000 nach der Windgeschwindigkeit; sie zeigt bei Windgeschwindigkeiten von 3 bis 4 m/s einen mittleren Rest-Anteil von 18%, bei über 4 m/s 22% (TMW der Windgeschwindigkeit über 5 m/s traten nicht auf), allerdings ist auch bei niedrigen Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s der Rest-Anteil mit 19% vergleichbar hoch, unterdurchschnittlich ist er mit 13% bei 2 bis 3 m/s.

Die Auswertung des Rest-Anteils gibt somit keinerlei Hinweis auf dessen Zunahme bei höheren Windgeschwindigkeiten.

Generell zeigt das Belastungsbild gerade an hoch belasteten Tagen – d.h. an Tagen mit Ferntransport und/oder ungünstigen Ausbreitungsbedingungen – einen sehr gleichmäßigen Konzentrationsverlauf, der keine Einflüsse zeitlich begrenzter landwirtschaftlicher Tätigkeiten oder von Aufwirbelung durch starken, böigen Wind erkennen lässt.

Winderosion und landwirtschaftliche Tätigkeiten als lokale Quelle geogenen Materials sind damit weitgehend auszuschließen.

12.2 Abschätzung des Beitrages der städtischen Emissionen in Eisenstadt

Die Abschätzung des Beitrags der städtischen Emissionen in Eisenstadt könnte idealerweise anhand der Differenz der PM10-Belastung zwischen Eisenstadt und der Hintergrundmessstelle Illmitz erfolgen. Die kontinuierlichen PM10-Messwerte mit einem Standortfaktor 1,3 sind allerdings, wie in Kapitel 8.12 und Anhang 5 ausgeführt, quantitativ außerordentlich unsicher, sodass ein unmittelbarer Vergleich mit gravimetrischen Werten nicht möglich ist.

Die Abschätzung des lokalen Beitrags in Eisenstadt muss sich daher auf die Messwerte von Eisenstadt selbst stützen und erfolgt anhand des mittleren Tagesganges von PM10. Die Abschätzung des Beitrags der städtischen Emissionen in Eisenstadt basiert auf der Annahme, dass der Tagesgang der PM10-Konzentration durch den Tagesgang der anthropogenen Emissionen bedingt wird und dass die minimale PM10-Konzentration, welche in den späten Nachtstunden auftritt, ungefähr dem regionalen Hintergrund entspricht.

Nachdem hoch belastete Tage im Winter von besonderem Interesse sind, wird der mittlere Tagesgang für Montag – Donnerstag im Winterhalbjahr herangezogen. Die PM10-Konzentration (kontinuierlich, Faktor 1,3) für diese Tage beträgt im Mittel $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das spätnächtliche Minimum des PM10-Tagesganges in Eisenstadt liegt bei $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Da auch nachts die lokalen PM10-Emissionen nicht null sind, wird von einer (kontinuierlich gemessenen, mit 1,3 multiplizierten) PM10-Konzentration von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Abschätzung für die regionale Hintergrundkonzentration für Eisenstadt ausgegangen.

Damit ergibt sich ein Beitrag der städtischen Emissionen von Eisenstadt an Wochentagen im Winter von ca. $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder ca. 22%.

Setzt man die regionale Hintergrundkonzentration etwas höher an, ergibt sich ein etwas geringerer Beitrag lokaler Emissionen.

Der PM10-Tagesgang mit einer relativ deutlichen Spitze am Morgen ungefähr parallel zu NO und CO und einem länger anhaltenden Maximum am Abend mit einem langsamen Konzentrationsrückgang in der ersten Nachthälfte deutet darauf hin, dass der Straßenverkehr einen dominierenden Einfluss auf den städtischen Beitrag zur PM10-Belastung hat, daneben aber der Hausbrand, dessen Emissionen weit in die Nacht hinein hoch sind, ebenfalls einen wesentlichen Beitrag liefert.

Die Schadstoffwindrosen zeigen deutlich erhöhte PM10-Belastung bei Südwestwind. Daher kommen als wesentliche PM10-Quellen in Eisenstadt nicht nur das Stadtgebiet als Ganzes und die stark befahrenen Straßen (Ödenburger Straße/Mattersburger Straße/Ruster Straße), welche am Kreisverkehr nordwestlich der Messstelle zusammentreffen, sondern auch der Autobahnknoten A3-S31 südwestlich von Eisenstadt in Frage.

PM10-Transport aus Bratislava nach Eisenstadt könnte in einigen Fällen eine Rolle spielen, lässt sich aber nicht eindeutig identifizieren, ebenso wenig PM10-Transport aus Sopron.

Mit Hilfe einer räumlichen Aufteilung der in Kapitel 5.1 abgeschätzten Emissionen können die Beiträge des Hausbrands und des Verkehrs im Umkreis der Messstelle Eisenstadt abgeschätzt werden (Tabelle 77). Allerdings ist bei dieser Aufteilung zu berücksichtigen, dass bei dieser Abschätzung von einer durchschnittlichen Emission pro Einwohner für das Burgenland ausgegangen wird. Durch einen lokal höheren Anteil z.B. von Gasheizungen in Eisenstadt (die deutlich geringere PM10-Emissionen aufweisen als Holzheizungen) können sich erhebliche Abweichungen von den angegebenen Zahlen ergeben.

Tabelle 77: Abschätzung der PM10-Emissionen der wesentlichen Quellen im Umkreis der Messstelle Eisenstadt an einem Wintertag (in kg/Tag)

Umkreis	Hausbrand min - max	Abgas		Abrieb	Wiederaufwirbelung (Lohmeyer)	Summe Verkehr
		Pkw	Lkw			
2,5 km	(36-66)	6,3	2,2	4	31	44
5 km	(102-184)	30	11	17	153	210

Unter den in Kapitel 12.1.3 gemachten Annahmen (die, wie ausgeführt, mit u.U. erheblichen Unsicherheiten behaftet sind) über die Herkunftsregionen der Hintergrundbelastung im Nordburgenland setzt sich die PM10-Belastung in Eisenstadt an Wochentagen im Winter aus folgenden Anteilen zusammen:

- ∅ ca. 20% Emissionen von Eisenstadt und Umgebung
- ∅ ca. 30% regionale Schadstoffanreicherung (Emissionen im Umkreis bis ca. 100 km)
- ∅ ca. 35% Ferntransport von Südosten
- ∅ ca. 15% Ferntransport von Norden

Aufbauend auf die Abschätzung der Herkunftszuordnung in Illmitz (Tabelle 76) lässt sich damit die in Tabelle 79 angeführte Herkunftszuordnung der PM10-Belastung in Kittsee angeben – wobei betont werden muss, dass diese Zahlenangaben wegen der teilweise sehr schmalen Datenbasis chemischer Analysen erhebliche Unsicherheiten aufweisen kann.

Tabelle 78: Beiträge (Prozent) der Emissionen primärer Partikel sowie von SO₂ und NO_x (als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel) in verschiedenen Regionen zur PM10-Belastung in Eisenstadt (Tage über 45 µg/m³). Bei Ferntransport von Norden sowie beim lokalen Beitrag in Eisenstadt ist keine Auftrennung in primäre und sekundäre Partikel möglich.

	Primär	Sulfat	Nitrat
Rumänien, Serbien, Bosnien	11	10	4
Ungarn	4	2	2
Slowenien	1	<1	<1
O-Polen, O-Slowakei, Ungarn	2		
Polen, Tschechien	12		
Regional			
o Österreich	9	3	5
o Ungarn	3	2	1
o Slowakei	3	2	2
Lokal Eisenstadt	22		

12.3 Abschätzung des lokalen Beitrages in Kittsee

Eine Abschätzung des lokalen Beitrags der Stadt Bratislava zur PM10-Belastung in Kittsee ist außerordentlich schwierig, da – wie Kapitel 8.12 zeigt – die kontinuierlichen PM10-Daten in Kittsee mit einem Standortfaktor 1,3 als extrem unsicher zu betrachten sind und mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit die tatsächliche PM10-Belastung deutlich unterschätzen.

Zur Beurteilung des lokalen Beitrags stehen daher nur folgende Möglichkeiten offen:

- ∅ die Auswertung der gravimetrischen PM10-Daten ab Jänner 2004 in Relation zu den gravimetrischen Daten in Illmitz
- ∅ die Auswertung der kontinuierlichen Daten selbst ohne Bezug auf die gravimetrisch erfasste Hintergrundkonzentration.

Eine Eingrenzung des Beitrages von Bratislava anhand der kontinuierlichen PM10-Daten allein stößt auf folgende Schwierigkeiten:

- ∅ Südostwind – der in Illmitz mit dem stärksten Ausmaß von Ferntransport verbunden ist – wird in Kittsee lokal auf Ost- bis Nordostwind umgelenkt, sodass in den meisten Situationen mit großräumiger Südostströmung Kittsee sowohl im Lee von Bratislava liegt als auch von Ferntransport von Südosten erreicht wird. Für die Beurteilung des Beitrags von Bratislava wäre eine Messstelle östlich der Stadt notwendig.
- ∅ Die Verwendung der mittleren Tagesgänge (analog zu Eisenstadt) erscheint wenig geeignet, da Kittsee de facto am Stadtrand von Bratislava liegt und auch nachts von Emissionen (aus Hausbrand und Industrie) in keineswegs vernachlässigbarer Höhe beeinflusst wird. Daher dürfte die in den späten Nachtstunden auftretende PM10-Konzentration deutlich über der von lokalen Emissionen unbeeinflussten Hintergrundbelastung liegen.
- ∅ Schließlich weist, wie in Kapitel 8.12 ausgeführt – das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Werten starke zeitliche Variationen auf. Daher sind kontinuierliche PM10-Werte mit einem konstanten Standortfaktor (auch wenn dieser realitätsnäher ist als 1,3) von Fall zu Fall unterschiedlich „falsch“ und geben speziell jene Fälle mit TMW über 50 µg/m³ u.U. nicht adäquat wieder.

Im Winter 2004 (Zeitraum von Jänner bis März 2004) stehen 35 Wertepaare gravimetrischer PM10-Daten von Kittsee und Illmitz zur Verfügung; davon war an zehn Tagen die PM10-Konzentration in Kittsee höher als 40 µg/m³, die für eine Untersuchung des lokalen Beitrags zu hohen PM10-Belastungen in Kittsee herangezogen werden können.

Von diesen zehn Tagen war an sechs Tagen die PM10-Konzentration in Kittsee höher als in Illmitz, die Differenz beträgt im Mittel $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (dies sind 30% bezogen auf die mittlere PM10-Konzentration von $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Kittsee an diesen sechs Tagen). Von den Tagen, an denen Kittsee eine niedrigere PM10-Konzentration als Illmitz aufwies, fällt der 27.1. mit einer Differenz von $-12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf; an den anderen Tagen lag die Differenz bei maximal $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ein Tag (6.2.) war von Sahara-Staub-Ferntransport beeinflusst und liefert somit grundsätzlich keine Information über lokale PM10-Emissionen.

Bezieht man die zwei übrigen Tage mit einer Differenz 0 in die Auswertung ein, so ergibt sich ein mittlerer lokaler Beitrag in Kittsee von $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (23% der Belastung in Kittsee).

Die Untersuchung einzelner hoch belasteter Tage (Kapitel 9.2) zeigt in zahlreichen Fällen einen Beitrag von Schadstofftransport aus Bratislava, dessen Quantifizierung allerdings kaum möglich ist. Ein Beitrag von 23% stellt möglicherweise eine untere Grenze dar.

Es muss betont werden, dass mit der vorliegenden Datenbasis keine seriöseren Aussagen über den Beitrag der Emissionen in Bratislava zur PM10-Belastung in Kittsee machen lassen. Weitergehende Aussagen sind erst nach Vorliegen von gravimetrischen PM10-Daten aus Kittsee über mindestens ein Jahr möglich.

Die chemischen Analysen der PM10-Zusammensetzung in Illmitz und Kittsee (Kapitel 10.3.4) erlauben eine Abschätzung der Beiträge primärer und sekundärer Partikel zur PM10-Belastung, wobei allerdings zu berücksichtigen ist, dass die Datenbasis mit 10 Werten relativ schmal ist und darauf gestützte Aussagen sehr unsicher sind.

An diesen 10 Tagen war an 6 Tagen die PM10-Belastung in Kittsee höher als in Illmitz, die mittlere Differenz betrug ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aus den Differenzen der einzelnen analysierten PM10-Komponenten lässt sich grob abschätzen, dass der lokale Anteil der PM10-Belastung in Kittsee zu ca. 60% aus primären Partikeln, zu ca. 25% aus Ammoniumsulfat und zu ca. 15% aus Ammoniumnitrat besteht.

Aufbauend auf die Abschätzung der Herkunftszuordnung in Illmitz (Tabelle 76) lässt sich damit die in Tabelle 79 angeführte Herkunftszuordnung der PM10-Belastung in Kittsee angeben – wobei betont werden muss, dass diese Zahlenangaben wegen der teilweise sehr schmalen Datenbasis chemischer Analysen erhebliche Unsicherheiten aufweisen kann.

Tabelle 79: Beiträge (Prozent) der Emissionen primärer Partikel sowie von SO_2 und NO_x (als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel) in verschiedenen Regionen zur PM10-Belastung in Kittsee (Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Bei Ferntransport von Norden ist keine Auftrennung in primäre und sekundäre Partikel möglich.

	Primär	Sulfat	Nitrat
Rumänien, Serbien, Bosnien	10	9	4
Ungarn	4	2	2
Slowenien	1	<1	<1
O-Polen, O-Slowakei, Ungarn	2		
Polen, Tschechien	11		
Regional			
o Österreich	9	3	5
o Ungarn	3	2	1
o Slowakei	3	2	1
Lokal (Bratislava)	14	6	3

13 EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERE UNTERSUCHUNGEN

13.1 PM10-Konzentrationsdaten

13.1.1 Empfehlungen an das Amt der Burgenländischen Landesregierung

Wesentlicher Handlungsbedarf besteht bei der quantitativ abgesicherten Erhebung von PM10-Konzentrationen mit der Referenzmethode oder einer äquivalenten Methode.

Wie die Relation zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten in Illmitz 2001 bis 2004 (Kapitel 8.12) zeigt, ist eine Erfassung der PM10-Konzentration mittels kontinuierlicher Messgeräte mit einem konstanten Standortfaktor kaum realistisch möglich. Ein Standortfaktor 1,3 dürfte jedenfalls für Illmitz und sehr wahrscheinlich für Kittsee eine deutliche Unterschätzung der PM10-Belastung bedeuten. Die große Variationsbreite des Verhältnisses zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten lässt es aber auch problematisch erscheinen, mit einem konstanten Standortfaktor für das Jahr oder auch unterschiedlichen, aber konstanten Faktoren für Winter- und Sommerhalbjahr zu arbeiten.

Es wird daher dringend empfohlen, zusätzlich zu Illmitz und Kittsee in Eisenstadt die PM10-Messung mittels Gravimetrie durchzuführen.

In Oberwart sollte die PM10-Messung zumindest über ein Jahr mit der gravimetrischen Methode erfolgen, um quantitativ abgesicherte PM10-Konzentrationsdaten zu erhalten, die eine seriöse Bewertung des Belastungsniveaus im Südburgenland ermöglichen.

Gleichzeitig muss betont werden, dass für eine Herkunftsanalyse der PM10-Belastung kontinuierliche Messwerte in Halbstundenauflösung unerlässlich sind. Ohne hohe zeitliche Auflösung ließen sich PM10-Konzentrationen weder mit dem zeitlichen Muster bestimmter Emittenten in Beziehung setzen, noch Auswertungen in Hinblick auf meteorologische Einflussfaktoren einschließlich Ferntransport durchführen. Daher Parallelmessungen mit gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messgeräten erforderlich.

Informationen über den Beitrag hochrangiger Straßen zur PM10-Immissionssituation liegen im Nordosten Österreichs nicht vor. Es wird daher dringend empfohlen, eine (gravimetrische) PM10-Messstelle in unmittelbarer Nähe einer Autobahn im Nordburgenland oder in Niederösterreich zu errichten (siehe auch Kapitel 13.1.3).

13.1.2 Empfehlungen an das BMLFUW bzw. das Umweltbundesamt

Der hohe Beitrag des Ferntransportes aus dem Südosten zur PM10-Belastung im Nordburgenland lässt den Schluss zu, dass auch das Südburgenland und die außeralpinen südlichen und östlichen Teile der Steiermark von PM10-Ferntransport in erheblichem Ausmaß betroffen sind. Ferntransport von Südosten könnte einen wesentlichen Beitrag zur beobachteten hohen PM10-Belastung in weiten Teilen der Steiermark liefern.

Es wird daher dringend empfohlen, die PM10-Hintergrundkonzentration im Südosten Österreichs – Region Südburgenland und außeralpine Teile der Steiermark – mittels der gravimetrischen Methode zu erfassen.

13.1.3 Empfehlungen an das Amt der Niederösterreichischen Landesregierung

Eisenstadt weist als Kleinstadt mit 11.000 Einwohnern relativ hohe lokale PM10-Emissionen auf, sodass es notwendig erscheint, auch in Klein- und Mittelstädten Niederösterreichs PM10-Messungen durchzuführen, und zwar bevorzugt an verkehrsnahen Standorten nahe dem Stadtzentrum.

Empfohlen wird eine Verlegung der Luftgütemessstelle Wiener Neustadt ins Stadtzentrum und die Verlegung einer Luftgütemessstelle ins Stadtzentrum einer Stadt im Marchfeld oder Weinviertel.

Informationen über den Beitrag hochrangiger Straßen zur PM10-Immissionssituation liegen im Nordosten Österreichs nicht vor. Es wird daher dringend empfohlen, eine (gravimetrische) PM10-Messstelle in unmittelbarer Nähe einer Autobahn im Nordburgenland oder in Niederösterreich zu errichten⁵¹.

13.2 Empfehlungen an Bund und Länder - Chemische Zusammensetzung

Die Kenntnis der chemischen PM10-Zusammensetzung ist u.a. unerlässlich für die Aufteilung der PM10-Belastung auf primäre und sekundäre Partikel und damit entscheidend für das Entwerfen von Minderungsmaßnahmen, die einerseits bei primären Partikelemissionen, andererseits bei den SO₂-, NO_x-, NH₃- und NMVOC-Emissionen ansetzen müssen. Dies ist sowohl beim Ferntransport als auch bei der regional verursachten PM10-Belastung von Relevanz.

Darüber hinaus gibt die chemische Zusammensetzung entscheidende Hinweise auf die Quellen, die v.a. in Hinblick auf die Unsicherheiten der Emissionen bestimmter Quellgruppen wesentlich sind.

Hinsichtlich der „chemischen Auflösung“ der Inhaltsstoffanalysen besteht Forschungsbedarf v.a. bei

- Ø Organischem Material – dieses kann u.a.
 - unverbrannte Brennstoffreste,
 - biogenes Material,
 - Partikel aus Prozessemissionen und
 - sekundäre organische Aerosole umfassen
- Ø Mineralischem Material (in den Analysen im wesentlichen als „Rest“ ausgewiesen, welche die unlöslichen PM10-Anteile umfasst) – dabei kann es sich um
 - aufgewirbelten Straßenstaub,
 - Bodenmaterial von landwirtschaftlichen Flächen,
 - Staub aus Schüttgutumschlag und Mineralrohstoffabbau
 - Staub von Baustellen
 - Partikel aus Prozessemissionen
 - mineralisches Material aus Verbrennungsprozessen
 - ferntransportierten Staub aus der Sahara handeln.

Für repräsentative Aussagen sind längere zusammenhängende Datensätze erforderlich, die nur im Rahmen größerer Messkampagnen – bevorzugt über ein Winterhalbjahr – gewonnen werden können.

Derzeit liegen entsprechende Messkampagnen aus dem Nordburgenland lediglich für Illmitz (Okt. 1999 – Nov. 2000, jeder sechste Tag) vor.

Daher wird vorgeschlagen, über ein Winterhalbjahr entsprechende Probenahmen in Illmitz und Kittsee, u.U. auch in Eisenstadt durchzuführen.

⁵¹ Die Messstelle Vösendorf ist dafür kaum geeignet, da sie in den nächsten Jahren massiv von der nahe gelegenen Baustelle der S1 beeinflusst wird und auch nach deren Fertigstellung aufgrund der Unterflurlage der S1 nicht repräsentativ für den Einflussbereich von Autobahnen oder Schnellstraßen sein wird.

Die PM10-Proben für ausgewählte, repräsentative Belastungsepisoden, deren Bedingungen (Ferntransport, Ausbreitungsbedingungen, Advektion aus Bratislava) auf andere Situationen verallgemeinerbar sind, sollten möglichst umfangreich analysiert werden, wobei den o.g. Fragestellungen bezüglich OM und mineralisches Material verstärktes Augenmerk gewidmet werden sollte.

13.3 Empfehlungen an Bund und Länder - Emissionsdaten

Die Datenlage bei Emissionen primärer Partikel ist unbefriedigend. Die Ermittlung realitätsnaher PM-Emissionen (für Gesamtschwebstaub, PM10 und PM2,5) stellt – nicht nur im Rahmen der vorliegenden Studie – einen erheblichen Aufwand unter Rückgriff auf verschiedenste Datenquellen dar; in vielen Fällen sind die Abschätzungen mit z.T. erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Neben der Höhe der Emissionen gibt es auch Unsicherheiten in Bezug auf die räumliche Verteilung der Emissionsquellen. Von Seiten des Umweltbundesamtes wird dringend empfohlen, bei der Erhebung von räumlich zugeordneten PM10-Emissionen österreichweit einheitlich vorzugehen.

Dabei sind folgende Voraussetzungen von besonderer Bedeutung:

- Die für die Erstellung von Emissionsinventaren verwendeten Emissionsfaktoren sind laufend an den neuesten Forschungsstand anzupassen.
- Die Aktivitätsdaten (Verkehrsstärken, Energieeinsatz, ...), auf welche sich die Emissionsberechnungen stützen, müssen regelmäßig aktualisiert und österreichweit einheitlich erhoben werden und sollten für die Ämter der Landesregierungen, welche im IG-L zur Erstellung von Emissionskatastern verantwortlich sind, zugänglich sein.

Sektoren Straßenverkehr und Hausbrand

- Bei der Berechnung der Verkehrsemissionen ist die Verfügbarkeit von Verkehrsstärken aus automatischen Zählstellen abseits der Autobahnen und Schnellstraßen unbefriedigend.
- eine Verortung der Emissionen, optimaler auf Zählsprenkel- oder Gemeindebasis, wäre sinnvoll, bei den Emissionen des hochrangigen Straßennetzes eine Zuordnung zu Straßenabschnitten. Ist diese räumliche Zuordnung nicht verfügbar, sollten im ländlichen Raum die Emissionen in einer Auflösung von ca. 10 km vorliegen. Ein entsprechend räumlich hoch aufgelöster Emissionskataster Österreich wäre zur Identifizierung des Anteils der betroffenen Bevölkerung erforderlich.
- wünschenswert wäre eine zeitliche Disaggregation der Emissionen nach Tageszeit, Wochentag und Jahreszeit. Entsprechend zeitlich aufgelöste Emissionsdaten sind einerseits für eine präzise Interpretation der Zeitverläufe der PM10-Belastung, andererseits für die Modellierung von Schadstoffkonzentrationen erforderlich.

Im Sektor Industrie müssen gefasste Emissionen nach Möglichkeit aus Abgasmessungen oder Berechnungen mittels Emissionsfaktoren ermittelt werden. Die Abschätzung über Emissionshöchstmengen aus Genehmigungsbescheiden ist unbefriedigend.

Erheblicher Forschungs- bzw. Erhebungsbedarf besteht bei allen diffusen Quellen:

- Bauwirtschaft
- Wiederaufwirbelung von Straßenstaub
- Diffuse Emissionen der Industrie
- Bergbau bzw. Schotterabbau
- Landwirtschaft

In Hinblick auf die Bildung sekundärer Aerosole ist die Kenntnis der Emissionen von SO₂ und NO_x (u. U. auch Ammoniak und VOC) erforderlich. Da die Bildung sekundärer Partikel ein länger dauernder Prozess ist, ist eine genaue Verortung der relevanten Vorläufer-Emissionen für die gegenständliche Fragestellung nicht immer erforderlich. Eine räumliche Disaggregation auf der Skala von städtischen Ballungsräumen (ca. 20 km) ist ausreichend, im ländlichen Raum auch eine gröbere räumliche Auflösung.

Die österreichische Emissionsinventur für Schwebestaub sollte unter Berücksichtigung neuester Forschungsergebnisse aktualisiert werden. Dies betrifft insbesondere die Sektoren Hausbrand sowie die diffusen Emissionen aus industriellen Quellen, Bausektor und Landwirtschaft sowie die Wiederaufwirbelung im Straßenverkehr.

Wünschenswert wäre auch eine räumliche Disaggregation der Emissionen nach Vorbild Schweiz, etwa auf einem Raster von 500 x 500 m².

13.4 Empfehlungen an Bund und Länder - Modellierung von sekundärer PM10-Bildung, Ferntransport und Quellenzuordnung

Die Modellierung der PM10-Konzentration (einschl. Bildung sekundärer Aerosole) wird derzeit im Rahmen von EMEP im europäischen Maßstab durchgeführt. Hier wären Anstrengungen zur Verbesserung der Modelle erforderlich. Für Ostösterreich wäre der Einsatz räumlich hoher aufgelöster Modelle für den Mitteleuropäischen Raum (z.B. CHIMERE oder EURAD) anzustreben.

Als Inputdaten von Modellen sind entsprechend räumlich und zeitlich disaggregierte Emissionsdaten von PM10, SO₂, NO_x und NH₃ erforderlich.

Source Apportionment: Für eine spezifische Maßnahmenplanung ist eine quantitative Quellenzuordnung notwendig, für die derzeit in einigen Bundesländern im Rahmen des AQUELLA Projektes der TU-Wien Inhaltsstoffanalysen und nachfolgende statistische Auswertungen durchgeführt werden. Es wäre zu prüfen, wie die für die beteiligten Städte gewonnenen Erkenntnisse auf andere Standorte mit Grenzwertüberschreitungen übertragbar sind. Gegebenenfalls wären rechtzeitig die entsprechenden Inhaltsstoffanalysen durchzuführen um die Maßnahmen zur PM10-Reduktion anhand einer gesicherten Quellenzuordnung planen zu können.

13.5 Empfehlungen betreffend die verwendeten meteorologischen Daten für weiterführende Studien

In der südwestlichen Slowakei stehen nur zwei Wind-Messstellen (Bratislava und Piestany) zur Verfügung. Diese sind nicht ausreichend, um das Windfeld dieser Region (das u.U. durch die Kleinen Karpaten lokal modifiziert wird) adäquat abzubilden, was sich ungünstig

auf die Qualität der kleinräumigen Trajektorien (Kapitel 9) auswirkt und die Beurteilung von Schadstofftransport aus der Region Bratislava nach Kittsee erschwert.

Zur Bewertung des vertikalen Temperaturprofils wurden Temperaturdaten aus dem Raum Wien herangezogen, da entsprechende Messdaten im Nordburgenland nicht zur Verfügung stehen. Wünschenswert wäre eine Temperaturmessung an einem erhöhten Standort z.B. im Leithagebirge.

14 HERKUNFTSGEBIETE DER PM10-BELASTUNG IM NORDBURGENLAND

Als „Sanierungsgebiet“ im Sinne des §2(8) IG-L ist jener Teil des österreichischen Bundesgebietes abzugrenzen, in dem sich die Quellen der registrierten Schadstoffbelastung befinden. Dies sind im Falle der an den Messstellen des Nordburgenlandes registrierten PM10-Belastung die Bundesländer Burgenland, Wien und Niederösterreich.

Darüber hinaus spielt aber Transport über die Staatsgrenzen hinweg eine entscheidende Rolle für die PM10-Belastung des Nordburgenlandes, sodass im Folgenden jener geographische Bereich diskutiert wird, dessen Emissionen von (primärem) PM10 und Vorläufersubstanzen sekundär gebildeter Aerosole für die PM10-Belastung im Nordburgenland beitragen.

Bei der Abgrenzung des Herkunftsgebietes der registrierten PM10-Belastung sind die unterschiedlichen Skalen, auf denen PM10-Transport (und Bildung) erfolgt, zu berücksichtigen:

- Ø Ferntransport über Distanzen von mehreren 100 km
- Ø regionale Schadstoffanreicherung in einem Umkreis von ungefähr 100 km
- Ø lokale Emissionen im Bereich Eisenstadt
- Ø Emissionen des Ballungsraumes Bratislava (relevant für Kittsee)

14.1 Ferntransport

Ferntransport ist an Tagen mit PM10-Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – gemäß der Abschätzung in Kapitel 12.1.3 – für ca. 60% der Hintergrundbelastung im Nordburgenland und ca. 50% der Belastung in Eisenstadt und Kittsee verantwortlich.

Davon entfallen ca. drei Viertel auf Transport von Südosten – aus einem Bereich von Nordostitalien über Slowenien, Kroatien, Bosnien, Serbien, Rumänien und Ungarn bis in die Slowakei – und ca. ein Viertel Transport von Norden (v.a. aus Polen und Tschechien, aber auch aus Ostdeutschland, u.U. auch aus der Ukraine und Weißrussland).

Bei der Abgrenzung der Herkunftsregionen wäre eine Auftrennung der PM10-Belastung in primäre und sekundäre Partikel erforderlich. Entsprechende chemische Analysen liegen nur für einen kleinen Teil der beobachteten Fälle von Ferntransport vor, sodass für die meisten Herkunftsregionen von Ferntransport keine Aufteilung möglich ist und für jene Fälle, in denen Analysen vorliegen, die Daten auch nur wenig abgesichert und nur mit Vorsicht zu verallgemeinern sind.

Für Ferntransport aus den Regionen S-Rumänien und N-Serbien ergeben die vorliegenden Analysen einen Beitrag **primärer Partikel von 44%** und **sekundärer anorganischer Partikel** – die auf Emissionen von SO_2 , NO_x und NH_3 zurückgehen – **von 56%**. Davon macht **Ammoniumsulfat** mit **40%** einen weitaus größeren Beitrag aus als **Ammoniumnitrat** mit **16%**.

Bei Ferntransport aus Ungarn ist der Anteil primärer Partikel mit 53% etwas höher, bei Ferntransport aus Slowenien und der Oberen Adria mit 60% noch höher.

Es muss allerdings betont werden, dass für die meisten Situationen von Ferntransport aufgrund der geringen Anzahl chemischer Analysen nur eine sehr vage Zuordnung zu primären PM10-Emissionen und sekundären Partikeln aus SO_2 -Emissionen möglich ist. Dies gilt insbesondere für alle Fälle mit Ferntransport von Norden, für welche überhaupt keine aussagekräftigen chemischen Analysen vorliegen.

Das anhand der in Tabelle 66 angeführten Angaben abgrenzbare Herkunftsgebiet für Ferntransport umfasst im wesentlichen

- ∅ für primäre Partikel die in Tabelle 17 genannten Regionen
- ∅ für SO₂ vor allem die in Tabelle 18 genannten Regionen, darüber hinaus aber im Bereich von Polen bis Slowenien, Bosnien und Serbien all jene Regionen mit hohen Emissionsdichten (über ca. 5000 t pro EMEP-Gitterzelle)
- ∅ NO_x-Emissionen tragen einen relativ geringen Beitrag zu Ferntransport bei, als Hauptquellen kommen Großemittenten in den Regionen Beograd, in der westlichen Walachei und in Oberschlesien sowie die Region Budapest in Frage.

In Abbildung 96 werden die Herkunftsregionen der in Illmitz gemessenen PM10-Belastung qualitativ angegeben. Rote Färbung der EMEP-Gitterzellen bedeutet einen hohen Beitrag, weiße einen geringen. Diese qualitative Herkunftszuordnung basiert auf

- ∅ den Emissionen von PM10, SO₂ und NO_x gemäß EMEP-Datenbank (Kapitel 5.3 und 5.4),
- ∅ den Trajektorienverweilzeitstatistiken (Kapitel 9.4, Abbildung 65) und
- ∅ den Auswertungen der Einzeltrajektorien für hoch belastete Situationen (Kapitel 9.2).

Sie berücksichtigt Ferntransport und regionale Schadstoffanreicherung.

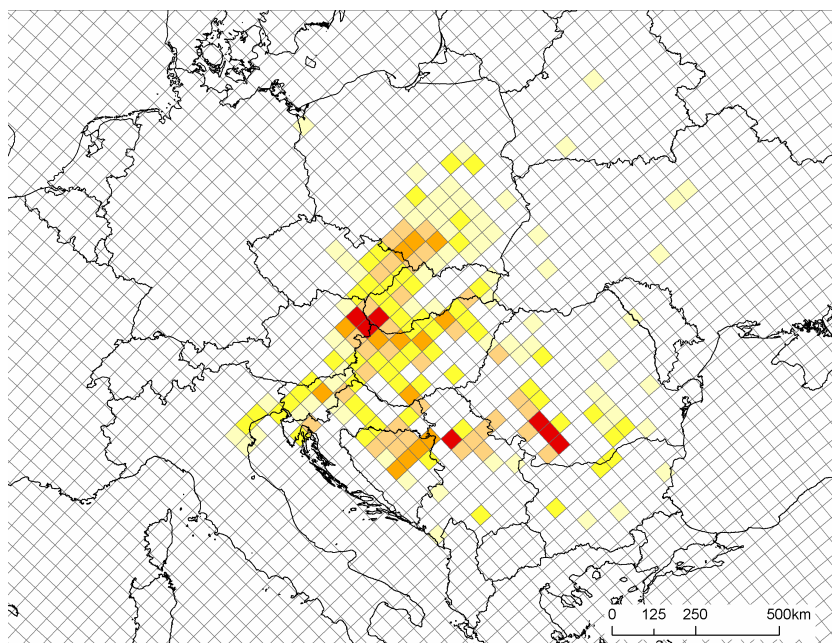


Abbildung 96: Ungefähre Abgrenzung der Herkunftsregionen der PM10-Hintergrundbelastung im Nordburgenland (primäre und sekundäre Partikel)

Die RL 96/62/EG bzw. die in Vorbereitung befindliche Novelle des IG-L sieht im Falle von bedeutenden Beiträgen grenzüberschreitenden Schadstofftransports Konsultationen zwischen den Mitgliedsstaaten der EU vor.

14.2 Regionale Schadstoffanreicherung

Der geographische Bereich, dessen Emissionen an PM10 und an Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole für Schadstoffanreicherung auf regionaler Skala relevant sind, wird anhand der Rückwärtstrajektorien sehr grob auf einen Umkreis von 100 km abgeschätzt.

Die Emissionen von PM10, SO₂ und NO_x in diesem Bereich sind in Tabelle 74 angeführt. Die absolut dominierende Quelle von PM10 und NO_x in diesem Bereich stellt die Stadt Wien dar, die größte SO₂-Quelle die Raffinerie Schwechat.

Gemäß den Auswertungen in Kapitel 12.1.3 ist regionale Schadstoffanreicherung für ca. 40% der PM10-Hintergrundbelastung in Illmitz und ca. 30% der PM10-Belastung in Eisenstadt und Kittsee verantwortlich; die dem entsprechenden Anteile primärer PM10-Emissionen und der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel sind in Tabelle 75 angeführt.

Die größten Anteile zur regional verursachten PM10-Belastung entfallen auf

- Ø ca. 30% primäre PM10-Emissionen in Österreich, hauptsächlich in der Region Wien
- Ø ca. 15% NO_x-Emissionen in Österreich, hauptsächlich in der Region Wien und im Wiener Becken
- Ø ca. 10% SO₂-Emissionen in Österreich, hauptsächlich in der Region Wien (Stadt Wien sowie Raffinerie Schwechat)
- Ø 10% primäre PM10-Emissionen in der Slowakei, hauptsächlich in der Region Bratislava

14.3 Lokale Beiträge in Eisenstadt

Die lokale Zusatzbelastung in Eisenstadt, die mit ca. 20% der gesamten PM10-Belastung abgeschätzt wird (Kapitel 12.2), dürfte auf PM10-Emissionen des Stadtgebietes von Eisenstadt und dessen näherer Umgebung einschließlich des Autobahnknotens A3/S31 und den nahe gelegenen Teilen dieser Straßen zurückgehen.

