



**STATUSERHEBUNG BETREFFEND PM10  
GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN IN  
OBERWART IM JAHR 2003**

Im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung

Wien, März 2006



**Projektleitung**

Wolfgang Spangl

**Projektmitarbeiter**

Jürgen Schneider

Wolfgang Spangl

Christian Nagl

Siegmond Böhmer

Agnes Kurzweil

Roman Ortner

Werner Pölz

**Satz/Layout**

Regina Kiss

**Lektorat**

Maria Deweis



# INHALT

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>7</b>
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	<b>14</b>
<b>2 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB</b> ....	<b>15</b>
<b>2.1 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln</b> .....	<b>16</b>
2.1.1 Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen.....	16
2.1.2 Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews .....	17
<b>2.2 Größenverteilung der Partikel</b> .....	<b>20</b>
<b>2.3 Quellen</b> .....	<b>21</b>
<b>2.4 Chemische Zusammensetzung von Partikeln</b> .....	<b>23</b>
<b>2.5 Chemische Zusammensetzung der Emissionen wichtiger Quellen:</b> ..	<b>26</b>
<b>2.6 Senken von Partikeln</b> .....	<b>26</b>
<b>2.7 Messmethoden</b> .....	<b>27</b>
<b>2.8 Rechtliche Regelungen</b> .....	<b>29</b>
<b>3 DATENGRUNDLAGE</b> .....	<b>30</b>
<b>3.1 Gegenstand der Untersuchung</b> .....	<b>30</b>
<b>3.2 Untersuchungsgebiet</b> .....	<b>30</b>
<b>3.3 Verwendete Messdaten</b> .....	<b>30</b>
3.3.1 Beschreibung der Messstellen im Südburgenland und in der Oststeiermark .....	32
3.3.2 Messmethoden der PM10-Messung im Burgenland.....	38
<b>4 EMISSIONEN</b> .....	<b>39</b>
<b>4.1 PM10-Emissionen</b> .....	<b>39</b>
4.1.1 Emissionen im Burgenland .....	39
4.1.2 Staubemissionsinventur Österreich .....	49
4.1.3 PM10-Emissionen außerhalb des Burgenlandes.....	50
<b>4.2 Emissionen von Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel</b> .....	<b>55</b>
4.2.1 Schwefeldioxid .....	56
4.2.2 Stickstoffoxide.....	58
4.2.3 Ammoniak .....	60
<b>5 DIE METEOROLOGISCHE SITUATION</b> .....	<b>61</b>
<b>5.1 Übersicht über die Witterung, Dez. 2002 bis Dez. 2003</b> .....	<b>61</b>
<b>5.2 Windverhältnisse</b> .....	<b>64</b>
<b>5.3 Ausbreitungsbedingungen</b> .....	<b>64</b>
<b>5.4 Luftmassen und Fronten</b> .....	<b>65</b>



<b>6</b>	<b>DIE IMMISSIONSSITUATION IN ÖSTERREICH .....</b>	<b>67</b>
6.1	Die PM10-Belastung im Jahr 2002 im österreichweiten Vergleich .....	67
6.2	Die PM10-Belastung im Jahr 2003 im österreichweiten Vergleich .....	70
6.3	Die PM10-Belastung im Jahr 2004 .....	72
6.4	Entwicklung der PM10-Belastung in Österreich 2000 bis 2004 .....	75
<b>7</b>	<b>DIE PM10-BELASTUNG IM SÜDBURGENLAND.....</b>	<b>79</b>
7.1	Die Immissionssituation in Oberwart im Vergleich zu Messstellen im regionalen Umkreis .....	79
7.1.1	PM10-Messstellen gemäß IG-L im Burgenland und in der Oststeiermark	79
7.1.2	Vergleich von Oberwart mit temporären Messstellen im Südburgenland..	80
7.2	Vergleich kontinuierlicher und gravimetrischer PM10-Messwerte.....	83
7.3	Die Abhängigkeit der Schadstoffbelastung von der Windrichtung....	85
7.4	Die Abhängigkeit der Schadstoffbelastung von der Windgeschwindigkeit .....	87
7.5	Die Abhängigkeit der Schadstoffbelastung vom Temperaturgradienten.....	89
7.6	Die Abhängigkeit der PM10-Belastung von der Niederschlagsmenge	90
7.7	Mittlere Tagesgänge .....	91
7.8	Mittlere Wochengänge .....	96
7.9	Diskussion der Belastungsepisoden, Jänner 2001 – Jänner 2005 .....	97
<b>8</b>	<b>HERKUNFTSANALYSE MITTELS RÜCKWÄRTS TRAJEKTORIEN.....</b>	<b>100</b>
8.1	Methodik .....	100
8.1.1	Großräumige ECMWF-Trajektorien .....	100
8.1.2	Verweilzeitstatistik mittels Tiefpassmethode .....	100
8.1.3	Klassifizierung und Zählung von Trajektorien.....	101
8.1.4	Genauigkeit der Trajektorienanalysen .....	103
8.2	Klassifizierung von Trajektorien .....	104
8.3	Ergebnisse der Tiefpassmethode .....	107
<b>9</b>	<b>FAKTOREN, DIE ZU DEN GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN.....</b>	<b>109</b>
9.1	Repräsentativität der PM10-Messung in Oberwart-Brunnenfeld .....	109
9.2	Räumliche Herkunftszuordnung der PM10-Belastung .....	112
9.2.1	Beitrag der Stadt Oberwart zur gemessenen Belastung.....	112
9.2.2	Abschätzung des städtischen Beitrags im Stadtgebiet von Kleinstädten	112
9.2.3	Regionaler Beitrag .....	112
9.3	Von Grenzwertüberschreitungen vermutlich betroffenes Gebiet.....	114
<b>10</b>	<b>VORAUSSICHTLICHES SANIERUNGSGEBIET .....</b>	<b>115</b>
<b>11</b>	<b>MÖGLICHE MAßNAHMEN .....</b>	<b>117</b>
11.1	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	117



<b>11.2</b>	<b>Straßenverkehr</b> .....	<b>119</b>
11.2.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L .....	120
11.2.2	Maßnahmen im Rahmen des IG-L im Kompetenzbereich des Landes Burgenland.....	120
11.2.3	Maßnahmen außerhalb des IG-L im Kompetenzbereich des Landes Burgenland.....	122
<b>11.3</b>	<b>Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)</b> .....	<b>130</b>
<b>11.4</b>	<b>Anlagen (Industrie, Gewerbe)</b> .....	<b>132</b>
<b>11.5</b>	<b>Bauwirtschaft</b> .....	<b>132</b>
<b>11.6</b>	<b>Off-Road-Verkehr</b> .....	<b>133</b>
<b>11.7</b>	<b>Landwirtschaft</b> .....	<b>133</b>
<b>11.8</b>	<b>Mineralrohstoffwirtschaft</b> .....	<b>134</b>
<b>11.9</b>	<b>Verwendung bestimmter Stoffe, Zubereitungen und Produkte - Maßnahmen im Rahmen des IG-L</b> .....	<b>134</b>
<b>11.10</b>	<b>Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole</b> .....	<b>134</b>
11.10.1	Maßnahmen zur Verminderung der NO <sub>x</sub> -Emissionen.....	134
11.10.2	Maßnahmen zur Verminderung der NH <sub>3</sub> -Emissionen.....	135
<b>11.11</b>	<b>Maßnahmen, die in Österreich außerhalb des Burgenlandes zu setzen sind</b> .....	<b>135</b>
<b>11.12</b>	<b>Mögliche Maßnahmen außerhalb Österreichs</b> .....	<b>136</b>
11.12.1	Ferntransport aus EU-Mitgliedstaaten .....	136
11.12.2	Ferntransport aus Staaten außerhalb der EU.....	136
<b>12</b>	<b>BEWERTUNG DER DATENLAGE UND EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERFÜHRENDE UNTERSUCHUNGEN</b> .....	<b>137</b>
<b>12.1</b>	<b>Immissionsdaten</b> .....	<b>137</b>
<b>12.2</b>	<b>Meteorologiedaten</b> .....	<b>137</b>
<b>12.3</b>	<b>Emissionsdaten</b> .....	<b>137</b>
<b>12.4</b>	<b>Empfehlungen</b> .....	<b>137</b>
12.4.1	Immissionsmessung .....	137
12.4.2	Emissionsdaten.....	138
<b>13</b>	<b>INFORMATIONEN GEMÄß RL 96/62/EG, ANHANG IV</b> .....	<b>139</b>
<b>14</b>	<b>LITERATUR</b> .....	<b>142</b>
<b>ANHANG 1: GRENZWERTE, ZIELWERTE UND ALARMEWERTE DES IG-L</b> .....		<b>146</b>
<b>ANHANG 2: TAGESMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION, 2003</b> .....		<b>148</b>
<b>ANHANG 3: DARSTELLUNG VON BELASTUNGSEPIDEMEN MIT PM10-TMW ÜBER 50 µg/m<sup>3</sup></b> .....		<b>152</b>



## ZUSAMMENFASSUNG

### Grenzwertüberschreitungen

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, i.d.g.F.) sind in Anlage I für verschiedene Luftschadstoffe Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt.

Für PM10 beträgt dieser Grenzwert  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind, sowie  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Jahresmittelwert. Der Grenzwert für PM10 wurde im Jahr 2003 mit 37 Tagesmittelwerten über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an der Messstelle Oberwart Brunnenfeld überschritten.

Die PM10-Messung erfolgt in Oberwart mittels eines kontinuierlich registrierenden Messgerätes ( $\beta$ -Absorption, FH62I-N) mit einem Default-Faktor 1,3. Die von April 2005 bis Jänner 2006 durchgeführten Parallelmessungen mit der gravimetrischen Methode (Referenzmethode) würden – je nach Berechnungsmethode – für den Gesamtzeitraum einen Standortfaktor von 1,27 bis 1,40 und für den Winterzeitraum zwischen 1,27 und 1,46 ergeben. Ein Standortfaktor von 1,3 dürfte somit relativ plausibel sein, allerdings die Konzentrationen, die mit der Referenzmethode ermittelt worden wären, leicht unterschätzen (siehe Kapitel 7.2).

### PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland

Die PM10-Messung in Oberwart wird grundsätzlich als repräsentativ für das Süd- und Mittelburgenland – die politischen Bezirke Güssing, Jennersdorf, Oberpullendorf und Oberwart – angesehen. Eine Beurteilung der räumlichen Verteilung der PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland stützt sich auf die im Burgenland gemäß IG-L betriebenen Messstellen Eisenstadt, Oberwart und Illmitz, die temporären Burgenländischen Messstellen Güssing, Rudersdorf, Eltendorf und Heiligenkreuz sowie die steiermärkischen Messstellen Hartberg, Weiz und Masenberg.

Die Messstelle Oberwart-Brunnenfeld liegt außerhalb der Stadt Oberwart in landwirtschaftlich genutztem Gebiet und ist mäßigen Einflüssen von Emissionen der Stadt Oberwart und der Bundesstraße B63 ausgesetzt.

Der Vergleich der PM10-Messdaten von Oberwart mit jenen der temporären Messstellen Rudersdorf, Eltendorf und Heiligenkreuz (Bezirk Jennersdorf) lässt den Schluss zu, dass die in Oberwart gemessene PM10-Belastung für weite Teile des ländlichen Raums im Süd- und Mittelburgenland repräsentativ ist. Die temporäre Messstelle Güssing dagegen wies eine höhere PM10-Belastung auf als Oberwart-Brunnenfeld. Für die vergleichsweise niedrigere PM10-Belastung in Oberwart dürfte die relativ gute Durchlüftung im Pinkatal (dank einer gut ausgebildeten Talwindzirkulation im Pinkatal) verantwortlich sein, wohingegen Güssing von ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen und niedrigeren Windgeschwindigkeiten betroffen ist.

Eine höhere PM10-Belastung als in Oberwart wurde an der Hintergrundmessstelle Illmitz erfasst; auch daraus kann geschlossen werden, dass im flachen Pannonischen Raum großflächig höhere Belastungen auftreten als in den Tälern des Südburgenlandes.

Die deutlich höhere Belastung, welche in Eisenstadt, vor allem aber in Hartberg gemessen wird, zeigt, dass selbst Standorte in Kleinstädten ohne starke Beeinflus-

sung durch lokale Emissionen deutlich höhere PM10-Belastungen aufweisen können als ländliche Regionen. Insbesondere in Gebieten mit sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen – wie etwa Hartberg – können auch an städtischen Hintergrundstandorten sehr hohe Belastungen auftreten.

Höhere PM10-Konzentrationen als an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld sind in **weniger gut durchlüfteten Gebieten**, d. h. in großflächig flachem oder wenig strukturiertem Gelände und in Beckensituationen am Südostrand der Alpen, sowie in **Siedlungen** und an **Straßen** zu erwarten. Insbesondere an **verkehrsnahe Standorten in den Kleinstädten** des Süd- und Mittelburgenlandes – Oberwart, Pinkafeld, Rechnitz, Großpetersdorf, Güssing, Jennersdorf, Deutschkreutz, Oberpullendorf – ist eine wesentlich höhere PM10-Belastung als sie an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld gemessen wurde, zu erwarten.

Im regionalen Kontext des Süd- und Mittelburgenlandes dürften niedrigere PM10-Konzentrationen in Oberwart-Brunnenfeld v. a. in höher gelegenen und siedlungsferneren Regionen auftreten.

Das von Grenzwertüberschreitungen betroffene Gebiet umfasst – so weit sich das mit den vorliegenden Daten abschätzen lässt – das gesamte Süd- und Mittelburgenland, ausgenommen die höheren Lagen im Ödenburger Gebirge, im Günser Bergland und in der Buckligen Welt.

## Herkunft der PM10-Belastung in Oberwart

Aussagen über die Herkunft der erhöhten PM10-Belastung in Oberwart werden durch die mit der kontinuierlichen PM10-Messung und der Anwendung eines Standortfaktors verbundenen Unsicherheiten sowie durch das Fehlen von Hintergrundmesswerten, die für das Süd- und Mittelburgenland repräsentativ sind, erschwert. Zudem stellt die Messstelle Oberwart-Brunnenfeld einen ländlichen Standort mit mäßigem Einfluss von Emissionen der Stadt Oberwart und der B63 dar; Aussagen über die – sehr wahrscheinlich deutlich höhere – PM10-Belastung in den Städten des Süd- und Mittelburgenlandes sowie an hochrangigen Straßen sind damit nur in sehr eingeschränktem Ausmaß möglich.

Die Untersuchung der Herkunft der in Oberwart gemessenen erhöhten PM10-Belastung – fokussiert auf Tage mit Tagesmittelwerten um oder über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – stützt sich v. a. auf die Auswertung von großräumigen Rückwärtstrajektorien (siehe Kapitel 8), auf die Detailuntersuchung der Belastungsepisoden (siehe Kapitel 7.9), die mittleren Tagesgänge (siehe Kapitel 7.7) und die räumliche Verteilung der PM10-Emissionen (siehe Kapitel 4.1.3.1).

Der Beitrag der **Emissionen der Stadt Oberwart** zu der an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld gemessenen PM10-Belastung wird mit etwa 10 % abgeschätzt.

Ca. 40 % der PM10-Belastung in Oberwart – bezogen auf Tage mit um oder über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – sind **Emissionen im lokalen bis regionalen Umkreis** – d. h. im Süd- und Mittelburgenland, im außeralpinen Teil der Steiermark, in Südwestungarn und in Nordostslowenien – zuzuordnen. Von den PM10-Emissionen dieses Gebietes (siehe Kapitel 9.2) entfallen ca. 60 % auf Österreich.

Etwa 30 % der erhöhten PM10-Belastung in Oberwart-Brunnenfeld ist **Ferntransport** aus Rumänien und Serbien zuzuordnen, etwa 15 % Ferntransport aus Ungarn

und der Slowakei, etwa 5 % Ferntransport aus Polen, Mähren und Nordostösterreich (Wien, Niederösterreich).

An der sehr viel höher belasteten **kleinstädtischen Hintergrundmessstelle Hartberg** lässt sich der Beitrag der Emissionen der Stadt Hartberg mit ca. 40 % abschätzen. Noch höhere Belastungen wären an verkehrsnahen Standorten in Hartberg zu erwarten.

Die hohe PM10-Belastung in Hartberg macht deutlich, dass an Standorten mit höheren lokalen Emissionen und ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen weit höhere Belastungen auftreten können als an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld.

Die folgende Abbildung gibt eine grobe Abschätzung der Beiträge der verschiedenen Herkunftsregionen zur erhöhten PM10-Belastung in Oberwart und Hartberg.

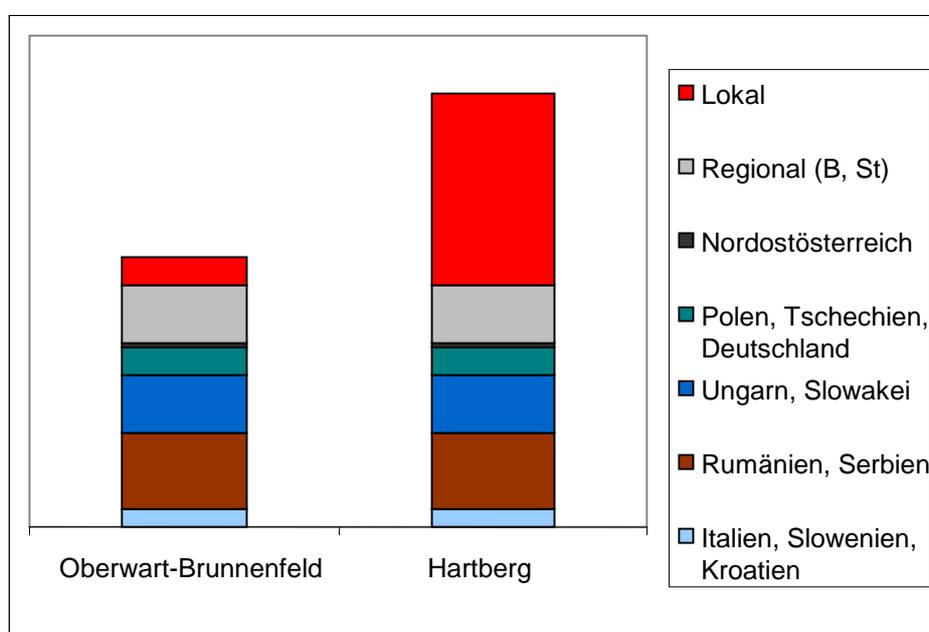


Abbildung: Abschätzung der Beiträge verschiedener Herkunftsregionen zur erhöhten PM10-Belastung in Oberwart-Brunnenfeld und Hartberg.