Da industrielle Emissionen in Eisenstadt kaum eine Rolle spielen, sind als wesentliche Quellen in Eisenstadt der Straßenverkehr, der Raumwärmebedarf sowie möglicherweise die Bauwirtschaft zu nennen.

Die Bildung sekundärer Aerosole dürfte auf dieser Skala kaum eine Rolle spielen.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass vergleichbare Städte im Nordburgenland – Mattersburg und Neusiedl a.S. – aber auch Städte in Niederösterreich und im Südburgenland in ähnlicher Größe wie Eisenstadt (um 10.000 Einwohner) eine vergleichbare PM10-Belastung wie Eisenstadt aufweisen. Daher sollten Maßnahmen zur Minderung der lokalen PM10-Emissionen sich grundsätzlich nicht auf Eisenstadt und dessen Umgebung beschränken, sondern müssen auch vergleichbare Situationen zumindest in **Mattersburg** und **Neusiedl** berücksichtigen.

14.4 Lokale Beiträge in Kittsee

Die lokale Zusatzbelastung in Kittsee geht auf Emissionen des Ballungsraumes Bratislava zurück, wobei sowohl primäre PM10-Emissionen als auch Bildung sekundärer Aerosole aus NO_x und SO₂ von Bedeutung sind.

Die PM10-Belastung zeigt in Kittsee zeitweise einen parallelen Verlauf zu SO₂, zeitweise zu NO₂, sodass jedenfalls unterschiedliche Quellgruppen wesentliche Anteile beisteuern. Anders als bei SO₂ stammt die PM10-Belastung – wie die Auswertungen in Kapitel 8.2.1 zeigen – nicht überwiegend aus einer einzelnen Punktquelle.

Als Hauptquellen von PM10 in Bratislava kommen Straßenverkehr, Raumheizung (Fernwärme) sowie Industrie und Gewerbe in Frage. Die vorliegenden Informationen erlauben allerdings nur sehr grobe Aussagen.

Die bedeutendsten industriellen PM10-Emittenten in der Stadt Bratislava sind Sloznaft (Raffinerie), Odvoz likvidacia odpadu (Abfallentsorgungsbetriebe) und Paraoplynovy cyklus (Heizkraftwerk), im Bezirk Malacky (Bratislavský kraj) nördlich von Bratislava Holcim (Ze-

ment) [SHMU, 2003]. Auf die Raffinerie entfallen mit ca. 275 t PM10/Jahr allerdings nur 0,77% der gesamten PM10-Emissionen der Slowakei (der größte Emittent ist US Steel in Košice in der Ostslowakei mit 48%).

Als wesentlichste PM10-Quellen im Bereich Straßenverkehr kommen

- ü die Autobahn D2, die Bratislava unmittelbar östlich der Staatsgrenze umfährt und im Bereich östlich von Kittsee zwei Anschlussstellen (Grenzübergänge Kittsee und Berg) aufweist;
- ü das großzügig ausgebaute hochrangige Straßennetz im Stadtteil Petržalka;
- ü innerstädtischer Verkehr in Bratislava

in Frage.

Der Raumwärmebedarf wird im Ballungsgebiet Bratislava ganz überwiegend aus Fernheizwerken (63%) gedeckt. Nur 2% der Wohnungen weisen Festbrennstoff-Heizungen auf [SČI-TANIE OBYVATELOV, 2004], im Vergleich dazu beträgt dieser Anteil im Burgenland etwa 30% (siehe Kapitel 5.1.1).

15 MÖGLICHE MAßNAHMEN ZUR REDUKTION DER PM10-BELASTUNG

Bei der Erarbeitung von Minderungsmaßnahmen innerhalb Österreichs ist gemäß Kapitel 14 zwischen

- ∅ dem Beitrag zu regionaler Schadstoffanreicherung und
- ∅ den lokalen Emissionen im Bereich Eisenstadt zu unterscheiden.

Die lokale Zusatzbelastung in Kittsee stammt ganz überwiegend aus der Slowakei.

Mögliche Maßnahmen werden im Folgenden nach Emittentensektoren strukturiert, wobei die Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel gesondert behandelt werden.

In Hinblick auf die vermutlich ähnliche PM10-Belastung an verkehrsbeeinflussten Standorten in Mattersburg und Neusiedl wären allerdings auch für diese Städte gezielte Maßnahmen zur Verminderung der lokalen PM10-Emissionen notwendig.

15.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Das IG-L umreißt in §§ 13 bis 16 mögliche Maßnahmen, die allerdings nur einen Teil des Spektrums möglicher Maßnahmen zur Minderung der PM10-Belastung abdecken. Neben der Landesregierung, welche laut § 10 IG-L unmittelbar von der Verpflichtung zur Erlassung eines Maßnahmenkataloges angesprochen ist, können effektive Maßnahmen nur auf der Ebene

- der Republik Österreich
- der Europäischen Union
- der UNECE

ausgearbeitet und umgesetzt werden, da die PM10-Belastung im Nordburgenland ein grenzüberschreitendes Problem darstellt und ihre Quellen über einen v.a. weit nach Ost- und Südosteuropa ausgedehnten Raum verteilt sind.

Bei der rechtlichen Erarbeitung und Umsetzung von effektiven Maßnahmen wird die Kooperation des Landes Burgenland mit anderen Österreichischen Bundesländern, v.a. Niederösterreich und Wien, mit dem Bund sowie mit den Nachbarstaaten in Osteuropa, insbesondere der Slowakei und Ungarn, unerlässlich sein.

15.2 Maßnahmen, die im Burgenland gesetzt werden können

15.2.1 Verkehr

15.2.1.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Nach §14 IG-L kann der Verkehr zeitlich und räumlich eingeschränkt sowie die Geschwindigkeit beschränkt werden (Ausgenommen Fahrzeuge im öffentlichen Dienst, den öffentlichen Verkehr, aber auch den Lieferverkehr, falls Ausgangs- oder Zielpunkt im Sanierungsgebiet liegen).

Verkehrsbeschränkungen bei Grenzwertüberschreitungen

Verkehrsbeschränkungen könnten daher Fahrverbote für

- bestimmte Fahrzeuge (u.U. in Abhängigkeit von deren Schadstoffausstoß)
- zu bestimmten Tageszeiten
- an bestimmten Wochentagen
- in bestimmten Jahreszeiten (z. B. Hochwinter mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen)

umfassen.

Um einer unerwünschten Verlagerung (etwa auf bestimmte Tageszeiten bzw. Strecken) entgegenzuwirken, sollte parallel zu den Verkehrsbeschränkungen ein attraktives Angebot für den Transport von Personen und Gütern im „Umweltverbund“ (Schienenverkehr, Öffentlicher Personennahverkehr, Fuß- und Radverkehr) geschaffen bzw. ausgebaut werden. In Zeiten mit Verkehrsbeschränkungen kann die Verlagerung auf umweltfreundlichere Verkehrsmittel weiters durch Maßnahmen wie z. B. die Gratisbenützung von Öffentlichen Verkehrsmitteln unterstützt werden.

Erste Erfahrungen mit sehr weitreichenden Fahrverboten liegen u. a. aus zwei Regionen (Lombardei und Emilia Romagna) in Italien vor [CAFE, 2003], welche die Wirksamkeit derartiger Maßnahmen im ‚Realfall‘ bestätigen konnten. Die Ergebnisse beider Regionen zeigen aber auch, dass nur sehr weitreichende Verkehrsbeschränkungen eine spürbare Reduktion der PM10-Belastung nach sich ziehen.

Für die Region Graz wurde weiters im Jahr 2003 eine Untersuchung über das Vermeidungspotenzial von Staub für unterschiedliche Maßnahmen durchgeführt [HEIDEN, 2003]. Eine der Maßnahmen bezog sich auf das Fahrverbot für Pkw mit geraden bzw. ungeraden Endungen der Kennzeichen an geraden bzw. ungeraden Tagen. Dabei wurde eine Einsparung der Verkehrsmenge um rund 40 % der Pkw angenommen (eine Halbierung ist durch die Verlagerung der Fahrzeugnutzung auf die gestatteten Zeiten, das Aufrechterhalten von Ausnahmegenehmigungen etc. nicht möglich).

Durch diese Maßnahme wurde ein Reduktionspotenzial von rund 31 % für PM10 - Abgasemissionen ermittelt. Bei Berücksichtigung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen ergibt sich für die Gesamtemission ein Reduktionspotenzial von rund 26 %.

Geschwindigkeitsbeschränkungen auf 80/100 km/h für PKW (außerorts / Autobahn)

In HAUSBERGER (2003) wurde das Reduktionspotential von Geschwindigkeitsbeschränkungen verschiedener Luftschadstoffe inkl. PM berechnet⁵². Bei PKW ergeben sich bei Tempo 80/100 km/h verglichen mit Tempo 100/130 PM-Abgasreduktionen auf Autobahnen um 17%, auf Freilandstraßen um 16%. Als zusätzlicher positiver Effekt würden die Emissionen von CO₂ um 12% und von NO_x um 36% reduziert.

Bei SNF würde sich dagegen bei Tempo 60 eine drastische *Erhöhung* der PM-Abgasemissionen ergeben, da bei dieser Geschwindigkeit die Motoren in einem ungünstigen Lastbereich betrieben werden.

Für PKW ist demnach ein Tempolimit ein zielführendes Instrument, um die abgasbedingten PM10-Emissionen zu verringern.

⁵² Maßnahmenevaluierung basierend auf der für das Jahr 2010 prognostizierten Flottenzusammensetzung und mit gegenüber dem Handbuch der Emissionsfaktoren aktualisierten Emissionsfaktoren. Eine genaue Berechnung des Minderungspotenzials kann erst nach Fertigstellung des neuen Handbuchs der Emissionsfaktoren erfolgen.

Kontrolle von Geschwindigkeitsbeschränkungen

Wesentlich für die Einhaltung vorgeschriebener Geschwindigkeitsbeschränkungen ist deren konsequente Kontrolle. So zeigen z. B. Untersuchungen in Berlin [LUTZ, 2004], dass im Zuge eines Tempolimits nur bei sichtbarer Polizeikontrolle eine deutliche Verlangsamung des Verkehrs um 10 km/h erwirkt werden konnte, ansonsten sank die mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit nur um weniger als 5 km/h.

Kombination von Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkung

Im Rahmen der Grazer Studie [HEIDEN, 2003] wurde weiters eine Kombination an Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkungen hinsichtlich ihrer Wirkung untersucht. Die betrachtete Maßnahme besteht aus der Kombination des wechselseitigen Fahrverbots (gerade – ungerade Kennzeichen) und der Geschwindigkeitsbeschränkung von Pkw (innerorts: 30 km/h; außerorts: 80 km/h; Autobahnen: 100 km/h).

Die Kombination der beiden Maßnahmen ergibt ein Reduktionspotenzial von rund 35 % für PM10-Abgasemissionen. Bei Berücksichtigung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen ergibt sich für die Gesamt-PM10-Emissionen ein Reduktionspotenzial von rund 27 % der Abgasemissionen. Aufgrund dieses beachtlichen Reduktionspotenzials sind entsprechende Maßnahmen in Belastungsgebieten empfehlenswert.

Begleitende Maßnahmen

Parallel zu verkehrs- bzw. geschwindigkeitsbeschränkenden Maßnahmen sollten begleitende Maßnahmen gesetzt werden, die einerseits die Akzeptanz der zu setzenden Maßnahmen erhöhen, andererseits ein Ausweichen z. B. tageszeitlich vermeiden. Hierzu zählen z. B.:

- Anbieten von Gratisbenutzung Öffentlicher Verkehrsmittel (lediglich bei kurzfristig in Kraft gesetzten Maßnahmen).
- Erweitertes Angebot an Öffentlichen Verkehrsmitteln (Fahrplanverdichtung und zeitliche Ausweitung der Fahrzeiten) – insbesondere in den ländlichen Gebieten.
- Breite Information der Bevölkerung (Radio, Fernsehen, Zeitung, Internet,...) über die Ursachen und Wirkungen der Schwebstaubbelastung.

15.2.1.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Zur Minderung der Emissionen aus dem Verkehr sind generell

- Fahrzeugseitige Maßnahmen
- Maßnahmen, die bei der Wiederaufwirbelung greifen
- systembezogene Maßnahmen, d.h. Maßnahmen zur Verringerung des Straßenverkehrsaufkommens durch (a) Verringerung der Mobilitätsnachfrage und (b) Verlagerung auf andere Verkehrsträger, sowie
- bewusstseinsbildende Maßnahmen

notwendig.

Im Folgenden werden Maßnahmen aufgelistet, deren Umsetzbarkeit in den Zuständigkeitsbereich des Landes fallen.

15.2.1.2.1 Fahrzeugseitige Maßnahmen

Verstärkte Kontrolle von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen

Verstärkte Kontrolle von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen mit offensichtlich erhöhten Emissionen. So wurde z. B. von DURBIN et al. (1999) gezeigt, dass die 1,1-1,7% der leichten Nutzfahrzeuge, die erhöhte Emissionen aufweisen, für 20% der PM10 Emissionen dieser Fahrzeugkategorie verantwortlich sind. Zu vergleichbaren Ergebnissen (ein großer Teil der Emissionen wird von einem kleinen Anteil der Fahrzeuge verursacht) führten Untersuchungen in Wien mit einem „Abgasradar“ (remote sensing device), wobei jedoch nicht PM10 sondern andere Luftschadstoffe untersucht wurden. Ab 2005 soll mit dem Gerät voraussichtlich auch die Messung von Partikelemissionen möglich sein. Das Gerät kann zur Vorselektion hochemittierender Fahrzeuge für die Fahrzeugüberprüfung herangezogen werden, wodurch der Prüfaufwand verringert wird.

Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge

Bei Neuanschaffung von kommunalen Fahrzeugen (Linienbusse, Müllabfuhr etc.) sowie von Geräten und Maschinen sollten generell emissionsarme Fahrzeuge bevorzugt werden.

Weiters sollten bestehende kommunale Fuhrparks hinsichtlich des Emissionsverhaltens ihrer Fahrzeuge überprüft und gegebenenfalls auf alternative Technologien (Gasantrieb) umgerüstet bzw. mit Partikelfilter ausgestattet werden. Diese Maßnahme kann auch auf andere Dieselfahrzeuge, die zumeist im Stadtgebiet bewegt werden und hohe Kilometerleistungen aufweisen, wie z. B. Taxis, Fahrzeuge von Fahrschulen, lokale Lieferfahrzeuge etc., ausgedehnt werden. Beispiele für Fuhrparks mit Gasbetrieb finden sich z.B. in Graz, die Wiener Linien fahren mit Flüssiggas.

Förderung der Neuanschaffung emissionsarmer Fahrzeuge und von Abgas-Nachbehandlungstechnologien

Um eine Durchdringung emissionsarmer Fahrzeuge in der Flotte zu beschleunigen, sollte die Neuanschaffung emissionsarmer Fahrzeuge auch von Landesseite verstärkt gefördert werden. Ebenso sollte die Nachrüstung von Fahrzeugen mit Abgasnachbehandlungstechnologien (Partikelfilter, Partikelkatalysator) über Förderungen attraktiver gemacht werden.

15.2.1.2.2 Maßnahmen zur Verringerung der Wiederaufwirbelung

Die Abschätzung der Emissionen durch Wiederaufwirbelung unterliegt großen Unsicherheiten. Ebenso liegen nicht viele ‚harte‘ Daten über die Möglichkeiten zur Reduktion dieser Emissionen vor. Als Sofortmaßnahmen bieten sich technische und organisatorische Maßnahmen an, deren Wirkung allerdings schwer quantifizierbar ist:

Eine Verminderung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen kann generell über folgende Schritte erzielt werden:

- Ø einen Rückgang des Verkehrsvolumens, v. a. bei schweren Kfz;
- Ø prinzipiell würde auch ein flüssiger Verkehrsablaufs den Reifen- und Bremsenabrieb vermindern.
Allerdings kann letztere Maßnahme wiederum zu einer Verkehrssteigerung durch die damit gesteigerte Attraktivität des Kfz-Verkehrs führen.

Die US EPA unterscheidet zur Reduktion der Wiederaufwirbelung präventive Maßnahmen und Minderungsmaßnahmen. Erstere umfassen Maßnahmen, die gegen eine Erhöhung der Staubbelastung der Straße gerichtet sind, etwa durch Abdeckung von Ladegut auf Lkws, Befestigung des Straßenbanketts, etc. Diese Maßnahmen werden generell als kosteneffektiver angesehen als jene, welche die Staubbelastung der Straße nachträglich wieder vermindern sollen (Straßenreinigung).

Reduktion des Eintrages von Staub in Straßen

Die Reduktion des Eintrages von Staub auf die Straße kann zum Beispiel durch eine Reduzierung des Einsatzes von Streugut im Winterdienst erreicht werden.

Weiters zu beachten sind diffuse Emissionsquellen im Nahbereich von Straßen wie etwa

- Ø Baustellen (siehe Kapitel 15.2.6),
- Ø besondere Sorgfalt bei der Manipulation von Schüttgütern,
- Ø Bepflanzung von Brachflächen im Nahbereich von Straßen,
- Ø Befestigung von unbefestigten Straßen und Parkplätzen,
- Ø Vermeidung des Eintrags von Schmutz von z. B. Feldern, etc.

In Wien konnte im Winter 2003/04 aufgrund der neuen Winterdienstverordnung der Einsatz von Streusplitt gegenüber früheren Wintern deutlich verringert werden, obwohl im Winter 2003/04 deutlich häufiger Schneefall auftrat als in den Jahren davor⁵³.

Forcierung der Straßenreinigung

Eine weitere Maßnahme ist die Forcierung der Straßenreinigung in bestimmten Situationen, die eine besonders hohe Staubbelastung erwarten lassen, wie etwa an trockenen Wintertagen nach dem Einsatz von Streumitteln. Zwar zeigen aktuelle Studien, dass die Straßenreinigung nur einen sehr geringen Einfluss auf die PM10-Belastung hat [CAFE, 2003; LOHMEYER, 2003], in diesen Studien wurden aber nur Straßen untersucht, auf denen keine Streumittel ausgebracht wurden. Bei Einsatz von Streusplitt kann jedoch die Staubbelastung nach dem Schmelzen des Schnees oder Eis und dem Auftrocknen der Straße enorm ansteigen. Dies zeigen Untersuchungen in skandinavischen Städten (siehe z. B. JOHANSSON, 2003 und CAFE, 2003).

Einsatz von Streusplitt aus möglichst abriebfestem Streumaterial (Basaltsplitt, Dolomitsplitt etc.)⁵⁴. Eventuell kann in Zeiten erhöhter Staubbelastung mineralisches Streugut durch Salzspreuung ersetzt werden. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine vorhergehende Erhebung der Zusatzbelastung der Böden durch Salz in Straßennähe sowie eine darauf aufbauende Überprüfung der Umweltverträglichkeit dieser Maßnahme.

15.2.1.2.3 Systembezogene Maßnahmen – Maßnahmen zur Verringerung der Verkehrsleistung auf der Straße

Wie die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt haben, wird ein Teil der fahrzeugbezogenen Emissionsminderungen durch eine erhöhte Verkehrsleistung wieder wettgemacht.

Neben dem Emissionsverhalten der Fahrzeuge sind daher auch die Fahrleistung sowie die Verkehrsmittelwahl zu beeinflussen. Dies lässt sich mittels systembezogener Maßnahmen und bewusstseinsbildender Maßnahmen erreichen – beide tragen auch dazu bei, die Emissionen durch Wiederaufwirbelung zu vermindern.

Systembezogene Maßnahmen wirken i.d.R. nicht für sich alleine, sondern sind als komplexes Gebilde zu verstehen, die nur miteinander wirksam werden können.

⁵³ Persönliche Mitteilung T. Mosor, MA22

⁵⁴ Siehe etwa auch die „Verordnung des Magistrats der Stadt Wien betreffend das Verbot und die Einschränkung der Verwendung von bestimmten Auftaumitteln und bestimmten abstumpfenden Streumitteln (Winterdienst-Verordnung 2003)“.

Konsequente Raumordnung - Kompakte Siedlungsstrukturen, Vermeidung von verkehrserzeugenden Standorten

Ein weiteres Wachstum der Verkehrsleistungen im Personen- und Güterverkehr auf der Straße kann u. a. durch eine konsequente Raumplanung vermieden werden. Ein wesentlicher Punkt ist daher die Siedlungs- bzw. Standortpolitik. Diese liegt im Kompetenzbereich des Landes.

Im Burgenland ist – wie im gesamten Bundesgebiet – der Trend zu Einfamilienhaussiedlungen als auch zu Zersiedelungserscheinungen erkennbar. Diese Siedlungsformen führen zu vermehrten PKW-Fahrten, da i.d.R. öffentliche Verkehrsmittel nicht ökonomisch geführt werden können. Aber auch die zunehmende Trennung der Funktionen (Arbeiten, Wohnen, Einkaufen, etc.) führt zu erhöhter Verkehrsleistung.

So sollte die funktionelle Gliederung des Raumes und die damit verbundene Aufteilung der Funktionen Wohnen, Arbeiten, Einkaufen und Freizeit langfristig auf eine möglichst geringe verkehrserregende Wirkung überprüft und ausgerichtet werden. Dies bedeutet einerseits eine verträgliche Durchmischung der Funktionen, andererseits ein funktionierendes öffentliches Verkehrssystem als Alternative zur Nutzung des PKW. Um öffentliche Verkehrssysteme auch wirtschaftlich betreiben zu können, sind zudem kompakte Siedlungsstrukturen notwendig.

Von Seiten der Burgenländischen Landesregierung sollte daher hinkünftig verstärktes Augenmerk auf die **Vermeidung von Zersiedlung, d.h. auf kompakte Siedlungsstrukturen** gelegt werden. Hierzu zählen klare Siedlungsgrenzen und eine konsequente Umsetzung der Raumordnung.

Ein weiteres Problemfeld sind **Standorte von Einkaufszentren/Fachmärkten, Freizeiteinrichtungen oder Betrieben u.dgl. „auf der grünen Wiese“**, die bedeutende Erreger von Straßenverkehr darstellen - als Beispiel ist hierbei das Outlet-Center in Parndorf zu nennen, aber auch das Fachmarktgebiet am südlichen Stadtrand von Eisenstadt.

Bei Standortentscheidungen von derartigen Verkehrserregern sollte hinkünftig besonderes Gewicht auf die Anbindung mit Öffentlichen Verkehrsmitteln gelegt werden, bzw. diese sollten in Nähe der Siedlungszentren errichtet werden.

Bei vorhandenen Verkehrserregern wie z.B. das „Outlet Parndorf“ sollte die Anbindung mit einem attraktiven öffentlichen Verkehrsmittel gewährleistet werden. Mögliche Maßnahmen für die Attraktivitätssteigerung des Öffentlichen Verkehrs sind hierbei Parkraumbewirtschaftung und damit Querfinanzierung Öffentlicher Verkehrsmittel. Ebenso sollte zur Finanzierung die Einhebung der Verkehrsanschlussabgabe beim Betreiber / bei der Betreiberin entsprechend Öffentliches Personennah- und Regionalverkehrsgesetz (ÖPNRV-G, BGBl. I 204/1999 idF 32/2002) vermehrte Anwendung finden. Diese Abgabe kann von der Gemeinde von dezentralen Betriebsansiedlungen (mehr als 10.000 m²) eingehoben werden. Eine weitere Möglichkeit für die Verkehrsreduktion wäre die Festlegung des Modal Splits (Beispiel Flughafen Zürich, siehe BÜSSER, 2003).

Weiters sollte bei Standortentscheidungen von Gewerbe- und Industriebetrieben die Anbindung an die Bahn und die mögliche Verlagerung des Transportes auf die Bahn im Vordergrund stehen. Des weiteren sollte besonderes Augenmerk auf eine geringe Zunahme der notwendigen Fahrleistungen gesetzt werden, z.B. durch eine entsprechende Standortplanung (Lage an Transportrouten und in Abhängigkeit von den zu erwartenden Fahrtströmen).

Um vor allem Einkaufsfahrten für Güter für den täglichen Bedarf zu vermeiden sollte der Erhalt bzw. der Wiederaufbau der Nahversorgung in den Siedlungen gefördert werden.

Förderungen des „Umweltverbundes“ – Umsetzung des Gesamtverkehrskonzeptes Burgenland 2002

Um eine Verlagerung von der Straße auf den Umweltverbund (Öffentlicher Verkehr, Fuß- und Radverkehr) zu erreichen, ist es notwendig, diesen attraktiv (sicher, schnell,...) zu gestalten.

Das Gesamtverkehrskonzept GVK Burgenland 2002 sieht hierzu eine Reihe von Maßnahmen vor, die zu einer Attraktivitätssteigerung des ÖV führen sollen. Hierzu zählen u.a. Ausbaumaßnahmen in der Schieneninfrastruktur (z.B. Ausbau Pottendorfer Linie, Schleife Mülendorf; Schleife Ebenfurth, Schleife Parndorf, Neubau der HL-Strecke Wien – Flughafen - Sopron), die Umsetzung eines Knotenpunktkonzeptes (wichtigsten zentralen Orte des Burgenlands als Verkehrsknoten, z.B. Eisenstadt, Mattersburg, Oberpullendorf) und die Linienoptimierung im öffentlichen Verkehr (4 Haupt- und 8 Nebenachsen, Schnellbusverbindungen,...). Die Maßnahmen des ÖV sind zudem ausgerichtet auf die wichtigsten Benutzergruppen (Berufsverkehr, Schüler), hierzu wird auch die regionale Flächenbedienung unter Berücksichtigung von geeigneten Bedarfsverkehren. Auch gibt es Planungen zu Park&Ride-Anlagen [AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG, 2002].

Um einer Steigerung im PKW-Verkehr und damit der Verkehrsleistungen und der damit verbundenen Erhöhung der Schadstoffbelastung entgegenzuwirken, sollten die Maßnahmen des Gesamtverkehrskonzeptes Burgenland so rasch wie möglich umgesetzt werden mit Fokus auf die Maßnahmen im Schienen- bzw. Öffentlichen Verkehr. Dabei ist die **Förderung** von Seiten der öffentlichen Hand notwendig.

Weiters ist auch das **Rad- und Fußwegenetz** – insbesondere in den bebauten Gebieten als Alternative für „kurze“ Wege auszubauen und entsprechend zu fördern.

Parkraum: Bewirtschaftung und Querfinanzierung für den Umweltverbund

In den größeren Städten wird bereits Parkraumbewirtschaftung durchgeführt. Eine weitere Maßnahme ist die Bewirtschaftung auch von privaten Verkehrserregern (z.B. Einkaufszentren), die dazu dienen soll, den motorisierten Individualverkehr einzudämmen. Gleichzeitig sollten allerdings öffentliche Verkehrsmittel zur Verfügung gestellt werden, um eine Alternative zu bieten. Die Einnahmen aus der Parkraumbewirtschaftung sollte für die Finanzierung der öffentlichen Verkehrsmittel (oder für Fahrrad- und Fußwege) im Sinne einer Querfinanzierung verwendet werden.

Begutachtung der Auswirkungen der geplanten Verkehrsinfrastrukturprojekte - Generalverkehrsplanung

Durch die EU-Erweiterung nach Osten ist der infrastrukturelle Druck auf die Ostregion in den vergangenen Jahren stark angewachsen. Der Generalverkehrsplan Österreich sieht für die betrachtete Region einige hochrangig Straßenprojekte vor (A6 Ausbau der Spange Kittsee, A3 – Wulkaprodersdorf – Klingenbach; S31 Eisenstadt – Schützen, S31 Neutal – Oberpullendorf – Staatsgrenze).

Mit der Errichtung neuer hochrangiger Straßen ist mit einer Steigerung der Verkehrsleistungen (induzierter Verkehr im hochrangigen und sekundären Verkehrsnetz) und damit jedenfalls der Emissionen durch Abrieb und Wiederaufwirbelung zu rechnen. Auch wird dadurch eine – aufgrund fahrzeugtechnischer Maßnahmen bedingte – mögliche Reduktion der Abgasemission deutlich verringert.

In Hinblick auf die bereits bestehenden Belastungen sollten diese Planungen und Projekte besonders auf ihre Wirkungen auf die Luft untersucht bzw. kritisch hinterfragt werden. Das Amt der Burgenländischen Landesregierung sollte daher auf nationaler Ebene Lobbying betreiben, dass der **Generalverkehrsplan einer Strategischen Umweltprüfung unterzogen wird sowie die Umsetzung von Schieneninfrastrukturprojekte prioritär realisiert werden.**

15.2.1.2.4 Bewusstseinsbildende Maßnahmen

Ein weiteres, wesentliches Element eines Maßnahmenpaketes ist die Bewusstseinsbildung. Durch bewusstseinsbildende Maßnahmen sollen Veränderungen im Verkehrsverhalten auf unterschiedlichen Ebenen ansetzen, sodass der Umweltverbund auch tatsächlich genutzt wird:

- Fahrverhalten (Ökonomische Fahrweise, Geschwindigkeiten)
- Verkehrsmittelwahl (Nutzung des „Umweltverbundes“, z.B. Fahrrad für kurze Strecken etc.)

Bewusstseinsbildende Maßnahmen können auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen, hierzu zählen Aufklärungsbroschüren, Medienoffensive (Radio, Fernsehen,..), Veranstaltungen z.B. im Rahmen des Autofreien Tages im September. Bei all diesen Maßnahmen sollten die Zusammenhänge zwischen dem Fahrverhalten eines jeden einzelnen und den Umweltbelastungen erläutert werden. Zu bewusstseinsbildenden Maßnahmen zählen aber auch Aktionen wie z.B. „Verkehrssparen Wienerwald“. Diese Maßnahmen können sowohl auf Gemeinde- aber auch auf Regional- und Landesebene durchgeführt werden.

15.2.1.3 Lobbying für bundesweite Maßnahmen mit hoher Wirksamkeit

Für eine Verringerung der PM10- und NOx-Emissionen des Straßenverkehrs sind bundesweite Maßnahmen zielführend; hohe Wirksamkeit weisen in erster Linie

- Ø steuerliche Maßnahmen: z.B. Angleichung der Besteuerung von Dieselmotoren an die Besteuerung von Ottomotoren, Differenzierung der Fahrzeugbesteuerung in Abhängigkeit von der Schadstoffklasse des Fahrzeuges, Erhöhung der Mineralölsteuer
- Ø Förderung der Ausrüstung von Fahrzeugen mit Dieselpartikelfiltern.
- Ø Maßnahmen zur Kostenwahrheit im Verkehr: z.B. Wegekostenrichtlinie

auf. Eine Zusammenstellung von bundesweit zu setzenden Maßnahmen findet man in UMWELTBUNDESAMT (2004b).

Daher soll verstärkt auf nationaler (und internationaler) Ebene Lobbyingarbeit betrieben werden, um durch eine Erhöhung der Straßenbenutzungsgebühren einen stärkeren Verlagerungseffekt auf die Schiene zu erreichen.

Gleiches gilt für fahrzeugbezogene Maßnahmen, die speziell die Festlegung strengerer Emissionsgrenzwerte für PM10 bzw. Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel sowie Maßnahmen bezüglich der Treibstoffqualität betreffen.

Derlei Maßnahmen liegen prinzipiell nicht im Zuständigkeitsbereich des Landes, allerdings kann auch hier das Land über nationale Lobbyingarbeit wirken.

Näheres zu Maßnahmen, die in Österreich außerhalb des Burgenlandes zu setzen wären, findet man in Kapitel 15.3.

Bezüglich der Verbesserung des öffentlichen Personenverkehrs wird die rasche Realisierung der im Generalverkehrsplan [BMVIT, 2002] in Paket 1a und 1b genannten Schienenprojekte empfohlen.

Entscheidend ist die Realisierung der Schienenprojekte mit hoher Priorität, die Sicherung der Finanzierung und ihre Fertigstellung vor den Straßenprojekten.

15.2.2 Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)

15.2.2.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Lt. § 27 IG-L können Begrenzungen der Emissionen aus Heizungsanlagen durch landesrechtlich Maßnahmen festgelegt werden. Das Inverkehrbringen und der Betrieb von Heizungsanlagen sind im Burgenland im LGBl. 44/2000 (Burgenländisches Luftreinhalte- und Heizungsanlagenengesetz – Bgld. LHG 1999) sowie in der Verordnung LGBl. 79/2000 (LHG-VO 2000) geregelt. In diesen ist ein Staubgrenzwert von 60 mg/MJ (bzw. 150 mg/m³) für feste Brennstoffe festgelegt. Allerdings werden regelmäßige Überprüfungen bei automatisch beschickten Anlagen erst ab einer Nennwärmeleistung von 8 kW, bei händisch beschickten ab 15 kW vorgeschrieben. Da alte Einzelöfen, die z.T. sehr hohe Emissionen aufweisen, geringere Nennwärmeleistungen haben, sollten regelmäßige Überprüfungen auch bei kleineren Anlagen durchgeführt werden.

Eine weitere Maßnahme wäre eine Verschärfung der wiederkehrenden Überprüfungen. Obwohl wiederkehrende Überprüfungen von Heizungsanlagen durch den Rauchfangkehrer oder eines befugtes Prüforgan vorgeschrieben sind und die Durchführung dieser Maßnahmen im Prüfbuch zu dokumentieren ist, werden die Daten dieser Überprüfungen nicht zentral von der Landesregierung gesammelt. Der Vollzug liegt zudem bei der lokalen Behörde, dem Bürgermeister. Damit sind einerseits die lufthygienischen Auswirkungen der Kontrolltätigkeit an den Heizungsanlagen im Burgenland nicht quantifizierbar, und andererseits ist kein einheitlicher Vollzug für das Land Burgenland gewährleistet. Am Beispiel des Landes Vorarlberg zeigt sich aber sehr deutlich, dass konsequente landesweite Kontrollen und der damit verbundenen Servicearbeiten bei den bestehenden Heizungsanlagen durchwegs erhebliche Verbesserungen bewirkt haben.

Da aber auch in den anderen Bundesländern diese wiederkehrenden Überprüfungen sehr unterschiedlich geregelt werden, wird zurzeit an einer bundesweiten Harmonisierung auf Basis der ÖNORM M 7510-4 gearbeitet.

15.2.2.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Die Minderung der PM10-Emissionen aus Biomasseheizungen ist durch eine Optimierung der Verbrennungstechnologie möglich.

Die Wohnbauförderung im Burgenland ist primär auf den Klimaschutz und eine nachhaltige Energiewirtschaft ausgerichtet und fördert die Errichtung von Alternativenergieanlagen wie z.B. Hackschnitzel-, Stückholzvergaser oder Pelletsheizungen. Jedoch sollten im Hinblick auf die Gewährleistung der laut Burgenländischer Luftreinhalte- und Heizungsanlagenverordnung geforderten Brennstoffqualität vor allem automatische Biomasseanlagen wie Pellets- und Hackschnitzelanlagen bevorzugt gefördert werden. Im Gegensatz zu händisch beschickten Anlagen sind die Emissionen automatischer Feuerungen aufgrund des Einsatzes eines genormten Brennstoffs und somit geringer Heizertschwankungen reproduzierbar. Außerdem ist das Potential für den unsachgemäßen Einsatz von Brennstoffen in automatischen Feuerungen deutlich geringer. In Einzelfällen kann bei offensichtlichen Übertretungen des Abfallwirtschaftsgesetzes eine Analyse der Asche durchgeführt werden.

Generell ist der Anteil von Einzelöfen (v. a. Herde, Kachelöfen, Kaminöfen, Badeöfen), die mit Festbrennstoffen betrieben werden, z.B. durch verstärkte Förderaktionen zum Kesseltausch zu vermindern (hierzu gibt es lt. Auskunft der Burgenländischen Landesregierung eine ausgearbeitetes Konzept des Kesselverbandes).

Eine weitere Möglichkeit zur Reduktion der Hausbrandemissionen ist der Ausbau und die Förderung von Fernwärme. In Lienz bspw. wurde in den letzten Jahren ein Fernwärmenetz aufgebaut, mit dem mittlerweile ein Anschlussgrad von 80% erreicht werden konnte (siehe <http://www.stadtwuerme-lienz.at/> und SPANGL & NAGL, 2003).

15.2.3 Off-Road-Verkehr

Emissionen des Off-Road-Verkehrs, die bei PM10 in etwa vergleichbar mit den Abgasemissionen des Straßenverkehrs sind, betreffen vor allem die Bauwirtschaft und die Landwirtschaft, diese beiden Sektoren werden in Kapitel 15.2.6 und 15.2.7 behandelt. Emissionen aus mobilen Geräten der Industrie spielen im Burgenland kaum eine Rolle und werden daher nicht näher besprochen.

15.2.4 Industrie

Im Nordburgenland gibt es keine nennenswerten industriellen Tätigkeiten, die mit einer erheblichen Staubfreisetzung verbunden sind. Auf Maßnahmen in diesem Sektor wird daher nicht näher eingegangen.

15.2.5 Mineralrohstoffwirtschaft

Ein direkter Einfluss von Emissionen aus Schottergruben und Kieswerken auf die PM10-Belastung an den Messstellen ist nicht feststellbar. Ebenso sind keine Emissionsdaten derartiger Betriebe verfügbar⁵⁵. Falls es im Nahbereich zu Beeinträchtigungen kommt, wäre geeignete staubmindernde Maßnahmen zu setzen (siehe dazu SZEDNYJ, 2002 und UMWELTBUNDESAMT, 2004b).

15.2.6 Bauwirtschaft

Die Bauwirtschaft hat auf die PM10-Belastung an den Messstellen Illmitz und Kittsee keinen direkten Einfluss, an der Messstellen Eisenstadt allenfalls einen geringen Einfluss. Allerdings trägt die Bauwirtschaft aufgrund verschiedener Tätigkeiten, bei denen Staub emittiert wird, zur regionalen Schadstoffbelastung bei (über Staubemissionen durch Bautätigkeit siehe z.B. WINIWARTER (2001), PISCHINGER (2000) und BUWAL (2001c)).

Die wichtigsten Quellen von Staub auf Baustellen sind:

- Abgasemissionen der verschiedenen Baugeräte und Fahrzeuge. In BUWAL 2002 wurde gezeigt, dass 25% der Schweizer Dieselrußemissionen auf Baustellenmaschinen zurückzuführen sind, lt. PISCHINGER 2000 betragen in Österreich die Abgasemissionen der Baumaschinen etwa 20% (855 t) der des gesamten Straßenverkehrs.
- Staubaufwirbelung beim Befahren von unbefestigten Straßen
- Abbruchvorgänge und Winderosion
- Schütt- und Schneidvorgänge
- Staub- und Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen
- Emissionen des zu- und abfahrenden LKW-Verkehrs.

⁵⁵ Vom Amt der Burgenländischen LR wurden Ort und Betriebsgrößen von Sand- und Schottergruben sowie von Deponien zur Verfügung gestellt. Keine dieser Betriebe befindet sich im Nahbereich der Messstellen Illmitz, Kittsee und Eisenstadt.

Da bei diesen Emissionen ein großes Minderungspotential besteht, wurde vom BUWAL für die Schweiz mit 1. September 2002 eine Richtlinie in Kraft gesetzt, welche die Reduktion von Luftschadstoffen auf Baustellen zum Ziel hat [BUWAL, 2002].

Kernpunkte dieser Verordnung sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen⁵⁶, definierte Anforderungen an mechanische, thermische und chemische Arbeitsprozesse sowie an Maschinen und Geräte. Ein Teil dieser Maßnahmen kann jedoch auch bei kleineren Baustellen angewandt werden.

Kurzfristig zu realisieren und auch auf kleinere Baustellen anwendbar scheinen demnach u. a. folgende Maßnahmen:

- Falls dieselbetriebene Geräte, Fahrzeuge oder Maschinen verwendet werden, sollten diese mit einem Rußfilter ausgestattet sein
- Einhausungen und Staubbindung zur Vermeidung von Stauffreisetzung beim Schuttgutumschlag und durch Winderosion
- Wenn möglich Verwendung von Geräten mit elektrischem Antrieb
- Regelmäßige Wartung der Fahrzeuge und Geräte
- Bei öffentlichen Ausschreibungen sind emissionsarme Fahrzeuge zu bevorzugen, die jeweils den aktuellen Abgasvorschriften (Euro 3, Euro 4 etc.) genügen
- Bei Straßenarbeiten auf die Verwendung von emissionsarmen Bitumen und richtige Verarbeitungstemperatur achten
- Unterbindung des Schmutzeintrags auf öffentliche Straßen
- Transport von staubenden Materialien nur in feuchtem Zustand oder abgedeckt
- Befeuchten unbefestigter Straßen

Von BÜSSER (2003) wurde die Vorbildwirkung der öffentlichen Verwaltung betont. So werden z. B. im Kanton Zürich ab Beginn 2004 auf öffentlichen Baustellen nur noch Fahrzeuge und Maschinen mit Partikelfilter zugelassen.

15.2.7 Landwirtschaft

Etwas mehr als die Hälfte der Fläche des Burgenlandes werden landwirtschaftlich genutzt, davon zum überwiegenden Teil als Ackerland, daneben spielen auch noch Weingärten sowie Wiesen und Weiden eine Rolle. Emissionen aus der Land- und Forstwirtschaft betreffen einerseits die pyrogenen Emissionen (hier vor allem mit einem Anteil von über 90% die Traktoren [PISCHINGER, 2000]), andererseits trägt die Landwirtschaft auch durch Emissionen von Ammoniak zur PM10-Belastung bei, da Ammoniak in Reaktion mit SO₂ und NO_x zu anorganischem Sekundäraerosol führt.

Die Abgasemissionen können mit Partikelkatalysatoren, die für die Nachrüstung besser geeignet sind, effizient reduziert werden. Die Kosten für Partikelkatalysatoren liegen derzeit je nach auszurüstender Fahrzeugart im Bereich von 600€ bis 2000€. Der Einsatz von Partikelkatalysatoren für land- und forstwirtschaftliche Fahrzeuge (Traktoren) könnte in diesen Sektoren zu einer in absehbarer Zeit wirksamen Emissionsreduktion führen (Fahrzeuge in den Sektoren Land- und Forstwirtschaft weisen eine langsame Flottenerneuerung auf, weshalb eine Nachrüstung des Bestandes sinnvoll erscheint), es muss jedoch noch untersucht werden, wie hoch die Abscheideraten für typische Einsatzmuster liegen.

⁵⁶ Diese sind in Städten Baustellen, die länger als ein Jahr dauern, mehr als 4000 m² Fläche beanspruchen und eine Kubatur von mehr als 10.000 m³ haben. In ländlichen Gebieten gelten als Großbaustellen solche mit einer Fläche größer 10.000 m², einer Kubatur von mehr als 20.000 m³ und mehr als 1,5 Jahre Bauzeit

Weiterführende Informationen zur Nachrüstung von Fahrzeugflotten mit Partikelfiltern finden sich z. B. in BUWAL (2000).

Die Ammoniakemissionen sind größtenteils auf die Massentierhaltung zurückzuführen. Um die Emissionen zu reduzieren sollte einerseits der Stickstoffumsatz generell verringert werden, andererseits der Hofdünger in geeigneter Weise gelagert und angewandt wird. Einfache und relativ kostengünstige Maßnahmen, die eine Reduktion der NH_3 -Emissionen um bis zu 90% bewirken, sind:

- möglichst dichte Abdeckung des Güllelagers.
- Eine weitere Verminderung der Ammoniakemissionen aus modernen Schweineställen um bis zu 30% ist durch die vermehrte Anwendung der Mehrphasenfütterung möglich [UMWELTBUNDESAMT, 2001]. Die laufende Konzentration der Tierbestände in wenigen Betrieben führt allerdings tendenziell zu einer vermehrten Belastung der Umgebung dieser Betriebe mit Ammoniakimmissionen.
- Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger werden große Mengen an Ammoniak emittiert. Maßnahmen - etwa durch moderne Technik der Schleppschlauchausbringung – sind derzeit nur in einem Bundesland (OÖ) besonders gefördert. Durch die Schleppschlauchausbringung können die Ammoniak-Emissionen um bis zu 50% reduziert werden, durch die Gülleschlitztechnik um bis zu 80% [UMWELTBUNDESAMT, 2001a]. Gleichzeitig würde diese Technik eine bedeutende Ressourcen(Düngemittel)einsparung für die Landwirte bedeuten.

15.3 Maßnahmen, die in Österreich außerhalb des Burgenlandes zu setzen sind

Vom Umweltbundesamt wurden im Auftrag des BMLFUW Vorschläge für bundesweit umzusetzende Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung ausgearbeitet [UMWELTBUNDESAMT, 2004b]. Von seiten der Burgenländischen Landesregierung sollte daher auf eine ehestmögliche Umsetzung dieser Maßnahmen zur Reduktion des Anteils regionalen Emissionen an PM10 gedrängt werden.

Im Auftrag der MA22 wird ebenfalls vom Umweltbundesamt derzeit Stuserhebungen betreffend PM10 und NO_2 -Überschreitungen ausgearbeitet. Diese werden Ende 2004 fertiggestellt sein. Da der Großraum Wien einen deutlichen Anteil an der regionalen PM10-Belastung hat, sollten die in den Stuserhebungen Wien und die in diesem Bericht vorgeschlagenen Maßnahmen in einer länderübergreifenden Zusammenarbeit Burgenland – Wien – Niederösterreich umgesetzt werden.

Gemäß § 8 IG-L wäre im Falle von Bundesländergrenzen überschreitender Schadstoffbelastung die Erstellung einer gemeinsamen Stuserhebung vorgesehen. Eine Koordinierung der Maßnahmen zur Verminderung der regionalen PM10-Belastung in den Bundesländern Burgenland, Wien und Niederösterreich ist unerlässlich.

15.4 Mögliche Maßnahmen außerhalb Österreichs

15.4.1 Angrenzende Teile Ungarns und der Slowakei

Allgemeine Informationen zu den rechtlichen Rahmenbedingungen betreffend die Emissionen von PM10, SO_2 und NO_x in den neuen EU-Mitgliedsstaaten sowie deren Entwicklung in den nächsten Jahren findet man in Kapitel 15.5. Von Seiten der Burgenländischen Landesregierung sollten jedenfalls auf Reduktionen der Emissionen dieser Schadstoffe vor allem im Raum Bratislava gedrängt werden. Als wichtigste Sektoren bei den Maßnahmen zu setzen wären, sind der Verkehr und die Industrie zu nennen. Die größte industrielle Quelle im Raum Bratislava bei diesen Luftschadstoffen ist die Raffinerie Slovnaft [SMHU, 2003]. Über ge-

plante Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen ist nichts bekannt. Aufgrund der Notwendigkeit der Umsetzung verschiedener Richtlinien (siehe Kapitel 15.5) kann aber davon ausgegangen werden, dass die Emissionen in den nächsten Jahren wesentlich reduziert werden.

15.5 Ferntransport aus EU-Mitgliedsstaaten

Quellen von PM10-Ferntransport sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM10- und SO₂-Emissionen von Kraftwerken, daneben von Produktionsbetrieben v.a. der Stahlindustrie, in Ungarn, Slowenien, der Slowakei, Tschechien und Polen (siehe Tabelle 17).

Mit dem Beitritt der genannten Staaten zur Europäischen Union am 1. Mai 2004 werden diese auch die einschlägige EU-Gesetzgebung im Bereich Luftreinhaltung übernehmen und umsetzen müssen. Dies lässt in den nächsten Jahren einschneidende Verminderungen von Emissionen erwarten, insbesondere bei den PM-Vorläufergasen NO_x und SO₂. Zu den wichtigsten Richtlinien, die Emissionsreduktionen notwendig machen, gehören die Großfeuerungsanlagen-RL, die IPPC-Richtlinie, die Richtlinien über mobile Quellen, die Richtlinie über den Schwefelgehalt von flüssigen Brennstoffen, etc.

Im Gegensatz dazu dürfte die Übernahme der NEC-Richtlinie keine weitergehenden Emissionsreduktionen notwendig machen, da z.T. sehr großzügige Emissionshöchstmengen für die einzelnen Staaten festgeschrieben wurden. Dies geht auch aus Berechnungen hervor, die vom Institut für angewandte Systemanalyse (IIASA) im Auftrag der Europäischen Kommission und ihrem CAFE-Programm durchgeführt worden. Exemplarisch ist dies für den Schadstoff SO₂ in Abbildung 97 dargestellt.

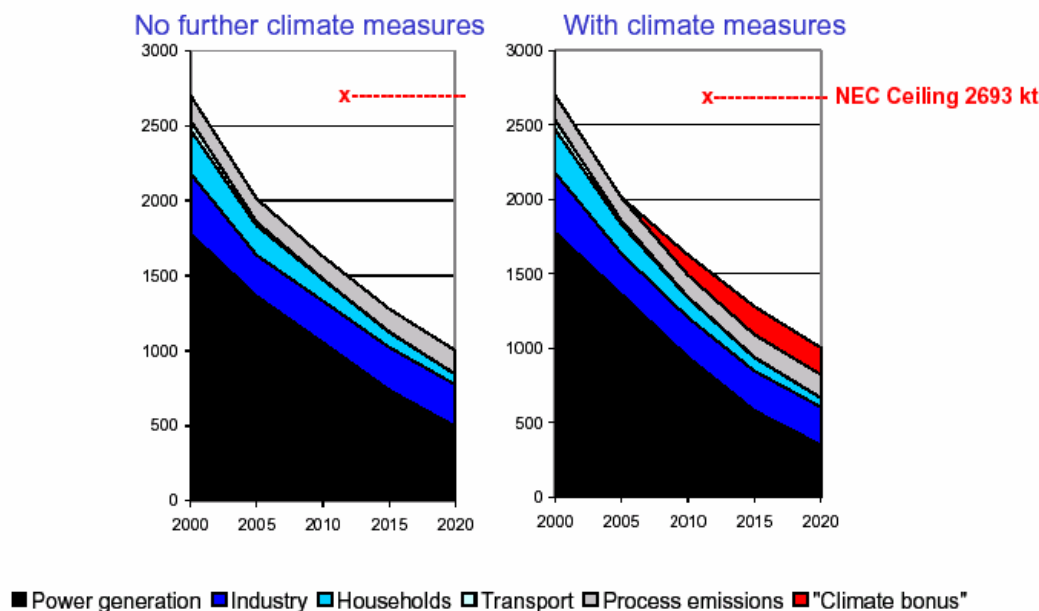


Abbildung 97: Entwicklung der SO₂-Emissionen in den zehn neuen EU-Mitgliedstaaten von 2000 bis 2020 in einem prä- und post-Kyoto-Szenario (Quelle: IIASA, 2004).

Wie z.B. SMHU (2003) zu entnehmen ist, befinden sich ein Teil der größten Emittenten bei PM10, SO₂ und NO_x in Besitz ausländischer Firmen (z.B. US Steel in Košice als mit Abstand größter PM10-Emittent der Slowakei). Hier wäre auf internationaler Ebene Lobbyingarbeit zu betreiben, damit diese ehestmöglich an westliche Umweltstandards angepasst werden.

15.6 Ferntransport aus Staaten außerhalb der EU

Quellen von PM10-Ferntransport sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM10- und SO₂-Emissionen von Kraftwerken, daneben von Produktionsbetrieben v.a. der Stahlindustrie, in Rumänien, Serbien und Bosnien (siehe Tabelle 17). Über Maßnahmen zur Emissionsreduktion der größeren Punktquellen ist nichts bekannt. Zumindest bei den Quellen in Rumänien kann im Zuge der Beitrittsverhandlungen und in weiterer Folge des EU-Beitritts erwartet werden, dass die wesentlichen Punktquellen saniert werden.

16 INFORMATIONEN GEMÄß EG-RL 1996/62/EG, ANHANG IV

Nach Artikel 8 (3) der Richtlinie 1996/62/EG müssen die Mitgliedsstaaten Maßnahmen ergreifen, um zu gewährleisten, dass ein Plan oder Programm ausgearbeitet wird, aufgrund dessen innerhalb der festgelegten Frist die Grenzwerte eingehalten werden können. Die Öffentlichkeit muss dabei zumindest über die nachfolgend aufgelisteten Punkte informiert werden.

Ort des Überschreitens

- Region: Nördliches Burgenland
 - Ortschaft: Bezirke Eisenstadt, Eisenstadt Umgebung, Matersburg, Neusiedl a.S., Rust
- Messstation: Eisenstadt, Illmitz, Kittsee

Allgemeine Informationen

- Art des Gebietes (Stadt, Industrie- oder ländliches Gebiet):
Stadt und ländliches Gebiet
- Schätzung des verschmutzten Gebietes (km²) und der der Verschmutzung ausgesetzten Bevölkerung:
Größe des Gebietes: 1437 km²
Bevölkerung: 136.600 Einwohner
- zweckdienliche Klimaangaben:
siehe Kapitel 6.
- zweckdienliche topographische Daten:
siehe Kapitel 4
- ausreichende Informationen über die Art der in dem betreffenden Gebiet zu schützenden Ziele:
Die von den Grenzwertüberschreitungen betroffenen Messstellen befinden sich in Wohngebieten und dienen daher zum Schutz des Menschen
- Verhütung von schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit:
Da die Grenzwertüberschreitungen 2002 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt. Daher stellt die aktuelle Situation die Belastung vor Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen dar.

Zuständige Behörden

- Name und Anschrift der für die Ausarbeitung und Durchführung der Verbesserungspläne zuständigen Personen:
 Amt der Burgenländischen Landesregierung
 Abteilung 5
 Europaplatz 1
 7000 Eisenstadt

Art und Beurteilung der Verschmutzung

- in den vorangehenden Jahren (vor der Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen) festgestellte Konzentrationen:
 Da die Grenzwertüberschreitungen 2002 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt. Daher stellt die aktuelle Situation die Belastung vor Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen dar.
- seit dem Beginn des Vorhabens gemessene Konzentrationen:
 siehe Kapitel 8.
- angewandte Beurteilungstechnik:
 siehe Kapitel 4.2.

Ursprung der Verschmutzung

Liste der wichtigsten Emissionsquellen, die für die Verschmutzung verantwortlich sind (siehe Kapitel 12):

- Ferntransport
- Verkehr
- Hausbrand
- Industrie und Gewerbe
- Bauwirtschaft

Gesamtmenge der Emissionen aus diesen Quellen (Tonnen/Jahr):

Eine Quantifizierung der Emissionen aller relevanten Quellen ist nicht möglich. Eine Abschätzung der Emissionen in Nordostösterreich und den angrenzenden Regionen der Slowakei und Ungarns findet man in Kapitel 12.

Informationen über Verschmutzungen, die aus anderen Gebieten stammen

siehe Kapitel 9.3.

Lageanalyse

- Einzelheiten über Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben (Verfrachtung, einschließlich grenzüberschreitende Verfrachtung, Entstehung):
siehe Kapitel 9 und 12.
- Einzelheiten über mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität:
siehe Kapitel 15.

Angaben zu den bereits vor dem Inkrafttreten dieser Richtlinie durchgeführten Maßnahmen oder bestehenden Verbesserungsvorhaben

örtliche, regionale, nationale und internationale Maßnahmen:

festgestellte Wirkungen:

Da die Grenzwertüberschreitungen erst 2002 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt.

Angaben zu den nach dem Inkrafttreten dieser Richtlinie zur Verminderung der Verschmutzung beschlossenen Maßnahmen oder Vorhaben

Auflistung und Beschreibung aller im Vorhaben genannten Maßnahmen:

Zeitplan für die Durchführung

Schätzung der zu erwartenden Verbesserung der Luftqualität und der für die Verwirklichung dieser Ziele vorgesehenen Frist

Dieser Bericht dient dem Land Burgenland als Grundlage für die Ausarbeitung von Maßnahmenplänen. Die konkreten Maßnahmen, Zeitpläne und Abschätzungen der erzielbaren Verbesserungen werden Teil dieser zukünftigen Maßnahmenpläne sein.

Angaben zu den geplanten oder langfristig angestrebten Maßnahmen oder Vorhaben

Maßnahmen werden auf Grundlage dieses Berichtes vom Land Burgenland und auf nationaler Ebene zu beschließen sein.

Liste der Veröffentlichungen, Dokumente, Arbeiten usw., die die in diesem Anhang vorgeschriebenen Informationen ergänzen

siehe Kapitel 17.

17 LITERATUR

- ABU-ALLABAN, M., J. A. GILLES, ET AL. (2002): Determination of on-road PM10 and PM2,5 Emission rates using roadside measurements. Proceedings of the 11th International Symposium Transport and Air Pollution. June 2002, Graz. 377-384.
- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG (2002): Gesamtverkehrskonzept Burgenland 2002. Nachführung und Anpassung des Gesamtverkehrskonzeptes 1994 an die geänderten wirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen. Neupositionierung des Burgenlandes im nationalen und internationalen Verkehr. Wien, 2002.
- ANDERL, M, et.al. (2003): Luftschadstofftrends in Österreich 1980 – 2001. Umweltbundesamt, Wien.
- ANDERL, M, et.al. (2003a): Bundesländer-Luftschadstoffinventur 1990 – 2001. Umweltbundesamt, Wien.
- BELL, M. J, DAVIS, D. L. (2001): Reassessment of the Lethal London Fog of 1952: Novel Indicators of Acute and Chronic Consequences of Acute Exposure to Air Pollution, Environmental Health Perspectives Volume 109, Supplement 3.
- BENNET, M. (2000): The worst and the best. Atmospheric Emissions from Large Point Sources in Europe. Air Pollution and Climate Series. Göteborg.
- BMVIT (2002): Generalverkehrsplan Österreich 2002. Bericht Jänner 2002.
- BÜSSER (2003): PM-Belastung in Zürich – Massnahmen zur Reduktion. Vortrag beim Symposium Particulate Matter der Österreichischen Akademie der Wissenschaften vom 15.12. bis 16.12.2003, Wien.
- CARSON D.J., 1973: The development of a dry inversion-capped convectively unstable boundary layer. Quart.J.Roy.Meteorol.Soc. 99, 450-467.
- DAVIS, D. L., BELL, M. J., FLETCHER, T. (2002): A Look Back at the London Smog of 1952 and the Half Century Since, Environmental Health Perspectives Volume 110, Number 12.
- ECMWF (1995): User Guide to ECMWF Products 2.1. Meteorological Bulletin M3.2, ECMWF, Reading, UK.
- EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook B770-1, August 2003.
- HEIDEN (2003): Auswirkungen der Verkehrsmaßnahmen des Maßnahmenkatalogs nach IG L für Feinstaub und Stickstoffdioxid für den Großraum Graz und Grazer Feld. Graz 2003.
- HOLTSLAG, A.A.M, und VAN ULDEN, A.P. (1982): Simple Estimates of Night-time Surface Fluxes from routine Weather Data. KNMI Scientific Report, W.R. 82-4.
- <http://www.ZAMG.ac.at>: Klima-Monatsübersicht, laufend publiziert.
- KAISER, A., H. Scheifinger (2003) : Analyse der Herkunft von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Ozon und PM10 an den Hintergrundstationen des Umweltbundesamtes mittels Trajektorien. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Bericht der ZAMG, Zl.: 3044/20-U und 4500/02-U.
- KOUMITZIS, H. & SAMARA, C. (Hrsg.) (1995): Airborne Particulate Matter, Springer Verlag, Berlin.
- LASSELSBERGER, L. (2004): Emissionen aus Kleinf Feuerungen am Prüfstand, Vortrag auf dem Workshop „Feinstaubemissionen der Biomasseverbrennung, 20. April 2004, Wieselburg.
- LOHMEYER, A. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen, erstellt im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Juni 2001.
- MAUL, P.R., (1980): Atmospheric transport of sulfur compound pollutants. Central Electricity Generating Bureau MID/SSD/80/0026/R. Nottingham, England.
- ORTHOFFER R., W. LOIBL, M. KÖSTL (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.
- PECHINGER, U., K.v.d. Emde, M. Langer, C. Streissler (1996): Immissionsabschätzung bei Nuklearunfällen. Entwicklung von TAMOS: Diagnostische Windfelder und Trajektorien. Forschungsbericht 7/96, BMGK, Wien.

- PUTAUD, J.-P., et al (2002): A European Aerosol Phenomenology. European Commission (EUR 20411 EN).
- PUXBAUM H. (2002): Quellenanalyse PM10-Belastung in Wien, Pilot-Studie, Projekt MA22-6973/2001
- PUXBAUM H. (2003): Quelleanalyse PM10 Endbericht, Studie im Auftrag der MA22.
- PUXBAUM, H und TENZE-KUNIT, M (2003): Size distribution and seasonal variation of atmospheric cellulose, Atmospheric Environment 37 (2003) 3693–3699.
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen, Fortschrittsberichte VDI Reihe 15 Nr. 202, VDI Verlag, Düsseldorf.
- SCHNEIDER, J., LORBEER, G. (2002): Inhaltsstoffe von PM10- und PM2,5 an zwei Messstationen, Umweltbundesamt, Wien.
- SCHÖRNER, G., R. SCHÖNSTEIN (2001): Emissionskataster des Projektgebietes INTERREG IIC CADSES, Gutachten im Auftrag der Ämter der Landesregierungen von Burgenland, Niederösterreich und Wien, Wien.
- SCHULZE, E (2002): Diplomarbeit "Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin - Einfluss von Regen und Luftfeuchtigkeit auf die PM10- Emission und Immission."
- SCIRE, J.S., E.M. Insley, R.J. Yamartino (1990): Model Formulation and User's Guide for the CALMET Meteorological Model. Report No. A025_1, State of California Air Resources Board, 131 S Street Sacramento, California 95812, USA.
- SČITANIE OBYVATELOV (2004): Sčitanie obyvateľov domov a bytov 2001, Štatistický urad Slovenskej republiky
- SHMU (2003): Air Pollution in the Slovak Republic 2002. Slovak Hydrometeorological Institute, Ministry of Environment of the Slovak Republic.
- SEIBERT, P., F. Beyrich, S.E. Gryning, S. Joffre, A. Rasmussen, P. Tercire (2000): Review and inter-comparison of operational methods for the determination of the mixing height. Atmospheric Environment 34, No. 7, 1001-1027.
- SEIBERT, P., H. Kromp-Kolb, U. Baltensperger, D.T. Jost, M. Schwikowski, A. Kasper, H. Puxbaum (1994): Trajectory Analysis of Aerosol Measurements at High Alpine Sites. A contribution to subproject ALPTRAC. The Proceedings of EUROTRAC Symposium 94, 689-693.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.
- STATISTIK AUSTRIA (2004): Bundesländer-Energiebilanz 1988-2002, Statistik Austria, 2004.
- STOHL, A. (1996): Trajectory statistics – a new method to establish source-receptor relationships of air pollutants and its application to the transport of particulate sulfate in Europe. Atmos. Environ. 30, 579-587.
- STOHL, A. (1998): Computation, accuracy and applications of trajectories – a review and bibliography. Atmos. Environ. 32, 947-966.
- STOHL, A. (1999): The FLEXTRA Trajectory Model Version 3.0. User Guide. Uni München, Lehrstuhl für Bioklimatologie und Immissionsforschung.
- SZEDNYJ, I. (2002): Bericht des Umweltbundesamt, in Druck.
- TURPIN, B. J., LIM, H.-J. (2001): Species Contributions to PM2.5 Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass, Aerosol Science and Technology 35, p602-610 (2001).
- U. S. EPA (2003a): U.S. Environmental Protection Agency, Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Emission Factor Documentation, Section 13.2.1 Paved Roads, dec 2003.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Keller M., Hausberger St., „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“, Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Durchführung eines Risikovergleiches zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen, Forschungsbericht 297 61 001/01 UBA-FB 99-033, Umweltbundesamt Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): „Bericht Medienübergreifende Umweltkontrolle an ausgewählten Standorten“. Umweltbundesamt Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung, Bericht im Auftrag des BMLFUW, Umweltbundesamt Wien, in Druck.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Umweltsituation in Österreich - Siebenter Umweltkontrollbericht des Umweltministers an den Nationalrat .Umweltbundesamt, Wien 2004.
- VENKATRAM, A. (1980): Estimating the Monin-Obhukov length in the stable boundary layer for dispersion calculations. *Boundary Layer Meteorol.*, 481-485.
- VESTRENG, V. (2003): Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP. MWC-W Status Report 2003.
- WATSON, J.G. & CHOW, J. C. (2000): Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research, DRI Document No. 6110.4F.
- WHO (2002): World health report 2002. Geneva, World Health Organisation.
- WHO (2003) Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Copenhagen, WHO Europe.
- WILSON, R. & SPENGLER, J. (1996): *Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects*, Harvard University Press.
- WINIWARTER, W., TRENKER, C., HÖFLINGER, W., (2001): Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, ARC-S-0151.
- ZAMG: Wettermeldungen aus Österreich, laufend publiziert.

ANHANG 1: GRENZWERTE, ZIELWERTE UND ALARMWERTE DES IG-L

Das IG-L legt Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit für die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO₂), Gesamtschwebestaub (TSP), PM10, Stickstoffdioxid (NO₂), Kohlenstoffmonoxid (CO), Blei im Schwebestaub (Pb), Benzol sowie für den Staubbiederschlag und dessen Inhaltsstoffe Blei und Cadmium fest. Für Ozon wurde ein Zielwert festgelegt. Für NO₂ und SO₂ wurden Alarmwerte festgesetzt, für die Schadstoffe PM10 und NO₂ darüber hinaus Zielwerte zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit.

In einer Verordnung zum IG-L wurden Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation festgelegt (BGBl. II 298/2001).

Die folgenden Tabellen enthalten die entsprechenden Werte.

Tabelle 80: Immissionsgrenzwerte gemäß IG-L, Anlage 1, zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit; gültig seit 7.7.2001

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
TSP	150 µg/m ³	Tagesmittelwert
PM10	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
PM10	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 (2002: 55 µg/m ³ inkl. Toleranzmarge)	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 gleichbleibend von 1.1.2005 bis 31.12.2009. Die Toleranzmarge von 5 µg/m ³ gilt gleichbleibend von 1.1.2010 bis 31.12.2011.
Benzol	5 µg/m ³	Jahresmittelwert
Blei	0,5 µg/m ³	Jahresmittelwert

Tabelle 81: Depositionsgrenzwerte gemäß IG-L Anlage 2 zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit, gültig seit 1.4.1998

Luftschadstoff	Depositionswerte in mg/(m ² .d) als Jahresmittelwert
Staubbiederschlag	210
Blei im Staubbiederschlag	0,100
Cadmium im Staubbiederschlag	0,002

Tabelle 82: Immissionszielwert für Ozon gemäß IG-L Anlage 3 zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit, gültig seit 1.4.1998

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
O ₃	110 µg/m ³	Achtstundenmittelwerte über die Zeiträume 0 bis 8 Uhr, 8 bis 16 Uhr, 16 bis 24 Uhr sowie 12 bis 20 Uhr

Tabelle 83: Alarmwerte gemäß IG-L Anlage 4; in Kraft seit 7.7.2001

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
SO ₂	500 µg/m ³	gleitender Dreistundenmittelwert
NO ₂	400 µg/m ³	gleitender Dreistundenmittelwert

Tabelle 84: Zielwerte gemäß IG-L Anlage 5; in Kraft seit 7.7.2001

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; bis zu 7 Tagesmittelwerte über 50 µg/m ³ pro Kalenderjahr gelten nicht als Überschreitung
PM10	20 µg/m ³	Jahresmittelwert
NO ₂	80 µg/m ³	Tagesmittelwert

Tabelle 85: Grenz- und Zielwerte zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation (BGBl. II 2001/298)

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit	Art
NO _x ⁵⁷	30 µg/m ³	Jahresmittelwert	Grenzwert
SO ₂	20 µg/m ³	Jahresmittelwert und Wintermittelwert	Grenzwert
NO ₂	80 µg/m ³	Tagesmittelwert	Zielwert
SO ₂	50 µg/m ³	Tagesmittelwert	Zielwert

Grenzwerte, Zielwerte und Alarmwerte der RL 1999/30/EG

Grenzwert für SO₂ gemäß Anhang I der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Erlaubte Überschreitungen
Menschliche Gesundheit	1 Stunde	350 µg/m ³	24
Menschliche Gesundheit	1 Tag	125 µg/m ³	3
Ökosysteme	Kalenderjahr	20 µg/m ³	
Ökosysteme	Winter (Okt. – März)	20 µg/m ³	

⁵⁷ zu berechnen als Summe der Volumensanteile von NO und NO₂, angegeben als NO₂

Grenzwert für NO₂ gemäß Anhang II der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Erlaubte Überschreitungen
Menschliche Gesundheit	1 Stunde	200 µg/m ³	18
Menschliche Gesundheit	Kalenderjahr	40 µg/m ³	

Grenzwert für NO_x gemäß Anhang II der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert (NO _x als NO ₂)
Vegetation	Kalenderjahr	30 µg/m ³

Grenzwert für PM10 (Stufe 1) gemäß Anhang II der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Erlaubte Überschreitungen
Menschliche Gesundheit	1 Tag	50 µg/m ³	35
Menschliche Gesundheit	Kalenderjahr	40 µg/m ³	

Grenzwert für Blei gemäß Anhang IV der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert
Menschliche Gesundheit	Kalenderjahr	0,5 µg/m ³

ANHANG 2: CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG VON PM10 Spittelauer Lände und Illmitz, 1999/2000

Das Umweltbundesamt hat über den Zeitraum von Oktober 1999 bis Oktober 2000 eine umfangreiche Messkampagne zur Ermittlung der Belastung der PM10- und der PM2,5-Konzentration an zwei Messstellen durchgeführt [SCHNEIDER & LORBEER, 2002]. Dabei wurde nicht nur die Partikelmasse gravimetrisch bestimmt, sondern auch die folgenden Inhaltsstoffe chemisch analysiert: Elementarer und gesamter Kohlenstoff, Nitrat, Sulfat und Ammonium, einige Metalle (Blei, Cadmium, Arsen, Eisen und Nickel) sowie die Komponenten Chlorid, Natrium, Kalium, Magnesium und Kalzium. Für diese Analysen wurden jeden 6. Tag Tagesproben mit Hilfe von High Volume Samplern gesammelt. Ziel der Messungen war es, Aufschluss über Zusammensetzung (und damit auch Hinweise über die Herkunft) der ermittelten Schwebstaubbilastung zu erhalten. Als Standorte für die Kampagne wurden ein innerstädtischer, verkehrsnaher Messpunkt (Spittelauer Lände 5 in 1090 Wien) sowie eine Hintergrundmessstelle in Illmitz (Burgenland) gewählt.

An der Messstelle Spittelauer Lände wurden hohe Belastungen ermittelt. Die PM10-Belastung lag im Mittel über den Gesamtzeitraum⁵⁸ der Kampagne bei $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit weit über dem im Juli 2001 durch die Novelle zum Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97 idF. BGBl. I 62/2001) in Kraft getretenen Grenzwert für diese Komponente ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert). Die durchschnittliche PM2,5-Belastung lag bei $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit im Schnitt bei knapp über 70 % der PM10-Belastung.

Illmitz hat ein wesentlich niedrigeres Belastungsniveau. Die durchschnittliche PM10-Belastung lag mit $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht einmal halb so hoch wie an der Spittelauer Lände, und jene für PM2,5 bei knapp $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Für einige der analysierten Schwermetalle wurden Grenzwerte (Blei) festgesetzt bzw. wird die Festlegung von Grenzwerten diskutiert (Ni, As und Cd). Die in der Messkampagne ermittelten Konzentrationen lagen z.T. deutlich unter den entsprechenden Werten.

Der mittlere Beitrag einzelner Komponenten zur Gesamtmasse ist in Abbildung 98 dargestellt. Unter der Kategorie ‚Sonstiges‘ ist die Differenz der gravimetrisch bestimmten Masse sowie der Summe der analytisch erfassten Einzelkomponenten angeführt. Hierbei handelt es sich um Staubinhaltsstoffe, die nicht Teil des analytischen Programms waren. Dazu gehören etwa (Si- und Al-hältige) mineralische Verbindungen, aber auch Wasser.