## Mögliche Maßnahmen

Die erhöhte PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland geht nicht nur auf Emissionen im Burgenland, sondern zu einem nennenswerten Teil auf Emissionen in anderen österreichischen Bundesländern sowie im Ausland zurück.

Sind an Belastungsschwerpunkten – Stadtzentren, stärker befahrene Straßen – lokale Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung zielführend, so können effektive Maßnahmen zur Reduktion der regional erhöhten Belastung nicht nur im Wirkungsbereich des Landes Burgenland gesetzt werden, sondern müssen übergreifend in Kooperation mit anderen Landesregierungen, mit der österreichischen Bundesregierung, den Regierungen der relevanten Staaten, welche zum PM10-Ferntransport beitragen (siehe Kapitel 9.2) erarbeitet und umgesetzt werden. Wesentlich ist dabei auch, dass entsprechend weit gehende sektorale Maßnahmen

(für mobile und stationäre Quellen) auf Basis der Europäischen Gemeinschaft getroffen werden.

Nachdem für die PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland nicht nur Emissionen primärer Partikel verantwortlich sind, sondern auch Emissionen von NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und SO<sub>2</sub> als Vorläufer sekundärer anorganischer Partikel, müssen auch diese Schadstoffe in die Planung und Umsetzung von Maßnahmen einbezogen werden.

Bei allen Maßnahmen ist auf Synergieeffekte zu anderen umweltpolitischen Zielen – nationale Emissionsobergrenzen für NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und SO<sub>2</sub> gemäß Emissionshöchstmengen-Gesetz bzw. NEC-Richtlinie, Verminderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte (bzw. der Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge) für NO<sub>2</sub>, Reduktion der Treibhausgasemissionen (Kyoto-Ziel) sowie Verringerung der volkswirtschaftlichen Kosten des Straßenverkehrs – zu achten.

Das IG-L umreißt in den §§ 13 bis 16 mögliche Maßnahmen, die allerdings nur einen Teil des Spektrums möglicher Maßnahmen zur Minderung der PM10-Belastung abdecken. Neben der Burgenländischen Landesregierung, welche laut § 10 IG-L unmittelbar von der Verpflichtung zur Erlassung eines Maßnahmenkataloges angesprochen ist, können effektive Maßnahmen auf der Ebene der Republik Österreich und der Europäischen Union ausgearbeitet und umgesetzt werden. Bei der rechtlichen Erarbeitung und Umsetzung von effektiven Maßnahmen wird die Kooperation des Landes Burgenland mit dem Bund nützlich sein.

## **Straßenverkehr**

Als zielführende Maßnahmen im Bereich Verkehr sind zu nennen:

- I Maßnahmen im Rahmen des IG-L:
  - I Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen und Schnellstraßen (100 km/h) sowie Landesstraßen (80 km/h). Diese Maßnahme zeichnet sich durch eine hohe Kosten-Effektivität aus.
  - I Fahrzeugseitige Maßnahmen: Verstärkte Kontrolle zur Verringerung des Anteils von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen im Straßenverkehr; Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge.
- I Maßnahmen zur Verringerung der Wiederaufwirbelung:
  - I Reduktion des **Eintrages von Staub** in Straßen, z. B. durch optimierten Einsatz von Streugut im Winterdienst und entsprechende Maßnahmen auf Baustellen; Forcierung der **Straßenreinigung** unter bestimmten Voraussetzungen, z. B. an trockenen Wintertagen nach dem Einsatz von Streumitteln.
- I Systembezogene Maßnahmen zur Verringerung der Verkehrsleistung auf der Straße. Diese Maßnahmen sind als besonders wirksam anzusehen, da die Emissionen von PM10 (Abgasemissionen *und* Nicht-Abgasemissionen) und NO<sub>x</sub> vermindert werden. Daneben sind positive Nebeneffekte, u. a. die Verminderung der Emission von Treibhausgasen und von Lärm, zu erwarten.
  - I Konsequente Raumordnung: Über **kompakte Siedlungsstrukturen** und die **Vermeidung von verkehrserzeugenden Betrieben** (Einkaufszentren, Industrie- und Gewerbebetriebe) sollen einerseits Wege vermieden, andererseits der ökonomische Einsatz von Öffentlichen Verkehrsmitteln ermöglicht werden.



- I **Ausbau** bzw. Förderung des **Öffentlichen Verkehrs**; rasche Umsetzung des **Gesamtverkehrskonzeptes Burgenland 2002** und der Schienenprojekte des Generalverkehrsplans.
- I Sorgfältige Prüfung von neuen Straßeninfrastrukturprojekten hinsichtlich einer möglichen Erhöhung der regionalen Emissionen von PM10 und NOx.
- I Lobbying auf nationaler Ebene für rasche Umsetzung von bundesweiten Maßnahmen.

Die systembezogenen Maßnahmen wären durch **bewusstseinsbildende Maßnahmen** zu ergänzen, um das Fahrverhalten (ökonomische Fahrweise, Geschwindigkeit) zu verbessern, die Akzeptanz der oben genannten Maßnahmen zu erhöhen und auf die individuelle Verkehrsmittelwahl einzuwirken.

### Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)

Mögliche Maßnahmen zur Verringerung der Emissionen aus dem Hausbrand sind:

- I Forcierung von Wärmedämmmaßnahmen (vor Ersatz alter Heizungsanlagen);
- I Sicherstellung einer richtigen Dimensionierung von neuen Heizungsanlagen;
- I Ausbau des Fernwärmenetzes;
- I Bei der Förderung von neuen Heizungssystemen auf Festbrennstoffbasis Bevorzugung von Pelletsheizungen;
- I Forcierung des Einsatzes von Solarenergie und Wärmepumpen;
- I Informationskampagnen zum "richtigen" Heizen und Lüften;
- I Verstärkte Überprüfung von Heizungsanlagen auf deren ordnungsgemäße Funktion und Überprüfungen von Heizungsanlagen nach Beanstandungen hinsichtlich des Einsatzes von nicht zulässigen Brennstoffen.

### Anlagen (Industrie, Gewerbe)

Detaillierte Angaben zu Industrie- und Gewerbebetrieben liegen nicht vor; ebenso kann für die Fernwärmeanlagen nur eine globale Emissionsabschätzung getroffen werden (siehe Kapitel 4.1.1.3). Um gezielte Maßnahmen treffen zu können, wären im ersten Schritt die relevanten Betriebe zu identifizieren. In weiterer Folge sollten für diese geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Staubemissionen vorgeschrieben werden. Mögliche technische Maßnahmen sind in UMWELTBUNDESAMT (2005a) angeführt.

### Bauwirtschaft

Zur Reduktion der diffusen Emissionen sowie der Abgasemissionen der Baumaschinen sei auf die Schweizer Baurichtlinie verwiesen, die mit 1. September 2002 in Kraft trat [BUWAL, 2002]. Kernpunkte dieser Verordnung sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen, definierte Anforderungen an mechanische, thermische und chemische Arbeitsprozesse sowie an Maschinen und Geräte.

## **Off-Road-Verkehr**

Bei mobilen Quellen in Industrie und Gewerbe, in der Bauwirtschaft sowie in der Land- und Forstwirtschaft wären technische Maßnahmen zur Absenkung der hohen Emissionsfaktoren zu treffen. Die Maßnahmen entsprechen im Wesentlichen denjenigen, die auch für mobile Quellen im Rahmen der Bauwirtschaft praktikabel sind.

## **Landwirtschaft**

Emissionen aus der Land- und Forstwirtschaft betreffen Abgasemissionen von landwirtschaftlichen Geräten, andererseits trägt die Landwirtschaft auch durch Emissionen von Ammoniak zur PM10-Belastung bei, da Ammoniak zu anorganischem Sekundäraerosol führt.

Die Abgasemissionen können mit Partikelkatalysatoren, die für die Nachrüstung besser geeignet sind, effizient reduziert werden.

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 ausgebracht werden.

Ein weiterer Beitrag kann aus Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen stammen, entsprechend sollte dieser unterbunden werden.

## **Maßnahmen zur Verminderung der NOx-Emissionen**

Die bedeutendste Quelle von NOx als Vorläufersubstanz für partikuläres Nitrat stellt der Straßenverkehr dar. Maßnahmen, die zur Verminderung der PM10-Emissionen des Straßenverkehrs gesetzt werden, führen i. d. R. auch zu einer Verringerung der NOx-Emissionen (siehe oben).

## **Maßnahmen in Österreich außerhalb des Burgenlandes**

Vom Umweltbundesamt wurden im Auftrag des BMLFUW Vorschläge für bundesweit umzusetzende Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung ausgearbeitet [UMWELTBUNDESAMT, 2005]. Von Seiten der Burgenländischen Landesregierung sollte daher auf eine ehest mögliche Umsetzung dieser Maßnahmen zur Reduktion des Anteils regionaler Emissionen an PM10 gedrängt 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 und Steiermark erscheint daher notwendig.

Speziell bei den Emissionen des Straßenverkehrs (primäre Partikel und NOx) sollten auch überregionale Verkehrsströme zwischen Wien/Niederösterreich und dem Raum Graz (A2) berücksichtigt werden; eine nachhaltige Verminderung der PM10- und NOx-Emissionen auf der A2 und anderen hochrangigen Straßen würde in jedem Fall zwischen den Ländern Burgenland, Niederösterreich, Wien und Steiermark sowie dem Bund akkordierte verkehrsplanerische Maßnahmen erfordern.

## Maßnahmen außerhalb Österreichs

Quellen von PM10-Ferntransport aus **EU-Staaten** sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM10- und SO<sub>2</sub>-Emissionen, v. a. von Kraftwerken und Betrieben in Ungarn, Slowenien, der Slowakei, Tschechien und Polen. Mit dem Beitritt der genannten Staaten zur Europäischen Union am 1. Mai 2004 wurde auch die einschlägige EU-Gesetzgebung im Bereich Luftreinhaltung übernommen. Dies lässt in den nächsten Jahren Verminderungen von Emissionen erwarten.

Quellen von PM10-Ferntransport aus **Staaten außerhalb der EU** sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM10- und SO<sub>2</sub>-Emissionen, v. a. von Kraftwerken, daneben u. a. von industriellen Produktionsbetrieben in Rumänien, Serbien und Bosnien. Zumindest bei den Quellen in Rumänien kann im Zuge der Beitrittsverhandlungen und in weiterer Folge des EU-Beitritts erwartet werden, dass wesentliche Punktquellen saniert werden.

## Empfehlungen

Die Messstelle Oberwart liegt außerhalb der Stadt Oberwart in landwirtschaftlich genutztem Gebiet. Sie ist repräsentativ für ländliche Gebiete mit mäßigem Einfluss von Verkehrsemissionen und solchen aus Siedlungsgebieten. Eine Verlegung der Messstelle in das Stadtgebiet von Oberwart wird empfohlen.

Vorerkundungsmessungen sollten auch im Bezirk Oberpullendorf durchgeführt werden, über dessen PM10-Belastung bis jetzt keine Daten vorliegen.

Die Ableitung von Standortfaktoren gemäß Messkonzept-Verordnung für die kontinuierliche PM10-Messung an allen Burgenländischen Messstellen ist dringend erforderlich.

Die Erstellung eines – mit anderen Bundesländern harmonisierten – Emissionskatasters für das Burgenland ist dringend erforderlich.



## 1 EINLEITUNG

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  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind<sup>1</sup>, 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, i.d.g.F.) an ausgesuchten Messstellen.

Der Grenzwert für PM10 wurde im Jahr 2003 mit 37 Tagesmittelwerten über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an der Messstelle Oberwart überschritten.

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 Stuserhebung durchzuführen (§8 IG-L). Die Ausweisung erfolgte im Jahresbericht 2003.

Die Stuserhebung muss folgende Punkte umfassen:

- I Darstellung der Immissionssituation (siehe Kapitel 7)
- I Beschreibung der meteorologischen Situation (siehe Kapitel 5)
- I Feststellung und Beschreibung der Emittenten (siehe Kapitel 4 und 9)
- I Die Feststellung des voraussichtlichen Sanierungsgebietes (siehe Kapitel 10)

Das Umweltbundesamt wurde vom Amt der Burgenländischen Landesregierung beauftragt, in Form des vorliegenden Berichts eine Stuserhebung zu erstellen.

In Kapitel 2 wird darüber hinaus eine allgemeine Einführung zum Umweltproblem Schwebestaub gegeben, Kapitel 3 beschreibt die Messstellen im Burgenland, der Steiermark und Niederösterreich, die für Auswertungen herangezogen wurden sowie die Datengrundlagen im Allgemeinen. In Kapitel 11 werden mögliche Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung angeführt.

---

<sup>1</sup> bis Ende 2004. Von 2005 bis 2009 sind 30 Überschreitungen, ab 2010 sind 25 Überschreitungen zulässig.



## 2 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB

Das nachfolgende Kapitel wurde zu einem großen Teil aus UMWELTBUNDESAMT (2005) 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 Massenkonzentration (zumeist in Mikrogramm pro Kubikmeter,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) verschiedener Größenfraktionen verwendet:

Tabelle 1: 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 $\mu\text{m}$ erfasst werden; bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des TSP. Im deutschen Sprachraum hat sich die Bezeichnung „Feinstaub“ für PM10 eingebürgert.
PM2,5	Bei diesem Verfahren sollen per definitionem 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 $\mu\text{m}$ erfasst werden (der etwa dem Anteil entspricht, der bis in die Alveolen gelangt); bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des PM10 und sollte weitgehend der alveolengängigen Fraktion entsprechen.
PM10–2,5	Partikel, die größer als 2,5 $\mu\text{m}$ aber kleiner als 10 $\mu\text{m}$ sind. Im Englischen als „coarse fraction“ bezeichnet.

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.

## 2.1 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln

### 2.1.1 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 [WHO, 2003].

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

- I die Exposition der Bevölkerung unter ‚realen‘ Bedingungen stattfindet;
- I 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;
- I 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 Luftschadstoffe 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 Plasmaplasmaviskosität, 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.

### 2.1.2 Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews

Ein von der WHO zwischen 2001 und 2003 durchgeführter 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<sub>2,5</sub> ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislaufkrankungen.
- | Obwohl Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als die grobe Fraktion (PM<sub>10</sub> minus PM<sub>2,5</sub>), 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.
- | 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),

- I Ultrafeine Partikel (< 100 nm) und
- I Endotoxine.
- I Besonders kritische Quellen sind Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie Partikel aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen.

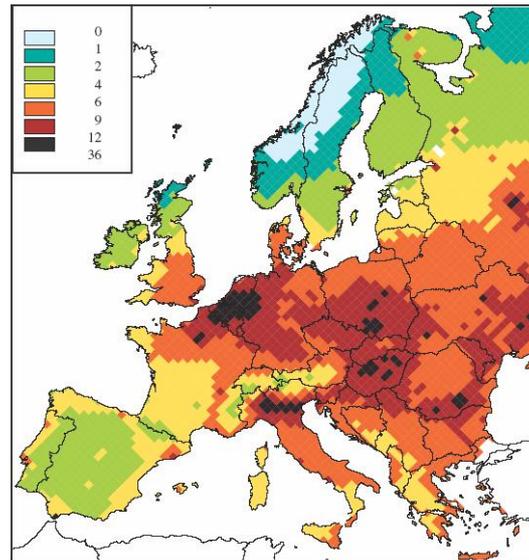


Abbildung 1: Verkürzung der Lebenserwartung aufgrund der Exposition gegenüber Feinstaub in Monaten in Europa; Emissionen des Jahres 2000 [IIASA, 2004].

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

- I 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 2 sind exemplarisch die Ergebnisse für den Zusammenhang einer Änderung der täglichen PM10-Konzentration und der akuten Sterblichkeit für verschiedene Todesursachen dargestellt.

Tabelle 2: 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-Kreislaufferkrankungen	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, 2004].



Im Rahmen des Programms ‚Eine saubere Luft für Europa‘ und in Vorbereitung der Thematischen Strategie zur Luftreinhaltung (KOM(2005) 446 endgültig) wurden die Gesundheitsauswirkungen in den 25 EU-Mitgliedstaaten abgeschätzt, die durch die Feinstaubbelastung (und durch troposphärisches Ozon) verursacht werden. Hinsichtlich der gesundheitlichen Auswirkungen ist derzeit in der EU eine Verkürzung der statistischen Lebenserwartung von über acht Monaten aufgrund von PM<sub>2,5</sub> in der Luft zu verzeichnen, entsprechend 3,6 Millionen Lebensjahren, die jährlich verloren gehen.

Für Österreich wurden die in Tabelle 3 zusammengefassten Effekte ermittelt.