⁵⁸ Wobei zu berücksichtigen ist, dass nur jeden 6. Tag eine Messung erfolgte

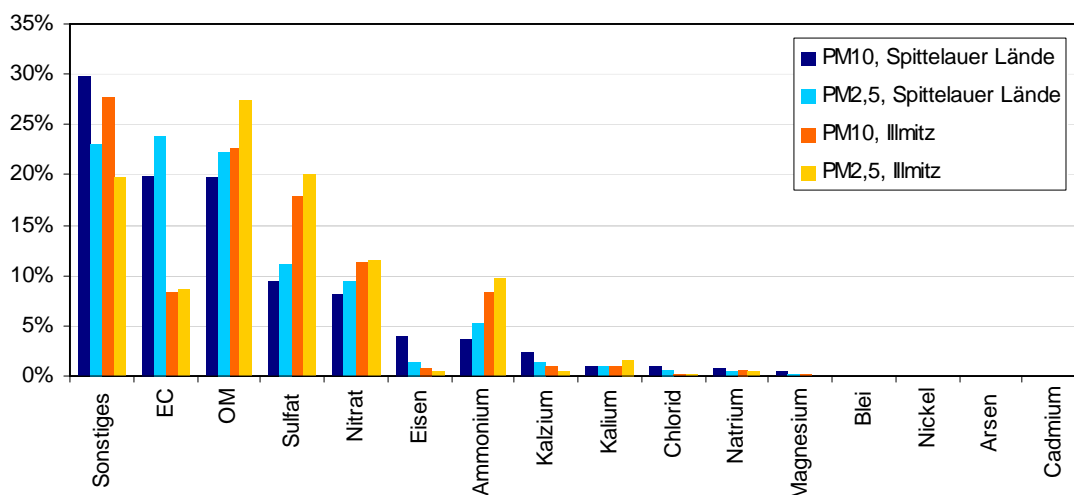


Abbildung 98: Beitrag verschiedener Komponenten zur Gesamtmasse der PM10- bzw. PM2,5-Belastung an der Spittelauer Lände sowie in Illmitz

Bei der PM10-Belastung an der Spittelauer Lände tragen kohlenstoffhaltige Verbindungen etwa 40 % zur Gesamtmasse bei, wobei jeweils etwa die Hälfte davon auf organischen bzw. elementaren Kohlenstoff fällt. Ammonium, Sulfat und Nitrat machen etwa 20 % der Gesamtmasse aus. Der Anteil an nicht analysiertem Material beträgt etwa 30 %, wobei hier in erster Linie Straßenabrieb und resuspendierter Staub Hauptbestandteile sein dürften. Dieser ist eher in der grobkörnigen Fraktion zu finden, was an dem geringeren Anteil von ‚Sonstiges‘ am PM2,5 zu sehen ist. In der PM2,5-Fraktion ist elementarer Kohlenstoff jene Komponente, die mit knapp 25 % am meisten zur Gesamtmasse beiträgt, gefolgt von ‚Sonstiges‘ und organischem Material. Ammonium, Sulfat und Nitrat tragen etwa 25 % zur Gesamtmasse bei.

In Illmitz ist der Anteil an organischem Material an der Gesamtmasse von PM10 und PM2,5 etwas höher als an der Spittelauer Lände, wohingegen der Anteil an elementarem Kohlenstoff deutlich geringer ist. Ammonium, Sulfat und Nitrat tragen etwa 40 % zur Gesamtmasse bei.

Aus dem Vergleich der Anteile der verschiedenen Inhaltsstoffe in der PM10- bzw. der PM2,5-Fraktion lassen sich folgende Rückschlüsse ziehen:

Die Inhaltsstoffe Eisen, Kalzium, Magnesium, Natrium, Chlorid und ‚Sonstiges‘ finden sich bevorzugt in der ‚groben‘ Fraktion. Hier handelt es sich zumindest teilweise um Inhaltsstoffe, die durch mechanische Prozesse aus Straßenabrieb, Erosion etc. freigesetzt wurden bzw. auf den Einsatz von Streusalz bzw. auf die Straßenstreuung zurückzuführen sind.

Ammonium, Sulfat und Nitrat, elementarer Kohlenstoff sowie organisches Material finden sich bevorzugt in der PM2,5-Fraktion. Die drei erstgenannten Verbindungen werden nicht direkt emittiert, sondern entstehen in der Atmosphäre aus den direkt emittierten Vorläufersubstanzen NH_3 , SO_2 und NO_x und können einem weiträumigen Transport unterliegen. Elementarer Kohlenstoff wird als Nebenprodukt unvollständiger Verbrennung direkt emittiert, u.a. durch den Kfz-Verkehr (Dieselruß). Organisches Material umfasst eine Reihe unterschiedlicher organischer Verbindungen, die z.T. direkt emittiert werden bzw. aus Vorläufersubstanzen in der Atmosphäre entstehen. Die Gruppe umfasst einerseits anthropogene, aber auch biogen emittierte Verbindungen.

Generell sind im Winter (u.a. auf Grund der öfter ungünstigen Ausbreitungsbedingungen) im Schnitt höhere Konzentrationen als im Sommer zu beobachten. Bei einigen Komponenten sind diese Unterschiede besonders ausgeprägt. Dies trifft insbesondere für Nitrat zu, bei dem im Sommer auf Grund der hohen Flüchtigkeit von Ammoniumnitrat um einen Faktor 10 niedrigere Konzentrationen als im Winter auftreten. An der Messstelle Spittelauer Lände ist der *relative* Anteil von elementarem Kohlenstoff im Sommer höher als im Winter, wohingegen organisches Material an der Spittelauer Lände und in Illmitz im Winter in deutlich höheren Konzentrationen als im Sommer auftritt. Eine Ursache hierfür könnte die Flüchtigkeit bestimmter organischer Verbindungen sein, wodurch diese im Sommer nicht mit der Partikelphase assoziiert sind. Eine genauere Interpretation ist jedoch schwierig, da nicht bekannt ist welche Verbindungen zum organischen Kohlenstoff wie stark beitragen.

Aus den Verhältnissen der Konzentrationen in Illmitz bzw. der Spittelauer Lände lassen sich erste Rückschlüsse auf die räumliche Verteilung und indirekt auf die Quellen der einzelnen Komponenten ziehen.

Sulfat tritt großräumig in einheitlichen Konzentrationen auf. Über den gesamten Verlauf der Kampagne traten in Illmitz sowie der Spittelauer Lände praktisch idente Konzentrationen auf. Lokale (Wiener) Quellen tragen somit praktisch nicht zur Sulfatbelastung bei.

Die **Nitratbelastung** ist in Wien im Schnitt um etwa 50 % höher als in Illmitz. Dies legt den Schluss nahe, dass zumindest zwei Drittel der in Wien verkehrsnah gemessenen Belastung auf großräumige Vorbelastung zurückzuführen ist⁵⁹. Der Rest dürfte auf NO_x-Emissionen im Großraum Wien zurückzuführen sein, welches in luftchemischen Prozessen zu Nitrat oxidiert werden kann.

Ammonium tritt in erster Linie als Gegenion zu Sulfat bzw. Nitrat auf.

Die Konzentrationen an **elementarem Kohlenstoff** sind an der Spittelauer Lände mehr als fünfmal so hoch wie in Illmitz. Wichtigste Quelle an der Wiener Messstelle ist der Kfz-Verkehr. Weit weniger hoch sind die Unterschiede bei **organischem Material**; in Illmitz werden immerhin im Schnitt etwa 60 % der Belastung von der Spittelauer Lände erfasst. Der übrige Anteil dürfte in erster Linie verkehrsbedingt sein.

Eisen, Kalzium und Magnesium treten an der Spittelauer Lände in deutlich höheren Konzentrationen als in Illmitz auf. Quelle dürfte Straßenabrieb bzw. die Wiederaufwirbelung sein.

Erhöhte Belastung an **Natrium** und **Chlorid** treten an der Spittelauer Lände nach dem Einsatz von Streusalz auf.

Die **Bleibelastung** ist an der Spittelauer Lände etwa doppelt so hoch wie in Illmitz. Wichtigste Quelle am erstgenannten Standort dürfte der Verkehr sein. Die **Nickelbelastung** ist an der Spittelauer Lände etwa doppelt so hoch wie in Illmitz, die Konzentration an **Arsen** und **Cadmium** an beiden Standorten etwa gleich hoch.

Die mittleren Anteile der Komponenten von PM₁₀, PM_{2,5} und der Differenz PM₁₀-PM_{2,5} in Wien Spittelauer Lände sind in Abbildung 99 dargestellt, in Illmitz in Abbildung 100.

⁵⁹ Die NO_x-Belastung an der verkehrsnahen Wiener Messstelle Hietzinger Kai ist im Vergleich mehr als 20-mal höher als in Illmitz.

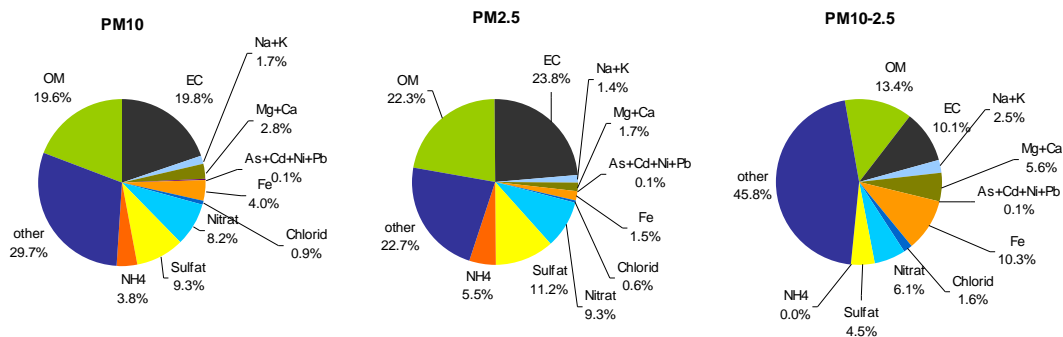


Abbildung 99: Mittlere chemische Zusammensetzung von PM10, PM2,5 und der Differenz PM10-PM2,5, Wien Spittelauer Lände, Okt. 1999 – Okt. 2000

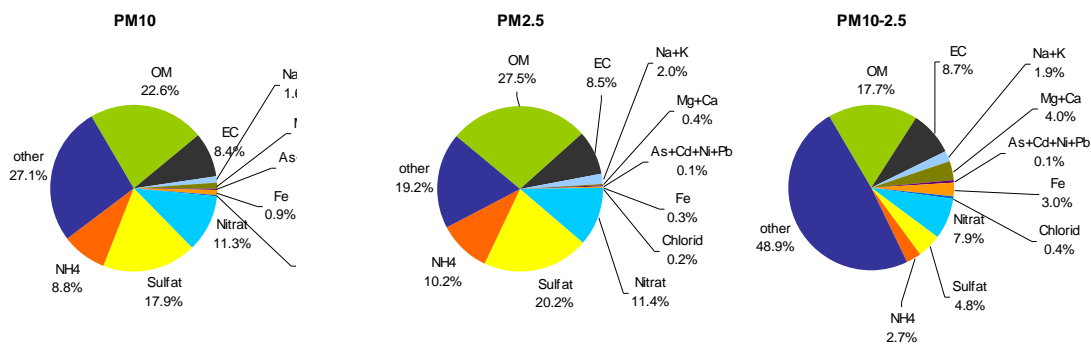


Abbildung 100: Mittlere chemische Zusammensetzung von PM10, PM2,5 und der Differenz PM10-PM2,5, Illmitz, Okt. 1999 – Okt. 2000

ANHANG 3: TAGESMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION, 2002

Eisenstadt und Kittsee: Kontinuierliche Messung (beta-Absorption) mit Standortfaktor 1,3; Illmitz: gravimetrische Messung. Konzentrationsangaben in µg/m³.

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
01.01.02	13	13	14
02.01.02	15	9	12
03.01.02	18	13	15
04.01.02	32	32	41
05.01.02	29	35	32
06.01.02	23	32	31
07.01.02	18	25	35
08.01.02	25	35	41
09.01.02	34	36	42
10.01.02	56	63	49
11.01.02	62	70	44
12.01.02	65	75	54
13.01.02	46	56	55
14.01.02	52	47	50
15.01.02	33	39	31
16.01.02	41	50	45
17.01.02	50	56	45
18.01.02	59	61	49
19.01.02	51	60	56
20.01.02	29	37	27
21.01.02		27	9
22.01.02	47	74	51
23.01.02	60	67	49
24.01.02	61	57	38
25.01.02	24	40	
26.01.02	34	35	27
27.01.02		41	33
28.01.02		24	6
29.01.02	38	11	
30.01.02	30	21	20
31.01.02	56	38	36
01.02.02	55	33	32
02.02.02	43	49	74
03.02.02	46	64	51
04.02.02	78	81	66
05.02.02	46	54	46
06.02.02	62	59	53
07.02.02	47	66	41
08.02.02	21	19	10
09.02.02	24	35	18
10.02.02	19	23	
11.02.02	25	12	7

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
12.02.02	13	11	6
13.02.02		20	6
14.02.02	16	23	18
15.02.02	34	36	31
16.02.02	45	51	37
17.02.02	55	70	62
18.02.02	58	74	74
19.02.02	20	19	16
20.02.02	26	23	18
21.02.02	14		10
22.02.02	15	11	10
23.02.02	25	28	17
24.02.02		11	
25.02.02	18	11	11
26.02.02	42	23	17
27.02.02		18	18
28.02.02	20	12	9
01.03.02	21	9	7
02.03.02	20	28	20
03.03.02	13	13	12
04.03.02	21	19	19
05.03.02	37	41	29
06.03.02	54	46	48
07.03.02	34	22	18
08.03.02	21	16	15
09.03.02	23	21	24
10.03.02	21	20	19
11.03.02	18	18	27
12.03.02	25	31	31
13.03.02	50	53	48
14.03.02	62	58	52
15.03.02	64	63	61
16.03.02	72	74	72
17.03.02	67	56	59
18.03.02	43	47	42
19.03.02	49	46	49
20.03.02	11	11	6
21.03.02	9	11	8
22.03.02	8	9	
23.03.02	9	12	8
24.03.02	9	11	11
25.03.02	17	18	19

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
26.03.02	27	25	27
27.03.02	30	28	33
28.03.02	37	42	36
29.03.02	45	48	39
30.03.02	38	28	47
31.03.02	58	46	47
01.04.02	39	46	41
02.04.02	46	45	43
03.04.02	44	41	51
04.04.02	45	43	44
05.04.02	50	47	48
06.04.02	31	30	32
07.04.02	21	22	25
08.04.02	38	36	56
09.04.02	53	58	57
10.04.02	41	46	43
11.04.02	36	53	55
12.04.02	42	45	42
13.04.02	37	34	41
14.04.02	24	22	26
15.04.02	23	16	20
16.04.02	19	28	18
17.04.02	21	29	21
18.04.02	20	27	28
19.04.02	26	32	23
20.04.02	18	22	16
21.04.02	20	26	26
22.04.02	36	40	38
23.04.02	41	31	32
24.04.02	22	20	17
25.04.02	26	24	18
26.04.02	19	16	16
27.04.02		12	11
28.04.02	14	12	11
29.04.02	16	14	17
30.04.02	15	13	10
01.05.02	26	25	20
02.05.02	28	21	21
03.05.02	33	27	36
04.05.02	31	28	35
05.05.02	16	16	17
06.05.02	24	26	31
07.05.02	36	31	34
08.05.02	31	25	32
09.05.02	30	27	31
10.05.02	33	29	31
11.05.02	31	29	38
12.05.02	22	21	34
13.05.02	21	20	26

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
14.05.02	22	17	28
15.05.02	14	12	11
16.05.02	21	20	16
17.05.02	28	27	35
18.05.02	25	28	43
19.05.02	19	17	15
20.05.02	14	14	17
21.05.02	26	27	40
22.05.02	37	31	34
23.05.02	33	28	34
24.05.02	17	14	15
25.05.02	17	15	14
26.05.02		6	20
27.05.02	15	11	12
28.05.02	16	11	13
29.05.02	17	13	13
30.05.02	15	22	15
31.05.02	20	20	17
01.06.02	19	16	20
02.06.02	12	12	10
03.06.02	18	16	20
04.06.02	35	23	27
05.06.02	32	29	32
06.06.02	37	30	29
07.06.02	14	7	14
08.06.02	18	12	13
09.06.02	21	21	23
10.06.02	14	14	15
11.06.02	14	13	12
12.06.02	16	13	17
13.06.02	25	11	
14.06.02	22	17	22
15.06.02	25	25	36
16.06.02	22	19	41
17.06.02	26	23	27
18.06.02	30	25	28
19.06.02	33	21	49
20.06.02	37	31	38
21.06.02	36	32	43
22.06.02	24	25	25
23.06.02	40	27	39
24.06.02	25	24	29
25.06.02	24	13	25
26.06.02	24	16	24
27.06.02	29	21	35
28.06.02	19	15	25
29.06.02	14	12	19
30.06.02	45	14	19
01.07.02	24	16	30

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
02.07.02	28	22	36
03.07.02	37	24	40
04.07.02	12	9	12
05.07.02	16	13	19
06.07.02	19	24	28
07.07.02	11	9	26
08.07.02	18	18	30
09.07.02	32	26	49
10.07.02	39	30	56
11.07.02		13	17
12.07.02	24	24	34
13.07.02	39	26	43
14.07.02	13	16	20
15.07.02	27	23	
16.07.02	42	32	
17.07.02	25	20	26
18.07.02	9	9	14
19.07.02	28	10	12
20.07.02		25	30
21.07.02		24	32
22.07.02	18	15	17
23.07.02	18	17	21
24.07.02	21	22	24
25.07.02	12	9	15
26.07.02	16	15	15
27.07.02		21	25
28.07.02		26	34
29.07.02		35	38
30.07.02		40	45
31.07.02		23	40
01.08.02		27	32
02.08.02		17	20
03.08.02		17	22
04.08.02	25	25	24
05.08.02	17	15	24
06.08.02	18	13	24
07.08.02		5	8
08.08.02	28	25	31
09.08.02	35	33	40
10.08.02	22	18	27
11.08.02	29	28	35
12.08.02	7	8	9
13.08.02	10	9	8
14.08.02	14	13	12
15.08.02	13	15	32
16.08.02	21	23	35
17.08.02	36	38	
18.08.02	36	29	40
19.08.02	42	41	84

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
20.08.02	44	39	54
21.08.02	33	32	46
22.08.02		17	24
23.08.02	41	36	45
24.08.02		40	61
25.08.02	47	42	66
26.08.02	51	43	60
27.08.02	52	52	71
28.08.02	42	38	59
29.08.02	60	54	59
30.08.02	57	46	60
31.08.02	56	52	64
01.09.02	19	21	23
02.09.02	18	18	22
03.09.02	33	32	43
04.09.02	49	44	60
05.09.02	43	29	47
06.09.02	17	17	24
07.09.02	26	23	
08.09.02	37	34	51
09.09.02	57	50	67
10.09.02	39	34	54
11.09.02	18	16	23
12.09.02	44	46	54
13.09.02	40	43	45
14.09.02		33	38
15.09.02		8	13
16.09.02	11	8	9
17.09.02	14	11	16
18.09.02	14	9	28
19.09.02	26	21	25
20.09.02	22	14	26
21.09.02	19	20	19
22.09.02	15	15	21
23.09.02	23	26	28
24.09.02	17	20	16
25.09.02	13	14	20
26.09.02	8	8	9
27.09.02	9	8	9
28.09.02	9	11	12
29.09.02	13	13	16
30.09.02	23	25	32
01.10.02	31	33	35
02.10.02	46	44	51
03.10.02	47	46	
04.10.02	18	23	
05.10.02	14	14	16
06.10.02	20	18	18
07.10.02	12	12	10

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
08.10.02	18	14	12
09.10.02	18	22	19
10.10.02	28	37	27
11.10.02	14	20	21
12.10.02	8	15	16
13.10.02	14	17	13
14.10.02	20	21	27
15.10.02	27	33	37
16.10.02	53	60	65
17.10.02	27	26	39
18.10.02	10	7	6
19.10.02	11	8	12
20.10.02	12	13	14
21.10.02	31	33	32
22.10.02	40	27	31
23.10.02	19	14	31
24.10.02	13	10	9
25.10.02	16	20	20
26.10.02	11	14	14
27.10.02	17	16	12
28.10.02	14	13	11
29.10.02	18	18	19
30.10.02	26	28	27
31.10.02	21	32	31
01.11.02	22	34	29
02.11.02	24	35	28
03.11.02	18	26	17
04.11.02	11	22	17
05.11.02	25	29	28
06.11.02	27	25	26
07.11.02	34	39	27
08.11.02	26	27	30
09.11.02	23	23	18
10.11.02	14	11	10
11.11.02	13	19	18
12.11.02	19	12	10
13.11.02	33	30	32
14.11.02	25	19	25
15.11.02	35	27	26
16.11.02	38	29	34
17.11.02	27	25	31
18.11.02	46	26	47
19.11.02	31	18	34
20.11.02	15	11	11

	Eisenstadt	Illmitz	Kittsee
21.11.02	22	20	20
22.11.02	23	26	32
23.11.02	15	14	
24.11.02	20	26	22
25.11.02	27	30	36
26.11.02	41	40	41
27.11.02	59	56	53
28.11.02	46	52	61
29.11.02	30		68
30.11.02	25		30
01.12.02	21		14
02.12.02	16		15
03.12.02	20	12	13
04.12.02	15		35
05.12.02	37		53
06.12.02	21		24
07.12.02	37	39	45
08.12.02	46	47	48
09.12.02	41	39	35
10.12.02	32	37	39
11.12.02	45	52	58
12.12.02	56	62	54
13.12.02	84	94	87
14.12.02	67	72	66
15.12.02	63	78	69
16.12.02	49	56	58
17.12.02	60	63	55
18.12.02	35	46	41
19.12.02	23	24	21
20.12.02	50	53	53
21.12.02	56	79	67
22.12.02	59	91	77
23.12.02	42	57	50
24.12.02	35	42	40
25.12.02	18	23	25
26.12.02	57	61	53
27.12.02	77	90	72
28.12.02	82	104	55
29.12.02		42	27
30.12.02	22	15	
31.12.02	15	21	17

ANHANG 4: DARSTELLUNG DER BELASTUNGSEPIDEMEN MIT PM10-TMW ÜBER 50 µg/m³ IM JAHR 2002

10. bis 14.1. 2002

Wetterlage

Ein ausgedehntes Hochdruckgebiet über Mitteleuropa bestimmte bereits seit 4.1. das Wetter in Ostösterreich. Der Hochkern lag ab 9.1. direkt über Österreich. Zwischen 9. und 12.1. sank die Temperatur, das Morgenminimum betrug in Wien Kaiserebersdorf am 9.1. +0,5°C, am 10.1. -2°C, am 11.1. -2,5°C, am 12.1. -5,5°C. Die Temperaturschichtung war in Bodennähe zumeist stabil (Temperaturprofil Kaiserebersdorf – Hohe Warte), darüber allerdings neutral bis labil (gegenüber den Temperaturmessungen auf dem Hermannskogel und in Forsthof).

Der sehr komplexe Temperaturverlauf mit starken räumlichen Unterschieden am 11./12.1. steht mit dem Eindringen eines kleinräumigen Höhentiefs (Zentrum über Dänemark am 12.1.) einer okkludierten Frontalzone von Norden her in Verbindung, die in Niederösterreich zu Schneefall beitrug. Warmluftadvektion führte am 12.1. nachmittags auf der Hohen Warte zu Temperaturspitzen bis +1°C, womit sich eine massive Bodeninversion (Kaiserebersdorf – 2°C) ausbildete. In der folgenden Nacht und am 13.1. bestanden teilweise weiter sehr unterschiedliche Temperaturschichtungen mit teilweise starken Inversionen. Das o.g. Höhentief lag am 13.1. bereits über Tschechien, am 14.1. über Slowenien und hatte verbreiteten Schneefall zur Folge. Dabei wurde es bis zum 14.1. wieder wärmer (+1°C in Kaiserebersdorf). In der Nacht 13./14.1. bestand neutrale Schichtung, tagsüber führte die Erwärmung in der Höhe wieder zu einer Inversion.

Der Wind war durchgehend sehr schwach (meist unter 2 m/s) und unbeständig. Von 10.1. abends bis 11.1. mittags wehte überwiegend Süd- bis Südostwind, danach Westwind, ab 13.1. eher nordöstlicher Wind, bis sich am 14.1. morgens wieder Süd- bis Südostwind einstellte.

Die kleinräumigen Trajektorien (berechnet mit Bodenwind- und Radiosondendaten im Umkreis von ca. 100 km) zeigen für Illmitz am 10.1. morgens Anströmung von Süden, dann von West bis Nordwest. Am 11.1. kam die Luft mit geringer Geschwindigkeit von Südsüdost, ab 12.1. vormittags von Norden. Der 13.1. zeigt in der ersten Tageshälfte Schleifenbewegungen der Luft aus Richtung Bratislava, ab dem Nachmittag zügige West- bis Südwestströmung.

In Kittsee zeigen die kleinräumigen Trajektorien am 10.1. ab dem Morgen westlichen Wind, am 11.1. bis 12.1. morgens Anströmung mit sehr geringer Geschwindigkeit von Südosten, ab 13.1. morgens westlichen Wind.

Die Trajektorien (auf Basis von ECMWF-Daten) mit dem Zielpunkt Illmitz kamen am 10.1. mit geringer Verlagerungsgeschwindigkeit in Bodennähe (unter 500 m) zuerst von Nordwesten und drehten kurz vor Erreichen von Illmitz auf Südostströmung. Am 11.1. erreichten sie Illmitz mit sehr geringer Verlagerungsgeschwindigkeit von Südosten („Umkehr“ von Nordwest- auf Südostströmung über Südungarn bei Pecs), am 12.1. mit sehr extrem geringer Geschwindigkeit von Westen, wobei starkes Absinken zu erkennen ist (oberhalb der sehr flachen Bodeninversion). Am 13.1. zeigen die Trajektorien wiederholte Schleifenbewegungen über Nordostösterreich und der Westslowakei, am 14.1. über der Westslowakei. Insgesamt belegen die Trajektorien die nur geringen großräumigen Luftbewegungen.

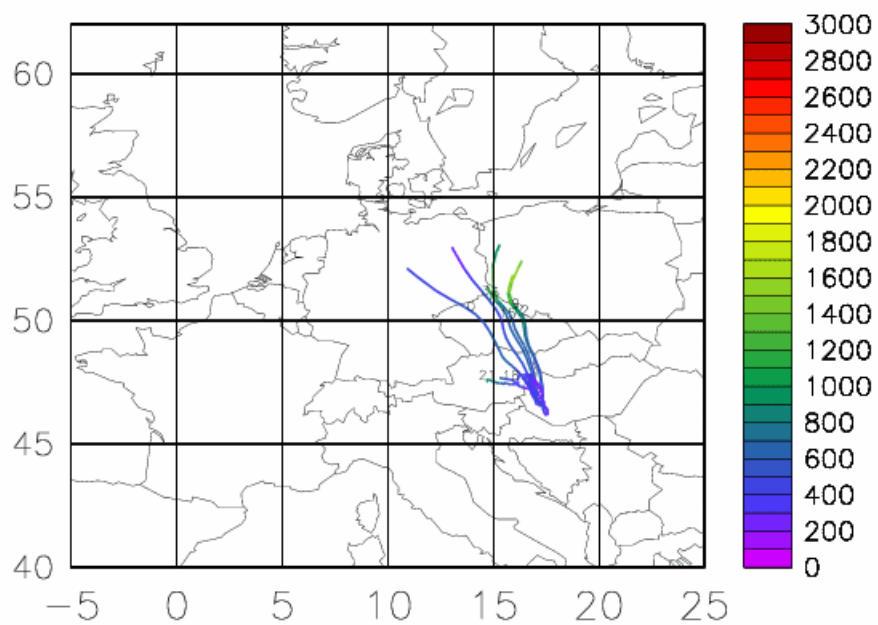


Abbildung 101: Rückwärtstrajektorien, 11.1.2002

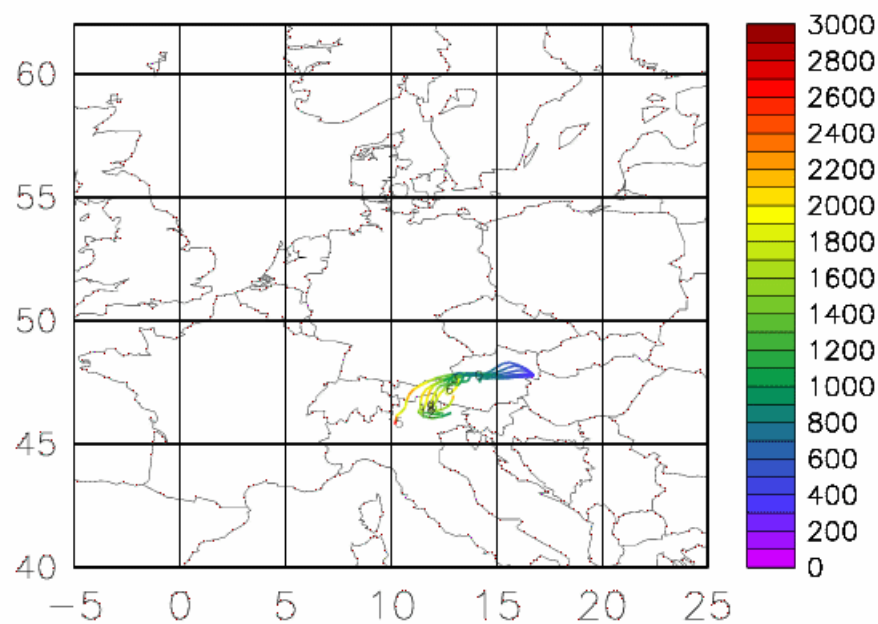


Abbildung 102: Rückwärtstrajektorien, 12.1.2002

Immission

Die PM10-Konzentration lag bis 9.1. in Illmitz um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und stieg vom Abend des 9.1. bis Abend des 10.1. kontinuierlich an. Sie war räumlich relativ einheitlich, d.h. Kittsee und Eisenstadt erfassten sehr ähnliche Konzentrationen.

Mit verantwortlich für den Anstieg der PM10-Belastung waren die ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen, die am Ozonkonzentrationsverlauf deutlicher erkennbar sind als an der Temperatur. In Nordostösterreich sank die Ozonkonzentration in der Nacht 9./10.1. deutlich ab, allerdings relativ heterogen, mit länger anhaltend höheren Konzentrationen in Kittsee und Pillersdorf.

SO₂-Ferntransport spielte keine Rolle, die SO₂-Konzentration lag im ganzen Nordostösterreich durchgehend unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Von 11. bis 14.1. variierte die PM10-Konzentration räumlich kaum (um 60 bis $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$), auch in Wien und in Bratislava wies sie kein wesentlich höheres Niveau auf als im Burgenland. Einzelne höhere Konzentrationsspitzen wurden zeitweise in Kittsee, Oberwart und Wien Liesing beobachtet. Am 12.1. herrschte zeitweise eine nur sehr flache Inversion, wie die niedrigen Konzentrationen am Schafbergbad (bis unter $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) belegen, das zu dieser Zeit über der Inversion lag. Zeitweise niedrige Konzentrationen in Liesing und Mödling zeigen die kleinräumig sehr variablen Ausbreitungsbedingungen auf.

Die Konzentrationsspitze (über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kittsee am Vormittag des 14.1. stand nicht mit erhöhter Konzentration gasförmiger Schadstoffe in Verbindung, fällt aber auffällig mit der Drehung des Windes von Nordwest auf Nordost und einem Ansteigen der SO₂-Konzentration in Pillersdorf auf $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zusammen. Möglicherweise wurde noch vor dem Eintreffen SO₂-reicher Luft (in Kittsee stieg die Konzentration zwischen 14:00 und 16:00 auf $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) PM10-reiche Luft von Nordosten herangeführt. In Bratislava wurden gleichzeitig deutlich geringere PM10-Konzentrationen (um $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gemessen.

Zusammenfassung: Regionale Schadstoffanreicherung bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, kein signifikanter Ferntransport. Die kleinräumigen Trajektorien zeigen nur am 12.1. Advektion von Bratislava nach Kittsee.

17. bis 19. 1. 2002

Wetterlage

Die Bodendruckverteilung war nach dem 14.1. weiterhin von einem Hochdruckgebiet über Mittel- und Osteuropa geprägt, das o.g. Höhentief schwächte sich ab und verlagerte sich bis 17.1. nach Süden. Am 17.1. herrschte flache Druckverteilung über Mitteleuropa, an den folgenden Tagen verstärkte sich der Hochdruckeinfluss. Am 19.1. erreichte eine ausgeprägte okkludierte Front von Nordwesten Mitteleuropa, die in der Nacht 19./20.1. Ostösterreich überquerte, worauf Westströmung einsetzte und milde, maritime Luftmassen Österreich erreichten. Der Frontdurchgang lässt sich anhand der PM10-Konzentration – wesentlich präziser als anhand der Temperatur- oder Windverhältnisse – in Wien auf Mitternacht 19./20.1. festlegen, als die PM10-Belastung praktisch auf null zurückging; in Eisenstadt fiel die PM10-Konzentration um 7:30 auf null, in Illmitz um 12:00.

Der 17. und 18.1. waren – nachdem in den Vortagen bewölktetes Wetter vorgeherrscht hatte – meist sonnig. Im Raum Wien lag die Temperatur morgens bei -4 bis -3°C , am frühen Nachmittag bei -1 bis 0°C . Nachts bestand zumeist eine Bodeninversion (bis zur Höhe der Hohen Warte), die sich auch über Mittag kaum labilisierte. In höheren Luftschichten bestand bis 18.1. nachmittags durchwegs labile Schichtung, auf dem Hermannskogel lag die Temperatur nachts um -7°C . In der Nacht 18./19.1. kam es bereits zu Warmluftadvektion, v.a. an höheren Messstellen, die sich am 19.1. ab mittags deutlich verstärkte, als die Temperatur in

Kaiserebersdorf auf 0°C, auf der Hohen Warte auf +2°C, in Forsthof und später auf dem Hermannskogel auf +4°C stieg, d.h. es bestand eine markante Inversion, die sich auch in der folgenden Nacht hielt. Mit weiterer starker Warmluftadvektion stieg am Morgen des 20.1. die Temperatur auf der Hohen Warte bis +8°C, die Temperaturschichtung blieb weiter stabil.

Die Ozonkonzentration (um 40 µg/m³ in Illmitz) deutet bis 19.1. mittags auf mäßige vertikale Durchmischung hin. Am 19.1. nachmittags stieg die Ozonkonzentration auf dem Hermannskogel rasch bis 80 µg/m³, parallel dazu fiel sie an den anderen Wiener Stationen und in Illmitz bis unter 15 µg/m³, während sie in Pillersdorf abends anstieg. Die Ozonkonzentration lässt eine Inversionsauflösung und vertikale Durchmischung in Illmitz ab 20.1. 12:00 erkennen, d.h. gegenläufig zu PM10.

Am 17. und 18.1. wehte zumeist schwacher, nordöstlicher Wind (unter 2 m/s), der im Verlauf des 18.1. auf Südost bis Süd drehte. Am 19.1. stieg die Windgeschwindigkeit etwas an und überschritt am Morgen des 20.1. zeitweise 6 m/s in Illmitz.

Die kleinräumigen Trajektorien zeigen am 17.1. zügige Anströmung in Illmitz von Nordwesten, die am 18.1. auf Südost wechselte (Überströmung von Bratislava zeitweise möglich). Am 19.1. wehte sehr schwacher Südwestwind.

Kittsee wurde am 17.1. über Bratislava anströmt, die von NW kommenden Trajektorie legten eine Schleife östlich der Stadt zurück. Der 18.1. zeigt extrem geringe Windgeschwindigkeit bei Anströmung von Ost bis Südost (Bratislava), der 19.1. Südwestströmung.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen, dass die Luftmassen, die Illmitz 17. und 18.1. von NW erreichten, sich über die vorangegangenen 96 h über Nordungarn und zuletzt über Niederösterreich aufhielten. Am 19.1. zeigen sie extrem schwache Strömung von Südwesten.