*Tabelle 3: Gesundheitsauswirkungen durch Ozon und Feinstaub in Österreich 2000 und 2020 (EU, 2005). In den Berechnungen wurden auch Verschiebungen in der Bevölkerungsstruktur berücksichtigt, wodurch bei Kindern tendenziell größere Abnahmen zu erwarten sind als bei Erwachsenen und insbesondere bei den über 65-Jährigen.*

Gesundheitseffekte durch Feinstaub	Einheit	2000	2020	Differenz 2000–2020
Sterblichkeit aufgrund von chronischer Exposition	Verlust an Lebensjahren	59.000	43.000	16.000
Sterblichkeit aufgrund von chronischer Exposition	Zuordenbare Todesfälle	5.500	4.600	900
Sterblichkeit von Kleinkindern (0 bis 1 Jahr)	Fälle	8	5	3
Chronische Bronchitis (> 27 Jahre)	Fälle	2.800	2.300	400
Spitalseinweisungen aufgrund von Atemwegserkrankungen (alle Altersgruppen)	Fälle	1.000	700	300
Spitalseinweisungen aufgrund von Herz- Kreislaufkrankungen (alle Altersgruppen)	Fälle	600	500	100
Tage mit eingeschränkter Aktivität (15–64 Jahre)	Tage	5.700.000	4.100.000	1.600.000
Verabreichung von Medikamenten aufgrund von Atemwegserkrankungen (Kinder)	Tage	76.000	26.000	50.000
Verabreichung von Medikamenten aufgrund von Atemwegserkrankungen (Erwachsene)	Tage	460.000	390.000	70.000
Symptome der kleinen und kleinsten Atemwege (Kinder)	Tage	3.100.000	1.100.000	2.000.000
Symptome der kleinen und kleinsten Atemwege bei Erwachsenen (15 Jahre und älter) mit chronischen Krankheiten	Tage	4.700.000	2.800.000	900.000

In SCHNEIDER ET AL (2005) wurde, aufbauend auf Konzentrationswirkungsbeziehungen und auf die gemessene PM<sub>10</sub>- bzw. PM<sub>2,5</sub>-Belastung, die Reduktion der Lebenserwartung aufgrund erhöhter Feinstaubbelastung in Österreich abgeschätzt. Für das Süd- und Mittelburgenland ergibt sich dabei im ländlichen Raum eine Reduktion der Lebenserwartung gegenüber einem Referenzniveau mit einem PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwert von 10 µg/m<sup>3</sup> zwischen 8 und 10 Monaten, in lokalen Belastungsschwerpunkten wie Hartberg bis zu 16 Monate, in Graz von 17 Monaten. Ohne Annahme eines Referenzniveaus wäre die Verminderung der Lebenserwartung um 5 Monate höher.

## 2.2 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 gasförmigen Vorläuferstoffen in der Atmosphäre (sekundäre Partikel). Die einzelnen Partikel können Größen zwischen  $0,001 \mu\text{m}$  ( $1 \text{ nm}$ ) und  $100 \mu\text{m}$  ( $= 0,1 \text{ mm}$ ) 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 2).

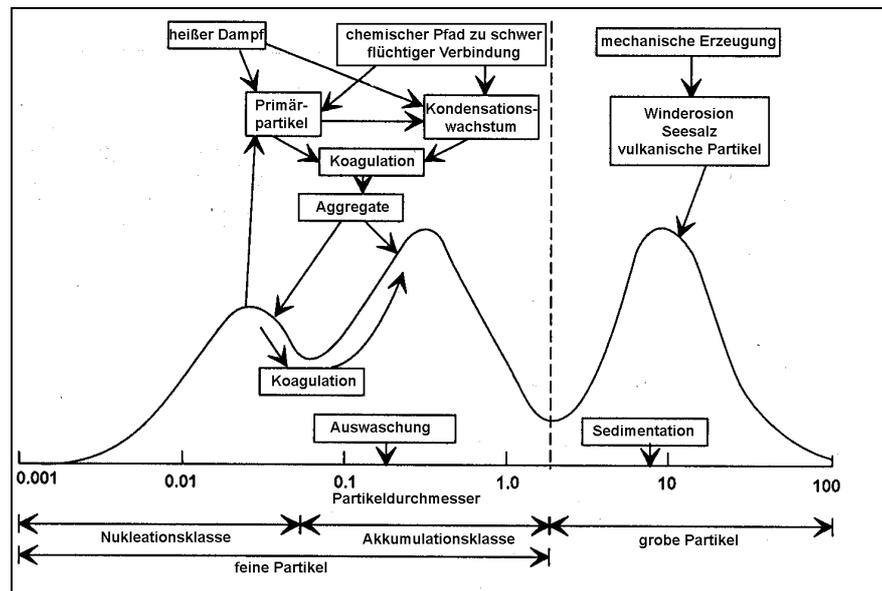


Abbildung 2: Typische Größenverteilung und Entstehungsmechanismen von Partikeln (nach KOUIMTZIS & SAMARA, 1995).

Die Partikel der **Nukleationsklasse** ( $<0,1 \mu\text{m}$  Durchmesser)<sup>2</sup> 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 3).

Die Partikel der **Akkumulationsklasse** ( $0,1 - 1 \mu\text{m}$  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.

<sup>2</sup> In manchen Publikationen werden Partikel unter  $100 \text{ nm}$  noch in einen Nukleationsmode und einen Aitken-mode unterteilt, wobei letzterer Partikel von  $20$  bis  $100 \text{ nm}$  umfasst.

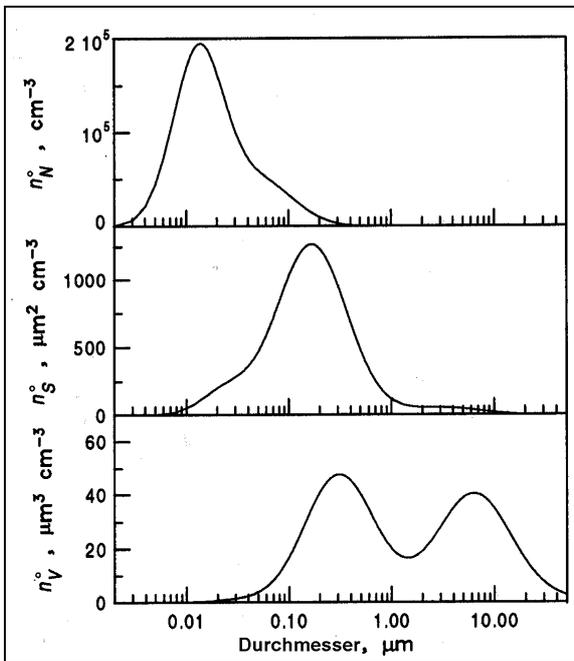


Abbildung 3: Typische Partikelzahl- (oben), Oberflächen- (Mitte) und Volumenverteilung (unten) von städtischem Aerosol (nach SEINFELD & PANDIS, 1998).

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.

### 2.3 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:

- I Verbrennungsprozesse: hier ist zu unterscheiden zwischen direkten Partikelemissionen (primäre Partikel) und Gas-zu-Partikel-Umwandlung aus  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , und organischen Verbindungen, die bei der Verbrennung entstehen können (sekundäre Partikel);
- I mechanische Prozesse wie z. B. die Bearbeitung von Materialien aber auch die (Wieder-) Aufwirbelung von Bodenmaterial.

Bedeutende natürliche Quellen sind beispielsweise:

- I 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 Bodenmaterial<sup>3</sup>;
- | 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;
- | durch natürliche Quellen emittierte organische Verbindungen (etwa Monoterpene aus Wäldern) sowie NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> und NH<sub>3</sub>, 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, im 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<sub>3</sub> einen bedeutenden Beitrag.

Verschiedene Quellen emittieren Schwebestaub mit einer unterschiedlichen Größenverteilung und unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung. Generell gilt, dass pyrogene Quellen hauptsächlich Schwebestaub kleiner 1 µm emittieren, mechanisch generierter Schwebestaub jedoch oft Durchmesser > 1 µm aufweist. Dieser Sachverhalt lässt sich an der Größenverteilung der Partikel, die schematisch in Abbildung 4 dargestellt ist, sehen.

---

<sup>3</sup> bei durch den Menschen veränderten Böden sollte diese Quelle zu den anthropogenen gerechnet werden.

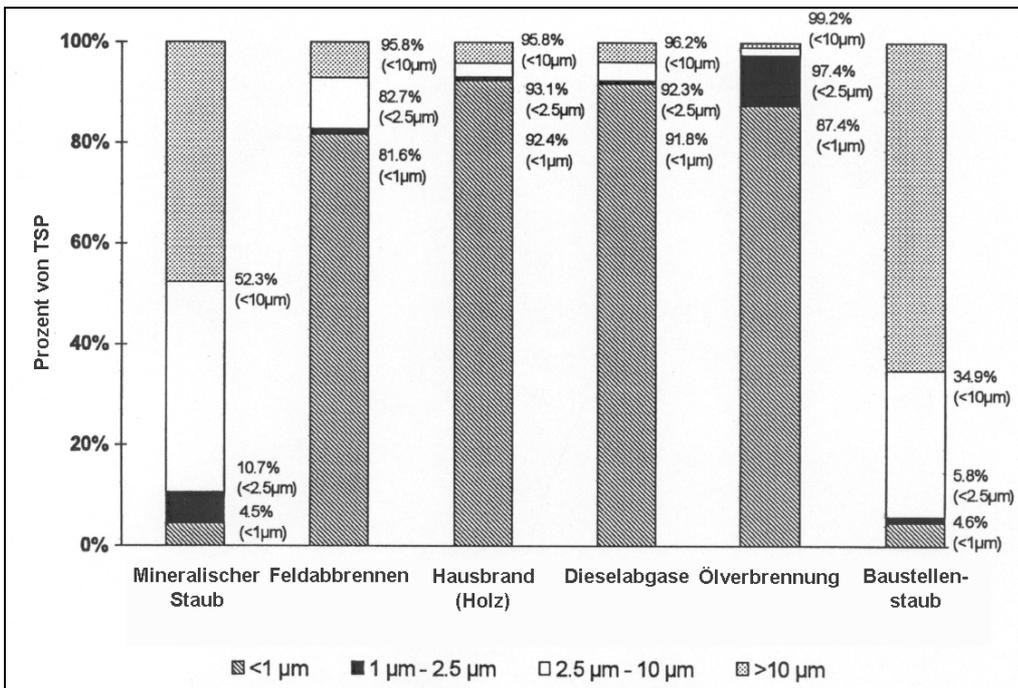


Abbildung 4: Größenverteilung verschiedener Quellen von Partikel (nach WATSON & CHOW, 2000).

## 2.4 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 4 bietet eine (idealisierte) Darstellung des Zusammenhangs der Korngröße, der chemischen Zusammensetzung und der Quellen des Schwebestaubs.

Tabelle 4: Idealisierter Zusammenhang zwischen Korngröße, chemischer Zusammensetzung und Schwebestaubquellen (nach EPA, 2003).

	feine Partikel (< 2,5 µm)	grobe Partikel (> 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 <sub>3</sub> , NaCl, Meersalz, Pollen und Sporen, andere Teilchen biogenen Ursprungs,..
Löslichkeit	tw. löslich, oft hygroskopisch	oft unlöslich und nicht-hygroskopisch
Quellen	Verbrennungsvorgänge (Dieselruß, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , ..), Landwirtschaft (NH <sub>3</sub> ), 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 NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>.

**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) NMVOC<sup>4</sup> 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 Standorten oder an Hintergrundmessstellen wird in TURPIN et al. (2001) ein Faktor von 2,1±0,2 empfohlen. In dieser Arbeit wird durchgehend ein Faktor von 1,4 verwendet.

<sup>4</sup> Non methane volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan).



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 Straßenstaub, Mineralrohstoffabbau, Baustellen usw. stammen. Da bei der Messung von PM mittels Gravimetrie und nachfolgender Inhaltsstoffanalyse zumeist Quarzfaserfilter verwendet werden, ist die Analyse dieser Komponenten 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 5 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 5: Mögliche Quelle von Schwermetallen im PM10, z. T. inkl. Beschreibung der Morphologie (Informationsquellen: NEINAVAIE, persönliche Mitteilung, SCHNEIDER & LORBEER, 2002).*

<b>Fe</b>	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)
<b>Zn</b>	Verkehr: Bremsbeläge + Reifenabrieb Industrie: Verbrennungsanlage (MVA, kalorische Kraftwerke), Verzinkereien, Batterien, Reduktionsmittel und Industrieabfälle, Verpackungsmaterialien; ubiquitär: Bauschutt (weiße Farbe zuführend)
<b>Pb</b>	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Rostschutzfarben, Bleikristall, Glasuren, Farben, Hüttenwerke, Stahlwerke
<b>Cu</b>	Verkehr: Abrieb Bremsbeläge (Hauptquelle von Cu im städtischen Raum)
<b>Ni</b>	Verkehr: Bremsabrieb Industrie: Verbrennung von Schweröl, Metallherstellung, Katalyse, Herstellung von Ni-Cd-Batterien, Widerstände, Co-Ni-Dauermagnete
<b>Cd</b>	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Farben, Glas, Oberflächenschutz für Leitmetalle, Metalle (z. B. Schrauben), Pigmente, Ni-Cd-Batterien, Kunststoffe (gelb, orange)
<b>Sb</b>	Verkehr: Abrieb aus Bremsbelägen

## 2.5 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, Motor, 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 werden<sup>5</sup>.

Partikel aus **Aufwirbelung und Straßenabrieb** bestehen naturgemäß aus den in der Region vorkommenden bzw. in den Straßen enthaltenen oder aufgetragenen (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].

## 2.6 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 5 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

---

<sup>5</sup> Im Zuge der Statuserhebungen 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 Amlacherkreuzung von 0,4 %,

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.

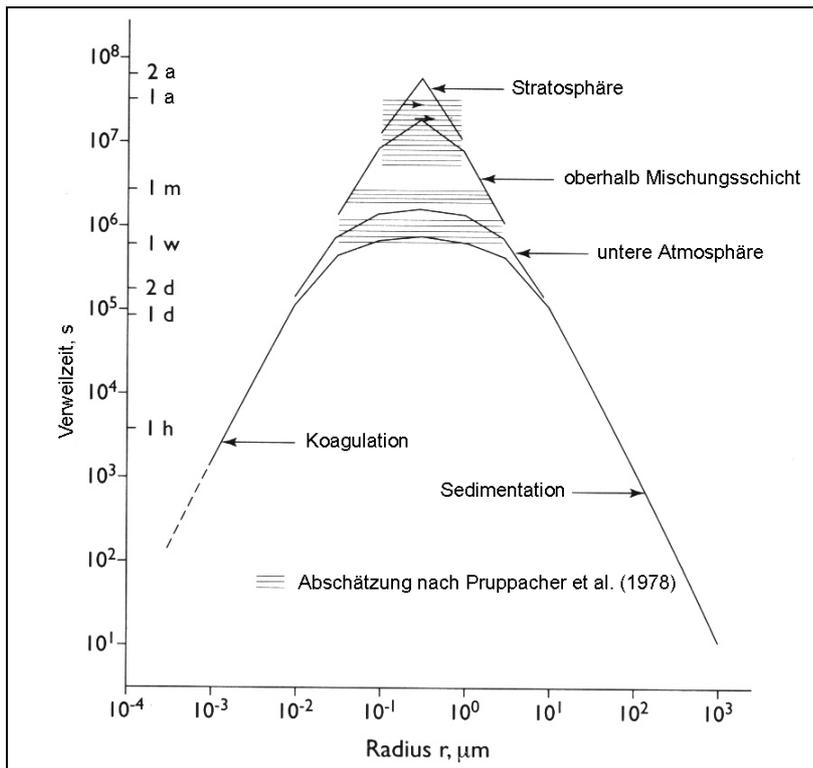


Abbildung 5: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (nach WILSON & SAMARA, 1996).

## 2.7 Messmethoden

Als Messgröße wird üblicherweise die Massenkonzentration in Abhängigkeit von der Größenfraktion verwendet. Die gängigen Größenfraktionen werden in Tabelle 1 (siehe oben) zusammengefasst.

Die Messung des Schwebstaubs erfolgte in den letzten Jahrzehnten als „Gesamt-schwebestaub“ („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 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 1).

Referenzmethode für die Bestimmung der PM10-Konzentration ist gemäß RL 1999/30/EG die in der EN 12341<sup>6</sup> 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 m<sup>3</sup>/Tag aufweisen. Der Waagraum zur Konditionierung der Filter vor und nach der Probenahme ist normgerecht auf 20 °C ±0,5 °C Lufttemperatur sowie 50 % ±5 % relative Luftfeuchte geregelt. Die Messergebnisse sind auf Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck bezogen.

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:

- I Monitore, bei denen der angesaugte Staub auf einem Filterstreifen abgeschieden wird und der Zuwachs an Masse durch die steigende Absorption von  $\beta$ -Strahlung bestimmt wird (meist Geräte der Typen FH62 I-N oder FH62 I-R)
- I Monitore, bei denen der Zuwachs der Massebelegung auf einem Filter in einem Schwingkreis eine Veränderung der Eigenfrequenz bewirkt; TEOM -Geräte<sup>7</sup>.

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.

---

<sup>6</sup> Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probenahmeverfahren für die PM10 -Fraktion von Partikeln

<sup>7</sup> Tapered Element Oscillating Microbalance.



## 2.8 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 EU-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 EU-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 Nr. 115/97) durch die Novelle BGBl. I Nr. 62/2001 sowie die Messkonzept-Verordnung zum IG-L (BGBl. 358/98, in der Fassung BGBl. II Nr. 2001/344) umgesetzt. Damit gelten seit Juli 2001 die in Tabelle 6 angeführten Grenzwerte in Österreich.

Diese unterscheiden sich von der EU-Richtlinie dadurch, dass einerseits keine Toleranzmargen beim TMW-Grenzwert von PM10 vorgesehen sind und andererseits die Anzahl der zulässigen Überschreitungen von den in der EU-Richtlinie vorgegebenen 35 schrittweise auf 25 bis zum Jahr 2010 abgesenkt wird. Die österreichische Gesetzgebung ist damit etwas strenger als die EU-Richtlinie.

Tabelle 6: Staubgrenzwerte und Zielwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß IG-L.

Messgröße	Konzentration	Mittelungszeit	Anmerkung
TSP <sup>8</sup>	150 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m <sup>3</sup>	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 <sup>3</sup>	Jahresmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr sind 7 Überschreitungen zulässig	Zielwert
PM10	20 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert	Zielwert

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

<sup>8</sup> TSP: Gesamtschwebestaub (im IG-L „Schwebestaub“ genannt). Dieser Grenzwert trat mit 31.12.2004 außer Kraft.

## **3 DATENGRUNDLAGE**

### **3.1 Gegenstand der Untersuchung**

Zielsetzung der vorliegenden Studie ist die Untersuchung der Herkunft der PM10-Belastung in Oberwart im Jahr 2003.

Um die Untersuchung auf eine breitere Datenbasis zu stellen und damit repräsentativere Aussagen zu gewinnen, werden in die Auswertungen Messdaten aus dem Zeitraum von Jänner 2001 bis März 2005 – soweit verfügbar – einbezogen.

Zum Zweck der zeitlichen und räumlichen Einordnung der PM10-Belastung in Oberwart werden PM10- bzw. Schwebestaub-Daten, Messwerte gasförmiger Schadstoffe sowie meteorologische Daten aus dem gesamten Burgenland, der Oststeiermark und dem südöstlichen Niederösterreich in die Untersuchung einbezogen.

Die an den Messstellen der Burgenländischen Landesregierung durchgeführten Messungen entsprechen sowohl hinsichtlich der angewandten Methodik (kontinuierliche Methode) wie auch der Prüfstufen der ausgewerteten Daten den gesetzlichen Anforderungen des IG-Luft sowie der Verordnung zum Messkonzept (siehe Kapitel 2.7).

### **3.2 Untersuchungsgebiet**

Als Untersuchungsgebiet im engeren Sinn wird das südliche und mittlere Burgenland (Bezirke Oberwart, Oberpullendorf, Güssing und Jennersdorf) abgegrenzt (Abbildung 6). Darüber hinaus werden luftchemische und meteorologische Messungen aus dem gesamten Burgenland, der Oststeiermark und dem südöstlichen Niederösterreich für die vorliegende Studie verwendet.

### **3.3 Verwendete Messdaten**

In der Untersuchung werden Messdaten der in Tabelle 7 und Abbildung 6 angegebenen Stationen verwendet.



Tabelle 7: Luftgüte- und meteorologische Messstellen.

Messstelle	geogr. Länge	geogr. Breite	Seehöhe (m)	gemessene Komponenten
Oberwart	16°11'35"	47°18'15"	330	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Güssing	16°19'21"	47°3'45"	231	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , CO, Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Eisenstadt	16°31'36"	47°50'24"	160	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , CO, Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Illmitz	16°45'56"	47°46'10"	117	PM10 (gravimetr. u. kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , CO, Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Kittsee	17°04'17"	48°06'34"	138	PM10 (grav.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Rudersdorf	16°7'20"	47°2'43§	220	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , CO, Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Eltendorf	16°12'07"	47°00'31"	240	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , CO, Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Heiligenkreuz	16°15'42"	46°59'31"	245	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , CO, Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Wiener Neustadt	16°15'18"	47°48'51"	265	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Bockberg	15°29'42"	46°52'23"	449	PM10 (grav.), TSP, SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur, rel. Feuchte
Hartberg	15°58'30"	47°16'43"	330	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur
Klöch	15°57'24"	46°45'10"	415	SO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur
Masenberg	15°52'56"	47°20'53"	1170	PM10 (kont.), SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Wind, Temperatur, rel. Feuchte



Abbildung 6: Für die Untersuchung verwendete Messstellen im Untersuchungsgebiet (Quadrate).

### 3.3.1 Beschreibung der Messstellen im Südburgenland und in der Oststeiermark

Die Luftgütemessstelle Oberwart befindet sich nordnordwestlich der Stadt Oberwart (6700 Einwohner), 900 m von der Anschlussstelle der B50 entfernt und 340 m westlich der Bundesstraße B63 zwischen Oberwart und Pinkafeld (siehe Abbildung 7 und Abbildung 8).

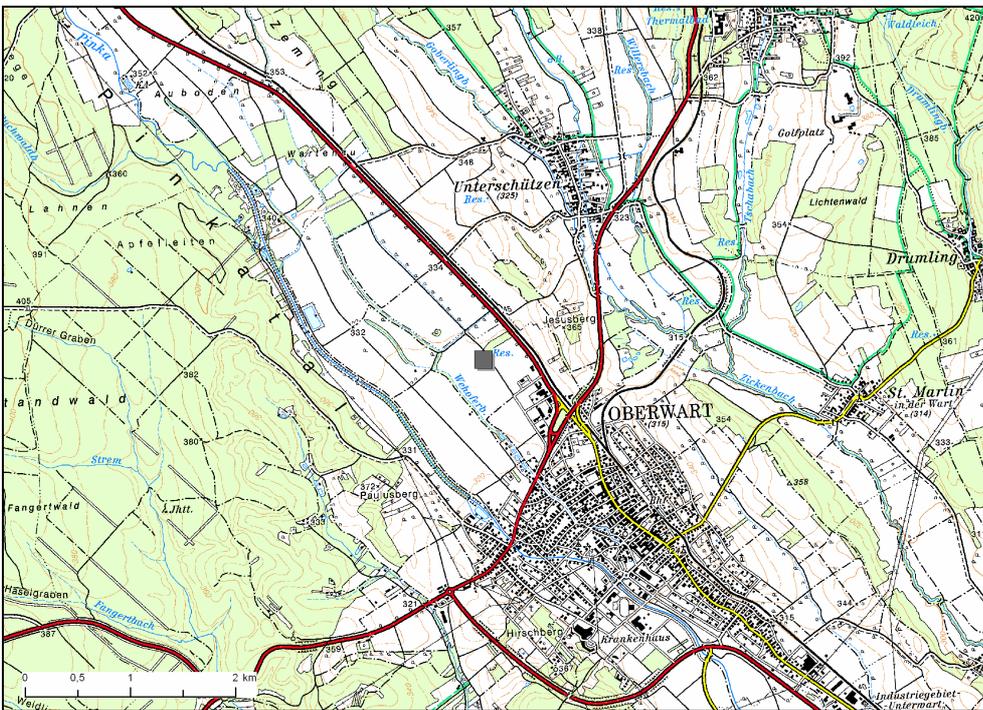


Abbildung 7: Umgebung der Messstelle Oberwart.



Abbildung 8: Messstelle Oberwart, Blickrichtung Westen.

Die temporäre Messstelle Güssing (Bezirksstadt, 3900 Einwohner) befand sich nördlich des Stadtzentrums auf dem Gelände der Hauptschule Güssing (siehe Abbildung 9 und Abbildung 10). Die Messstelle war zwischen 30.6.2004 und 31.3.2005 in Betrieb.

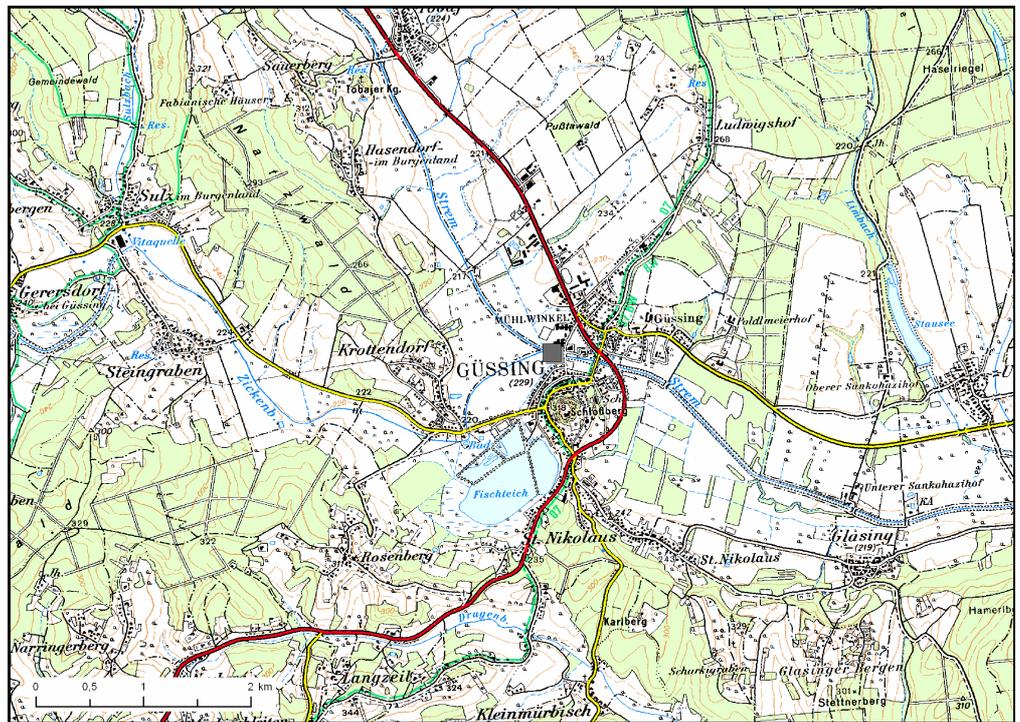


Abbildung 9: Umgebung der Messstelle Güssing.

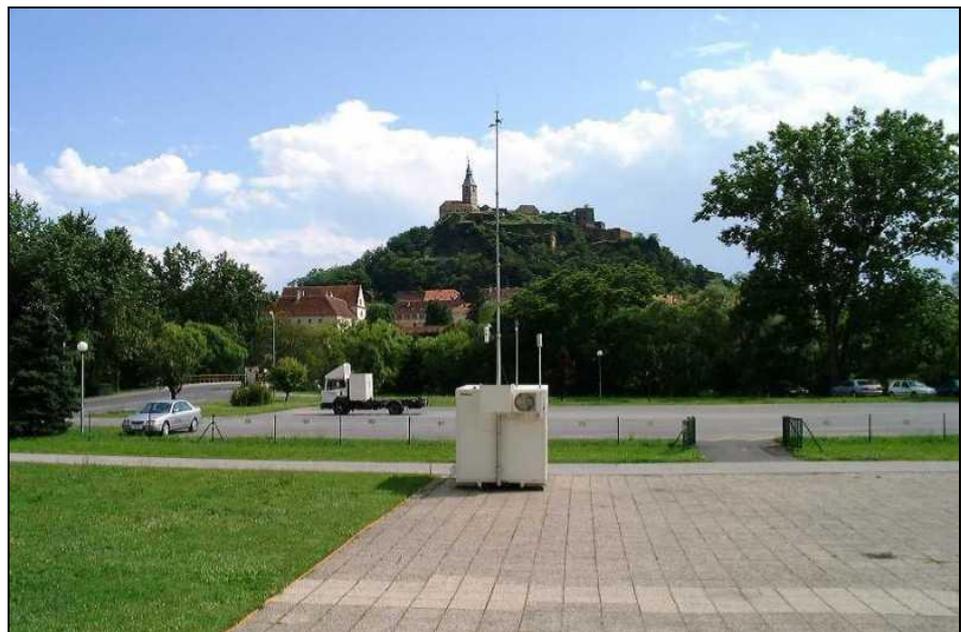


Abbildung 10: Messstelle Güssing, Blickrichtung Süden.

Die Messstelle Rudersdorf war von 2.6. bis 2.8.2005 in Betrieb. Sie befand sich am südwestlichen Ortsrand von Rudersdorf an der Lafnitz (Abbildung 11), die nächstgelegene Stadt ist Fürstenfeld, ca. 3 km westlich.

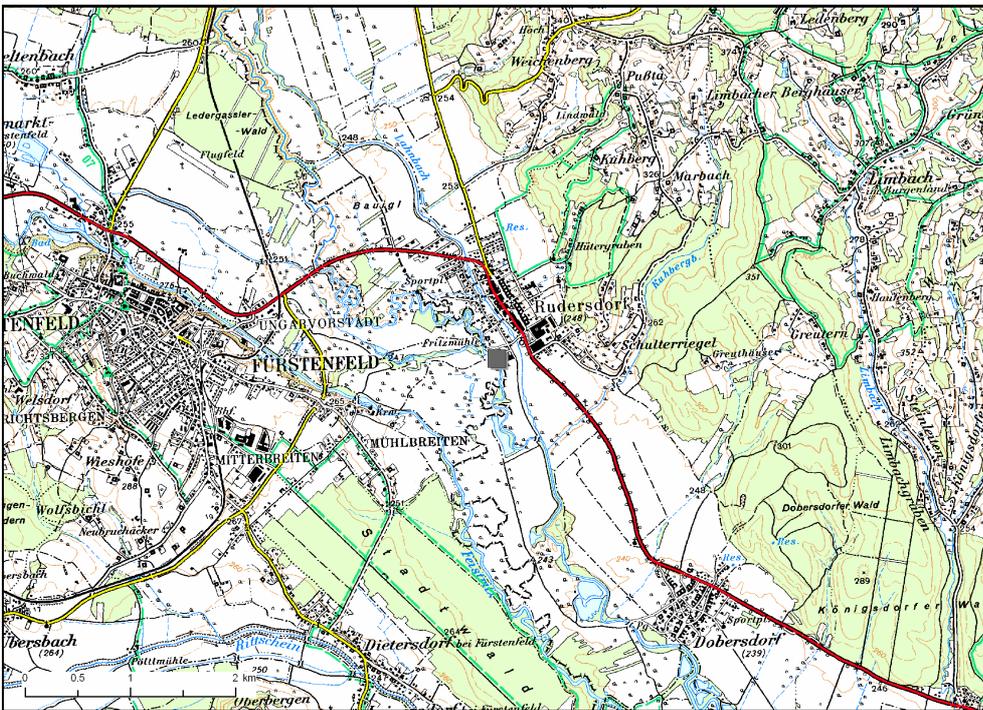


Abbildung 11: Umgebung der Messstelle Rudersdorf.

Die Messstelle Eltendorf (Abbildung 12) war von 4.8. bis 19.9.2005 in Betrieb. Sie befand sich in dörflicher Umgebung im Lafnitztal im Bezirk Jennersdorf.

Die Messstelle Heiligenkreuz war ab 27.9.2005 in Betrieb. Sie befand sich in der Nähe eines größeren Dorfes und der „Energiezentrale“ Heiligenkreuz im Lafnitztal.

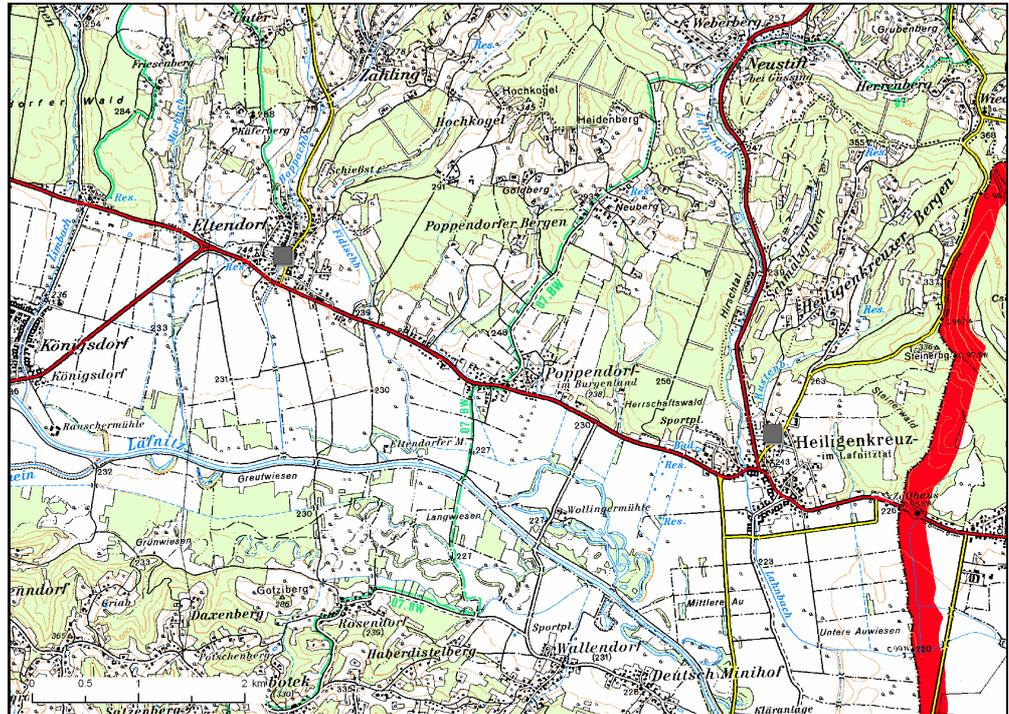


Abbildung 12: Umgebung der Messstellen Eltendorf und Heiligenkreuz.

Die Messstelle Hartberg (Abbildung 13) liegt südlich des Stadtzentrums von Hartberg (6500 Einwohner) und ist als städtische Hintergrundmessstelle anzusprechen.

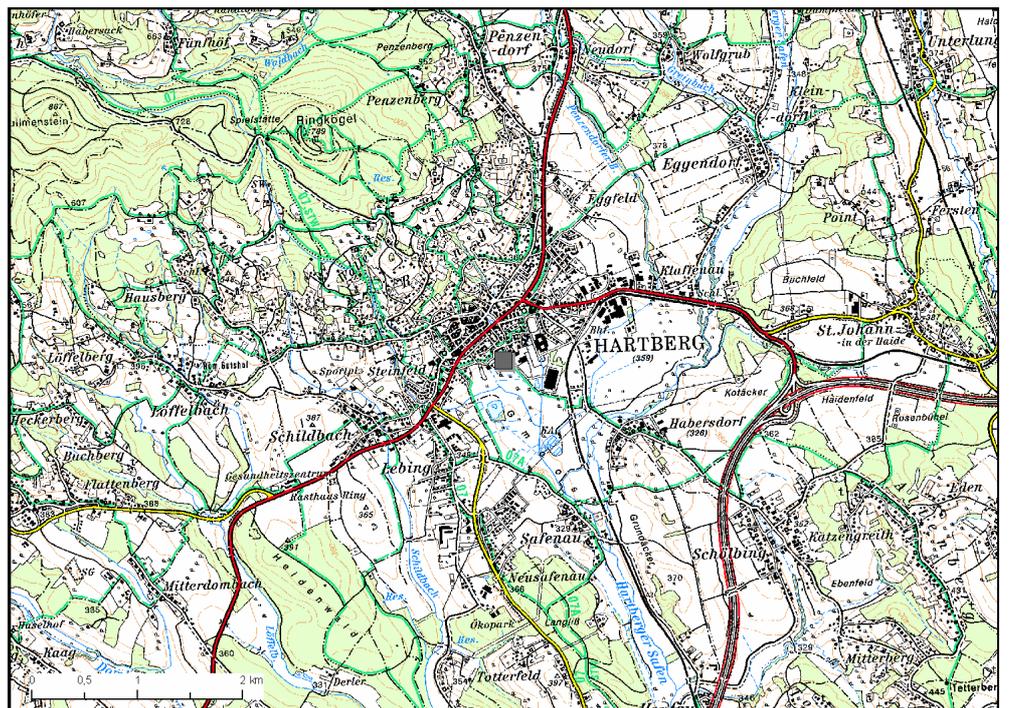


Abbildung 13: Umgebung der Messstelle Hartberg.