Immission

Die PM10-Konzentration weist von 17. bis 19.1. keine ausgeprägten zeitlichen und räumlichen Strukturen auf; hohe Werte über 70 µg/m³ erreichte sie am 18.1. über Mittag und v.a. am 19.1. abends bis in die Nacht hinein, d.h. bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen.

In Bratislava wurden sehr ähnliche PM10-Konzentrationen wie im Nordburgenland registriert.

In Wien traten v.a. am 18.1. über Mittag, parallel zu Eisenstadt, erhöhte PM10- und TSP-Konzentrationen (Taborstr. bis 170 µg/m³) auf, während am 19.1. in Wien – ausgenommen Taborstr. – die PM10- und TSP-Konzentration sehr einheitlich war (um 50 µg/m³).

Die PM10-Belastung wurde von starker regionaler Schadstoffanreicherung bestimmt, in Kittsee spielte am 17. und 18.1. Advektion aus Bratislava eine große Rolle.

Sehr markant wirkte sich der Luftmassenwechsel in der Nacht 19./20.1. aus, der zu einem Rückgang der PM10- und TSP-Belastung bis nahe null führte: in Wien Schafbergbad um 22:00, in Wien Liesing um 23:30, in Hainburg um 0:30, in Stixneusiedl ab 2:00, in Eisenstadt um 7:00, in Illmitz ab 11:00.

Die SO₂-Konzentration war durchgehend mit um 10 µg/m³ sehr niedrig.

Anzumerken ist, dass zwischen 15.1. 21:00 und 16.1. mittags, als Kittsee, Hainburg und Gänserndorf bei mäßig starkem und beständigem Südostwind (bis 4 m/s) von massiver SO₂-Advektion (Maximum 145 µg/m³ an allen drei Stationen) aus Bratislava betroffen waren, der auch Illmitz erreichte, die PM10-Konzentration aber an keiner dieser Messstellen ein auch nur annähernd vergleichbares Verhalten zeigte, sondern mit Spitzen um 55 µg/m³ in Kittsee vergleichsweise niedrig blieb.

22. bis 24.1. 2002

Wetterlage

Am 21.1. lag Österreich im Übergangsbereich zwischen einem flachen Hoch über dem Mittelmeer und einem Bereich mit Westströmung über dem nördlichen Mitteleuropa, wobei über dem Alpenraum zügige westliche Höhenströmung herrschte.

Die Temperatur lag am 22.1. morgens in Kaiserebersdorf bei +2°C, mittags bei +11°C; die Temperaturverteilung war räumlich relativ heterogen, meistens bestand eine Inversion.

Bis zum 23.1. drang maritime Kaltluft westlich der Alpen ins Mittelmeer vor und führte hier über Norditalien zu Tiefbildung, die entsprechende maritime Luftmasse erreichte mit einer abgeschwächten okkludierten Front in der zweiten Nachthälfte 22/23.1. Ostösterreich. Im Temperaturverlauf ist dieser Frontdurchgang an einer Erwärmung von um -1°C auf bis +8°C nach Mitternacht zu erkennen. Bis zum folgenden Morgen sank die Temperatur wieder ab (Kaiserebersdorf 1°C), stieg am 23.1. wieder an (+7°C) und fiel in der folgenden Nacht wieder unter 0°C.

Am 24.1. entwickelte sich über Norditalien ein kräftiges Tief, von Nordwesten erreichte abermals eine okkludierte Frontalzone Ostösterreich, mit der milde maritime Luftmassen herangeführt wurden. Diese drangen zuerst in größerer Höhe vor, sodass auf dem Hermannskogel bereits am Abend des 24.1. die Temperatur auf bis +9°C stieg, während sie auf der Hohen Warte bei 2°C lag – es bestand somit eine sehr starke Inversion. Erst kurz nach Mitternacht 24./25.1. setzte auch auf der Hohen Warte Erwärmung ein (bis 10°C am Morgen des 25.1.), am spätesten in Illmitz (nach 7:00).

Am 22. und 23.1. wehte zumeist schwacher und richtungsunbeständiger Wind (bis 2 m/s) aus Nordost bis Süd, der dann am 24.1. teilweise auf West bis Nord drehte. Nach Mitternacht 24./25.1. nahm seine Geschwindigkeit deutlich zu (bis 7 m/s in Illmitz), wobei er einheitlich und beständig aus Nordwest wehte.

Die kleinräumigen Trajektorien zeigen für Illmitz ebenso wie Kittsee am 22.1. Absinken und Anströmung von Westen, am 23.1. drehte die Strömung auf Südost, am 24.1. wieder auf West. In Kittsee überstreichen die Trajektorien am 23.1. und zeitweise am 24.1. Bratislava.

Die Rückwärtstrajektorien (ECMWF-Daten) erreichten Illmitz am 22. und 23.1. von Süden bzw. Nordwesten, die Luftmassen kamen vom westlichen Mitteleuropa, wobei sich starkes Absinken abzeichnet. Ab 22.1. verlagerte sich die Herkunftsregion auf das westliche Mittelmeer. Insgesamt scheinen die Trajektorien die lokalen Windverhältnisse nur beschränkt wiederzugeben, sondern eher Verhältnisse oberhalb der Bodeninversion.

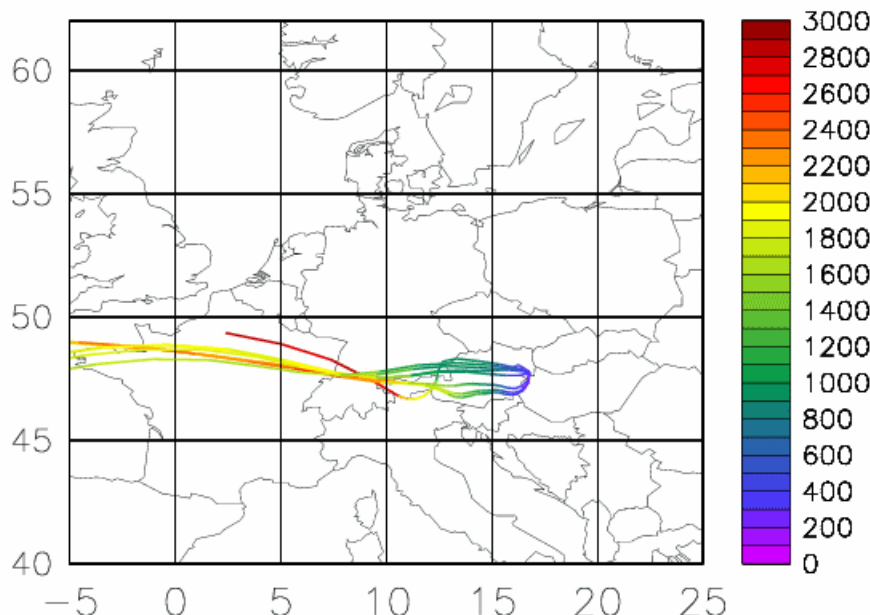


Abbildung 103: Rückwärtstrajektorien, 22.1.2002

Die Ozonkonzentration zeigt nachts zumeist sehr stabile Schichtung, über Mittag am 22. und 23.1., nicht aber am 24.1. gute vertikale Durchmischung (Maxima in Illmitz um $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Am 24.1. sank zunächst auch auf dem Hermannskogel die Ozonkonzentration bis nahe null, stieg ab 17:00 sprunghaft auf über $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während die anderen Stationen diesen Anstieg erst gegen Morgen vollzogen.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz ab 22.1. Mitternacht, in Kittsee und Eisenstadt ab dem frühen Morgen von Werten nahe null auf um $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Ozonkonzentration belegt ab dieser Zeit die Abtrennung zwischen bodennahen und höheren Luftschichten, und der PM10-Anstieg ging mit dem Übergang von mäßig starkem Westwind auf unbeständigen östlichen bis südlichen Wind einher.

In Wien, Himberg und Stixneusiedl führte der Frontdurchgang in der zweiten Nachthälfte 22./23.1. zu einem markanten Rückgang der PM10-Konzentration, nicht aber im Nordburgenland. Im Verlauf des 23.1. ging die PM10-Konzentration kontinuierlich von ca. 70 auf $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zurück, ehe sie in der zweiten Nachthälfte 23./24.1. wieder stieg und am Abend des 24.1. und in der kommenden Nacht ein Grundniveau um $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit Spitzen in Eisenstadt über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichte, in Wien Liesing über $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Frontdurchgang in der Nacht 24./25.1. brachte dann, beginnend in Wien Schafbergbad um 21:00, einen rasanten Rückgang der PM10-Konzentration, in Liesing nach 0:00, in Illmitz um 7:00, auf Werte um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Erhöhte PM10-Konzentrationen speziell in Eisenstadt am 23.1. zwischen 0:00 und 3:00 ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und 20:00 und 23:00 ($90 \mu\text{g}/\text{m}^3$) traten bei schwachem Westwind auf und entziehen sich einer schlüssigen Interpretation. Die Spitze 20:00 bis 23:00 koinzidiert mit erhöhter NO- und CO-Konzentration. Am 24.1. sowie in der Nacht zum 25.1. traten in Eisenstadt stark erhöhte PM10-Werte auf, deren Verlauf sehr parallel zu NO und CO liegt. Die verschwindend niedrige Ozonkonzentration deutet auf extrem ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin, die Windgeschwindigkeit lag unter $0,5 \text{ m/s}$. Für die PM10-Konzentrationen in

Eisenstadt, die kurzzeitig das Niveau von Illmitz deutlich überstiegen, dürften somit lokale Emissionen verantwortlich gewesen sein.

Bratislava wies eine ähnliche PM10-Belastung auf wie das Nordburgenland.

Die SO₂-Konzentration war mit Werten durchwegs unter 10 µg/m³ sehr niedrig, in Kittsee und einigen Niederösterreichischen Stationen traten vereinzelte Spitzen bis 40 µg/m³ auf.

Die extrem hohen NO-Konzentrationen ab 22.1. (weit über 200 µg/m³ in Wien, bis 180 µg/m³ in Eisenstadt) deuten auf sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen mit langsamer NO-NO₂-Umwandlung hin.

Zusammenfassend kann man festhalten, dass Situationen mit schwachem Wind aus Süd bis Ost eine räumlich relativ einheitliche PM10-Belastung mit geringer zeitlicher Variabilität bedingten (regionale Schadstoffanreicherung, wenig Ferntransport), wobei lokale Emissionen in Eisenstadt bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen eine deutliche Auswirkung auf kurzzeitig erhöhte PM10-Belastungen haben können. Die höchsten PM10-Konzentrationen treten großflächig jeweils unmittelbar vor dem Eindringen einer Front von Westen auf, wenn Warmluftadvektion in der Höhe die Bodeninversion verschärft. Mit dem Frontdurchgang fällt die PM10-Konzentration unter 20 µg/m³.

31.1. bis 7.2. 2002

Wetterlage

Österreich lag ab 30.1. zwischen einem flachen Hochdruckgebiet über dem Mittelmeer und einem Bereich mit Westströmung über dem nördlichen Mitteleuropa im Bereich kontinentaler Luftmassen südlicher Herkunft. Am 31.1. wehte variabler Wind aus Ost bis Nordwest; am Abend des 31.1. setzte sich Westwind durch (zeitweise bis 6 m/s), ab 1.2. morgens südwestlicher Wind, wobei maritime Luftmassen subtropischen Ursprungs herangeführt wurden. Mit Tageshöchsttemperaturen von 14 bis 16°C war es ab 30.1. ungewöhnlich warm, die morgendlichen Minima lagen zumeist bei 0 bis 3°C.

Die ECMWF-Trajektorien erreichten Illmitz am 31.1. von Süden bzw. Westen und kamen mit zügiger Westströmung vom westlichen Mitteleuropa her, wobei starkes Absinken zu beobachten ist. Am 1.2. kamen die Trajektorien durchwegs in Bodennähe vom westlichen Mittelmeer. Insgesamt scheinen die Trajektorien die lokalen Windverhältnisse nur beschränkt wiederzugeben, sondern eher Verhältnisse oberhalb der Bodeninversion.

Die Temperaturschichtung war von ausgeprägten Inversionen in der Nacht und Labilisierung über Mittag gekennzeichnet.

Ab 2.2. baute sich über Südosteuropa ein Hochdruckgebiet auf, mit dem kontinentale Luftmassen osteuropäischer Herkunft, die aber immer noch ungewöhnlich mild waren, Österreich erreichten. Ab 2.2. morgens stellte sich in Nordostösterreich sehr beständiger Wind aus Ost (Hermannskogel) bis Südost (Illmitz) ein, dessen Geschwindigkeit zeitweise bis 8 m/s stieg. Am 4.2., dem letzten warmen Tag, flaute der Wind wieder ab.

Am 2.2. zeigen die ECMWF-Trajektorien sehr geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten, Illmitz wurde von Süden bis Südwesten erreicht, die Trajektorien sanken über den Ostalpen stark ab. Am 3.2. kamen die Trajektorien mit sehr geringen Geschwindigkeiten von Süden (Westungarn, Kroatien, Nordbosnien), am 4.2. schwenkte die Anströmung von Illmitz – bei gleichen Herkunftsregionen – auf Südost.

Die kleinräumigen Trajektorien erreichten Illmitz und Kittsee am 3.2. von SO. Am 4.2. zeigen die Trajektorien Schleifenbewegungen über dem Nordburgenland (Illmitz) bzw. den Kleinen Karpaten (Kittsee) und erreichen die Messstellen von Norden. Ab 5.2. kam die Luft aus dem Raum Wien nach Illmitz, am 6.2. drehte die Strömung wieder auf SO, ehe am 7.2. nachmit-

tags zügige Westströmung in Illmitz und Kittsee aufkam. In Kittsee herrschte am 5.2. sehr unbeständiger Wind (Schleifenbewegungen meist über dem Kleinen Karpaten); am 6.2. deutet schwacher Ostwind deutlich auf Advektion aus Bratislava hin.

Von Westen drangen zunehmend maritim geprägte Luftmassen in den Alpenraum vor, und im Verlauf des 6.2. erreichte eine schwache Kaltfront von Nordwesten Österreich, mit der am Vormittag der Wind auf Nordwest, später Nordost drehte. Ins Mittelmeer vordringende Kaltluft führte hier am 7.2. zu Tiefbildung über Norditalien. Am 7.2. regnete es verbreitet.

Der 5.2. wies sehr geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten der Trajektorien und uneinheitliche Anströmung aus der Westhälfte Ungarns, Südostösterreich, Ostkroatien und Nordserbien auf. Die Trajektorien zeigen am 6.2. nach wie vor sehr schwache Südwestströmung, der Wechsel auf West zeichnet sich im Lauf des 7.2. ab, wobei in der Übergangsphase die Luft mit geringen Geschwindigkeiten aus Ungarn und Kroatien kam.

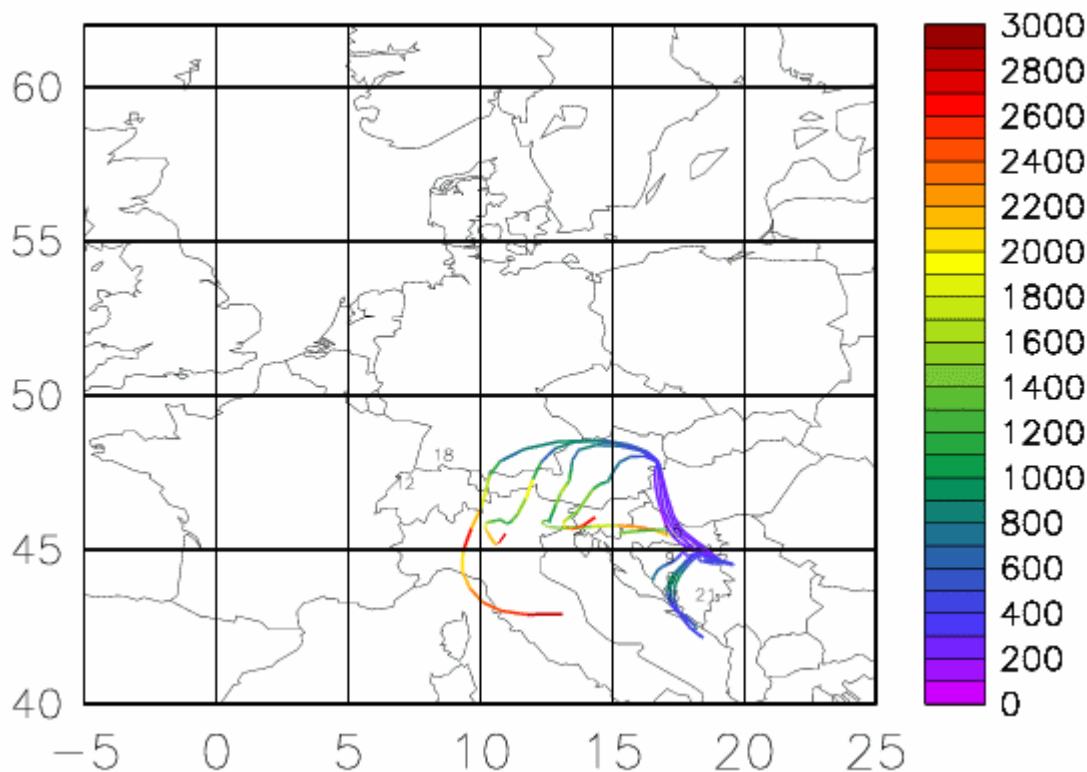


Abbildung 104: Rückwärtstrajektorien, 4.2.2002

Am 5.2. setzte, immer noch bei Südostwind, Abkühlung am Boden ein, die Morgentemperatur lag im Raum Wien bei -2 bis 0°C , in Illmitz bei -4°C , tagsüber stieg die Temperatur kaum noch und lag in Wien um $+1^{\circ}\text{C}$. Extrem warm mit bis 16°C war es noch in Forsthof.

Die Temperaturschichtung war ab 4.2. durchgehend von einer Bodeninversion gekennzeichnet.

Die Ozonkonzentration deutet in der Nacht 3./4.2. auf gute vertikale Durchmischung hin, in der folgenden Nacht war die Ozonkonzentration in Wien und Illmitz deutlich geringer als auf dem Hermannskogel. Die Nacht 5./6.2. wies wieder vertikale Durchmischung (bei allerdings niedrigem Konzentrationsniveau um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, die Nacht 6./7.2. schlechte Durchmi-

schung. Am Nachmittag des 7.2. stieg die Ozonkonzentration im Nordburgenland rasch an, parallel zum Rückgang der PM10-Konzentration. Die Windgeschwindigkeit nahm zu dieser Zeit in Illmitz – bei beständigem Nordwestwind - auf 4 m/s zu.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz von 30.1. bis 4.2. unregelmäßig an, ging in der Nacht 4./5.2. zurück, stieg bis in die Nacht 6./7.2. wieder an und fiel am Vormittag des 7.2. langsam ab. Spielte bis 2.2. morgens regionale Schadstoffanreicherung bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen und schwachem, unregelmäßigem Wind die Hauptrolle, so setzte ab 2.2. Ferntransport von Südosten ein – die Rückwärtstrajektorien deuten v.a. Westungarn, Ostkroatien und Nordbosnien als Quellregionen hin. Mit der Drehung des Windes von Nordost auf West bis Nordwest am 7.2. ging die PM10-Belastung großflächig zurück, da nun niedrig belastete Luftmassen von Westen herangeführt wurden.

In Eisenstadt traten erhöhte PM10-Spitzen (bis 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) von 30.1. bis 1.2., am 4. und 6.2. vor allem abends parallel zu NO-, NO₂- und CO-Spitzen auf und sind damit lokalen Emissionen zuzuordnen. Da die PM10-Belastung relativ lange in die Nacht hinein hoch blieb, dürften neben Verkehrsemissionen auch solche des Hausbrandes eine wesentliche Rolle spielen. Am Morgen des 8.2. trat abermals eine hohe PM10-Spitze parallel zu extremer NO-, NO₂- und CO-Belastung auf; hier wirkten sich die lokalen Emissionen bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen deutlich aus.

Die PM10-Spitze in der Nacht 6./7.2. – bei niedriger NO_x- und CO-Belastung – ist auf großflächige PM10-Anreicherung in einer sehr seichten Bodeninversion vor dem Eintreffen einer Kaltfront zurückzuführen.

In Kittsee ging erhöhte PM10-Konzentration teilweise parallel zu SO₂, insgesamt dürfte bei beständigem Südostwind von 2. bis 6.2. aber Ferntransport dominierend gewesen sein. Die extreme PM10-Spitze am 2.2. morgens (über 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) dürfte angesichts einer zeitgleichen NO-Spitze und niedriger SO₂-Belastung vermutlich nahe gelegenen Emissionen zuzuordnen sein.

In Wien war die PM10- und TSP-Konzentration von 2. bis 6.2. ähnlich hoch wie in Illmitz und von Ferntransport von Südosten dominiert; Konzentrationsspitzen infolge lokaler Emissionen, wie sie in Eisenstadt beobachtet wurden, traten in Wien nicht auf.

Die extremen PM10- und TSP-Spitzen in Liesing und auf dem Schafbergbad am 30. und 31.1. sowie am 5.2. entziehen sich einer Interpretation und müssen auf spezifische lokale Emissionen zurückzuführen sein.

Zusammenfassung: 30.1. bis 1.2. regionale Schadstoffanreicherung, 2. bis 6.2. Ferntransport vermutlich aus Westungarn, Ostkroatien, Nordbosnien. Hohe PM10-Spitzen in Eisenstadt v.a. bei morgendlicher Verkehrsspitze.

16. bis 18.2. 2002

Wetterlage

Ein flaches Hochdruckgebiet erstreckte sich ab 15.2. von den Britischen Inseln über Mitteleuropa bis zum Schwarzen Meer, während über Italien ein hochreichendes Tiefdruckgebiet lag. Österreich lag im Bereich kalter, kontinentaler Luftmassen nördlich einer von diesem Tief ausgehenden Warmfront.

In Ostösterreich war es von 15. bis 18.2. durchwegs wolkenlos, wobei die Temperatur von Tag zu Tag stieg – die Morgentemperatur im Raum Wien von um -5°C am 15.2. auf $+2^\circ\text{C}$, die Tageshöchsttemperatur von $+5^\circ\text{C}$ auf 11°C . Bis 18.2. morgens wehte relativ einheitlich Südostwind mit meist 1 bis 3 m/s.

Die kleinräumigen Trajektorien erreichten Illmitz und Kittsee am 16. und 17.2. von Südosten, am 18.2. gegen Mittag drehte die Anströmung auf West.

Die ECMWF-Trajektorien erreichten Illmitz am 16.2. von Osten; sie kamen aus 2500 m Höhe von der Ostsee und bogen über der Ostslowakei nach Westen ab. Am 17.2. lag die Herkunftsregion der Illmitz erreichenden Luftmassen 96 h zuvor weiterhin über der Ostsee, die Strömung erreichte Illmitz über Ungarn von Südosten. Am 18.2. stellte sich schwache, uneinheitliche Anströmung aus Südosten ein, die Trajektorien hielten sich lange über Süd- und Westungarn auf.

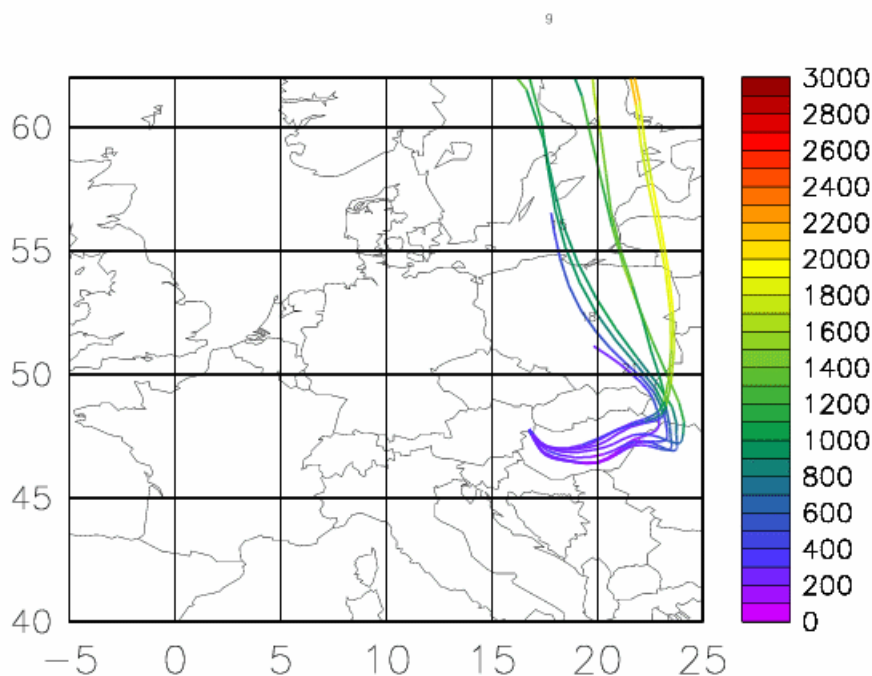


Abbildung 105: Rückwärtstrajektorien, 17.2.2002

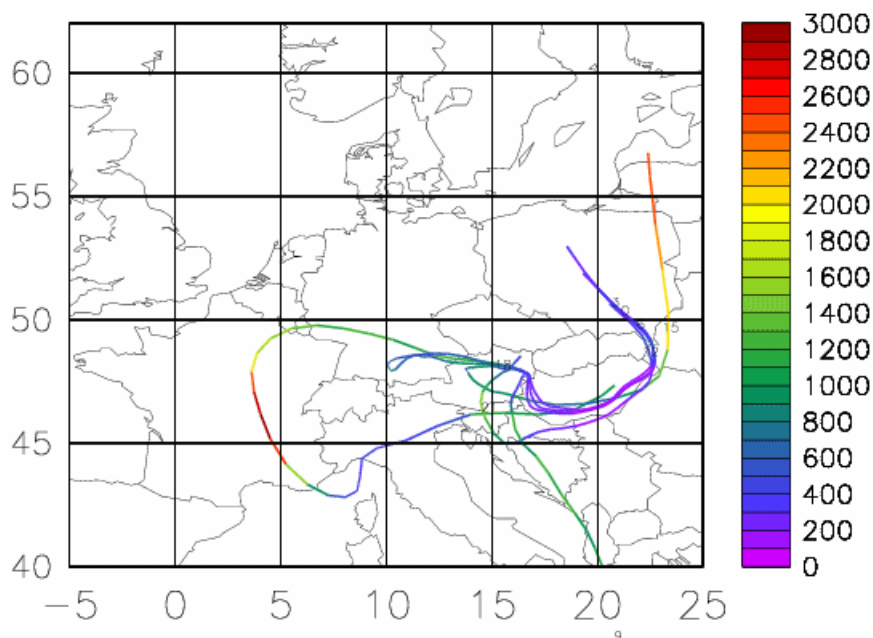


Abbildung 106: Rückwärtstrajektorien, 18.2.2002

Die Temperaturschichtung war meist stabil, nachts bildete sich eine massive Bodeninversion aus, die nur über Mittag kurz in labile Schichtung überging. Die Ozonkonzentration zeigt in den Nächsten 15./16. sowie 17./18.2. eingeschränkten vertikalen Luftaustausch – wobei auch am Hermannskogel die Ozonkonzentration auf $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fiel – in der Nacht 16./17.2. blieb sie dagegen an allen Messstellen relativ hoch (Hermannskogel über $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Illmitz über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Im Verlauf des 18.2. stellte sich uneinheitlicher schwacher Wind ein, der in Illmitz bereits mittags auf Nordwest drehte. Am Abend des 18.2. stellte sich in ganz Nordostösterreich beständiger Nordwestwind ein, dessen Geschwindigkeit rasch auf 5 bis 8 m/s zunahm.

Dieser Windwechsel war mit einer Frontalzone verbunden, die Mitteleuropa von Nordwesten erreichte und mit der maritime Luftmassen polaren Ursprungs Mitteleuropa erreichten. Der Frontdurchgang ist mit einem kurzzeitigen starken Einbruch der Ozonkonzentration ab 18:00 verbunden; die PM10-Konzentration ging im Raum Wien bereits ab Mittag nach und nach zurück.

Immission

Die PM10-Konzentration wies von 16. bis 18.2. ein räumlich und zeitlich relativ einheitliches Belastungsniveau auf, sie stieg an allen Messstellen in Nordostösterreich mehr oder minder gleichmäßig bis 18.2. mittags an.

Das allgemeine Niveau übersteigende PM10-Konzentrationen wurden am 17.2. nachmittags, am 18.2. vormittags und abends (bis ca. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) beobachtet. Sie fielen am 18.2. mit erhöhten NO_2 -Konzentrationen (bis $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zusammen (die bei Wind aus Süd bis West jedenfalls nicht Bratislava zuzuordnen sind). Die PM10-Konzentration fiel in Kittsee sehr spät – am 18.2. 22:00 – auf unter $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ab.

In Eisenstadt wurden erhöhte PM10-Konzentrationen bis $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Nacht 17./18.2. beobachtet, während der Morgenspitze am 18.2. parallel zu erhöhter NO -, NO_2 - und CO -

Konzentration, allerdings wies in der Nacht zuvor keiner der gasförmigen Schadstoffe erhöhte Werte auf. Am Abend des 18.2. wurde in Eisenstadt eine PM10-Spitze von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert, parallel zu einer erhöhter NO-, NO₂- und CO-Spitze. Diese kurzzeitig erhöhte Schadstoffkonzentration könnte spezifischen lokalen Emissionen, aber auch starker lokaler Schadstoffanreicherung in einer – unmittelbar vor dem Frontdurchgang – sehr flachen Bodeninversion zuzuordnen sein.

Stark erhöhte PM10- und TSP-Konzentrationen wurden auch in Wien am 18.2. unmittelbar vor dem Frontdurchgang gleichzeitig mit stark erhöhter NO- und CO-Konzentration registriert und dürfte auf starke Schadstoffanreicherung in einer unmittelbar vor dem Frontdurchgang sehr flachen Bodeninversion zurückzuführen sein.

In Bratislava überstieg die PM10-Konzentration das Konzentrationsniveau im Nordburgenland kaum und erreichte am Abend des 18.2. maximal $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

SO₂-Spitzen bis $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden am 17.2. in Kittsee, Hainburg und Gänserndorf registriert und sind Advektion aus Bratislava zuzuordnen, die PM10-Konzentration war gleichzeitig nicht auffällig erhöht.

Zusammenfassung: PM10-Advektion bei Südostwind (Ungarn) bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, PM10-Spitzen unmittelbar vor dem Frontdurchgang von NW.

6.3. 2002

Wetterlage

Ein flaches Hochdruckgebiet lag über Mitteleuropa, während sich über Italien ein hochreichendes Tiefdruckgebiet befand.

Bei wolkenlosem Wetter stieg die Temperatur im Raum Wien im Tagesverlauf des 6.2. von 0°C auf 20°C . Die Temperaturschichtung war tagsüber labil, nachts bestand eine Bodeninversion. Am Abend des 6.3. führte Kaltluftadvektion in der Höhe (ab Hohe Warte) zu zeitweise deutlich labiler Schichtung.

Nachdem bis 5.2. abends starker Südsüdostwind geweht hatte, herrschte in der Nacht 5./6.3. unbeständiger schwacher Wind vor. Am Vormittag des 6.2. stellte sich starker Südwind (bis über 7 m/s in Illmitz) ein, der ca. um Mitternacht 6./7.3. auf West drehte, wobei die Geschwindigkeit auf 1 m/s abfiel; ab dem Nachmittag des 7.3. wehte starker (über 7 m/s) Nordwestwind.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg im Verlauf des 5.3. räumlich relativ einheitlich an und erreichte in Eisenstadt – dem einzigen Ort im Burgenland mit einer Grenzwertüberschreitung am 6.3. - um Mitternacht $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Am Morgen des 6.3. stieg die PM10-Konzentration zeitweise bis knapp $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, parallel zu CO (die NO_x-Messung fiel aus), d.h. vermutlich während der morgendlichen Verkehrsspitze. Ab 13:00 – d.h. bei Aufkommen starken Südwindes - fiel die PM10-Konzentration rasch auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Eine weitere hohe PM10-Spitze bis $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde am Morgen des 8.3. parallel zu CO registriert.

In Wien traten am 6.3. durchwegs sehr hohe PM10- und TSP-Konzentrationen auf, die ab dem Abend nach und nach zurückgingen. In Bratislava war die PM10-Konzentration etwas höher als in Eisenstadt.

Zusammenfassung: PM10-Advektion mit Südwind, zeitweise starke lokale Beiträge während der Morgenverkehrsspitzen in Eisenstadt.

13. bis 17.3. 2003

Wetterlage

Ab dem 11.3. lag in Hochdruckgebiet über Ostmitteleuropa, das sich in den folgenden Tagen nach Südosteuropa und Südrussland ausdehnte; währenddessen herrschte über dem nördlichen Mitteleuropa Westströmung vor. Österreich lag im Bereich kalter kontinentaler Luftmassen. Bis zum 15.3. morgens wehte in Nordostösterreich südöstlicher Wind (um 2 m/s). Bei klarem Wetter lag die Morgentemperatur am 13.3. in Illmitz bei +4°C, die Tageshöchsttemperatur bei 17°C. Am 14.3. waren die Temperaturverhältnisse räumlich recht variabel, morgens wurden in Illmitz +1°C gemessen, in Wien Hohe Warte +3°C, nachmittags in Illmitz +20°C, in Wien Hohe Warte 17°C, auf dem Hermannskogel 14°C. Sowohl die Temperatur- als auch die Ozonverhältnisse deuten in den Nächsten 13./14. und 14./15.3. auf die gebietsweise Ausbildung einer Bodeninversion hin.

Am 14.3. näherte sich eine ausgeprägte okkludierte Frontalzone von Nordwesten Österreich, die mit teilweise ergiebigen Niederschlägen verbunden war. Sie überquerte den Raum Wien am 15.3. morgens und brachte einen Windwechsel auf Nordwest mit Geschwindigkeiten bis 5 m/s. Die Temperatur erreichte im Raum Wien am 15.3. nur noch maximal 14°C. Die Ozonkonzentration ging von Maxima um 140 µg/m³ an den Vortagen am 15.3. auf 100 µg/m³ in Illmitz und 70 µg/m³ auf dem Hermannskogel zurück, am 16.3. erreichte sie maximal 60 µg/m³.

Die kleinräumigen Trajektorien zeigen am 13.3. in Kittsee Anströmung von SO, in Illmitz Schleifen über dem Seewinkel. Am 14.3. herrschte an beiden Messstellen sehr variabler Wind aus Ostnordost bis Süd. Am 15.3. stellte sich zügige Nordwestströmung ein, die am 16.3. auf Nord bis Nordost drehte, am 17.3. wieder auf Ost bis Südost.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen, dass die Luft, die Illmitz am 13.3. erreichte, zunächst in großen Höhen über der Nord- und Ostsee ostwärts strömte, über der Ukraine und Rumänien absank und Illmitz in Bodennähe über Serbien, Nordbosnien, Ostkroatien und Westungarn von Süden erreichte. Am 14.3. herrschten ähnliche Strömungsverhältnisse, wobei nachmittags die Trajektorien in einer „Schleife“ von Serbien über Nordbosnien, Mittelkroatien und Slowenien verliefen und Illmitz über Südwestungarn von Süden erreichten. Am 15.3. morgens verliefen die Trajektorien zunächst über Mittelkroatien, Slowenien und Südwestungarn nach Illmitz; nach dem Frontdurchgang kam dagegen die Luft mit hoher Verlagerungsgeschwindigkeit über Nord- und Ostsee und erreichte dann über Polen, Mähren und Niederösterreich Illmitz von Norden.