Die Messstelle Masenberg (Abbildung 14) befindet sich am Südhang des Masenberges in 1170 m Seehöhe, westlich von Hartberg.

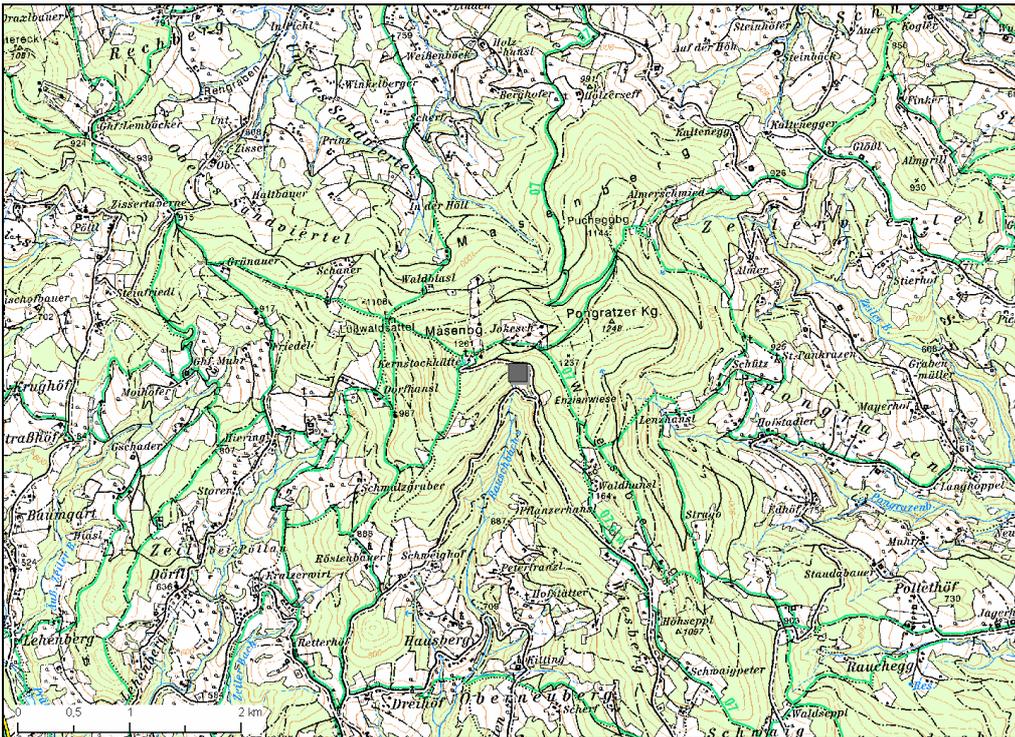


Abbildung 14: Umgebung der Messstelle Masenberg.

Die Messstelle Wiener Neustadt (Abbildung 15) des Amtes der NÖ Landesregierung ist am östlichen Stadtrand gelegen und liegt auf 265 m Seehöhe.

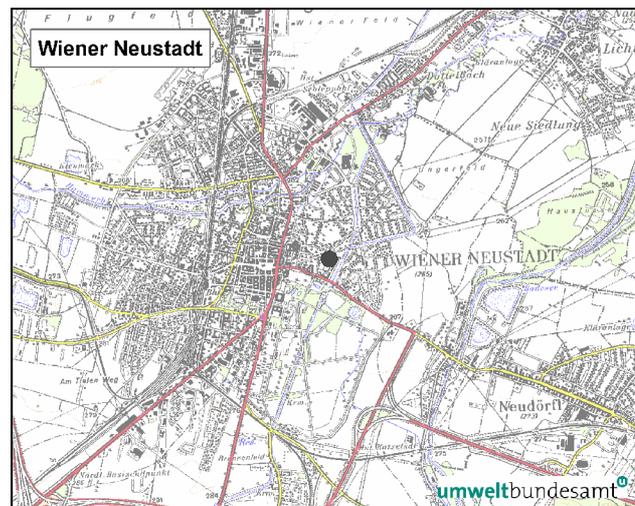


Abbildung 15: Umgebung der Messstelle Wiener Neustadt, Foto der Messstelle Wiener Neustadt.

Die Lagebeschreibungen der Messstellen Eisenstadt und Illmitz sind in Umweltbundesamt (2004d) zu finden, der Messstellen in Niederösterreich in Umweltbundesamt (2005b).

### 3.3.2 Messmethoden der PM10-Messung im Burgenland

An den vom Amt der Burgenländischen Landesregierung gemäß IG-L betriebenen Messstellen Eisenstadt, Kittsee und Oberwart sowie an der temporären Messstelle Güssing wird die PM10-Konzentration mittels kontinuierlich registrierender Messgeräte (Messmethode: beta-Absorption) mit einem Default-Standortfaktor 1,3 erfasst.

In Oberwart wurde von 20.4. bis 13.6.2005 die PM10-Konzentration parallel mit der gravimetrischen Methode erfasst. In diesem Zeitraum betrug das Verhältnis zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Messwerten (mit Faktor 1,3) im Mittel 0,99; damit ist festzuhalten, dass der Faktor 1,3 – zumindest für die Verhältnisse im Frühling und Sommer – eine sehr gute Näherung für eine Standortfunktion darstellen dürfte.

An der vom Umweltbundesamt betriebenen Messstelle Illmitz erfolgt die PM10-Messung mit der gravimetrischen Methode. Parallel wird an dieser Messstelle auch mittels beta-Absorption gemessen, diese Messwerte werden in der vorliegenden Studie als Rohwerte, d. h. ohne Standortfaktor, ausgewertet.



## 4 EMISSIONEN

### 4.1 PM10-Emissionen

#### 4.1.1 Emissionen im Burgenland

Für das Untersuchungsgebiet (Süd und Mittelburgenland: Bezirke Güssing, Jennersberg, Oberpullendorf und Oberwart) wurde versucht, analog zur Stuserhebung Nordburgenland die PM10-Emissionen der wesentlichen Verursacher abzuschätzen [UMWELTBUNDESAMT, 2004d].

Dabei konnte auf folgende Datengrundlagen zurückgegriffen werden:

- I Für die Berechnung der Hausbrandemissionen wurde die Energiebilanz des Burgenlandes der Statistik Austria verwendet [STATISTIK AUSTRIA, 2004].
- I Die Verkehrsemissionen konnten aus dem Verkehrsmodell Österreich berechnet werden [BMVIT, 2002].
- I 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 Süd- und Mittelburgenland 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 werden im Rahmen dieser Studie nicht in dem Detaillierungsgrad durchgeführt, der für einen vollständigen Emissionskataster des Untersuchungsgebietes notwendig wäre. Die ermittelten Emissionen dienen 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.

##### 4.1.1.1 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](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 8 dargestellt.

*Tabelle 8: Energieverbrauch der verschiedenen Energieträger der privaten Haushalte im Burgenland.*

<b>Energieträger</b>	<b>Endverbrauch</b>	<b>Einheit</b>	<b>Endenergie [TJ]</b>	<b>Anteil</b>
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	2.825	22 %
Heizöl	7.524	t	303	2,3 %
Flüssiggas	2.147	t	99	0,8 %
Naturgas	80.403	1.000m <sup>3</sup>	2.895	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 et al. (1998) angegebenen Emissionsfaktoren können daraus die Emissionen des Hausbrands der privaten Haushalte abgeschätzt werden (Tabelle 9).

*Tabelle 9: Für die Berechnung der Hausbrandemissionen verwendete Emissionsfaktoren für Staub in mg/MJ.*

<b>Energieträger</b>	<b>Einzelöfen</b>	<b>Etagenheizkessel</b>	<b>Zentralheizung</b>
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 [WINIWARTER et al., 2001]. Damit ist es möglich, die PM10-Emissionen des Hausbrands zu berechnen (Tabelle 10). 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 10: Jährliche PM10 Emissionen in Tonnen des Burgenlandes aus dem Hausbrand privater Haushalte, berechnet über die Energiebilanz.*

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

Alternativ können die Emissionen über die Gebäude- und Wohnungsstatistik unter Annahme eines mittleren jährlichen Energieverbrauchs für den Raumwärmebedarf von 200 kWh/m<sup>2</sup> (Quelle E.V.A) berechnet werden. Die Heizungsstruktur ist in Tabelle 11 dargestellt, die durchschnittliche Wohnungsgröße beträgt lt. Statistik Austria im Burgenland etwa 110 m<sup>2</sup>.

Tabelle 11: 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	1.130	0	0	0	0	0	1.130	1 %
Heizöl	57	23.808	0	0	544	1.371	25.780	24 %
Holz	77	18.649	0	0	1.126	10.443	30.295	29 %
Kohle, Koks, Briketts	0	1.800	0	0	85	592	2.477	2 %
Strom	0	2.283	0	9.084	0	411	11.733	11 %
Gas	118	25.773	1.470	0	3.940	265	31.566	30 %
Hackschnitzel etc.	2	800	0	0	0	0	802	1 %
Alternative Systeme	833	549	0	0	0	0	1.382	1 %
Sonstiger Brennstoff	0	49	0	0	384	24	457	< 1 %
<b>Summe</b>	<b>2.217</b>	<b>73.666</b>	<b>1.470</b>	<b>9.084</b>	<b>6.079</b>	<b>13.106</b>	<b>105.622</b>	<b>100 %</b>

Mit Hilfe dieser Daten ergeben sich die in Tabelle 12 dargestellten Werte der jährlichen PM10-Emissionen (Für die Berechnung in Tabelle 12 wurde ein durchschnittlicher Raumwärmebedarf eines österreichischen Haushalts von 200 kWh/m<sup>2</sup> angenommen).

Tabelle 12: Jährliche PM10 Emissionen in Tonnen der Hauptwohnsitze im Burgenland, berechnet über die Gebäude- und Wohnungsstatistik.

Energieträger	Hauszentral- heizung	Wohnungs- zentralheizung	Einzelofen	Summe	Anteil
Fernwärme	0	0	0	0	0 %
Heizöl	1	0	0	1	0.4 %
Holz	128	7	84	218	89 %
Kohle, Koks, Bri- ketts,	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 %
<b>Summe</b>	<b>148</b>	<b>7</b>	<b>89</b>	<b>244</b>	<b>100 %</b>

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 von 310 kWh/m<sup>2</sup> pro Jahr, 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).

Zur Berechnung der PM10-Emissionen, die sich aus der energetischen Nutzung<sup>9</sup> 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 13 angeführten jährlichen PM10-Emissionen.

*Tabelle 13: 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
<b>Summe</b>	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)

In Abbildung 16 sind die PM10-Emissionen des Hausbrandes dargestellt, wobei die untere Grenze der Abschätzungen gewählt wurde. Die Hausbrandemissionen wurden entsprechend der Bevölkerungszahl pro Zählsprenkel dem Dauersiedlungsraum zugeordnet.

<sup>9</sup> 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.

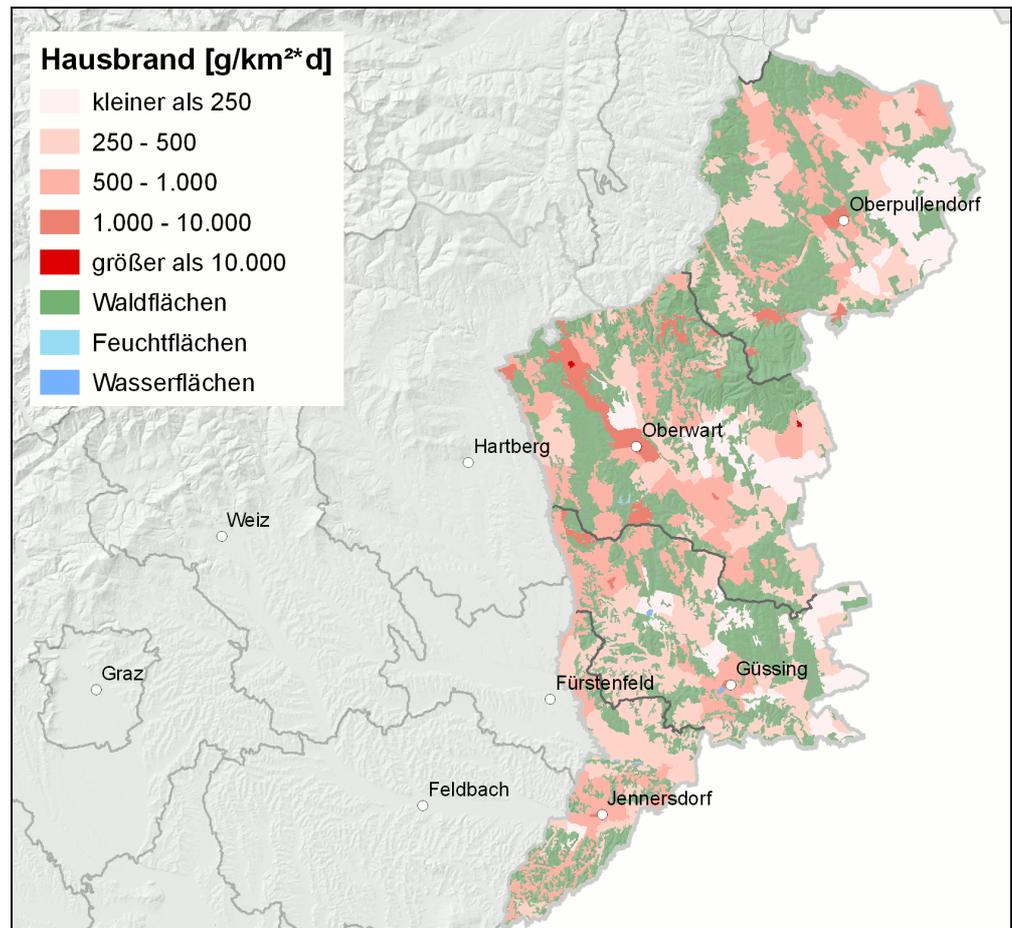


Abbildung 16: Hausbrandemissionen des Süd- und Mittelburgenlandes.

#### 4.1.1.2 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, DTV<sup>10</sup>-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

<sup>10</sup> durchschnittliche tägliche Verkehrsleistung



(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 aus Mangel an näheren Informationen über die Geschwindigkeit, die Flottenzusammensetzung je Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge und LKW) wurde dem Österreich-Durchschnitt entsprechend angenommen.

Für das gesamte Burgenland betragen die PM10-Abgasemissionen des Verkehrs rund 419 kg/Tag. Davon entfallen 305 kg/Tag auf PKW und LNF sowie 114 kg/Tag auf LKW. Die Jahresemissionen<sup>11</sup> betragen **143 t/a** (davon 111 t PKW und LNF sowie 32 t/a LKW). Aufwirbelungsemissionen sind hierbei noch nicht berücksichtigt.

Für das Süd- und Mittelburgenland betragen die PM10-Abgasemissionen rund 176 kg/Tag bzw. 60 t/Jahr, d. h. etwas weniger als die Hälfte der Gesamtemissionen des Burgenlandes.

Für die Berechnung der PM10-Emissionen aus dem Abrieb von Straße, Reifen und Bremsen sowie der Aufwirbelung von Staub wurden die Emissionsfaktoren von LOHMEYER (2004) herangezogen.

Für das gesamte Burgenland ergeben sich die PM10- Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen aus dem Straßenverkehr zu rund 331 kg/Tag, für das Süd- und Mittelburgenland von 122 kg/Tag. Die Jahresemissionen betragen etwa 108 t/a für das gesamte Burgenland und 39 t/a für das Süd- und Mittelburgenland.

An dieser Stelle ist anzumerken, dass die Berechnung der PM10-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub im Vergleich zu den Abgasemissionen einer größeren Unsicherheit unterliegt, da die in der Literatur verfügbaren Daten zu Abrieb und Aufwirbelung stark Schwanken.

Die PM10-Emissionen des Straßenverkehrs sind in Abbildung 17 dargestellt. Die hochrangigen Straßen sind als Emissionsschwerpunkte deutlich zu erkennen.

---

<sup>11</sup> Die PKW-Emissionen wurden mit einem Faktor 365 hochgerechnet, die LKW-Emissionen mit einem Faktor von 280.

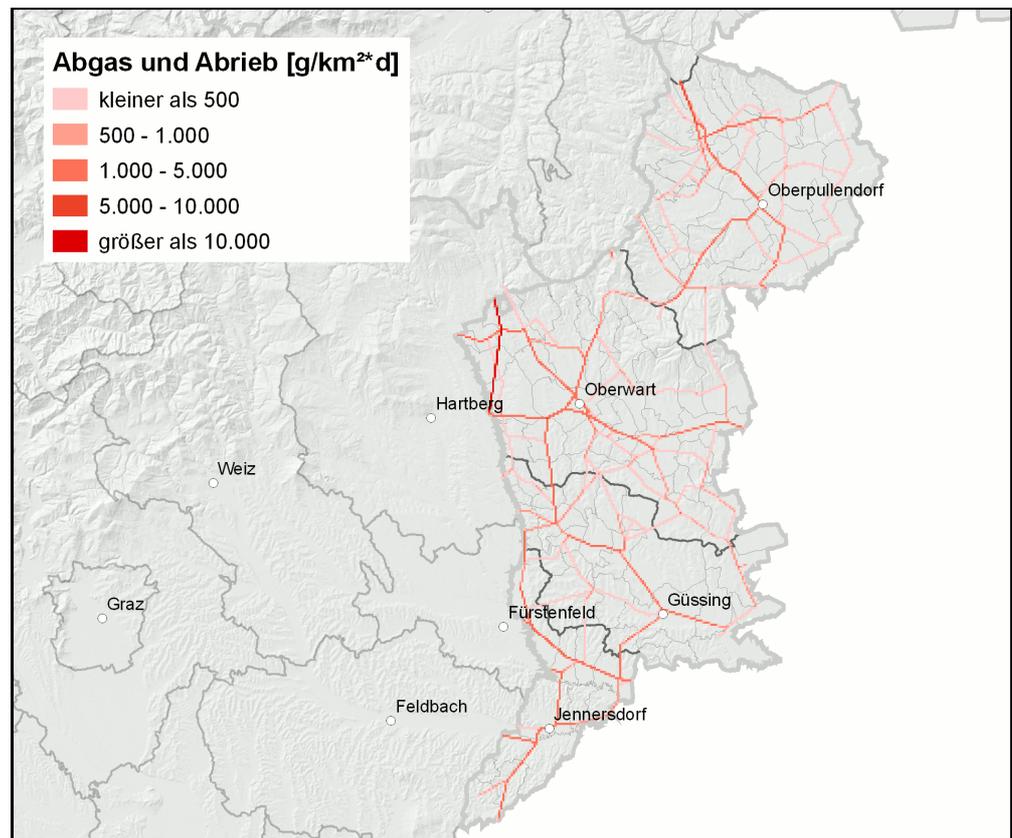


Abbildung 17: PM10-Emissionen des Straßenverkehrs (Abgas, Abrieb und Aufwirbelung) im Süd- und Mittelburgenland.

#### 4.1.1.3 Fernwärmeanlagen

Lt. Auskunft der Burgenländischen Landesregierung werden im Burgenland 42 Biomasse-Fernwärmeanlagen betrieben, davon jedoch nur vier mit einer Leistung über 2 MW (Güssing, Leithaprodersdorf, Nikitsch, Rechnitz). Diese vier Anlagen – von denen drei (Güssing, Nikitsch, Rechnitz) im Untersuchungsgebiet liegen – machen etwa 50 % der installierten Leistung von insgesamt 52 MW aus.

Von den 42 Anlagen insgesamt liegen fünf im Nordburgenland, die restlichen entfallen auf das Untersuchungsgebiet. Die Lage der Anlagen ist in Abbildung 18 zu sehen.

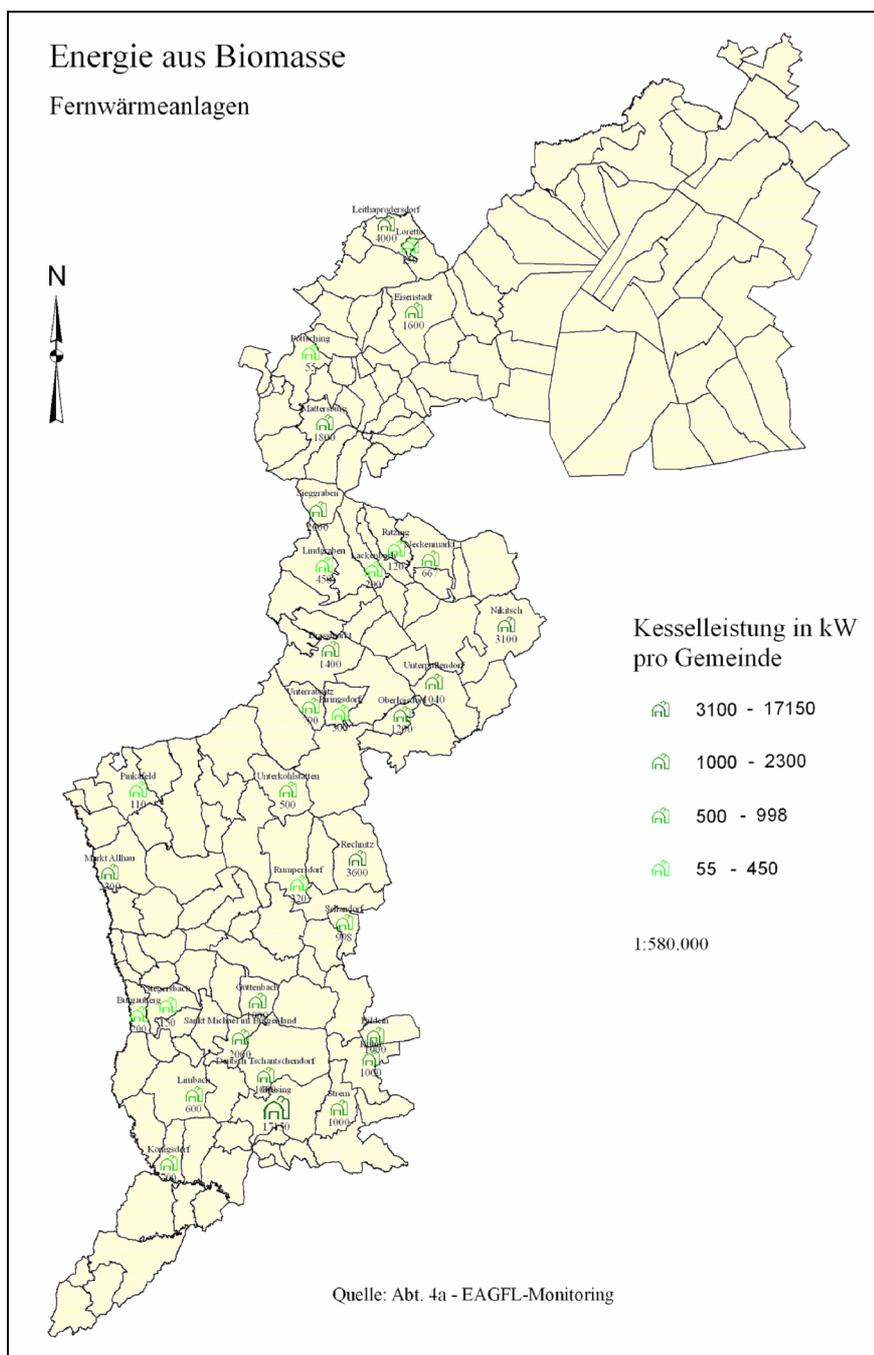


Abbildung 18: Biomasse-Fernwärmeanlagen im Burgenland (Quelle: Amt der Burgenländischen Landesregierung).

Eine ausführliche Beschreibung der gesetzlich festgelegten Emissionsgrenzwerte von Biomassenanlagen sowie von Minderungsmöglichkeiten findet sich in UMWELTBUNDESAMT (2005a).



Mangels Emissionsdaten der einzelnen Kraftwerke können die Emissionen lediglich mit Hilfe eines mittleren Emissionsfaktors gemäß GEMIS<sup>12</sup> von 0,118 g/kWh und 5.500 Volllaststunden grob abgeschätzt werden<sup>13</sup>. Demnach emittieren die 42 Kraftwerke im Burgenland mit einer Gesamtleistung von 52 MW etwa 34 t Staub pro Jahr. Bei einem PM10-Anteil am Gesamtstaub von 90 % ergeben sich somit etwa 30 t PM10 aus den Fernheizwerken im Burgenland, für das Mittel- und Südburgenland etwa **27 t**.

Neben den mit Biomasse betriebenen Fernheizwerken wird in Pinkafeld ein Blockheizkraftwerk mit 3,711 MW elektrischer Leistung und 22,513 MW Wärmeleistung betrieben, in dem sowohl Erdgas (2004: 4.882.046 NCBM) als auch mit Heizöl schwer (2004: 1.240 t) verfeuert wird. Die Emissionen betragen im Jahr 2004 bei Staub etwa **400 kg**, bei SO<sub>2</sub> etwa 21 t und bei NO<sub>x</sub> etwa 23 t<sup>14</sup>.

#### 4.1.1.4 Industrie und Gewerbe

Das Süd- und Mittelburgenland 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 Energie- und Medien-Zentrale GmbH Heiligenkreuz (Lenzing) wird ausschließlich mit Erdgas befeuert und emittiert somit kein PM10.

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

---

<sup>12</sup> Globales Emissions Modell Integrierter Systeme.

<sup>13</sup> persönliche Mitteilung DI Werner Pölz, Abt. für Integrierte Anlagentechnologien, Umweltbundesamt.

<sup>14</sup> email Tonci Milatic, Österreichische Fernwärme GmbH, vom 25.11.2005.



Für die Berechnung wurden gesamtösterreichische Verbrauchs- und Emissionsdaten aus PISCHINGER (2000) ins Verhältnis zum Dieserverbrauch im Burgenland gesetzt. Für das Untersuchungsgebiet wurden die Emissionen des gesamten Burgenlandes halbiert. Damit ergeben sich für das Süd- und Mittelburgenland 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 Süd- und Mittelburgenland.

#### 4.1.1.6 Landwirtschaftliche Tätigkeiten

Etwas mehr als ein Drittel der Fläche des Untersuchungsgebietes wird landwirtschaftlich genutzt. Aufgrund der geringen Niederschlagshäufigkeit (jährlicher Niederschlag: etwa 800 mm) kann es bei den verschiedenen landwirtschaftlichen Tätigkeiten oder durch Winderosion von offenen Flächen zu sichtbarer Staubeentwicklung kommen. Eine Emissionsabschätzung ist allerdings nicht möglich, da einerseits keine genauen Aktivitätsdaten vorliegen, andererseits die Emissionsfaktoren mit hohen Unsicherheiten behaftet sind.

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 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.

Winderosion brachliegender Flächen ist ebenfalls der Landwirtschaft zuzuordnen. Da – wie in Kapitel 7.4 gezeigt wird – die PM10 Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit abnimmt, lässt sich Winderosion als relevante PM10-Quelle nicht identifizieren.

Weitere Emissionen aus der Landwirtschaft betreffen:

- I Landwirtschaftliche Geräte. Eine Quantifizierung dieser Emissionen ist in Kapitel 4.1.1.5 angegeben.
- I Ammoniakemissionen. Diese tragen zur Bildung von sekundären anorganischen Aerosolen bei (siehe Kapitel 4.2.3).
- I Verbrennen von Stroh und anderen biogenen Abfällen. Da es für diese Quelle weder zuverlässige Emissionsfaktoren noch Aktivitätsdaten gibt, ist eine Abschätzung der Emissionen ebenfalls nicht möglich.

#### 4.1.2 Staubemissionsinventur Österreich

Eine Abschätzung der gesamtösterreichischen Staubemissionen wurde im Jahr 2003 in UMWELTBUNDESAMT (2003), basierend auf WINIWARTER (2001), veröffentlicht.

Neben den Emissionen aus Verbrennungsprozessen, die noch relativ genau abgeschätzt werden können, wurden auch Emissionen aus mechanischen Prozessen sowie aus diffusen industriellen Quellen berücksichtigt. Letztere entstehen i. A. bei verschiedenen Materialmanipulationen wie z. B. bei Schneidprozessen, Schüttgutumschlägen, Prozessen mit flüssigen Metallen etc. oder bei Erosionsprozessen. Die Abschätzung der Höhe der diffusen Emissionen ist mit deutlich größeren Unsicherheiten behaftet, jedoch tragen diese bis zu etwa 50 % zu den gesamten PM10-Emissionen bei.

Für die Jahre 1990, 1995, 2000 und 2001 wurden folgende Ergebnisse der PM10-Emissionen für Österreich ermittelt:

*Tabelle 14: PM10-Emissionen in Österreich in 1000 Tonnen (ohne Wiederaufwirbelung durch den Verkehr).*

	1990	1995	2000	2001
Energieversorgung	1,0	0,7	1,0	1,0
Kleinverbraucher	12,0	11,5	10,3	11,0
Industrie	19,5	19,6	20,7	20,1
Verkehr	6,3	7,4	8,2	8,7
Landwirtschaft	7,7	7,6	7,1	7,1
Sonstige	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>Summe</b>	<b>46,5</b>	<b>46,9</b>	<b>47,4</b>	<b>48,0</b>

Die PM10-Emissionen sind seit dem Jahr 1990 von etwa 46.500 Tonnen auf 48.000 Tonnen gestiegen. Bei PM2,5 haben sich die gesamtösterreichischen Emissionen seit 1990 ebenfalls kaum verändert und betragen im Jahr 2001 etwa 27.800 Tonnen. Leicht zugenommen haben die Gesamtstaubemissionen (von 74.000 Tonnen im Jahr 1990 auf 79.700 Tonnen im Jahr 2001). Die Zunahme beim Gesamtstaub lässt sich auf Abriebemissionen (Bremsen, Reifenabrieb) des Verkehrs (wobei zu berücksichtigen ist, dass die Abschätzung die Abgas- und Abriebemissionen, **nicht jedoch die Wiederaufwirbelung beinhaltet**), bedingt durch den stark zunehmenden Schwerverkehr, zurückführen.

Aus den oben genannten Studien geht hervor, dass die bedeutendsten Quellgruppen für diffuse Emissionen der Umschlag von Schüttgütern in der Industrie, das Bauwesen und die landwirtschaftliche Feldbearbeitung sind, die sich gleichzeitig durch besonders hohe Unsicherheiten auszeichnen. Unter den gefassten Quellen ist die Verbrennung von Holz jene Quelle, welche die höchsten Partikelemissionen aufweist. Industrielle Punktemissionen können zwar lokal hohe Bedeutung haben, für die Summe Österreichs erweisen sie sich aber als weniger relevant.

### 4.1.3 PM10-Emissionen außerhalb des Burgenlandes

#### 4.1.3.1 EMEP

Im Vollzug der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) der UNECE werden u. a. die Emissionen von PM10, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> 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 Gesamt-

mengen 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](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 IIASA berechnet, u. a. für Bosnien und Herzegowina, 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 2003 sind in Abbildung 19 dargestellt.

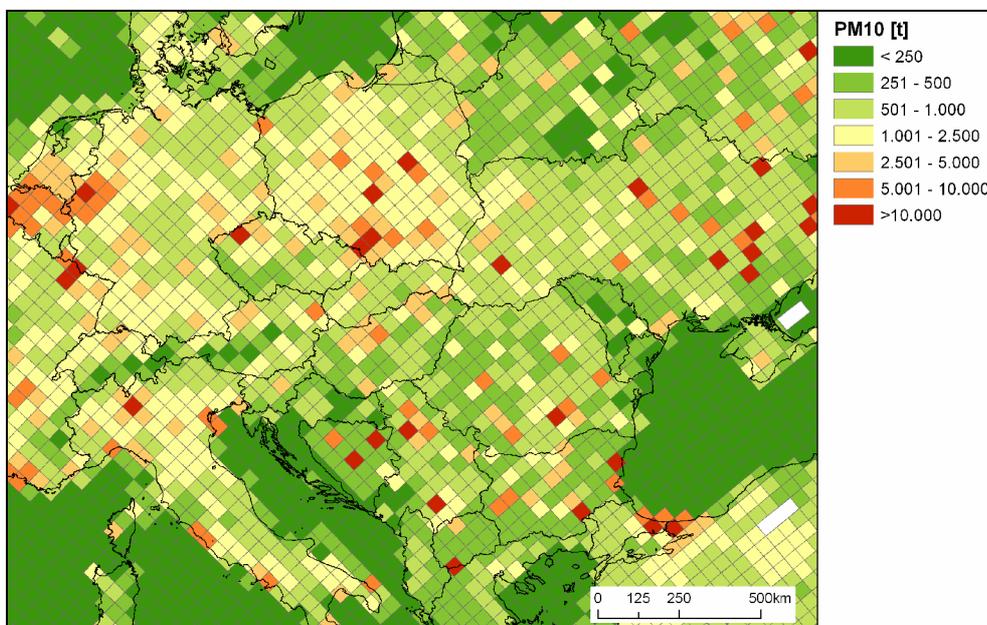


Abbildung 19: PM10-Emissionen 2003 (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Database.

Deutlich erkennbar sind Regionen mit extrem hohen Emissionsdichten von über 5.000 t pro Gitterzelle in jenen Bereichen, die entsprechend den Trajektorienanalysen (siehe Kapitel 8) als Herkunftsregionen von Ferntransport in Frage kommen:

- | Kraftwerke in der südlichen Walachei und im Raum Bukarest, sowie industrielle und städtische Emissionen in Bukarest
- | Kraftwerke im Raum Beograd
- | Kraftwerke in Bosnien
- | Kraftwerke in Nordmähren (Ostrava)
- | Industrielle Emissionen in Südpolen (Oberschlesien, Krakow) und in Warszawa

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

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 19) dar. Nicht berücksichtigt wurden allerdings die Wiederaufwirbelungsemissionen des Straßenverkehrs.

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

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

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

Höhere PM10-Emissionen treten gemäß EMEP-Expertenschätzung in der westlichen Mittelslowakei (Region Trenčín) in der Gitterzelle 77-53 auf. Diese Gitterzelle besitzt PM10-Emissionen von 3.271 t, der Großteil aus Kraftwerken; gegenüber EMEP 2001 bedeutet dies eine Halbierung der PM10-Emissionen. Demgegenüber wird vom SHMU<sup>15</sup> die PM10-Emission aus gefassten Quellen für das Jahr 2002 in dieser Gitterzelle mit 1.560 t angegeben. Bedeutendste PM10-Quellen der Westslowakei sind gemäß SHMU (2003) das Kraftwerk ENO Zemianske Kostol'any mit 1.270 t, Novacke Chemicke zavody (Chemische Industrie) (beide Region Trenčín) und Duslo Sala (Chemische Betriebe, Düngemittel Produktion) (Region Nitra).

Die Region Košice in der Ostslowakei (Gitterzelle 80-56) weist PM10-Emissionen von 4.504 t auf, davon der Großteil aus „Verbrennung in der Industrie (Prozessfeuerung)“; gemäß SHMU (2002) betragen die PM10-Emissionen dieser Zelle 8.065 t (aus gefassten Quellen). Die bedeutendste PM10-Quelle dieser Region ist gemäß

---

<sup>15</sup> Daten direkt vom SHMU an das Umweltbundesamt übermittelt.