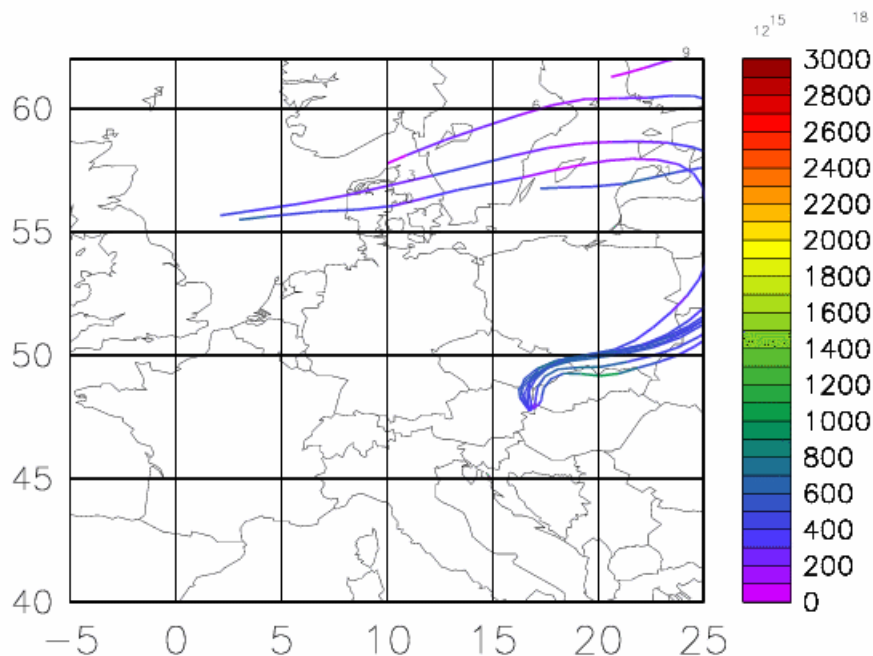


Abbildung 107: Rückwärtstrajektorien, 16.3.2002

Nach diesem Frontdurchgang setzte sich aber wieder Hochdruckeinfluss durch, wobei sich ein Hoch mit Kern über Skandinavien ab 15.3. nach Südosten ausdehnte und verstärkte; am 17.3. lag sein Zentrum über der Ukraine. Der Wind drehte am 16.3. mittags über Nord auf Südost. Die Windgeschwindigkeit ging in der Nacht 16./17.3. auf 1 m/s zurück, stieg aber am 17.3. in Illmitz wieder auf 3 m/s. Mit Südostwind kam am 17.3. wieder ozonreichere Luft (bis 100 µg/m³) nach Nordostösterreich.

Hochdruckeinfluss bestimmte bis 18.3. das Wetter in Österreich, ehe eine massive Frontalzone am 19.3. mittags von Nordwesten Ostösterreich erreichte, die mit starken Niederschlägen und dem Einfließen maritimer Luftmassen verbunden war.

Die Trajektorien zeigen für den 16.3. eine Zugbahn der Luftmassen über Nord- und Ostsee, das Baltikum und Weißrussland, ehe die Luft über Südpolen, den Karpaten und Mähren nach Südwesten strömte und Illmitz von Norden erreichte. Am 17.3. schwächte sich die Strömung ab, die Trajektorien kamen bis Mittag mit sehr geringer Verlagerungsgeschwindigkeit aus der Slowakei und Nordungarn, nach Mittag von Südosten (Südrumänien, Nordserbien, Süd- und Westungarn).

Immission

Die PM10-Belastung war an den Messstellen des Nordburgenlandes von 13. bis 19.3. durchgehend hoch und wies nur geringe zeitliche und räumliche Variationen auf; sie lag von 14. bis 17.3. in Illmitz, Eisenstadt und Kittsee über 50 µg/m³, aber am 13., 18. und 19.3. nur knapp darunter. Der Frontdurchgang am 19.3. führte zu einem sehr starken Rückgang der PM10-Konzentration (TMW in Illmitz am 19.3. 46 µg/m³, am 20.3. 11 µg/m³).

Der Wechsel des Windes von Südost auf Nordwest am 15.3. morgens und wieder auf Südost am 17.3. abends brachte keine größere Veränderung der PM10-Belastung mit sich. Die Luftmassen kamen bis 15.3. morgens aus dem Bereich Südrumänien, Zentralserbien, Nordbosnien, Ostkroatien und Westungarn, ab 16.3. nachmittags wurden zudem Mittelkroatien und Slowenien überströmt. Ab 15.3. mittags überquerten die Luftmassen, die das Nordbur-

genland erreichten, die östliche Hälfte Polens (relativ präzise die Region Krakow – Katowice) und Mähren und das östliche Niederösterreich.

PM10-Spitzen bis über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ traten in Eisenstadt, Wien und Bratislava am 13. und 14.3. parallel zu erhöhter NO_x- und CO-Konzentration zur Zeit der morgendlichen und abendlichen Verkehrsspitze auf.

In Eisenstadt traten PM10-Konzentrationen, die das allgemeine Belastungsniveau (um $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mit Spitzen bis $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich überstiegen, vom Abend des 16.3. bis in die Morgenstunden des 17.3. auf, parallel zu erhöhter NO_x- und CO-Konzentration. Die besonders niedrige Ozonkonzentration (verglichen etwa mit Illmitz) in den späten Abendstunden während erhöhter NO-Konzentration (bis $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) deutet auf speziell (u.U. kleinräumig) ungünstige Ausbreitungsbedingungen in Eisenstadt hin; die Windgeschwindigkeit lag unter $0,5 \text{ m/s}$. Nicht interpretierbar ist die PM10-Spitze bis $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der zweiten Nachthälfte 15./16.3.

In Kittsee stehen keine NO_x-Daten zur Verfügung, sodass eine Interpretation des PM10-Belastungsbildes kaum möglich ist. Die erhöhten PM10-Konzentrationen am 15.3. und 16.3. abends standen jedenfalls nicht mit erhöhter SO₂-Belastung in Zusammenhang. In Kittsee wehte durchwegs Wind aus West bis Nord, sodass u.U. Advektion aus Bratislava kaum in Frage kommt.

In Illmitz traten erhöhte PM10-Konzentrationen jeweils in der zweiten Nachthälfte auf, dieser Tagesgang lässt sich mit den tageszeitlich unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen erklären.

Von 15.3. mittags bis in die Nacht 16./17.3. kamen die Luftmassen über Südpolen und Mähren ins Nordburgenland, am 17.3. bis Mittag aus der Slowakei und Nordungarn, nach Mittag aus Nordserbien, Süd- und Westungarn. Der Rückgang der PM10-Konzentration in Illmitz um Mitternacht 16./17.3. (unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) beim Wechsel von Nord- auf Südostwind ist nicht interpretierbar, die anderen Messstellen erfassten weiterhin PM10-Konzentrationen über $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In Wien und Bratislava wiesen der 13. bis 15.3. (Mittwoch bis Freitag) ausgeprägte Tagesgänge mit hohen TSP- und PM10-Spitzenwerten (HMW bis über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) während der morgendlichen und abendlichen Verkehrsspitze parallel zu erhöhter NO_x-Belastung auf. 16. und 17.3. (Sa, So) wiesen generell niedrigere PM10-Konzentrationen ohne derartige Tagesgänge auf, allerdings wurden am 17.3. früh morgens in Wien (nicht in Bratislava) hohe PM10- und TSP-Konzentrationen (über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Belgradplatz) beobachtet, die nicht mit erhöhten Konzentrationen gasförmiger Schadstoffe einher gingen. Möglicherweise handelte es sich um lokale Staubaufwirbelung, da mit der Drehung des Windes von Nord auf Südost die Windgeschwindigkeit stark anstieg (am Hermannskogel und in der Lobau bis 7 m/s).

31.3. 2002

Wetterlage

Ab 25.3. bestimmte ein Hochdruckgebiet das Wetter über Mitteleuropa (während dieser Wetterlage baute sich langsam wachsende PM10-Belastung in Nordostösterreich auf), das sich ab 31.3. bereits abschwächte. Am 3.4. beendete ein Kaltfrontdurchgang die Hochdrucklage, es stellte sich Westströmung ein bei flacher Druckverteilung.

Aufgrund des meist wolkenlosen Wetters waren die täglichen Temperaturamplituden hoch; die Morgenminimumtemperatur lag am 31.3. im Raum Wien bei $+1$ bis 3°C , die Tageshöchsttemperatur bei 18 bis 20°C . Nachts bildete sich jeweils stabile Schichtung aus, wobei, wie die Ozonkonzentrationsverläufe zeigen, die bodennahe Schicht deutlich vom Niveau des

Hermannskogel abgetrennt wurde, wo die Ozonkonzentration nachts selten unter $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fiel, während sie an den Messstellen im Flachland auf 0 bis $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sank.

Am 31.3. wehte schwacher, sehr variabler Wind (um 1 m/s) aus Richtungen von Südost über Nord bis Nordwest, an den folgenden Tagen überwiegend Nord- bis Westwind.

Immission

Die PM10-Belastung stieg in Illmitz von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 26.3. auf $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 31.3. und behielt bis 5.4. ein Niveau knapp unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ traten im Burgenland am 31.3. in Eisenstadt und Oberwart auf.

Die PM10-Konzentration war räumlich relativ einheitlich und wies in Illmitz nur geringe zeitliche Variationen auf.

Hohe PM10-Konzentrationen traten in Eisenstadt am 31.3. von 2:00 bis 10:00 (um $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) parallel zu erhöhter NO_x- und CO-Konzentration auf. Dies kann durch die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen erklärt werden. Am Abend traten PM10-Werte bis $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ebenfalls zeitgleich mit NO_x- und CO-Spitzen auf, wofür neben den erhöhten Emissionen der abendlichen Verkehrsspitze die sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (erkennbar an den unter $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absinkenden Ozonkonzentrationen) verantwortlich waren.

Analoge Ursachen dürften die erhöhten PM10-Konzentrationen am Abend des 31.3. in Wien und Bratislava gehabt haben.

8. bis 11.4. 2002

Wetterlage

Nach einer Westwetterlage mit flacher Druckverteilung und Tiefbildung über Mitteleuropa bildete sich am 7.2. eine flache Hochdrucklage aus, wobei mit schwachem Ostwind kontinentale Kaltluft von Osteuropa einfluss.

Im Nordburgenland wehte am 8.4. Wind aus Nordost bis Südost mit 1 bis 3 m/s . Die Temperatur stieg in Illmitz von -1°C am Morgen auf 12°C nachmittags. In der Nacht 7./8.4. bestand stabile Schichtung – deutlich erkennbar am Gradienten der Ozonkonzentration zwischen 0 bis $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Ebene und 60 bis $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Hermannskogel – während in den folgenden Nächten die Ozonkonzentration in der Ebene nur auf $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absank.

Am 10.4. bildeten sich ein Höhentief über dem westlichen Mitteleuropa und ein kleinräumiges Tiefdruckgebiet über Norditalien, das an den folgenden Tagen von Südosten stärkere Bewölkung im Ostalpenraum verursachte, der allerdings weiterhin im Bereich kontinentaler Kaltluft verblieb. Die Bewölkung dämpfte die Amplitude des täglichen Temperaturverlaufs, die Morgentemperatur lag in Illmitz am 9.4. bei 2°C , am 10. und 11.4. bei $+4^\circ\text{C}$, das Maximum am 9.4. bei 11°C , am 10.4. bei 5°C . Am 10.4. kam es morgens zu zeitweiliger Warmluftadvektion. In Bodennähe hielt sich eine eher stabile Schichtung, während zwischen Hoher Warte und Hermannskogel ab 10.4. morgens deutlich labile Schichtung bestand.

Die Windgeschwindigkeit nahm im Lauf des 9. und 10.4. in Illmitz auf bis 3 m/s zu, der Wind drehte am Abend des 10.4. von Ost auf Südost bis Süd, wobei die Geschwindigkeit am 11.4. weiter zunahm. Ab 11.4. wehte räumlich sehr einheitlicher und beständiger Südostwind. Ab 10.4. kamen zunehmend ozonarme Luftmassen nach Nordostösterreich, die Konzentration war räumlich sehr einheitlich und sank von ca. $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Morgen des 10.4. auf um $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 12.4.

Am 13.4. erreichte von Westen eine ausgeprägte okkludierte Frontalzone – verbunden mit verbreiteten Niederschlägen – Österreich und führte zu einem deutlichen Rückgang der PM10-Konzentration.

Die kleinräumigen Trajektorien zeigen am 9.4. sehr schwachen Ostwind, in Kittsee jedenfalls Advektion aus Bratislava, am 10.4. drehte die Strömung etwas auf Nordost, sodass auch Illmitz im Lee von Bratislava lag. Am 11.4. drehte der Wind auf Südost.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen am 8.4. zügige Anströmung von Norden über Polen (westlich von Oberschlesien) und Mähren sowie anschließend Schleifenbewegungen über der West-Slowakei und Nordwestungarn. Ab 9.4. mittags erreichte die Luft Illmitz über die Ostslowakei und Nordungarn, wobei sich am 10.4. die Windgeschwindigkeit erhöhte und die Trajektorien aus Weißrussland und der West-Ukraine kamen. Bei abnehmender Geschwindigkeit hielten sich die 96-h-Rückwärtstrajektorien am 11.4. über der Westukraine, Südost-Polen, der Ostslowakei und Nordungarn auf, ehe am Nachmittag die Strömung auf Südost (S-Rumänien, N-Serbien, SW-Ungarn) wechselte.

Immission

Die PM10-Konzentration war, von Spitzen in Kittsee abgesehen, räumlich relativ einheitlich.

Sie stieg am Morgen des 8.4. an allen Messstellen des Nordburgenlandes und im östlichen Niederösterreich rasch von um 30 auf 50 bis 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Dieser Anstieg dürfte in Illmitz mit dem sehr schwachen, variablen Wind und ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zusammen hängen, die auch an den anderen Stationen zum Tragen kamen. Mit stärkerem Wind ging ab Mittag die PM10-Konzentration überall zurück, ehe sie am Abend des 8.4. wieder anstieg. Sie erreichte in Illmitz am Morgen des 9.4. 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und ging – vermutlich infolge der höheren Windgeschwindigkeit – am Vormittag auf 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zurück, um in der Folge wieder kontinuierlich bis über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anzusteigen. Der rasche Rückgang der PM10-Konzentration am 10.4. morgens ist mit Veränderungen der lokalen Windverhältnisse nicht zu erklären und muss mit Advektion unterschiedlich belasteter Luftmassen zusammen hängen (zeitweilige Warmluftadvektion am Morgen des 10.4.), möglicherweise kam die Luft zuvor über Bratislava, danach aus Gebieten südlich davon.

Am 10.4. blieb ab ca. 9:00 die PM10-Konzentration großflächig niedrig (in Illmitz um 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und stieg am 11.4. langsam bis 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Um Mitternacht 11./12.4. begann die PM10-Konzentration wieder zu sinken, wobei – wie der unruhige Temperaturverlauf und die zeitweilige Winddrehung in Illmitz auf Nordost andeuten – großräumige Advektionsprozesse eine Rolle spielten, auch wenn weiterhin beständiger Südostwind wehte.

In Kittsee traten am 8.4. vormittags PM10-Konzentrationen bis 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ parallel zu erhöhter SO_2 -Konzentration (bis 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, sodass – bei Ostwind – mit direkter PM10-Advektion aus Bratislava zu rechnen ist.

Die erhöhten PM10-Konzentrationen in Eisenstadt und Kittsee von 8.4. abends bis 10.4. morgens gehen mit einem relativ unruhigen Verlauf der SO_2 - und NO_2 -Konzentration an allen Messstellen im Nordburgenland und im östlichen Niederösterreich einher, wobei der SO_2 -Konzentrationsverlauf an allen Messstellen relativ parallel war und in Kittsee mit bis über 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ die höchste SO_2 -Konzentration erreicht wurde. Das Belastungsmuster bei SO_2 bei vorherrschendem Wind aus Nordost bis Ost deutet auf die Region Bratislava als wesentliche Quelle von PM10, SO_2 und NO_2 hin (9. und 10.4.).

Die erhöhte PM10-Belastung in Kittsee am 11.4. (bis 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) fiel mit sehr niedriger SO_2 - und NO_x -Konzentration zusammen. Windgeschwindigkeiten bis 7 m/s (bei Wind aus Ost bis Nordost) deuten auf Aufwirbelung oder Winderosion als Quelle der erhöhten Belastung hin. An einer der drei PM10-Messstellen in Bratislava (Kemenne Namestie) wurden am Nachmittag des 11.4. PM10-Spitzen über 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beobachtet, an den anderen Stationen lag die PM10-Konzentration um 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sodass für die Konzentrationsspitzen in Kemenne Nam. jedenfalls sehr lokale Quellen verantwortlich waren.

In Wien fielen PM10- und TSP-Konzentrationsspitzen (über 100 µg/m³) am 8. bis 10.4. morgens jeweils mit der Verkehrsspitze zusammen, wobei die besonders hohen PM10- und TSP-Konzentrationen durch die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen wesentlich mitverursacht wurden und von 8.4. abends bis 10.4. morgens zudem ein sehr hohes Hintergrundkonzentrationsniveau (um 50 µg/m³ am Schafbergbad) zum Tragen kam.

Einzelne PM10-Konzentrationsspitzen weit über 200 µg/m³ in Liesing in der zweiten Nachthälfte 7./8.4. und am Morgen des 9.4. dürften sehr lokale Ursachen – Aufwirbelung oder lokaler Verkehr – gehabt haben.

Zusammenfassung: Großräumige Advektion unterschiedlich mit PM10-Belasteter Luftmassen von Ost bzw. Südost. In Kittsee, aber auch an anderen Messstellen am 8. und 9.4. PM10-Advektion aus Bratislava.

In Kittsee am 11.4. vermutlich Aufwirbelung bei starkem Wind.

Ausbreitungsbedingungen spielen eine wesentliche Rolle, v.a. an emittentennahen Messstellen.

19. und 20.8. 2002

Wetterlage

Ein Hoch mit Kern über der Ostsee bestimmte das Wetter in Mitteleuropa, wobei über Südeuropa sehr flache Druckverteilung herrschte.

Im Nordburgenland wehte am 18.8. schwacher Wind (unter 2 m/s) aus Nordwest bis Nordost, ab 19.8. morgens Ost- bis Südostwind, wobei die Windgeschwindigkeit im Raum Wien, nicht aber im Nordburgenland bis 5 m/s anstieg.

Am 21.8. erreichte eine Kaltfront von Westen Österreich, wobei der Wind im Nordburgenland auf West bis Nordwest drehte, die Geschwindigkeit 3 m/s nicht überstieg.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen am 19.8. Luftmassentransport über Weißrussland, Südpolen und die Slowakei nach Illmitz, am 20.8. über die Westukraine, die Ostslowakei und Nordungarn.

Die Morgentemperatur lag in Illmitz um 16°C, die Nachmittagstemperatur erreichte am 18. und 19.8. 28°C, am 20.8. nur noch 26°C, am 21.8. 25°C.

Der Ozonkonzentrationsverlauf zeigt nachts noch deutlicher als die Temperaturverteilung die Abtrennung der bodennahen Atmosphäre von höheren Niveaus, wobei die Durchmischung in den Nächten 19/20. und 20./21.8. besser war als in den Nächten zuvor. Mit Konzentrationsmaxima um 130 µg/m³ im ganzen Nordostösterreich war die Ozonbelastung mäßig und regionale Ozonbildung somit kaum von Bedeutung; lediglich am Vormittag des 19.8. kam es kurzzeitig in Hermannskogel – also relativ kleinräumig – zu starker Ozonbildung mit Spitzen bis 200 µg/m³.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz am 19.8. morgens – d.h. bei Drehung des Windes auf Ost bis Südost – von ca. 20 µg/m³ auf ca. 35 µg/m³ und nahm bis zum 20.8. morgens langsam weiter zu, ehe im Verlauf des Nachmittags des 20.8. ein langsamer Rückgang auf 20 µg/m³ in der folgenden Nacht einsetzte. Die meisten Messstellen in Nordostösterreich einschließlich Wiens sowie in Bratislava wiesen einen ähnlichen relativ strukturlosen Verlauf auf, dem an einzelnen Messstellen aber teilweise sehr hohe, kurzzeitige Spitzen überlagert waren. Für die hohe Hintergrundbelastung (um 40 µg/m³ als TMW in Illmitz) war Ferntransport aus der Slowakei und Nordungarn verantwortlich.

In Kittsee wurden am 19.8. zahlreiche kurze hohe PM10-Spitzen bis über 200 µg/m³ beobachtet, die – bei einer Hintergrundkonzentration von 41 µg/m³ (grav.) als TMW in Illmitz – hier einen TMW von 84 µg/m³ bedingten. Diese PM10-Spitzen in Kittsee fallen nicht mit erhöhten SO₂- oder NO_x-Konzentrationen zusammen; zwar wurden in Kittsee am 19. und 20.8. SO₂-Spitzen bis 80 µg/m³ beobachtet, allerdings traten diese jeweils morgens einige Stunden vor dem steilen Ansteigen der PM10-Konzentration auf. Bei Wind aus Nordnordost bis Ost ist Advektion aus Bratislava wahrscheinlich, doch lagen die höchsten PM10-Konzentrationen in Bratislava bei (nur) 100 µg/m³ an der Station Trnavske Myto. Lokale Aufwirbelung ist bei Windgeschwindigkeiten unter 4 m/s wenig wahrscheinlich.

Somit lassen sich keine Aussagen über die Herkunft dieser hohen PM10-Belastung in Kittsee machen.

In Wien wies die PM10- und TSP-Belastung an den meisten Messstellen ein relativ einheitliches Niveau auf. Hohe Konzentrationen wurden in Liesing am 19. und v.a. am 20.8. (bis 267 µg/m³) jeweils sehr früh morgens beobachtet und sind sehr wahrscheinlich lokalen Emissionen zuzuordnen. An der Taborstr. wurden am 19. und 20.8. durchgehend erhöhte TSP-Konzentrationen beobachtet.

Zusammenfassung: Erhöhte PM10-Hintergrundkonzentration bei SO-Wind. Nicht erklärbare PM10-Spitzen in Kittsee bei Wind aus Ost bis NO.

24. bis 31.8. 2002

Wetterlage

In Mitteleuropa herrschte ab 22.8. sehr flache Luftdruckverteilung. Von Westen drangen okkludierte Fronten nach Mitteleuropa vor, die aber Ostösterreich nicht erreichten. Ab 27.8. kam es über Norditalien zu Tiefbildung, am 28.8. bildete sich über Norddeutschland ein Tief; über Mitteleuropa breiteten sich gebietsweise Schauerwolken aus. Luftmassen mediterranen Ursprungs drangen von Süden vor. Am 30.8. stellte sich dann wolkenarmes Hochdruckwetter ein, das in der Nacht von 31.8. auf 1.9. durch eine massive Kaltfront, die ergiebige Niederschläge brachte, von Westen beendet wurde.

In Nordostösterreich wurde es von Tag zu Tag wärmer, die Mogenminimumtemperatur stieg in Illmitz von 14°C am 24.8. auf 17°C am 30.8., die Tageshöchsttemperatur von 25°C am 23.8. auf 29°C am 26.8., danach wurde es infolge stärkerer Bewölkung etwas kühler, sodass bis 29.8. die Tageshöchsttemperaturen um 26°C lagen, der 30. und 31.8. waren mit bis 28°C wieder wärmer.

Die Ozonkonzentrationsverläufe zeigen deutlich die Ausbildung stabiler Schichtung in der Nacht mit ausgeprägten Konzentrationsgradienten zwischen Hermannskogel und den Messstellen in der Ebene, wo die Ozonkonzentration jeweils unter 20 µg/m³ absank. Bis 30.8. war die Ozonbelastung tagsüber mit Maxima um 130 µg/m³ eher mäßig, am 31.8. kam es im Raum Wien zu verstärkter Ozonbildung mit Spitzen über 200 µg/m³ am Hermannskogel, aber auch in Kittsee wurden am Morgen 185 µg/m³ registriert.

Der Wind wehte im Nordburgenland und im Raum Wien ab 23.8. vormittags sehr beständig aus Südost, wobei die Geschwindigkeit in Illmitz nachts um 0,5 m/s, tagsüber bis 3 m/s erreichte. Um Mitternacht 28./29.8. drehte der Wind auf Nord, am Abend des 29.8. auf Nordwest – im Raum Wien eher auf Nordwest – wobei die Geschwindigkeit mit 2 bis 3 m/s eher gering war. Am 31.8. drehte der Wind im Raum Wien, aber auch in Kittsee und Eisenstadt zeitweise auf östliche Richtung, in Illmitz wehte überwiegend nördlicher Wind. Am Morgen des 1.9. drehte der Wind – nach dem o.g. Kaltfrontdurchgang – auf Nordnordwest und die Geschwindigkeit nahm im Laufe des Tages auf bis 7 m/s zu.

Die kleinräumigen Trajektorien erreichten Illmitz und Kittsee am 27.8. von Südosten. Am 28. und 29.8. zeichnen sie kleinräumige Schleifenbewegungen und erreichen die Station von Nordwesten bzw. Norden. Im Verlauf des 30.8. dreht die Strömung auf Nordwest, in der Nacht 30/31.8. wieder auf Ost und am Nachmittag des 31.8. auf Nordwest (mit höherer Windgeschwindigkeit).

Am 24.8. zeigen die ECMWF-Trajektorien Anströmung des Nordburgenlandes von Südosten, d.h. die Luft kam über Westrumänien, Nordserbien, Süd- und Westungarn ins Nordburgenland; die Trajektorien verliefen stets in Bodennähe. Am 25.8. kam die Luft – bei sehr geringer Verlagerungsgeschwindigkeit – aus Ungarn (die Trajektorien halten sich während der gesamten berechneten Dauer von 96 h über Ungarn auf) und erreichten Illmitz von Südosten. Der 26.8. wies etwas höhere Windgeschwindigkeiten auf, die Luftmassen lagen 96 h vor Erreichen von Illmitz über Südostpolen und folgten einer Zugbahn über die Westslowakei und Ungarn. Danach drehte die Strömung stärker auf Südost, die Luft erreichte (mit etwas höherer Verlagerungsgeschwindigkeit) am 27. und 28.8. Illmitz über Südrumänien, Nordserbien und Ungarn von Südosten. Ab 29.8. kam die Luft direkt von Osten ins Nordburgenland, d.h. über Nordungarn, während sie sich vor 48 h vor Eintreffen über Westrumänien und Ostungarn aufhielt.

Erst zu Beginn des 30.8. zeichnet sich in den großräumigen Trajektorien die Winddrehung auf Nordwest ab. Die Luft kam weiterhin (96 h zuvor) aus Westrumänien und Ostungarn, strömte über Nordungarn, das Nordburgenland und Niederösterreich westwärts und beschrieb über Niederösterreich eine „Schleife“, um Illmitz von Nordwesten zu erreichen. Auch die Trajektorien des 31.8. zeigen lange Aufenthaltsdauern der Illmitz erreichenden Luft über Nordrumänien, Nordungarn, der Slowakei und Niederösterreich, ehe sie Illmitz von Nordwesten erreichte.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz von 23.8. bis 27.8. – bei beständigem Südostwind – kontinuierlich und mit geringen zeitlichen Variationen an. Anhand der Rückwärtstrajektorien sind eindeutig Herkunftsregionen über (ganz) Ungarn, eventuell auch in Nordserbien für diesen Ferntransport verantwortlich. Am Nachmittag des 27.8. brachte eine von Süden vordringende, wenig wetterwirksame Kaltfront – die sich bei den Temperatur- und Windverhältnissen kaum bemerkbar machte – einen sprunghaften Rückgang der PM10-Konzentration von 50 auf 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die entsprechenden Luftmassen kamen mit relativ hoher Geschwindigkeit über Südrumänien und Südungarn von Südosten.

Am Abend des 28.8. stieg die PM10-Konzentration in Illmitz rasch von um 25 auf 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; zu dieser Zeit drehte der Wind leicht von Südost auf Ost. Die PM10-Konzentration behielt in den folgenden Tagen bis 31.8. – auch bei Drehung des Windes auf Nord bis Nordwest – ein ungewöhnlich konstantes Niveau um 40 bis 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese Luftmassen hielten sich sehr lange (über 70 h) über Nordungarn auf (eventuell kommen auch Quellregionen in Westrumänien und Ostungarn in Frage). Auch bei Nordwestwind im Nordburgenland zeigen die Trajektorien Verweilzeiten bis 96 h über Nordungarn und der Slowakei.

Der Kaltfrontdurchgang des 1.9. – der erst in den späten Nachtstunden eine Winddrehung auf Nordnordwest und eine Zunahme der Windgeschwindigkeit bedingte – führte um Mitternacht 31.8./1.9. zu einem raschen und räumlich sehr einheitlichen Rückgang der PM10-Konzentration, die in Illmitz von ca. 40 auf 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fiel.

Diesem relativ konstanten PM10-Hintergrundniveau waren an einzelnen Messstellen kurzzeitige hohe PM10-Spitzen überlagert. In Kittsee traten von 25. bis 31.8. mehrere kurze Konzentrationsspitzen weit über 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf, die am 25., 26.8., 29. und 31.8. mit SO_2 - und NO_x -Spitzen zusammen fielen und bei Wind aus Nordnordost bis Ost sehr wahrscheinlich auf Advektion aus Bratislava zurückzuführen sind, wie auch die kleinräumigen Trajektorien zeigen. Mehrere derartige Spitzen am 25., 27. und 28.8. gehen allerdings nicht mit erhöhten

Konzentrationen gasförmiger Schadstoffe oder erhöhter PM10-Belastung in Bratislava parallel, sodass ihre Ursache nicht identifiziert werden kann.

Hohe PM10-Konzentrationen (bis über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurden in Wien Liesing am 26., 27. und 29.8. früh morgens registriert und dürften lokalen Quellen zuzuordnen sein. An der Taborstr. wurden am 26. bis 29.8., weniger deutlich am 31.8. TSP-Konzentrationen deutlich über dem großflächigen Belastungsniveau in Wien registriert.

Der morgendlichen Verkehrsspitze zuzuordnen sind TSP-Spitzen an der Rinnböckstr. von 26. bis 30.8. morgens, wobei am 29.8. über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht wurden.

In Bratislava wies die PM10-Konzentration einen ausgeprägten Tagesgang mit erhöhten Werten morgens und abends auf, die allerdings $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kaum überschritten.

Kurzzeitige PM10-Spitzen wurden an mehreren Messstellen in Niederösterreich (Großenzersdorf, Wiener Neustadt, Hainburg, Mistelbach) sowie in Oberwart beobachtet, besonders gehäuft am 30. und 31.8. Bei Windgeschwindigkeiten durchwegs unter 3 m/s ist Aufwirbelung wenig wahrscheinlich.

Zusammengefasst: Hohe PM10-Hintergrundkonzentration von 24. bis 27.8. bei Südostwind, von 28. bis 31.8. bei Nordwestwind. Erhöhte PM10-Spitzen in Kittsee sind teilweise auf Bratislava zurückzuführen, teilweise nicht interpretierbar.

8. bis 12.9. 2002

Wetterlage

Flache Luftdruckverteilung bestimmte ca. ab 5.9. das Wetter in Mitteleuropa. Ein kleinräumiges, hochreichendes Tief lag über Norditalien, verlagerte sich aber am 8.9. Richtung Griechenland. Über Österreich war es meist sonnig mit konvektiver Bewölkung. Von Süden gelangten sehr warme Luftmassen nach Mittel- und Osteuropa.

Der Wind kam in Nordostösterreich bis 10.9. morgens überwiegend aus nordöstlicher bis südöstlicher Richtung, in Illmitz drehte er am 8.9. zeitweise auf Nordwest, sonst wehte er überwiegend aus Nordost, Kittsee erfasste meist Wind aus Nordost bis Ost; insgesamt war der Wind sehr unbeständig. Die Windgeschwindigkeit lag in Illmitz um 1 m/s , auf dem Hermannskogel um 3 m/s . Am 9.9. stieg mittags bis nachmittags die Windgeschwindigkeit – bei nun räumlich relativ einheitlichem Südsüdostwind – auf 4 m/s (Illmitz) bis 6 m/s (Hermannskogel).

Der 8. bis 10.9. waren sonnige Tage mit Morgentemperaturen in Illmitz von 12 bis 13°C und Tageshöchsttemperaturen von 27°C .

Die Ozonkonzentrationsverläufe zeigen tagsüber gute vertikale Durchmischung mit Spitzenkonzentrationen von 130 bis $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$; nachts bestand eine meist hochreichende Bodeninversion, die bis 8./9.9. auch das Niveau des Hermannskogel erreichte, in der Nacht 9./10.9. aber darunter lag.

Am 10.9. erreichte eine Kaltfront von Westen Mitteleuropa, die Wien um 8:00 erreichte und Eisenstadt ca. um 12:00. Sie brachte maritime Kaltluft nach Nordostösterreich, deren Ozonkonzentration bei nur $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag; die Verdrängung ozonreicher Luft (bis $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Kittsee) dauerte bis 12:00.

Der Wind drehte mit diesem Frontdurchgang auf Nordwest in Illmitz bis West in Wien, wobei die Windgeschwindigkeit (bei starken Schwankungen) in Illmitz bis 7 m/s stieg. Westströmung mit Advektion kalter Luftmassen hielt an den folgenden Tagen an, die Temperatur erreichte am 11.9. maximal 22°C , am 12.9. 19°C .

Am 12.9. drehte der Wind in Illmitz und in Teilen des östlichen Niederösterreichs auf Nord, in Eisenstadt und Kittsee auf Nordwest, wodurch kalte Luftmassen kontinentaler Herkunft nach Nordostösterreich gelangten.

Die Ozonkonzentration zeigt am 11. und 12.9. homogene vertikale Durchmischung bei Konzentrationen bis $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 11.9. und $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 12.9.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz von 6. bis 10.9. kontinuierlich an. Dafür ist Ferntransport von Südosten hauptverantwortlich; ein Tagesgang infolge der nächtlichen ungünstigen Ausbreitungsbedingungen ist nicht festzustellen. Der Frontdurchgang am Vormittag des 10.9. führte in Illmitz ca. um 11:00 zu einem sprunghaften Rückgang der PM10-Belastung von ca. 50 auf $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Alle anderen PM10- und TSP-Messstellen in Nordostösterreich wiesen einen ähnlichen Verlauf auf, wobei die Konzentration in Kittsee, Wien und Bratislava um 15 bis $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher war als in Illmitz. Der Konzentrationsverlauf wies nur geringe zeitliche Variationen auf, die nächtlichen ungünstigen Ausbreitungsbedingungen führten nicht zu erhöhten Konzentrationen; dies kann u.a. mit der großen Vertikalausdehnung der Inversionsschicht (bis über das Niveau des Hermannskogels) am 7./8. und 8./9.9. erklärt werden, wodurch trotz stabiler Schichtung relativ hohe Mischungshöhen bestanden. Die höchsten PM10- und TSP-Konzentrationen wurden am Morgen des 10.9. erreicht, als unmittelbar vor dem Frontdurchgang nur noch eine sehr flache Inversionsschicht bestand.

In Eisenstadt traten PM10-Spitzen am 9. und 10.9. jeweils morgens während der Verkehrsspitze parallel zu erhöhten NO- und CO-Konzentrationen auf.

In Kittsee wurden PM10-Spitzen über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu unterschiedlichsten Zeiten am 8. und 9.9. beobachtet, die, da sie nicht mit erhöhten Konzentrationen gasförmiger Schadstoffe parallel gehen, nicht interpretiert werden können. Bei schwachem nordöstlichem Wind sind Quellen in Bratislava nicht auszuschließen. Aufwirbelung durch Wind ist bei Windgeschwindigkeiten um 1 m/s nicht zu erwarten.

Als einzige Station Nordostösterreichs erfasste Kittsee am 10.9. nach 12:00 noch hohe PM10-Konzentrationen um $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$; hier wehte weiterhin Nordnordostwind, sodass Schadstoffadvektion aus Bratislava wahrscheinlich ist, worauf die gleichzeitige SO₂-PM10-Spitze am 10.9. um 14:00 hinweist.