SHMU (2003) im Jahr 2002 US Steel (17.190 t), gefolgt vom Kraftwerk Elektraren Vojany (7.070 t). Diese Emissionen sind allerdings höher als die in der EMEP-Gitterzelle, in der Košice liegt, angegebenen. Die EMEP-Emissionsdaten zeigen von 2001 auf 2003 einen sehr deutlichen Emissionsrückgang.

In **Ungarn** weist laut EMEP-Expertenschätzung 2003 die Region Budapest (Gitterzelle 80-52) mit PM10-Emissionen von 6.126 t die höchste Emissionsdichte weist die Region Budapest mit 7.325 t auf, davon entfällt der größten Beitrag auf „nicht-industrielle Verbrennungsanlagen“. Gegenüber 2001 ging die Emission um ca. 15 % zurück.

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

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

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

In **Serbien** finden sich die höchsten Emissionsdichten in der Region Beograd (Gitterzelle 86-49) mit 23.992 t, in **Bosnien** in den Regionen Tuzla (Gitterzelle 85-47) mit 16.028 t sowie in der Region Zenica (Gitterzelle 85-45) mit 16.749 t, in **Rumänien** in București (Gitterzelle 92-57) mit 36.637 t. Die Emissionen in der westlichen Walachei (EMEP-Gitterzellen 98-91-54) haben seit 2001 von 39194 t auf 15616 t stark abgenommen (–60 %).

#### 4.1.3.2 Daten des Ungarischen Ministeriums für Umweltschutz und Wasserwirtschaft

Die vom Ungarischen Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft für 2000 angegebenen TSP-Emissionen (Abbildung 20)<sup>16</sup> zeigen davon abweichend hohe TSP-Emissionen in Nordungarn, u. a. für die Kraftwerke Mátra (bei Eger) und Oroszlány (bei Tatabánya).

---

<sup>16</sup> Daten direkt vom Ungarischen Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft an den Autor übermittelt.

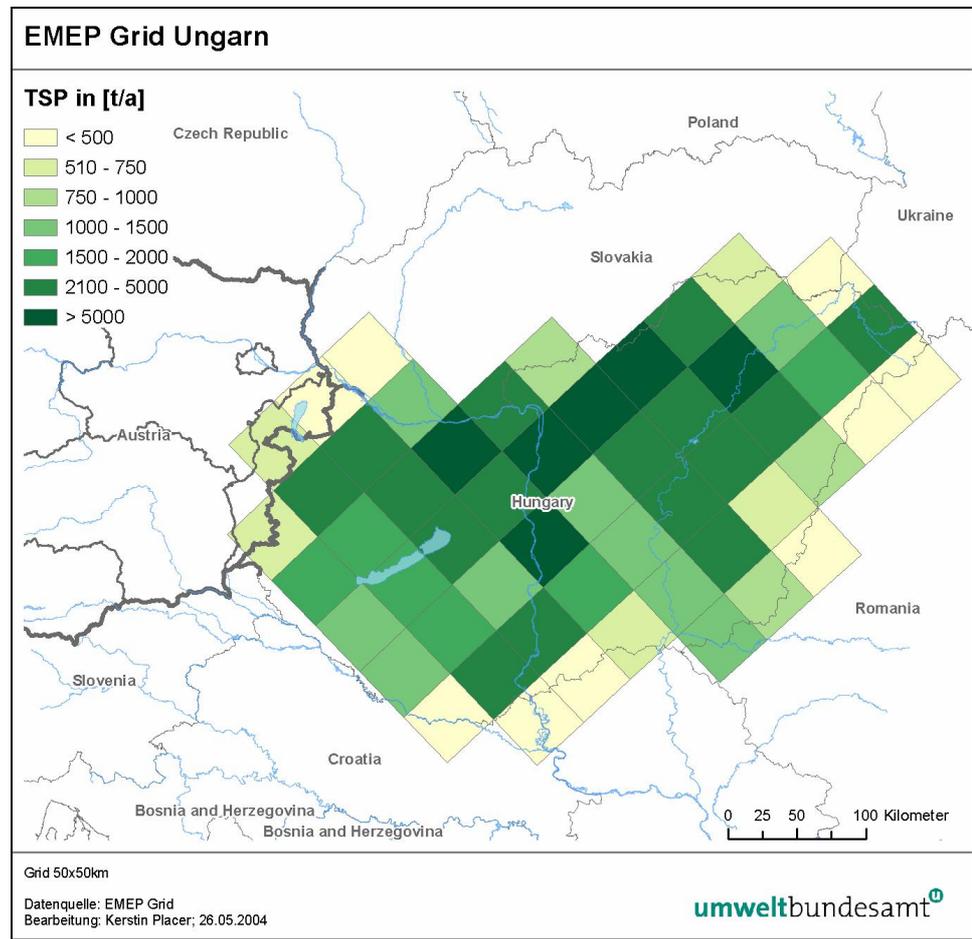


Abbildung 20: TSP-Emissionen Ungarns, 2000 (Quelle: Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft).

#### 4.1.3.3 INTERREG-Projekt IIC CADSES

Im Rahmen des INTERREG-Projektes IIC CADSES [SCHÖRNER&SCHÖNSTEIN, 2001] (im Auftrag der Landesregierungen des Burgenlandes, Niederösterreichs und Wiens) wurden die Emissionen u. a. von Staub, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> 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 km x 20 km aggregiert. Die Staub-Emissionen (nicht ausdrücklich auf die PM10-Fraktion bezogen) sind in Abbildung 21 dargestellt.

Für PM10 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.

Die höchsten Staub-Emissionen im Nahbereich des Süd- und Mittelburgenlandes weisen die Regionen um Sopron und Szombathely auf.

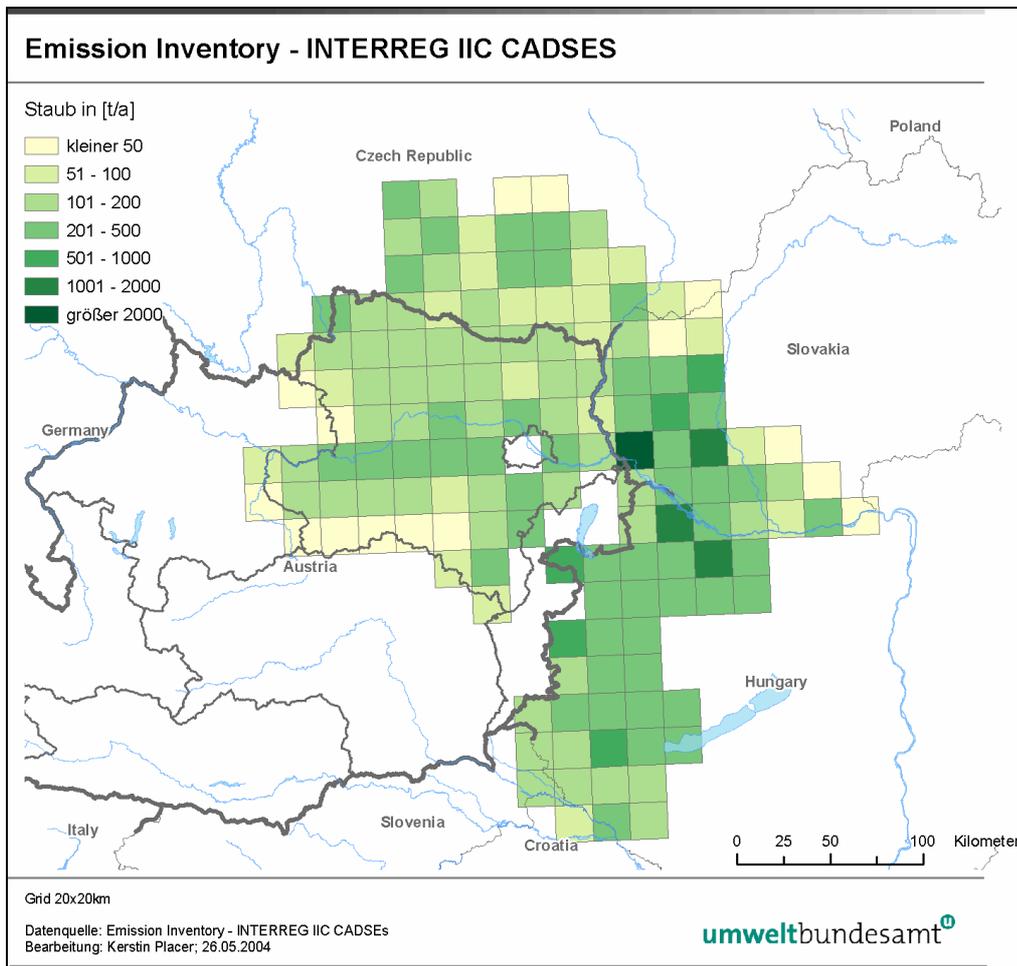


Abbildung 21: Staub-Emissionen (Raster 20 km x 20 km).

## 4.2 Emissionen von Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel

Neben primären PM-Emissionen tragen auch noch Emissionen von NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> und NMVOC durch die Bildung von sekundären anorganischen (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) bzw. von sekundären organischen Aerosolen in unterschiedlichem Ausmaß zur PM10-Belastung bei.

## 4.2.1 Schwefeldioxid

### 4.2.1.1 INTERREG-Projekt IIC CADSES

Abbildung 22 zeigt die im Rahmen des INTERREG-Projektes IIC CADSES [SCHÖRNER&SCHÖNSTEIN, 2001] berechneten SO<sub>2</sub>-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 SO<sub>2</sub>-Emissionen im Nahbereich des Süd- und Mittelburgenlandes treten in der Region um Sárvár auf. Das Süd- und Mittelburgenland selbst weisen sehr niedrige SO<sub>2</sub>-Emissionen auf.

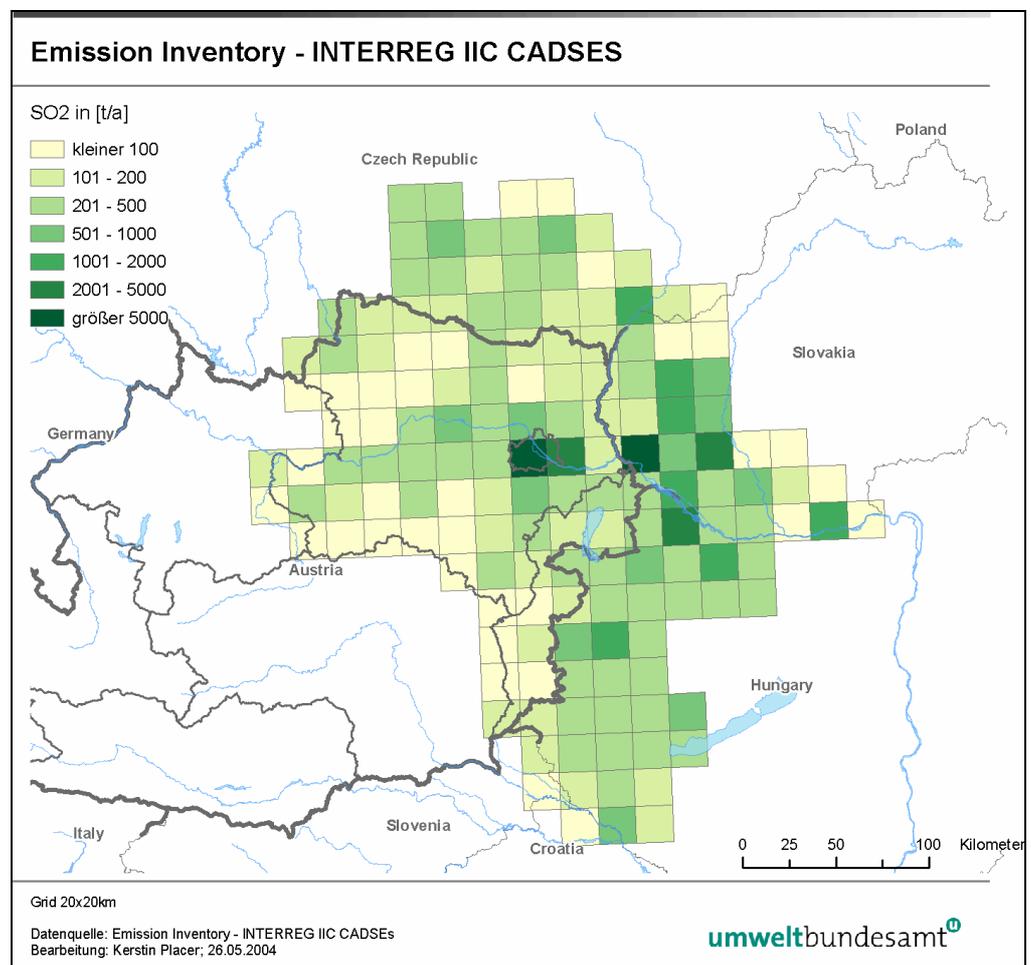


Abbildung 22: SO<sub>2</sub>-Emissionen (Raster 20 km x 20 km).

### 4.2.1.2 EMEP

Die Expertenschätzung der SO<sub>2</sub>-Emissionen laut EMEP Expertenschätzung 2003 sind in Abbildung 23 dargestellt.

Die Emissionsschwerpunkte von SO<sub>2</sub> decken sich nur teilweise mit jenen von PM10 (Abbildung 19). Die PM10-Großemittenten in der westlichen Walachei, in der Region Beograd, in Bosnien und in Oberschlesien stellen ebenfalls Großemittenten von

SO<sub>2</sub> dar, allerdings gibt es weitere SO<sub>2</sub>-Emissionsschwerpunkte u. a. in Nordungarn, Bosnien, im nördlichen Böhmen und in Polen.

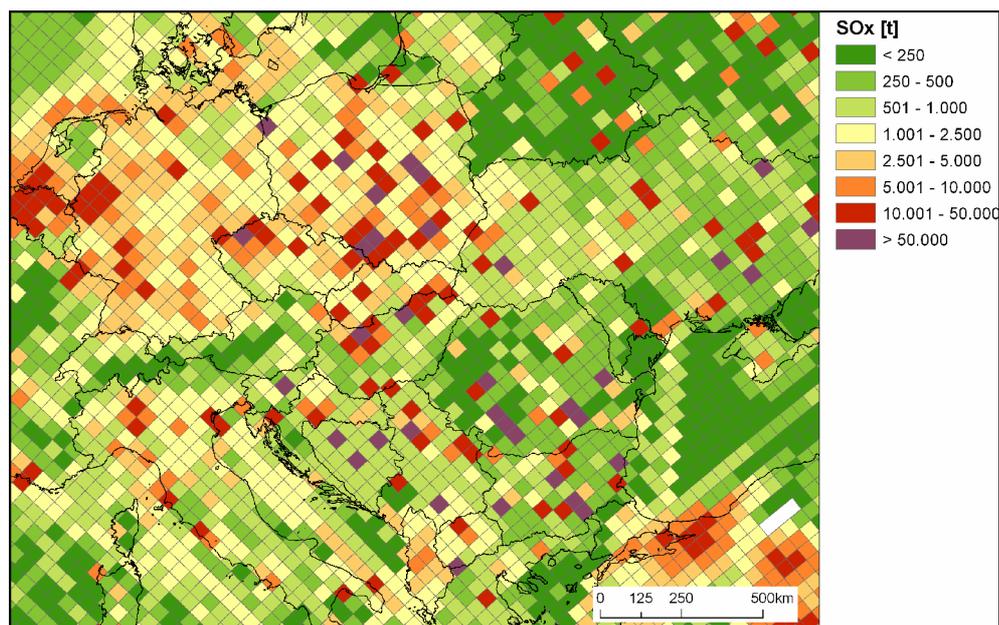


Abbildung 23: SO<sub>2</sub>-Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Databse, 2003.

Die SO<sub>2</sub>-Emissionen Österreichs machen laut EMEP (2003) 34.135 t, die größten Emissionen entfallen auf die Gitterzelle 76-50 mit Wien (8.870 t). Der bedeutendste SO<sub>2</sub>-Emissionen in der Gitterzelle 76-50 ist die Raffinerie Schwechat (3600 t) [UMWELTBUNDESAMT, 2004].

Die Region Bratislava (Gitterzellen 77-50 und 77-51<sup>17</sup>) weist gemäß EMEP 2003 SO<sub>2</sub>-Emissionen von 14.556 t auf.

Höhere SO<sub>2</sub>-Emissionen im Umkreis Österreichs finden sich in Nordungarn in der Gitterzelle 79-51 mit 63.581 t (Kraftwerk Oroszlány) und in der Zelle 80-54 mit 76.936 t (Kraftwerk Mátra bei Eger), in Zentralslowenien (Gitterzelle 78-45) mit 60.504 t, wo sich die Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje befinden, in Nordwestböhmen (Region Chomutov, Zelle 69-50) mit 66.352 t, und in der Region Oberschlesien, wo die Gitterzellen 75-55, 56 SO<sub>2</sub>-Emissionen von 301.339 t auf sich vereinen.

Extrem hohe SO<sub>2</sub>-Emissionen (EMEP-Gitterzellen mit über 50.000 t) findet man in Südrumänien, Nordserbien, in Bosnien und Zentralpolen, sie decken sich teilweise mit den Großemittenten von PM<sub>10</sub>, allerdings gibt es auch zahlreiche extreme SO<sub>2</sub>-Emittenten mit relativ geringen PM<sub>10</sub>-Emissionen.

Die höchsten SO<sub>2</sub>-Emissionen Rumäniens treten mit 120.334 t in der südwestlichen Walachei (Gitterzelle 91-54) auf, gefolgt von zwei weiteren Kraftwerken in der west-

<sup>17</sup> die SO<sub>2</sub>-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.

lichen Walachei (Zellen 8954 und 9054) mit über 100.000 t. Noch höhere Emissionen findet man in der Region Beograd (Gitterzelle 86-49) mit 144.755 t und in Bosnien in der Region Zenica (Gitterzelle 85-45) mit 149.929 t; Emissionen über 100.000 t entfallen zudem in Bosnien auf die Gebiete um Tuzla (Zelle 85-47) und Ljubija (Zelle 83-45). Emissionsschwerpunkte in Polen sind neben Oberschlesien die Region Łódź (Gitterzelle 73-58) mit 290.186 t, das Kraftwerk in Konin (EMEP-Gitterzelle 70-58) mit 109.471 t sowie die Region Warszawa.