Einzelne Wiener Messstellen registrierten PM10- und TSP-Konzentrationen, die das städtische Belastungsniveau weit überstiegen. Die PM10-Spitzen in Liesing am 9. und 10.9. (Mo, Di) morgens (über $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sind jedenfalls lokalen Emissionen zuzuordnen.

Hohe PM10- bzw. TSP-Konzentrationen wurden am 9. und 10.9. an der Taborstr. sowie am 9.9. tagsüber am Belgradplatz beobachtet, ihre spezifischen Ursachen sind nicht interpretierbar.

Nachdem von 10.9. nachmittags bis 11.9. vormittags die PM10-Belastung in Nordostösterreich großflächig sehr niedrig – meist unter $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - war, stieg sie am Nachmittag des 11.9. an allen Messstellen an. Wie weit bei relativ günstigen Ausbreitungsbedingungen und starkem Nordwestwind dafür lokale Emissionen verantwortlich waren, lässt sich nicht definitiv aussagen; die erhöhte CO-Belastung in Wien wie in Illmitz deutet auf regionale Schadstoffanreicherung hin, Ferntransport ist nicht auszuschließen. Angesichts der großen räumlichen Einheitlichkeit des Konzentrationsverlaufs ist Aufwirbelung durch Wind wenig wahrscheinlich. Keine Aussagen sind über die PM10-Spitze in Kittsee am 11.9. um 17:00 bei starkem Westwind möglich, es könnte sich um Aufwirbelung durch Wind handeln.

In der Nacht 11./12.9. ging die PM10-Belastung überall zurück, am 12.9. stieg sie an allen Messstellen Nordostösterreichs wieder deutlich an. Trotz starken Nordwest- bzw. Nordwindes waren die Ausbreitungsbedingungen eher ungünstig – wie die erhöhten CO-Konzentrationen in Wien wie in Illmitz zeigen –, es bestand eine hochreichend leicht stabile Schichtung. Die erhöhte PM10-Belastung lässt sich somit auf großräumige Schadstoffanreicherung zurückzuführen.

Einzelne Messstellen überschritten das großflächige Belastungsniveau deutlich, v.a. Rinnböckstraße am 12.9. von früh morgens bis abends sowie zeitweise Belgradplatz, Taborstraße und Stixneusiedl. Aufwirbelung durch Wind ist nicht auszuschließen. Nicht interpretierbar ist die extreme PM10-Spitze (weit über 200 µg/m³) am Belgradplatz in der ersten Nachthälfte 11./12.9.

Die PM10-Belastung ging am 13.9. bei anhaltender Nordströmung etwas zurück, fiel aber erst am 15.9. unter 30 µg/m³, als eine Kaltfront von Norden maritime Luftmassen und Regen brachte.

Zusammengefasst: 7. bis 10.9. Ferntransport von Südosten. PM10-Spitzen in Kittsee schwer interpretierbar, vermutlich aus Bratislava (kaum SO₂). PM10-Spitzen in Eisenstadt zur Morgenverkehrsspitze.

11. bis 13.9. regionale Schadstoffanreicherung bei starkem Nordwest- bis Nordwind und mäßig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen. Ferntransport möglich, aber nicht beurteilbar.

16.10.2002

Wetterlage

Am 15.10. überquerte eine - wenig wetterwirksame, aber mit ausgedehnter Bewölkung verbundene - Frontalzone von Westen, ausgehend von einem Tief über Norddeutschland, Nordostösterreich. Damit wurde warme Luft mediterranen Ursprungs durch kalte atlantische Luftmassen verdrängt. Dieses Tief verlagerte sich ostwärts, und Ostösterreich gelangte am 16.10. wieder in eine warme Luftmasse mediterraner Herkunft (im Warmsektor des folgenden Tiefs). Das nächste Frontensystem erreichte Nordostösterreich am 17.10.

In Nordostösterreich wehte bis 17.10. Wind aus südlicher bis östlicher Richtung (Eisenstadt und Kittsee Nordost, Illmitz Südost, Wien Süd), dessen Geschwindigkeit meist unter 2 m/s lag, in Kittsee und Hainburg aber bis 5 m/s erreichte.

Die Temperaturschichtung war von 15. bis 18.10. meist leicht stabil, in der Nacht 16./17.10. bildete sich eine ausgeprägte Bodeninversion, in der Nacht 15./16.10. eine schwächere Inversion.

Der Wind drehte am 17.10. morgens zeitweise auf West bis Nordwest, wehte am 17.10. dann weiterhin aus Südost, ehe am Abend des 17.10. eine Drehung des Windes auf West bis Nordwest mit der Zunahme seiner Geschwindigkeit bis 6 m/s (Illmitz) einher ging. Dieser erste Frontdurchgang des 17.10. brachte eine deutliche Erwärmung, die in Illmitz bis 20°C, in Wien Hohe Warte bis 17°C reichte, sowie einen sprunghaften Anstieg der Ozonkonzentration von um 40 µg/m³ (Illmitz) zu Mittag auf 80 µg/m³.

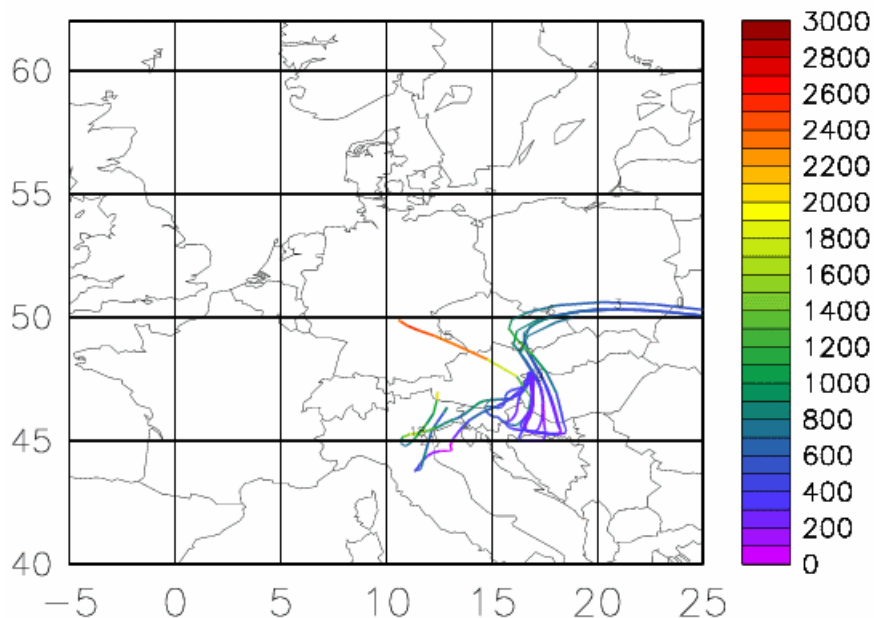


Abbildung 108: Rückwärtstrajektorien für Illmitz, 16.10.2002

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz von 14.10. bis in die Nacht 16./17.10. relativ kontinuierlich an, wobei ein Konzentrationsniveau um $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht wurde. Dafür war im wesentlichen Ferntransport von Südosten verantwortlich.

Am Vormittag des 16.10. trat eine kurze Konzentrationsspitze bis $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf, die mit einer kurzzeitigen Winddrehung auf West und leicht erhöhter SO_2 -Konzentration in Verbindung stand.

In Eisenstadt war dem PM10-Konzentrationsverlauf eine Spitze am 16.10. morgens – parallel zu NO , NO_2 und CO und während verschwindender Ozonkonzentration – überlagert, die der morgendlichen Verkehrsspitze bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zugeordnet werden kann. Bei bereits geringerer PM10-Belastung traten am 17.10. Konzentrationsspitzen ($45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) während der morgendlichen und abendlichen Verkehrsspitze auf. Nach 18:00 ging die PM10-Belastung auf $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zurück.

In Kittsee fielen einzelne PM10-Konzentrationsspitzen am 16. und 17.10. mit kurzen SO_2 -Spitzen zusammen, besonders am 17.10. nachmittags. am Abend stieg die NO_2 -Konzentration deutlich an, ehe NO_2 und PM10 um 20:00 nahe null abfielen. Bei Nordostwind ist jedenfalls die Region Bratislava für diese PM10-Spitzen verantwortlich, wobei unmittelbar vor Frontdurchgang sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen herrschten.

In Wien traten die höchsten PM10- und TSP-Konzentrationen am 16.10. morgens auf, wobei das großflächige Konzentrationsniveau $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichte, an der Taborstraße, v.a. am Schafbergbad aber wesentlich höhere Konzentrationen auftraten – am Schafbergbad bis $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieses PM10- und TSP-Konzentrationsmaximum fällt mit der morgendlichen Verkehrsspitze zusammen, allerdings war die NO - und NO_2 -Konzentration eher mäßig. Das räumliche Konzentrationsmuster mit außerordentlich hoher TSP-Belastung am Schafbergbad ist sehr ungewöhnlich. Ferntransport aus Ursache scheint unwahrscheinlich, da während der PM10-Spitze am Schafbergbad auch eine NO -Spitze auftrat. Damit scheint Schadstofftransport aus dem Stadtgebiet Wiens eher wahrscheinlich. Während dieser Spitze wehte richtungsunbeständiger schwacher Wind.

Zusammengefasst: PM10-Ferntransport von Südosten, Ende der Episode mit Frontdurchgang von W. Lokale Beiträge durch Verkehr in Eisenstadt, Spitzen in Kittsee aus Bratislava.

27. bis 29.11. 2002

Wetterlage

Am 25.11. gelangten subtropische kontinental geprägte Luftmassen (aus Nordafrika) mit starker südlicher Höhenströmung nach Österreich und drangen am 26.11. weiter nordwärts ins östliche Mitteleuropa vor. Diese Wetterlage mit Warmluftadvektion von Südosten hielt bis 29.11. an, an dessen Abend eine markante Kaltfront von Westen Mitteleuropa erreichte. Sie erreichte (bereits okkludiert) am 30.11. morgens Ostösterreich, wobei es zu Tiefbildung im östlichen Deutschland sowie über Norditalien kam. Mit ihr erreichten kühle maritime Luftmassen Österreich.

Bis zum 26.11. nachmittags wehte im Nordburgenland schwacher Südostwind, der dann auch Ost bis Nordost drehte. Die Geschwindigkeit lag in Illmitz bei 1 bis 3 m/s. In Kittsee und Eisenstadt wehte beständig Nordostwind, in Wien eher südlicher Wind. In der Nacht 28./29.11. nahm die Windgeschwindigkeit in Kittsee bis 5 m/s zu.

In der Nacht 29./30.11. stellte sich richtungsunbeständiger, sehr schwacher Wind ein, am Morgen des 30.11. in Illmitz Südwind, in Kittsee und im nördlichen Niederösterreich südwestwind, im Raum Wien Westwind, wobei die Geschwindigkeit in Wien und im nördlichen Niederösterreich bis 6 m/s stieg, in Illmitz und Eisenstadt mit um 1 m/s aber sehr niedrig blieb.

Die kleinräumigen Trajektorien zeigen am 27. und 28.11. in Illmitz und Kittsee Anströmung von Südosten bis Ostsüdosten.

Die ECMWF-Trajektorien kamen am 27.11. von Südrumänien und Nordostserbien über Südost- Mittel- und Nordwestungarn, im Verlauf des 28.11. verlagerte sich die Zugbahn der Luft über Süd- und Westungarn, kam aber bis zum 29.11. weiterhin aus Südrumänien und Nordserbien.

Der 26.11. war sonnig mit bis 14°C in Illmitz und 16°C in Wiener Neustadt. In der Nacht zuvor, vor allem aber in der Nacht 26./27.11. bestand eine deutliche Inversion. Die folgenden Tage wiesen bewölktetes Wetter mit nur geringen Tagesamplituden der Temperatur auf, die am 27.11. ca. 9°C, am 28. und 29.11. 7°C erreichte. Es herrschte meist neutrale Temperaturschichtung, in der Nacht 29./30.11. wieder eine massive Inversion, die sich auch am 30.11. tagsüber (mit Temperaturen bis 11°C) nicht auflöste und sich in der Nacht 30.11./1.12. wesentlich verstärkte.

Mit südöstlichem Wind wurden bis 29.11. sehr ozonarme Luftmassen nach Ostösterreich gebracht, die Konzentration lag zumeist unter 40 µg/m³. Meist war Eisenstadt die höchst belastete Messstelle Nordostösterreichs; die sehr niedrigen Konzentrationen am Hermannskogel deuten auf hochreichend ungünstige Ausbreitungsbedingungen (auch bei neutraler Temperaturschichtung in Wien unterhalb der Hohen Warte) hin. Am 29.11. 23:00 stieg am Hermannskogel, an den niedriger gelegenen Stationen gegen 8:00 die Ozonkonzentration an (bis 60 µg/m³), d.h. mit westlichem Wind kamen etwas ozonreichere Luftmassen.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg bereits ab 25.11. in Illmitz bei Südostwind an und erreichte die höchsten Werte (um 45 µg/m³) in der Nacht 27./28.11. Im Verlauf des 28.11. ging die Konzentration bereits wieder zurück, stieg am frühen Morgen des 30.11. nochmals bis 40 µg/m³ und fiel mit dem Luftmassenwechsel am Morgen des 30.11. unter 15 µg/m³.

Der PM10-Konzentrationsverlauf in Illmitz ging ungefähr parallel mit SO₂ - wobei die SO₂-Konzentration aber insgesamt sehr niedrig war (Maxima um 10 µg/m³) – doch gibt dies einen Hinweis auf PM10-Ferntransport aus Quellregionen (im Südosten), die auch für SO₂-Advektion verantwortlich waren.

Kittsee, aber auch Hainburg und Gänserndorf wiesen von 26.11. bis 28.11. morgens sowie am 29.11. über Mittag erhöhte SO₂-Konzentrationen auf (Spitzen bis 80 µg/m³), die in Hinblick auf die Windrichtung (Nordost in Kittsee) jedenfalls Emissionen in Bratislava zuzuordnen sind. Die erhöhte PM10-Konzentration in Kittsee ging teilweise mit SO₂ und NO₂ parallel, PM10-Konzentrationen zwischen 50 und 90 µg/m³ traten aber am 28. und 29.11. auch bei niedriger SO₂-Konzentration auf. PM10-Quellen in Bratislava sind in Hinblick auf den beständigen nordöstlichen Wind sehr wahrscheinlich. In Bratislava war die PM10-Konzentration allerdings zumeist niedriger als in Kittsee. Damit ist PM10-Transport aus höher belasteten Regionen in der Zentralslowakei auszuschließen.

Eisenstadt wies stark erhöhte PM10-Konzentrationen von 27.11. morgens bis in die frühen Nachtstunden (70 bis 85 µg/m³) auf, die mit teilweise erhöhten NO-, NO₂- und CO-Konzentrationen und einem unruhigen Ozonkonzentrationsverlauf einhergingen. Da die PM10-Belastung wesentlich höher war als in Illmitz und Kittsee, ist PM10-Advektion von Osten sehr unwahrscheinlich. Lokale Emissionen bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen dürften damit die Ursache der erhöhten Belastung gewesen sein.

Wien wies einen ähnlichen Belastungsverlauf bei PM10 bzw. TSP wie Eisenstadt auf, so dass – neben dem Ferntransport von Südosten – die Ausbreitungsbedingungen den wesentlichsten Einfluss auf die Belastung ausübten.

Ferntransport von Südosten dominierte die PM10-Belastung, in Kittsee zudem Advektion aus Bratislava. Eisenstadt kamen lokale Emissionen bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zum Tragen.

11. bis 17.12. 2002

Wetterlage

Ein Osteuropäisches Hoch dehnte ab 9.12. seinen Einfluss auf das östliche Mitteleuropa aus, wobei kalte kontinentale Luftmassen nach Ostösterreich gelangten. Der Kern des Hochs lag am 11.12. über Ostmitteleuropa; ausgedehnt von einem hochreichenden Tief über der Biscaya erstreckte sich eine Frontalzone von Frankreich über Norditalien bis ins östliche Mittelmeer – diese Wetterlage blieb bis 13.12. stationär, als sich das Hoch abschwächte und nach Südosteuropa verlagerte.

In Nordostösterreich wehte beständiger Südostwind, dessen Geschwindigkeit in Illmitz zwischen 1 und 3,5 m/s variierte. In Kittsee und Stixneusiedl stieg die Geschwindigkeit am 12.12. bis 8 m/s. Am 13.12. drehte mittags der Wind in Nordostösterreich zunächst auf Nordnordost, in der folgenden Nacht auf Nordwest, wobei die Geschwindigkeit unter 2 m/s abnahm.

Die kleinräumigen Trajektorien erreichten Illmitz und Kittsee am 11.12. von Ostsüdosten, am 12.12. von Südosten. Im Verlauf des 13.12. drehte der Wind auf Nord, die Trajektorien beschreiben Kurven nordöstlich der Messstellen. Am 14.12. kam der Wind zeitweise von Nordnordwest, zeitweise von Ostsüdost, bis sich ab 15.12. wieder einheitlicher Südostwind einstellte. Ab 18.12. wehte zügiger Nordwestwind.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen am 11.12. Luftmassentransport von Ostsüdost über Zentralrumänien und Zentralungarn, am 12.12. geringere Verlagerungsgeschwindigkeiten - längere Aufenthaltsdauern über Ostungarn - , die am 13.12. noch weiter abnahmen (Aufenthaltsdauern über Nord-, Mittel- und Ostungarn über 70 h). Die Trajektorien kamen weiter

über Nordungarn und erreichten das Nordburgenland über die Westslowakei von Nordnordosten.

Es war zumeist sonnig und sehr kalt, die Tageshöchsttemperatur lag – bei starken täglichen Temperaturamplituden – in Illmitz bis 12.12. bei -3°C , die Morgentemperatur am 10. und 11.12. bei -9°C , am 12.11. bei -8°C . Die Temperaturschichtung war ungefähr neutral.

Ab 13.12. war es bewölkt, der 13.12. wies praktisch keine Tagestemperaturamplitude auf, am 14.12. stieg die Temperatur in Illmitz bis -2°C . Der Wind drehte am 14.12. vormittags wieder auf Südost.

Ab 14.12. verstärkte sich ein Hoch über Nordosteuropa; ein Tief verlagerte sich am 15.12. von Westfrankreich nach Mitteleuropa, dessen Frontsystem langsam ostwärts vorrückte und in der Nacht 17./18.12. Ostösterreich überquerte.

Der Wind blies bis 17.12. mittags beständig aus Südost (mit Geschwindigkeiten bis 3 m/s in Illmitz und 6 m/s in Stixneusiedl), drehte dann über Ost auf Nord, bis sich am 18.12. früh morgens beständiger Nordwestwind einstellte, dessen Geschwindigkeit in Illmitz 6 m/s erreichte.

Die Windgeschwindigkeit im Bereich Nordostösterreichs nahm am 14.12. weiter ab, die Trajektorien beschrieben 48 h vor Erreichen von Illmitz Schleifen über der Westslowakei, Mähren, Nordostösterreich und Nordwestungarn. Im Lauf des 15.12. stellte sich wieder stärkere Südostströmung ein, die Luft, die ab Nachmittag Illmitz erreichte, überströmte Südrumänien, Nordserbien, Süd- und Westungarn.

Die Temperatur nahm bis 17.12. (bei bedecktem Himmel) langsam zu, am 18.12. wurde es mit maximal $+2^{\circ}\text{C}$ wärmer, in der Nacht 18./12. setzte dann massive Warmluftadvektion ein, sodass bereits in der Nacht $+2^{\circ}\text{C}$ auftraten, am 19.12. tagsüber $+3^{\circ}\text{C}$, wobei labile Temperaturschichtung auftrat.

Mit Südostwind wurden ab 9.12. sehr ozonarme Luftmassen nach Nordostösterreich transportiert, die Ozonkonzentration nahm von Maxima um $80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 10.12. auf $40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 17.12. ab. Der Frontdurchgang am 18.12. brachte keinen abrupten Luftmassenwechsel, sondern die Ozonkonzentration stieg überall langsam an und erreichte am 18.12. abends maximal $65\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

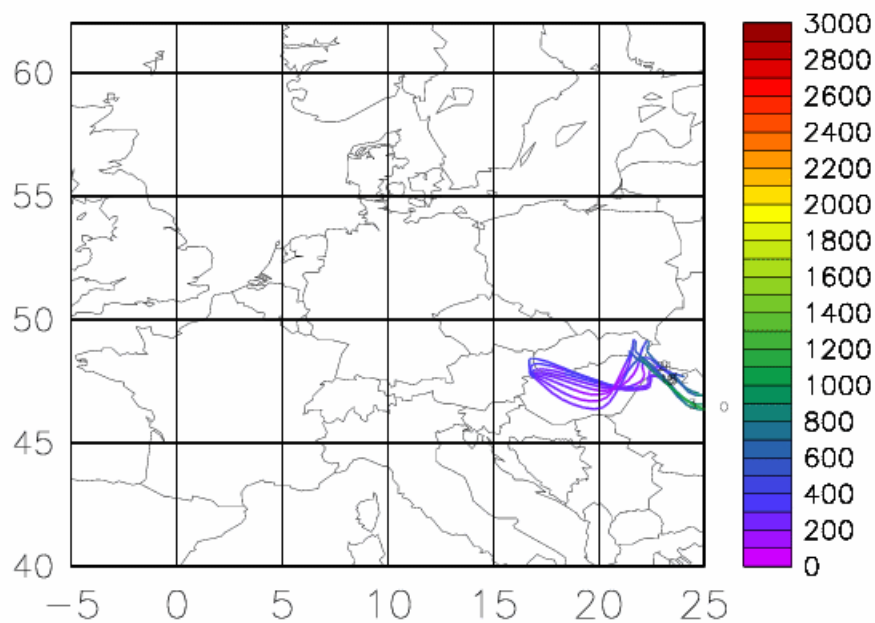


Abbildung 109: Rückwärtstrajektorien, 13.12.2002

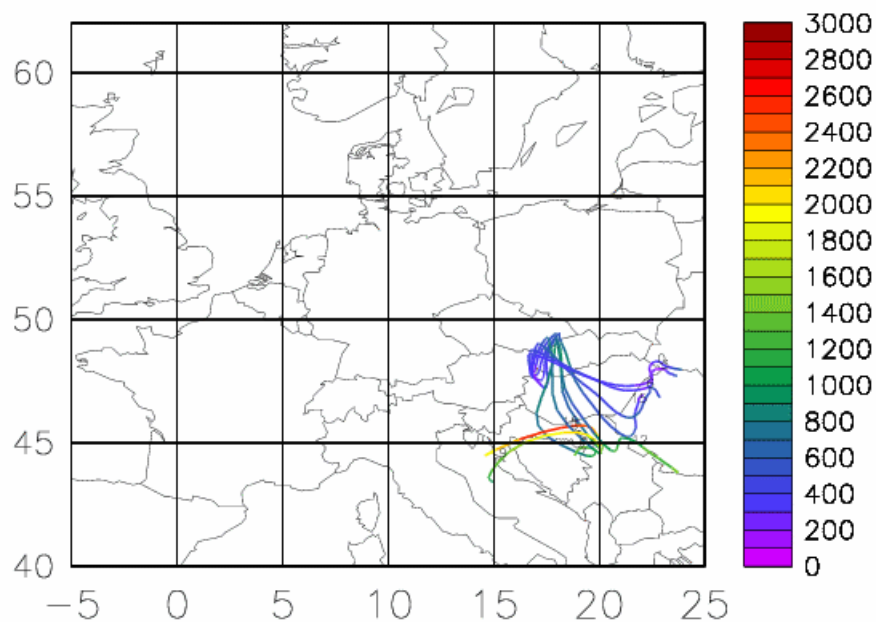


Abbildung 110: Rückwärtstrajektorien, 14.12.2002

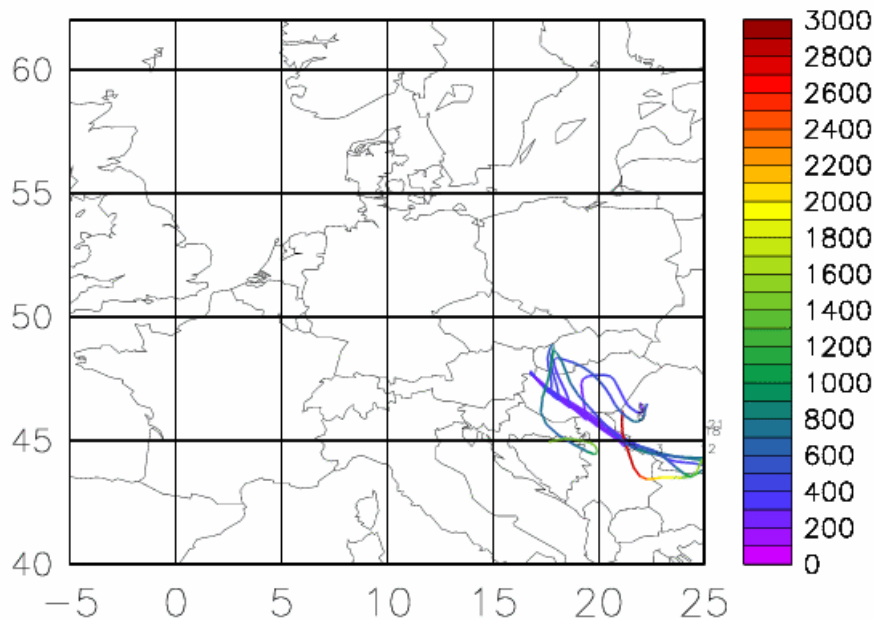


Abbildung 111: Rückwärtstrajektorien, 15.12.2002

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz von 10. bis 13.12. kontinuierlich an, wofür im wesentlichen Ferntransport von Südosten verantwortlich war (Ungarn, u.U. Westrumänien). Die höchsten Konzentrationen traten am 13.12. während schwachen nördlichen Windes auf (Anströmung von Nordungarn über Westslowakei und das östliche Niederösterreich). Mit der Drehung auf Südost ging am 14.12. die PM10-Konzentration zurück (hohe Aufenthaltsdauern der Trajektorien im Umkreis von 100 km um Illmitz), stieg im Verlauf des 15.12. wieder stark an (bis $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (hohe Verweilzeiten über Ungarn und Nordserbien) und sank am Abend des 15.12., als der Südostwind ablaute, auf $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (variable Strömungsverhältnisse über Ungarn und Slowakei). Bis zum 16.12. spät abends stieg die PM10-Konzentration wieder über $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (hohe Verweilzeiten über Ungarn und Nordserbien) und fiel am 17.12. morgens, als der Wind auf Ost drehte, leicht ab. einem neuerlichen Anstieg am Abend des 17.12. folgte am Morgen des 18.12. mit Drehung des Windes auf Nordwest ein Abfall auf unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$; dieses Konzentrationsniveau blieb die folgenden Tage bestehen.

Erhöhte PM10-Konzentrationen fielen in Illmitz am 15.12. tagsüber und am 18.12. morgens mit erhöhter SO_2 -Belastung zusammen; demgegenüber korrespondieren die erhöhten PM10-Konzentrationen am 13.12., in der Nacht 16./17.12. sowie am 17.12. abends nicht mit erhöhten SO_2 -Werten, und die abrupten Anstiege der SO_2 -Konzentration am 13.12. und am 17.12. jeweils mittags fielen mit relativ niedriger PM10-Belastung zusammen. Allerdings waren die Zeiträume erhöhter PM10-Belastung in Illmitz mit großflächig relativ hoher SO_2 -Belastung verbunden.

In Kittsee wurde (zeitgleich mit Hainburg und Gänserndorf) am 11. und 13.12. zeitweise stark erhöhte SO_2 -Belastung (Spitzen über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) registriert, die aber nur beschränkt mit erhöhter PM10-Belastung zusammen fiel. So wirkte sich die SO_2 -Spitze am 11.12. mittags (bis $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$) überhaupt nicht auf die PM10-Konzentration aus, die von 11.12. früh morgens bis 12.12. mittags konstant hoch (60 bis $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) war. Das Belastungsmuster bei PM10, SO_2 und NO_2 deutet darauf hin, dass für die erhöhte PM10-Belastung in Kittsee so-

wohl PM10-Quellen, die mit NO₂-Quellen, als auch solche, die mit SO₂-Quellen ident sind, verantwortlich waren, wobei NO₂ und SO₂ teilweise einen gegenläufigen Verlauf aufweisen und somit eindeutig unterschiedlichen Emittenten zuzuordnen sind. Für die hohen PM10-Konzentrationen am 13.12. (bis 110 µg/m³, TMW 87 µg/m³) war vormittags PM10-Transport parallel zu SO₂, danach parallel zu NO₂ und NO verantwortlich. Die Drehung des Windes von Ostnordost auf Nordwest führte nicht zu einem Rückgang der PM10-Belastung; wie die kleinräumigen Trajektorien zeigen, kam die Luft in einer Schleife von der Westslowakei von Norden nach Kittsee. Die PM10-Belastung ging am 13.12. ca. 23:00 rasch zurück (auf 60 µg/m³), als der Wind auf Westnordwest drehte. Ein neuerlicher Anstieg der PM10-Konzentration in der Nacht 14./15.12. (Spitzen bis 100 µg/m³) ging mit einem Steigen der PM10-Belastung in Illmitz einher, allerdings mit mehreren darüber hinaus gehenden Spitzen, die teilweise mit SO₂ parallel gingen. Eine PM10-Spitze bis 75 µg/m³ am 18.12. nach Mitternacht ging mit einer NO-Spitze bei Nordwind einher.

In Eisenstadt stieg die PM10-Belastung sprunghaft jeweils am 11. und 12.12. ca. 17:00 an; der Anstieg erfolgte später und rascher als bei NO₂. Am 13.12. morgens stieg die PM10-Konzentration in Eisenstadt nochmals rasch von um 70 auf bis zu 100 µg/m³ an, etwas später als in Kittsee, die Ähnlichkeit des Belastungsverlaufs in Eisenstadt und Kittsee deutet in Kombination mit den kleinräumigen Trajektorien - auf Schadstofftransport aus Bratislava bis Eisenstadt hin.. Die deutlich erhöhte NO-, NO₂- und CO-Konzentration deuten aber darauf hin, dass lokale Quellen bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen einen wesentlichen Beitrag lieferten. Am 15.12. folgte der neuerliche Konzentrationsanstieg in Eisenstadt (bis 95 µg/m³) jenem in Illmitz, ebenso am 17.12. spät abends.

Die Tatsache, dass die PM10-TMW in Illmitz durchwegs höher waren als in Kittsee und Eisenstadt, obwohl der Belastungsverlauf (HMW) dort auf zusätzliche lokale Einflüsse schließen lässt, dürfte damit erklärbar sein, dass der Standortfaktor 1,3 für Eisenstadt und Kittsee die tatsächliche PM10-Belastung deutlich unterschätzt; in Illmitz ergeben sich Faktoren zwischen 1,67 und 1,85.

In Wien und Bratislava wies die PM10-Konzentration ein ähnliches Niveau auf wie im Nordburgenland, die höchsten Konzentrationen traten am 13.12. und am 15.12. jeweils über Mittag auf.

Einer plausiblen Erklärung entziehen sich die extrem hohen PM10- bzw. TSP-Konzentrationen, die in der Nacht 15./16.12. v.a. an den Stationen Schafbergbad, Gaudenzdorf und Belgradplatz auftraten, wobei über 300 µg/m³ erreicht wurden. Bei Windgeschwindigkeiten um 2 m/s in der Lobau und 4 bis 5 m/s am AKH erscheint Aufwirbelung unwahrscheinlich, zumal Phasen mit noch höhern Windgeschwindigkeiten am 15., 18. und 19.12. keinerlei vergleichbare TSP-Belastung aufwiesen.

Unmittelbar vor dem Frontdurchgang früh morgens am 18.12. stieg die PM10- und TSP-Belastung in Wien nochmals bis 90 µg/m³, ehe sie abrupt auf 25 bis 45 µg/m³ abfiel.

Zusammenfassung: Ferntransport von Südosten, teilweise parallel mit SO₂. in Kittsee PM10 teilweise parallel SO₂, teilweise parallel NO₂, teilweise nicht mit gasförmigen Schadstoffen übereinstimmend.

20. bis 23.12. 2002

Wetterlage

Ein Hochdruckgebiet verlagerte sich am 19.12. von den Britischen Inseln nach Mitteleuropa und am 21.12. weiter nach Südosteuropa. Von Südwesten drang am 21.12. warme Luft maritimen Ursprungs ins südliche Mitteleuropa vor und brachte verbreitet Regen. Am 22.12. erreichten, gesteuert von Tiefdruckgebieten über Nordosteuropa und dem Nordatlantik, mehrere Frontalzonen von Norden Mitteleuropa, mit denen kalte Luft maritimen Ursprungs her-

angeführt wurde, während das südliche Mitteleuropa – und so auch Nordostösterreich – im Bereich milderer südeuropäischer Luftmassen verblieb. Verbunden mit komplexen Luftmassengrenzen über Mitteleuropa hielt bis 23.12. Regen bzw. Schneefall an.

In Nordostösterreich wehte bis 22.12. mittags überwiegend sehr schwacher (in Illmitz unter 2 m/s) Wind aus recht variabler Richtung, in Illmitz meist aus einem Sektor zwischen Nord und Südost, zeitweise auch von Südwesten; in Kittsee überwog – bedingt durch topographische Einflüsse – Nordostwind, in Wien kam der Wind überwiegend aus Ost bis Süd. Am 22.12. stellte sich tagsüber recht einheitlicher Wind aus Ost bis Südost ein, dessen Geschwindigkeit in Illmitz kaum anstieg, in Kittsee und Stixneusiedl aber bis 7 m/s erreichte. In der folgenden Nacht drehte der Wind auf Nordost, am 23.12. auf Nordwest, wobei die Geschwindigkeit in Illmitz über 3 m/s zunahm, im Raum Wien unter 2 m/s sank. In der Nacht 23./24.12. stellte sich wieder Ost- bis Südostwind mit 2 bis 3 m/s ein.

Die kleinräumigen Trajektorien zeigen am 20.12. für Illmitz wie für Kittsee sehr geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten und Schleifen nordöstlich des Zielpunktes, für Kittsee somit über Bratislava. Extrem geringe Windgeschwindigkeiten mit extrem hohen Verweildauern in unmittelbarer Nähe des Zielpunktes kennzeichnen den 21.12.; ab 22.12. stellte sich etwas stärkerer Wind aus Nordost bis Südost ein.

Die 96 h-Rückwärtstrajektorien für den 20.12. zeigen, dass die Illmitz erreichenden Luftmassen zunächst mit hoher Verlagerungsgeschwindigkeit aus dem Bereich von Nord- und Ostsee kamen, einige Stunden vor Eintreffen in Illmitz über Westungarn oder Mittelkroatien „umkehrten“ und Illmitz mit geringer Geschwindigkeit von Süden erreichten. Ab 21.12. morgens hielten sich die Trajektorien während 96 h in nur einem kleinen Bereich vom östlichen Deutschland bis Westungarn auf, sie zeigen sehr unstete Luftbewegungen über dem nördlichen und östlichen Österreich und Westungarn, am 22.12. auch über der Westslowakei und Südmähren. Am 23.12. hielten sich die Illmitz erreichenden Luftmassen während der vorangegangenen 96 h überwiegend über Ungarn, der Westslowakei und Mittelkroatien auf, bei weiterhin sehr variablen Strömungsverhältnissen.

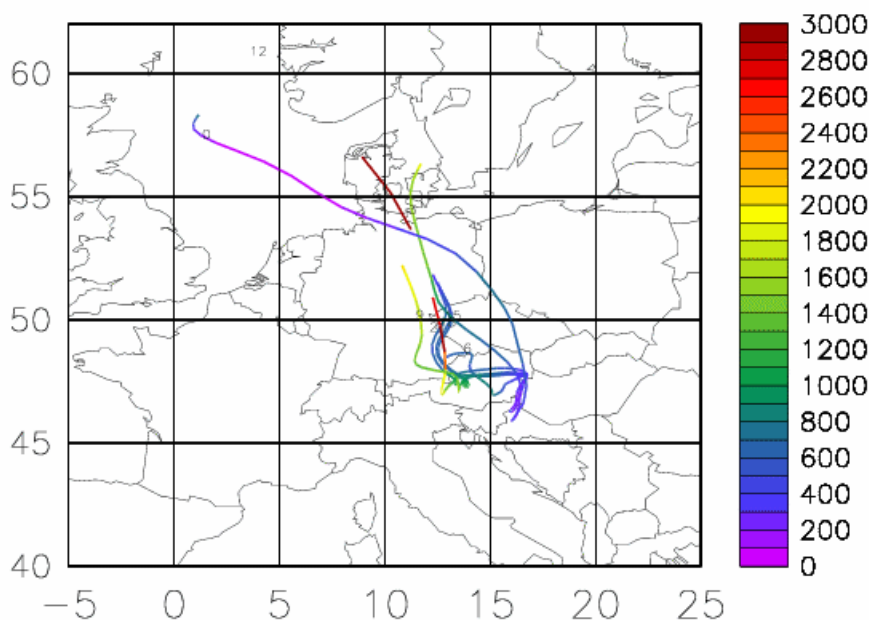


Abbildung 112: Rückwärtstrajektorien, 21.12.2002

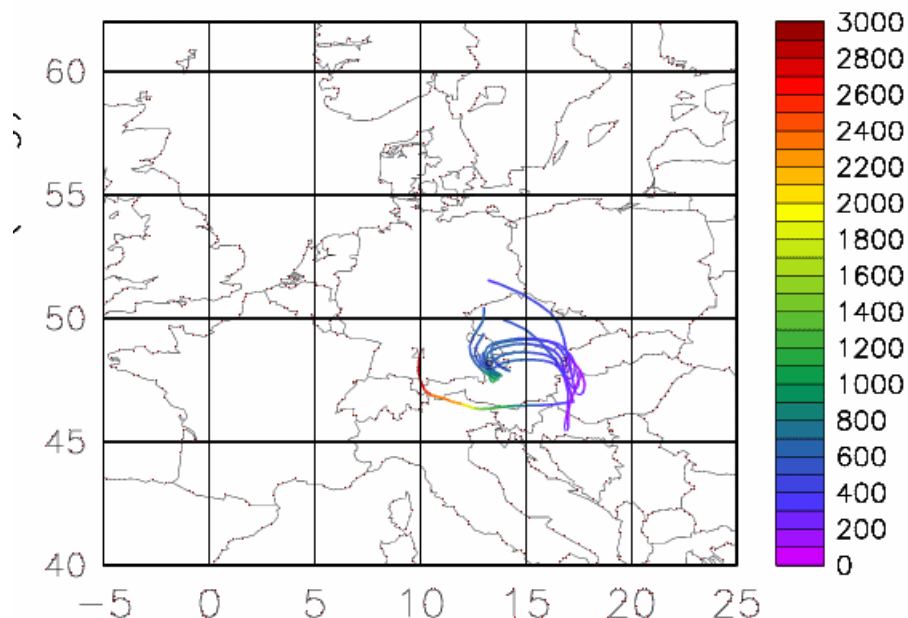


Abbildung 113: Rückwärtstrajektorien, 22.12.2002

Die Temperatur lag am 20.12. morgens um -10°C und stieg bis 22.12. (max. $+1^{\circ}\text{C}$) langsam an. Infolge beständigen Nebels bzw. bedeckten Himmels ließen Tagesamplituden zwischen 21. und 23.12. völlig aus. Ab 23.12. nachmittags sank die Temperatur wieder. Die Temperaturschichtung war fast durchgehend leicht stabil.

Der Ozonkonzentrationsverlauf deutet auf hochreichend ungünstige Ausbreitungsbedingungen in einer insgesamt sehr ozonarmen Luftmasse hin, deren Konzentration $40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ selten überstieg. Erst am 24.12. morgens erfolgte ein rascher Anstieg auf bis $80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die großräumig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen bildet auch die CO-Belastung ab, welche auch an der Hintergrundmessstelle Illmitz von 21. bis 23.12. mit $0,50$ bis $0,80\ \text{mg}/\text{m}^3$ stark erhöht war und am 24.12. morgens auf $0,25\ \text{mg}/\text{m}^3$ abfiel.

Immission

In Illmitz stieg die PM10-Konzentration am 20.12. morgens parallel zu CO und NO_2 von ca. 20 auf $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Umstellung der Anströmung von Norden auf längere Verweildauer über Westungarn) und blieb bis 23.12. 4:00 ungefähr auf diesem Niveau. Ein kurzzeitiger stärkerer Anstieg bis $60\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Nacht 22./23.12. ging mit erhöhter NO_2 - und SO_2 -Belastung bei Drehung des Windes auf Nord einher (Advektion von Bratislava). Demgegenüber fiel die PM10-Konzentration am 23.12. 4:00 rasch parallel zu einem ebenso abrupten Anstieg der SO_2 -Belastung ab, während der Wind von Ost auf Nordost drehte – in diesem Fall war die SO_2 -reiche Luft aus Nordosten offenbar PM10-arm.

Insgesamt zeigen die ECMWF-Rückwärtstrajektorien extrem uneinheitliche Anströmungsverhältnisse mit Verweildauern bis 96 h in einem Bereich vom südöstlichen Deutschland bis Slowakei, Slowenien und Mittelkroatien. Die kleinräumigen Trajektorien zeigen am 20. und 21.12. extrem geringe Luftmassenverlagerungen und somit starke regionale Schadstoffanreicherung.

Am 23.12. erreichten ab ca. 18:00 mit Nordnordwestwind, ab Mitternacht mit Ostsüdostwind SO₂-, NO₂- und PM10-reiche Luftmassen Illmitz. Mit Südostwind fiel ab ca. 9:00 am 24.12. die PM10- und SO₂-Konzentration rasch ab, die Ozonkonzentration stieg ebenso rasch. Der Luftmassenwechsel spiegelt sich in den Windverhältnissen kaum wieder.

In Kittsee war der von der PM10-Hintergrundkonzentration dominierte Konzentrationsverlauf von erhöhten Konzentrationen überlagert, die von 20. bis 22.12. weit eher NO₂ als SO₂ folgten. Die SO₂-Spitzen am 22.12. spät abends (bis 125 µg/m³) sowie am 24.12. früh morgens zeichnen sich im PM10-Belastungsverlauf nicht ab. Damit war die erhöhte PM10-Belastung in Kittsee – bei recht beständigem Nordostwind – eindeutig von Quellen in Bratislava bestimmt, die mit NO₂-, nicht aber mit SO₂-Emittenten in Zusammenhang stehen.

In Eisenstadt spielten neben der PM10-Hintergrundkonzentration lokale Beiträge v.a. von 20.12. nachmittags bis in die folgende Nacht sowie am 21. und 22. eine Rolle. Der rasche Konzentrationsanstieg am 20.12. abends steht mit hohen NO- und CO-Spitzen (d.h. lokalen Verkehrsemissionen) in Verbindung, während erhöhte NOx- und CO-Konzentrationen an den folgenden Tagen – bei großflächig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen - nicht mit PM10 parallel liefen und der Konzentrationsverlauf nur beschränkt interpretierbar ist. Die kleinräumigen Trajektorien deuten zumindest zeitweise auf Transport aus Bratislava hin. Auffällig ist, dass am 23.12. zwischen 4:00 und 18:00 erhöhte SO₂-, NO- und NO₂-Konzentration mit niedriger PM10-Konzentration einherging, während der folgende rasche Konzentrationsanstieg bei PM10 – bei weiterhin erhöhter SO₂-Belastung – mit sehr niedrigen NO-Konzentrationen, d.h. sehr „gealterter“ Luft verbunden war.

In Wien spielten, ebenso wie in Eisenstadt, am 20.12. lokale PM10- bzw. TSP-Emissionen gegenüber Ferntransport eine bedeutende Rolle. An den folgenden Tagen lag das Belastungsniveau in Wien nur wenig über dem Hintergrund, ausgenommen am 22. und 23.12. jeweils abends. Nicht interpretierbar sind die hohen TSP-Konzentrationen von 24.12. nachmittags bis in die folgende Nacht am Belgradplatz und an der Taborstraße. Windaufwirbelung kommt kaum in Frage.

Für die erhöhte PM10-Belastung war teilweise Ferntransport von Südosten verantwortlich. Großflächige Schadstoffanreicherung bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen und niedrigen Windgeschwindigkeiten spielten v.a. in Kittsee eine wesentliche Rolle.

26. bis 28.12. 2002

Wetterlage

Am 25.12. lag Nordostösterreich im Bereich einer Luftmassengrenze zwischen milder mediterraner Luft im Südwesten und kontinentaler Kaltluft im Nordosten, wobei sich letztere durchsetzte. Die Druckverteilung war von einem Hoch im Bereich des Schwarzen Meeres und zügiger Südwestströmung über dem westlichen Mitteleuropa bestimmt. Am 28.12. drangen von Westen mehrere komplexe Frontsysteme – ausgehend von einem Tiefdruckkomplex über der Nordsee und dem Nordatlantik – nach Mitteleuropa vor, vor denen Luft mediterranen Ursprungs einströmte. Über Norditalien kam es zu Tiefbildung.

In Nordostösterreich wehte bis 28.12. früh morgens sehr einheitlicher und beständiger Südostwind, dessen Geschwindigkeit in Illmitz zwischen 2 und 4 m/s variierte, in Kittsee und Stixneusiedl zeitweise 8 m/s erreichte.

Die kleinräumigen Trajektorien erreichten Illmitz und Kittsee am 26.12. von Südosten, am 27.12. drehte die Anströmung mehr auf Ostsüdost. Im Verlauf des 28.12. stellte sich zunehmend südlicher, später westlicher Wind ein, wobei die Luftmassen zunächst von Südosten kamen.

Die 96-stündigen Rückwärtstrajektorien zeigen am 26.12. zügige Anströmung von Südosten, die Luft überquerte die Westukraine und Ungarn. Am 27.12. kam dagegen die Luft beständig über Südrumänien, Nordserbien, Süd- und Westungarn nach Illmitz.

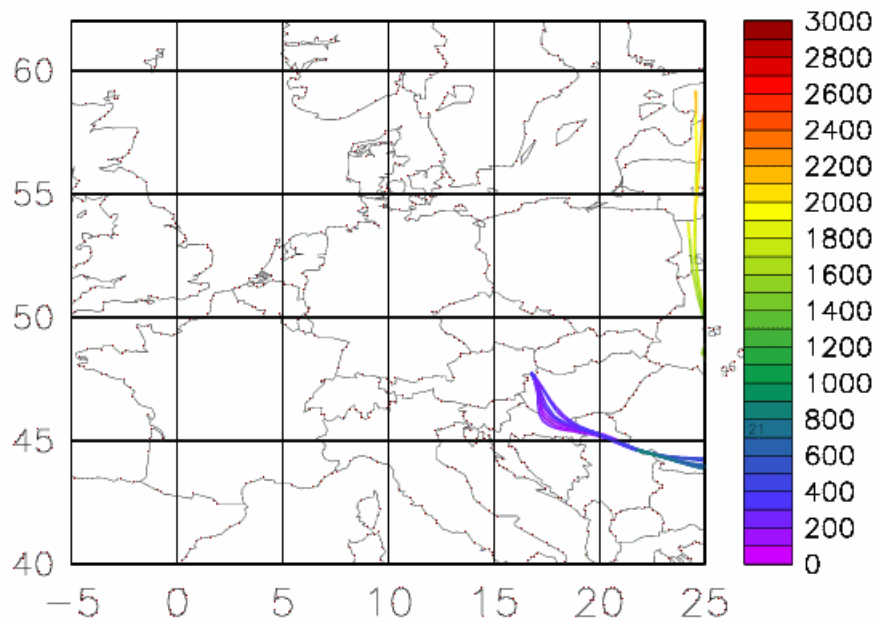


Abbildung 114: Rückwärtstrajektorien, 27.12.2002

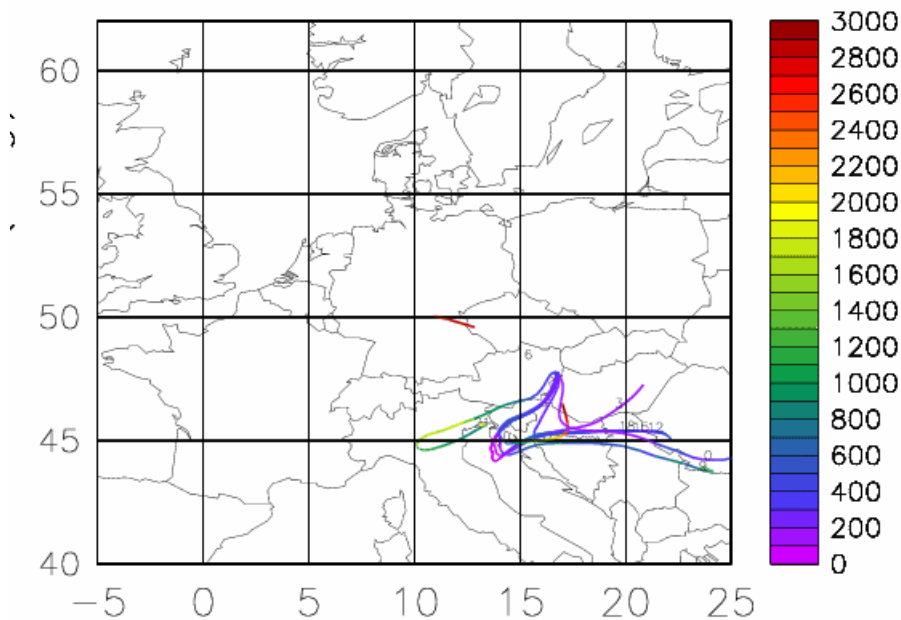


Abbildung 115: Rückwärtstrajektorien, 28.12.2002

Die Temperatur lag am 25. und 27.12. um -4°C , am 26.12. um -2°C ; aufgrund starker Bewölkung waren die täglichen Temperaturamplituden sehr gering. Am 26.12. ließ zeitweilige Warmluftadvektion die Temperatur in Wiener Neustadt bis $+1^{\circ}\text{C}$ ansteigen. Die Temperaturschichtung war in Bodennähe zumeist neutral. Der langsame Anstieg der CO-Konzentration auch in Illmitz bis 28.12. deutet auf zunehmend ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin, korrespondierend mit einem kontinuierlichen Rückgang der Ozonkonzentration bis 28.12. (von um $60\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 25.12. auf $25\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 28.12. in Illmitz). Das Konzentrationsmuster mit sehr niedrigen Ozonkonzentrationen am Hermannskogel deutet auch hochreichend stabile Schichtung hin.

Im Verlauf des 28.12. wurde der Wind in Nordostösterreich schwächer und drehte gegen Mittag auf Nordwest, in der folgenden Nacht zeitweise wieder auf Südost, am Morgen des 29.12. auf Nordwest, wobei er gebietsweise (u.a. in Stixneusiedl und Wien, nicht in Illmitz) bis $7\ \text{m/s}$ erreichte. Die Trajektorien zeigen für den 28.12. recht variable Anströmung in unmittelbarer Bodennähe (bei sehr geringer Verlagerungsgeschwindigkeit) von Süden (Südwestungarn, Slowenien, Kroatien, Nordbosnien), wobei in Nordostösterreich die Strömungsrichtung teilweise auf West drehte.

Zusammen mit der CO- und Ozonkonzentration sowie den – relativ heterogenen – Temperaturverhältnissen ergibt sich der Befund einer sehr flachen Inversion, die in der zweiten Nachthälfte 28./29.12. aufgelöst wurde.

Die Temperatur stieg bereits am 28.12. bis 0°C (Illmitz). In der zweiten Nachthälfte 28/29.12., als die Ozonkonzentration zunächst in Eisenstadt und am Hermannskogel sprunghaft anstieg (in Illmitz erst ca. um 11:00), stieg die Temperatur in Wien Hohe Warte und Eisenstadt zunächst auf $+5^{\circ}\text{C}$, am Morgen des 29.12. verbreitet bis $+10^{\circ}\text{C}$.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg in Illmitz von 25.12. nachmittags bis 28.12. nachmittags ungleichmäßig an. Dafür war vor allem Ferntransport von Südosten verantwortlich; als Quellregionen zeichnen sich am 26.12. ganz Ungarn, ab dem 27.12. Südrumänien, Nordserbien,

Ostkroatien und Westungarn, am 28.12. zudem Slowenien und Westkroatien, ab. Die zunehmend ungünstiger werdenden Ausbreitungsbedingungen mit sehr schwachem Wind und einer flacher werdenden Inversion spielten am 28.12. eine zunehmende Rolle. Dabei kam es u.U. Rezirkulation von Schadstoffen, die zuvor von Süden herangeführt wurden, mit Nordwestwind über Nordostösterreich. Damit lassen sich die besonders hohen Konzentrationen in Illmitz am 28.12. vom Vormittag bis zum Abend bei Nordwestwind erklären.

In Kittsee erreichte die PM10-Konzentration bei beständigem Nordostwind von 26.12. abends bis 27.12. spät abends ihre höchsten Werte (um $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wobei gleichzeitig durchwegs mäßig hohe SO_2 -Konzentrationen (60 bis $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auftraten – allerdings war bei vergleichbar hoher SO_2 -Belastung von 25. bis 26.12. die PM10-Konzentration deutlich niedriger. PM10-Transport aus Bratislava mit wesentlicher Beteiligung wichtiger SO_2 -Emittenten ist am 26./27.12. jedenfalls offensichtlich. Im Stadtzentrum von Bratislava selbst wurden aber mit ca. $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 26.12. und unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niedrigere PM10-Konzentrationen als in Kittsee gemessen.

In der Nacht 28./29.12. stieg die PM10-Belastung in Kittsee nochmals über $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$; dies steht in Zusammenhang mit der zunehmend seichter werdenden Inversion vor dem Frontdurchgang mit starker lokaler Schadstoffanreicherung, die hier aber stärker zum Tragen kam als in Bratislava.

In Eisenstadt zeigt die PM10-Belastung am 26. und 27.12. relativ unregelmäßige Verläufe mit raschen Anstiegen am Morgen, die sich vermutlich auf städtische Emissionen und starke lokale Schadstoffanreicherung bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zurückführen lassen – ausgenommen den Anstieg am 27.12. abends parallel zu SO_2 ($55 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wo Ferntransport von Osten eine Rolle spielte. Wie in Kittsee traten die höchsten PM10-Konzentrationen (bis $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Nacht 28./29.12. bei einer seichten Inversion auf, wobei die CO-, NO- und NO_2 -Konzentration stark erhöht waren. Dies ist ein starker Hinweis auf einen wesentlichen Einfluss sehr lokaler Emissionen.

In Wien spielten neben Ferntransport von Südosten lokale Emissionen eine bedeutende Rolle; die einzelnen Messstellen wiesen sehr starke Konzentrationsunterschiede auf. Hohe PM10- bzw. TSP-Konzentrationen wurden am Belgradplatz, in Gaudenzdorf und an der Tabakstraße, zeitweise an der Rinnböckstraße beobachtet (bis $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Die PM10-Konzentration fiel mit dem Frontdurchgang am Morgen des 29.12. sprunghaft ab, wobei dieser Rückgang am Schafbergbad (als einzige Messstelle nicht sprunghaft) bereits um Mitternacht einsetzte, in Wien und Eisenstadt um 3:00, in Illmitz erst um 11:00.

Die Tatsache, dass in Eisenstadt und Kittsee „offiziell“ deutlich niedrigere TMW gemessen wurden als in Illmitz – am 28.12. in Illmitz $104 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Eisenstadt $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Kittsee $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - ist damit zu erklären, dass der in Eisenstadt und Kittsee angewandte Standortfaktor 1,3 sehr wahrscheinlich eine krasse Unterschätzung darstellt. Für Illmitz ergeben sich für den 26. bis 29.12. Gravimetrie/ β -Absorption-Verhältnisse von 1,77, 1,67, 1,71 und 2,06.

ANHANG 5: PROBLEMATIK DER VERGLEICHBARKEIT DER PM10 MESSMETHODEN

Die Messkonzept-Verordnung zum IG-L legt basierend auf die europäische Norm EN12341 als Referenzmethode für die PM10-Messung die Gravimetrie fest. Bei dieser Messmethode werden Filter vor und nach der Besaugung, die zumeist über 24 h geht, gewogen. Aus der Differenz der Filterbelegung und dem durchsaugten Luftvolumen ergibt sich die PM10-Konzentration. Die PM10-Konzentration liegt daher nur mit einer gewissen Zeitverzögerung und nur als Tagesmittelwert vor. In einigen Bundesländern⁶⁰ und europäischen Staaten werden daher auch kontinuierlich registrierende Geräte (β -Absorption⁶¹ oder TEOM⁶²) eingesetzt, die eine aktuelle Beurteilung – und damit Information der Bevölkerung⁶³ – der Luftqualität und Aussagen über tageszeitliche Änderungen der PM10-Konzentration ermöglichen. Allerdings sind die Messergebnisse der kontinuierlichen Geräte mittels einer Standortfunktion in gravimetrie-äquivalente Daten umzurechnen. Derartige Standortfunktionen sind erforderlich, da die PM10-Messung mittels kontinuierlich registrierender Geräte aus messtechnischen Gründen andere – in der Regel niedrigere – Konzentrationen liefert als die gravimetrische Messung der Referenzmethode [SPANGL & NAGL, 2003].

Die Standortfunktion zur Umrechnung kontinuierlicher Messwerte (x) in gravimetrie-äquivalente Daten (y) hat die allgemeine Form $y = k \cdot x + d$, wobei k und d aus Parallelmessungen von Gravimetrie und kontinuierlicher Messung zu bestimmen sind. Für jene Fälle, in denen (noch) keine Standortfunktion zur Verfügung steht, kann gemäß Messkonzept-VO bis Ende 2002 ausnahmsweise bis zum Vorliegen von Parallelmessungen ein Default-Faktor $k = 1,3$ (und $d=0$) angewandt werden. Dieser Faktor wird auch in dem im Folgenden erwähnten Guidance Report erwähnt.

Die technischen Rahmenbedingungen zur Ableitung dieser Standortfunktion werden im „Guidance Report“ der Europäischen Kommission⁶⁴ unverbindlich festgelegt:

- Parallelmessungen müssen sowohl im Winterhalbjahr wie im Sommerhalbjahr durchgeführt werden;
- es müssen jeweils mindestens 30 Wertepaare vorliegen;
- das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden muss mindestens 0,8 betragen;
- der y -Abschnitt der Regressionsgeraden muss unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen.

Anstelle von zwei jahreszeitlich unterschiedlichen Standortfunktionen kann eine Funktion für das ganze Jahr verwendet werden, wenn der Unterschied der mit der Winter- und Sommerfunktion umgerechneten Werte im Bereich des Grenzwertes (d.h. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) unter 10% liegt.

Es sollte jedoch erwähnt werden, dass Messwerte, die gemäß diesen Vorgaben mit Hilfe von kontinuierlich registrierenden Messgeräten ermittelt wurden, nicht notwendigerweise die Datenqualitätsziele der Richtlinie 1999/30/EG für die PM10-Messung einhalten.

⁶⁰ ausschließlich mit kontinuierlichen Geräten wird die PM10-Konzentration im Burgenland, in Niederösterreich, der Steiermark und in Tirol gemessen, in Oberösterreich, Salzburg und Vorarlberg wird sowohl mit Gravimetrie als auch mit kontinuierlichen Geräten gemessen, in Kärnten und Wien wird ausschließlich die Gravimetrie verwendet.

⁶¹ Das Messprinzip beruht auf der Abschwächung von β -Strahlung durch einen besaugten Filter

⁶² Tapered Element Oscillating Microbalance

⁶³ Diese aktuelle Information der Bevölkerung ist gemäß EU-Richtlinie 1999/30/EG verpflichtend vorgesehen.

⁶⁴ A Report on Guidance to Member States on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method, EC Working Group on Particulate Matter, 2001

Andernfalls wird der Übergang zwischen Winter- und Sommer-Funktion in Form gleitender Mittelwerte vorgeschlagen.

Der Guidance Report schlägt drei Standortfunktionen vor:

- A: Steigung k und Achsenabschnitt d der Regressionsgeraden: $y = k \cdot x + d$
- B: Steigung k der Regressionsgeraden, die durch den Koordinatenursprung führt: $y = k \cdot x$
- C: Mittleres Verhältnis k der einzelnen Tagesmittelwerte: $y = k \cdot x$

Derartige Parallelmessungen sind für die Messnetze in Oberösterreich und Salzburg abgeschlossen, wobei in diesen Ländern an mehreren Messstellen über ein Jahr oder länger mit beiden Messverfahren Daten erhoben wurden, sodass die Standortfunktionen relativ gut abgesichert sind. Diese Standortfunktionen wurden für die Daten von 2002 und 2003 angewandt.

Parallelmessungen wurden in Niederösterreich und Tirol durchgeführt, teilweise aber noch nicht abgeschlossen. In diesen Bundesländern wurde daher für das Jahr 2002 der Default-Faktor 1,30 verwendet, in Tirol auch 2003.

Auch in den restlichen Messnetzen (Burgenland, Steiermark) wurde 2002 und 2003 der Faktor 1,30 verwendet.

In Wien, Vorarlberg und Kärnten erfolgte die PM10-Messung ausschließlich mittels Gravimetrie.

Darüber hinaus liegen Parallelmessungen an den vom Umweltbundesamt betriebenen Messstellen Illmitz, St. Koloman und Vorhegg für 2002 und 2003 sowie von Wien Erdberg von Mai 2001 bis Mai 2002 vor. In Tabelle 86 sind jene Standortfaktoren angeführt, die sich aus diesen Messungen⁶⁵ ergeben. Das Umweltbundesamt verwendet jedoch ausschließlich die gravimetrischen Daten für die Bewertung der Luftgüte in Relation zu den Grenzwerten des IG-L.

Aufgrund der Tatsache, dass der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert für PM10 deutlich stringenter ist als der Jahresmittelwert, sollte der realitätsnahen Ermittlung der Anzahl der Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die oberste Priorität bei der Auswahl der Standortfunktion sein. Dabei sollte jeweils jene Standortfunktion (Variante A, B oder C) angewandt werden, die für die Reproduktion der Anzahl der Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am besten geeignet ist. Da für die Messstellen St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg die Kriterien für die Anwendung einer Standortfunktion über das ganze Jahr erfüllt sind, wird die Jahres-Funktion verwendet. Hingegen wird für Illmitz die Anzahl der Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit entsprechenden Halbjahres-Funktionen für Winter und Sommer am besten abgebildet.

⁶⁵ Die parallele PM10-Messung mittels Gravimetrie und β -Absorption in Illmitz, St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg dient u. a. dem Zweck des Vergleichs der beiden Messmethoden.

Tabelle 86: Standortfunktionen für PM10 der Umweltbundesamt-Messstellen

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Variante/ Standortfunktion
Illmitz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	B : $y = 1,54 \cdot x$
St. Koloman	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	A : $y = 1,13 \cdot x + 1,15$
Vorhegg	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	B : $y = 1,30 \cdot x$
Wien Erdberg	Digitel DHA80	FH62-IN	20.5.2001-20.5.2002	A : $y = 1,35 \cdot x + 2,5$

Unsicherheiten bei der Bestimmung der Standortfaktoren

Eine detaillierte Analyse der längeren Zeitreihen paralleler gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messdaten – siehe Tabelle 87 und Abbildung 116 – zeigt, dass das Verhältnis zwischen gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messung erheblich variieren kann, nicht nur von Tag zu Tag, sondern auch nach Bildung des Mittelwerts oder des Medians über 30 Tage. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die Verwendung einer Standortfunktion, welche auf 30 Tagesmittelwerten beruht, zu erheblichen Unsicherheiten bei der Umrechnung kontinuierlicher in gravimetrie-äquivalente PM10-Werte führen kann.

In Tabelle 87 sind der Mittelwert, die Standardabweichung sowie das Minimum und Maximum des gleitenden 30 Tage Median dargestellt (der Median wurde anstelle des Mittelwertes verwendet, da bei dem Median der Einfluss von atypisch hohen oder niedrigen Verhältnissen geringer ist). Der Mittelungszeitraum beträgt entsprechend den Vorgaben der Messkonzept-VO 30 Tage, wobei der Median nur berechnet wurde, falls mehr als 24 Tagesmittelwerte zur Verfügung stehen. Die Variationsbreite (Min, Max) der Faktoren beträgt, bezogen auf den Mittelwert 2001-2003, in Linz Neue Welt –23%/+33%, in Salzburg Rudolfsplatz –20%/+21%, in Illmitz –18%/+27%.

Tabelle 87: Mittelwert und Standardabweichung, sowie Minimum und Maximum des gleitenden 30-Tage Median des Verhältnisses gravimetrischer zu kontinuierlicher Messung der Jahre 2001 bis 2003, sowie der Sommer- und Winterhalbjahre 2001 bis 2003

	Illmitz	Linz Neue Welt	Linz ORF-Zentrum	Salzburg Rudolfsplatz	St. Koloman	Vorhegg
Mittelwert	1,53	1,14	1,12	1,00	1,28	1,30
Standardabweichung	0,21	0,17	0,14	0,09	0,15	0,14
Mittelwert Sommerhalbjahr	1,46	1,04	1,05	0,94	1,33	1,27
Standardabweichung Sommer	0,17	0,10	0,12	0,06	0,12	0,12
Mittelwert Winterhalbjahr	1,63	1,27	1,18	1,07	1,22	1,32
Standardabweichung Winter	0,21	0,14	0,12	0,08	0,15	0,16
Max	2,01	1,68	1,42	1,23	1,82	1,67
Min	1,15	0,87	0,92	0,80	0,88	0,98
Max Sommer	1,93	1,34	1,34	1,13	1,82	1,53
Min Sommer	1,17	0,87	0,92	0,80	1,05	0,99
Max Winter	2,01	1,68	1,42	1,23	1,82	1,67
Min Winter	1,15	0,93	0,95	0,92	0,88	0,98

In Abbildung 116 ist der gleitende Median des Verhältnisses der gravimetrischen zu den kontinuierlich bestimmten Tagesmittelwerten dreier Messstellen in Österreich dargestellt.

Wie man der Abbildung entnehmen kann, sind die Schwankungen auch innerhalb des Sommer- bzw. Winterhalbjahres beträchtlich.

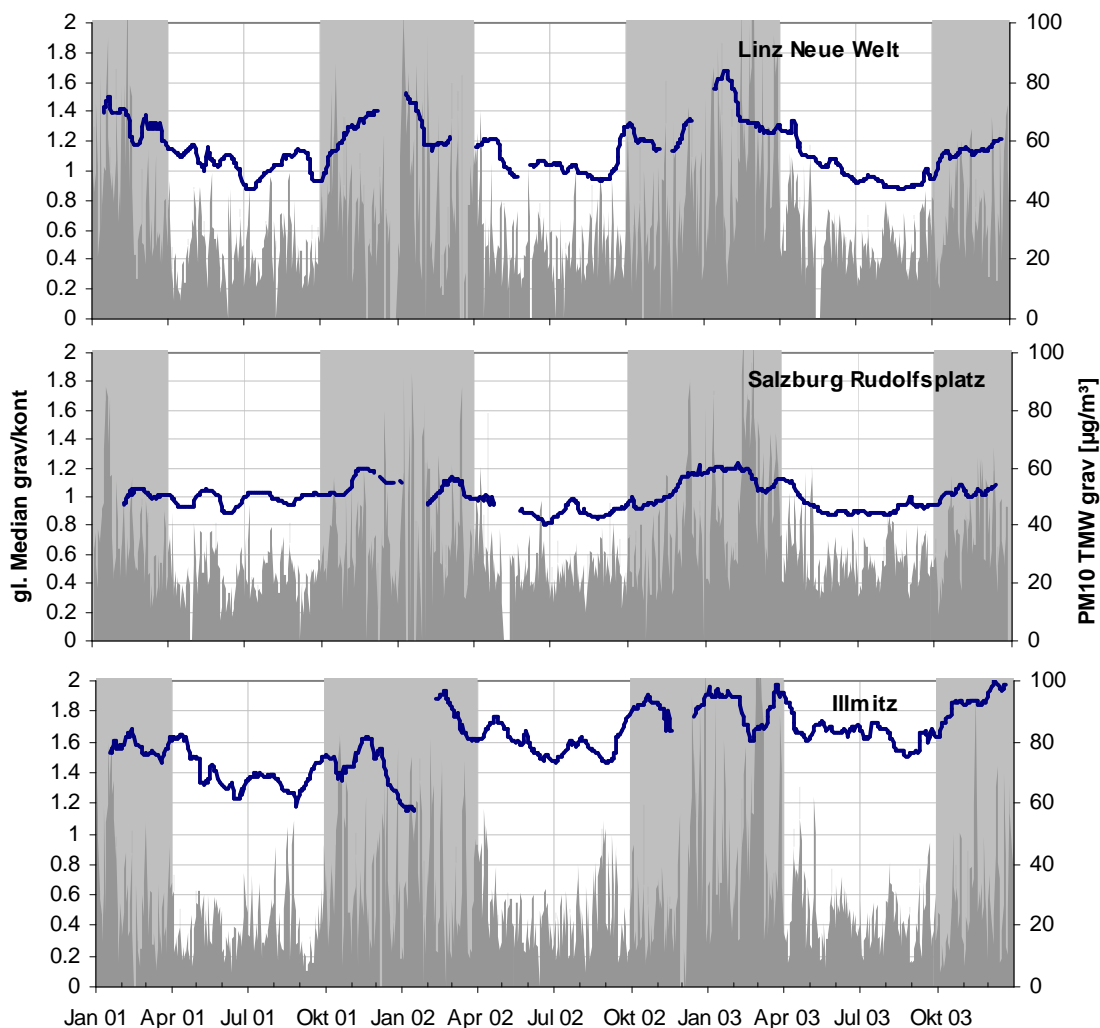


Abbildung 116: Gleitender 30-Tage Median des Verhältnisses gravimetrischer zu kontinuierlicher Messung sowie grav. PM10 Tagesmittelwerte der Messstellen Linz Neue Welt, Salzburg Rudolfsplatz und Illmitz, 2001 bis 2003. Grau schattiert sind die Wintermonate

Die Gründe, die für diese z. T. erheblichen Unterschiede führen, sind vielfältig, sie werden u. a. verursacht durch:

- die unterschiedlichen Messprinzipien der kontinuierlichen und des gravimetrischen Verfahren mit unterschiedlicher Vorbehandlung (z. B. Erwärmung) der Probeluft
- der Einfluss der Meteorologie (v. a. der Luftfeuchtigkeit und der Temperatur)
- die Variation der Staubzusammensetzung, die sich bei den Messverfahren unterschiedlich auswirkt.

Ein wesentlicher Faktor für zeitlich variierende Unterschiede zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messdaten ist der Anteil flüchtiger PM10-Anteile – u. a. Ammonium-

nitrat, flüchtige organische Bestandteile⁶⁶ und Wasser – die das kontinuierliche Messgerät, dessen Ansaugleitung bzw. Messkammer in Österreich gemäß einer Vereinbarung der Länder und dem Umweltbundesamt auf 40°C beheizt ist, nicht erfasst.

Aus diesen Gründen sind Standortfunktionen, welche aus Messungen von nur je 30 Tagen im Winter und im Sommer abgeleitet wurden, mit erheblichen Unsicherheiten behaftet; aber es ist auch klar festzuhalten, dass selbst eine aus einer jahrelangen Parallelmessung abgeleitete Standortfunktion die zeitlichen Variationen des Gravimetrie/FH-Verhältnisses nicht adäquat abzubilden vermag.

Daraus ist die Empfehlung abzuleiten, insbesondere an solchen Standorten, an denen die Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ im Bereich des Grenzwertes (35 Tagesmittelwerte) liegt, bevorzugt mit der Referenzmethode zu messen.

Außer Frage steht dabei, dass kontinuierliche PM10-Messgeräte aufgrund der hohen zeitlichen Auflösung u. U. essentielle Zusatzinformation zur Ermittlung der Herkunft der Schadstoffe liefern.

⁶⁶ Hier sind prinzipiell positive und negative Artefakte möglich.