## 4.2.2 Stickstoffoxide

### 4.2.2.1 INTERREG-Projekt IIC CADSES

Die im Rahmen des INTERREG-Projektes IIC CADSES errechneten NO<sub>x</sub>-Emissionen auf dem 20 km x 20 km-Gitter sind in Abbildung 24 dargestellt.

Die höchsten NO<sub>x</sub>-Emissionen im Nahbereich des Süd und Mittelburgenlandes entfallen auf das Wiener Becken und den Bezirk Mattersburg.

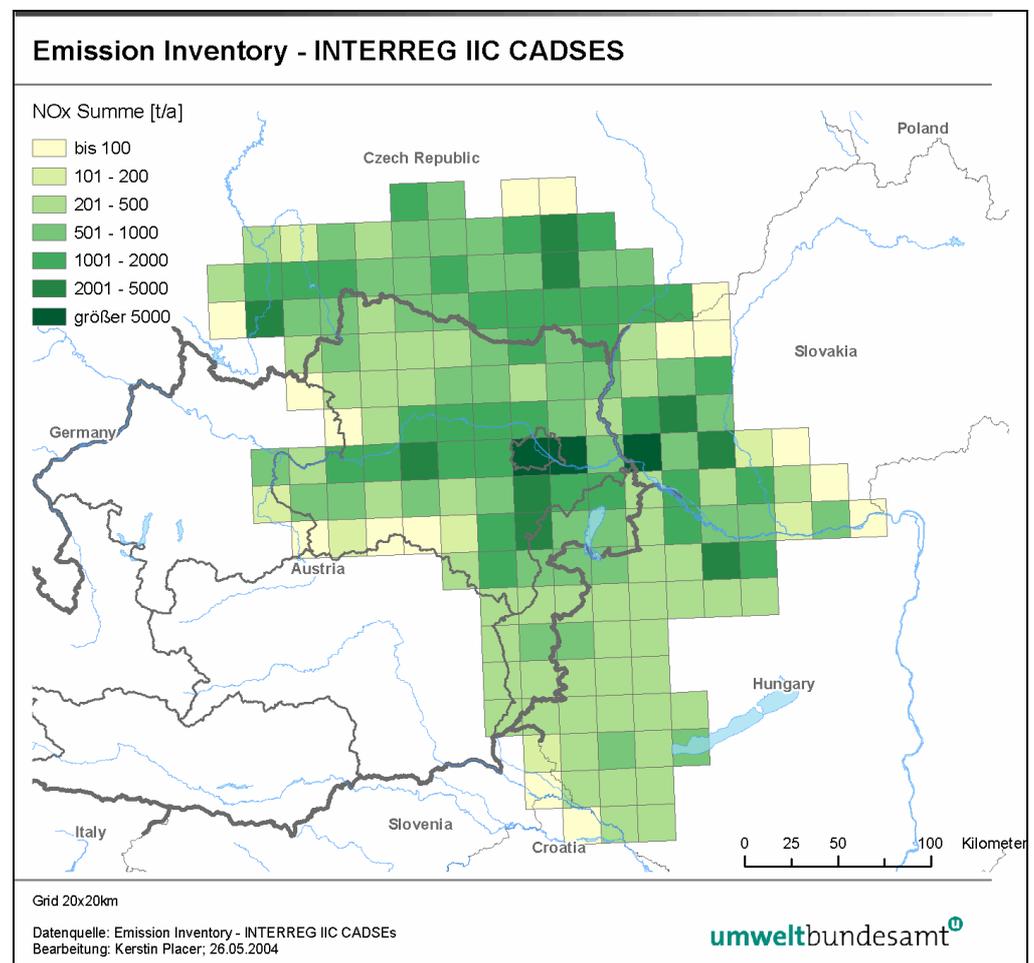


Abbildung 24: NO<sub>2</sub>-Emissionen (Raster 20 km x 20 km).

#### 4.2.2.2 EMEP

Abbildung 25 zeigt die NO<sub>x</sub>-Emissionen laut EMEP-Expertenschätzung für 2003 auf dem 50 km x 50 km-Gitter. Bei den Stickstoffoxidemissionen weist – anders als bei SO<sub>2</sub> und PM10 – Westeuropa weitaus höhere Emissionen auf als Ost- und Ostmitteleuropa. Flächenhaft liegen die NO<sub>x</sub>-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, in Ostmitteleuropa sind sie ungefähr halb so hoch. Sehr hohe NO<sub>x</sub>-Emissionsdichten weisen einzelne, eng begrenzte Regionen v. a. in Polen auf, aber auch bedeutende Quellregionen von PM10 und SO<sub>2</sub> in Südosteuropa.

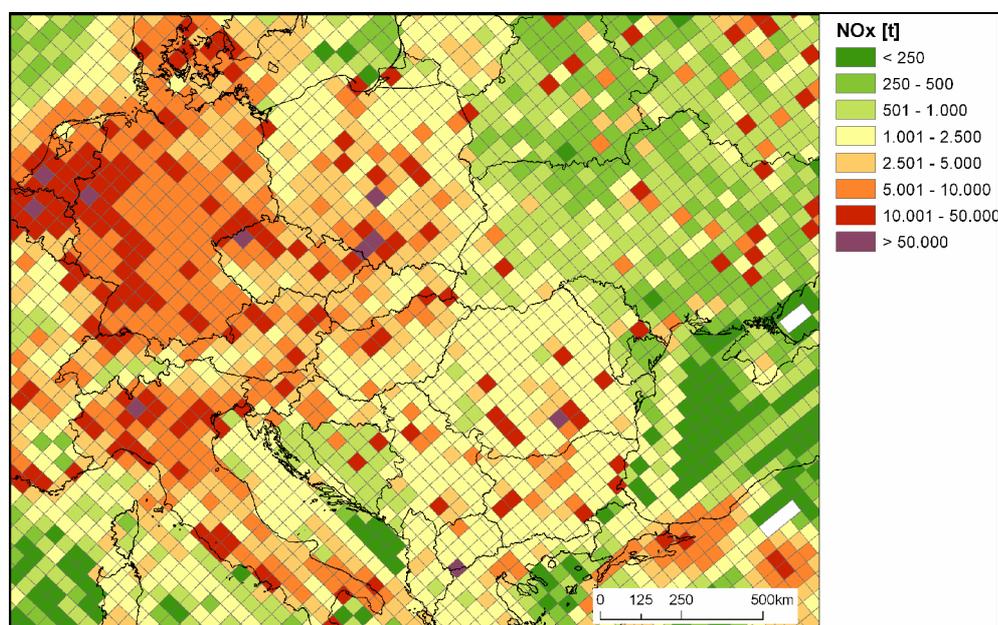


Abbildung 25: NO<sub>x</sub>-Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Database, 2003.

In Österreich weist die Region **Wien** die höchsten NO<sub>x</sub>-Emissionsdichten auf. Die Gitterzelle 76-50 umfasst NO<sub>x</sub>-Emissionen von 32.056 t, die südwestlich angrenzende Gitterzelle 76-49 (südliches Wiener Becken, Wienerwald) 13.146 t. Die Emissionen der Gitterzelle 73-47 mit Linz betragen 12.624 t, in der Gitterzelle 74-47 südöstlich davon 11.963 t. Auf die Region Graz (Gitterzelle 77-47) entfallen 13.356 t, auf die Region Salzburg (Gitterzelle 73-45) 7.859 t (innerhalb Österreichs).

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

Hohe NO<sub>x</sub>-Emissionen im Umkreis von einigen 100 km um Österreich stammen aus der Region München, aus Nordböhmen, aus Prag und Brno, aus Nordmähren und der Region Oberschlesien, aus der Region Budapest sowie Slowenien (Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje). Die „Hot spots“ sind Oberschlesien, wo die EMEP-Gitterzellen 75-56, 57 NO<sub>x</sub>-Emissionen von 128.236 t auf sich vereinen, die Region Łódź (Gitterzelle 73-58) mit 68.754 t, die Region Chomutov (Kraftwerke) mit 65.869 t, in Rumänien București (73.920 t), in Italien Milano (53.488 t).

### 4.2.3 Ammoniak

Die  $\text{NH}_3$ -Emissionen auf dem 50 km-Raster gemäß EMEP-Expertenschätzung für 2003 sind in Abbildung 26 dargestellt.

Die mit Abstand höchsten  $\text{NH}_3$ -Emissionsdichten weisen das nordwestliche Mitteleuropa (um 10.000 t pro 50 km\*50 km-Gitterzelle) sowie die Po-Ebene auf. In Osteuropa treten die höchsten  $\text{NH}_3$ -Emissionsdichten in den Regionen Beograd, București, Oberschlesien und Westslawonien auf. Die absolut dominierende  $\text{NH}_3$ -Quelle ist überall die Landwirtschaft.

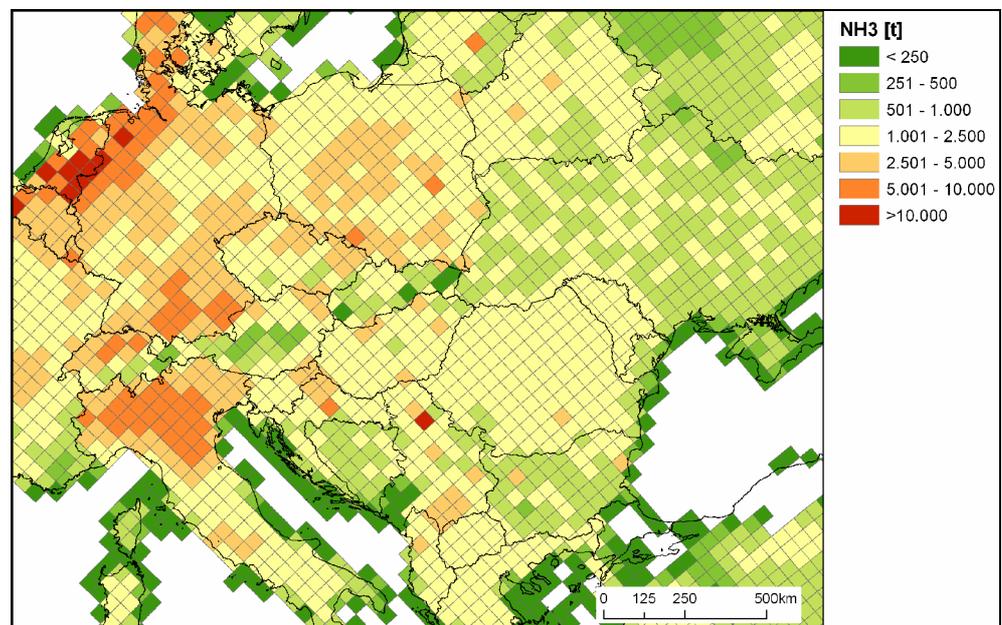


Abbildung 26:  $\text{NH}_3$ -Emissionen (Raster 50 km x 50 km), EMEP-Database, 2003.

## 5 DIE METEOROLOGISCHE SITUATION

### 5.1 Übersicht über die Witterung, Dez. 2002 bis Dez. 2003<sup>18</sup>

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. Klagenfurt wies durchschnittliche Temperaturen auf und war mit 76 % der mittleren Niederschlagsmenge relativ trocken.

Das **Jahr 2003** war in ganz Österreich außergewöhnlich warm; die Jahresmitteltemperatur lag in Kärnten, der Südsteiermark und dem Südburgenland sowie in Nordtirol und im Raum Linz um ca. 1°C über dem Mittelwert der Klimaperiode 1961–1990, im Osten und Norden Österreichs um 0,6 bis 1,0°C; annähernd durchschnittliche Temperaturen wurden nur im Bereich des Oberen Ennstals registriert. In Wien war 2003 das viertwärmste Jahr in der bis 1775 zurückreichenden Messreihe; eine höhere Jahresmitteltemperatur wiesen die Jahre 2000, 1994 und 2002 auf.

Der Großteil Österreichs erhielt 2003 unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen (70 bis 90 % des langjährigen Mittels). Eine Jahresniederschlagssumme im Bereich des Klimamittelwerts wurde nur im Bereich von Osttirol, Oberkärnten und des südlichen Salzburg gemessen. Besonders trocken mit weniger als 70 % des Klimamittels waren der Südosten Österreichs, das Nordburgenland und der Raum Wien sowie Teile der Obersteiermark.

Der Witterungsverlauf war durch einen außerordentlich warmen Sommer mit ungewöhnlich lang anhaltenden Hochdruckwetterlagen gekennzeichnet. Überdurchschnittliche Temperaturen traten fast durchgehend von Ende April bis Ende August auf. Verglichen mit dem Klimamittel zu kühl waren lediglich die Monate Februar und Oktober.

Der **Jänner 2003** war von relativ mildem Wetter bis 4.1., einer sehr kalten Periode zwischen 7. und 13. 1. (mit Tagesmitteltemperaturen um –10°C) sowie einer relativ warmen zweiten Monatshälfte mit häufigen West- und Nordwestwetterlagen gekennzeichnet. Im Monatsmittel lag die Temperatur im Großteil Österreichs etwas über dem Durchschnitt der Klimaperiode 1961–90, wobei es im Gebiet zwischen Nordkärnten und dem Pongau mit einer Abweichung um +1,5°C besonders warm war. Die Niederschlagsmengen lagen vor allem im Gebiet nördlich des Alpenhauptkamms etwas über dem langjährigen Durchschnitt.

Der **Februar 2003** war in ganz Österreich ungewöhnlich kalt und trocken. Im Nordalpenbereich sowie im Alpenvorland von Vorarlberg bis ins Nordburgenland lag die Temperatur im Monatsmittel um mehr als –2,5°C unter dem Durchschnitt der Klimaperiode 1961–90; relativ warm mit Abweichungen um –1°C war es nur zwischen

---

<sup>18</sup> nach <http://www.ZAMG.ac.at>: Klima-Monatsübersicht.

Osttirol und dem oberen Murtal; im Klagenfurter Becken lag die Temperatur um  $-2^{\circ}\text{C}$  unter dem Klimamittel. Das Wetter war ab 9. Februar von fast durchgehenden Hochdrucklagen gekennzeichnet. Die Niederschlagsmengen blieben im gesamten Osten und Süden Österreich unter 25 % des langjährigen Mittels, gebietsweise fiel praktisch kein Niederschlag.

Der **März 2003** war in ganz Österreich ungewöhnlich warm und trocken. Im Nordosten lag die Temperatur im Monatsmittel um ca.  $1^{\circ}\text{C}$  über dem langjährigen Mittelwert, im Südwesten und Westen um über  $2,5^{\circ}\text{C}$ , in Klagenfurt um  $+1,9^{\circ}\text{C}$ . Die Niederschlagsmengen erreichten nördlich des Alpenhauptkamms leicht unterdurchschnittliche Werte; südlich des Alpenhauptkamms, im Burgenland und im östlichen Niederösterreich war es mit Regenmengen unter 25 % des langjährigen Mittels extrem trocken, in Teilen Kärntens, Osttirols und des Lungaus fiel praktisch kein Niederschlag, in Klagenfurt 4 mm. Der Witterungsverlauf war von Kaltlufteinbrüchen um den 5., 14. und 23. März, die vor allem in Nordostösterreich spürbar waren, und ungewöhnlich warmen Perioden um den 10.3. und ab 22. März gekennzeichnet. Länger anhaltende Hochdruckwetterlagen bestimmten von 16. bis 20. sowie ab 22. März das Wettergeschehen.

Der **April 2003** wies im Großteil Österreichs annähernd durchschnittliche Temperaturen auf, bezogen auf die Klimaperiode 1961–1990; im Westen und Nordwesten war es relativ warm, im Nordosten etwas kühler als im langjährigen Mittel. Die Niederschlagsmengen blieben im Großteil Österreichs – wie schon im Februar und März – unter dem langjährigen Mittelwert; annähernd normale Niederschläge wurden nur in einem Bereich zwischen Kärnten und dem östlichen Nordtirol verzeichnet. Der Witterungsverlauf war von einer besonders kühlen Phase zwischen 5. und 10. April und besonders hohen Temperaturen ab dem 27. April gekennzeichnet. Regen fiel im Großteil Österreichs nur zu Monatsbeginn und um den 10.4.

Der **Mai 2003** war in ganz Österreich außergewöhnlich warm. Die Temperatur lag im Monatsmittel um  $2,5$  bis über  $3,5^{\circ}\text{C}$  über dem Mittelwert der Klimaperiode 1961–1990; besonders warm war es im Südosten Österreichs und im Unterinntal. In Wien war der Mai 2003 der drittwärmste Mai seit 1776, in vielen Orten Österreichs der wärmste seit Beginn der Messreihen. Die höchsten Temperaturen wurden während einer niederschlagsfreien Periode zwischen 5. und 8. Mai beobachtet. Die Niederschlagsmengen lagen im Großteil Österreichs in einem durchschnittlichen Bereich und fielen überwiegend als gewittrige Schauer.

Der **Juni 2003** war in ganz Österreich extrem warm und sehr trocken. In ganz Österreich wurde die höchste Juni-Monatsmitteltemperatur seit Beginn meteorologischer Messungen – diese reichen in Wien und Kremsmünster bis ins achtzehnte Jahrhundert zurück – gemessen. Im Westen Österreichs lag die Temperatur im Monatsmittel um ca.  $6^{\circ}\text{C}$  über dem Mittel der Klimaperiode 1961–1990, in Klagenfurt um  $+5^{\circ}\text{C}$ , im Nordosten um ca.  $4^{\circ}\text{C}$ . Die Niederschlagsmengen waren vor allem im Nordosten Österreichs extrem niedrig, im Süd- und Zentralalpenbereich fielen annähernd durchschnittliche Regenmengen, allerdings zum Großteil in Form kurzer Schauer. Auffallend an der Wetterlage im Juni war das völlige Fehlen von Nordwest- und Nordströmungen.

Der **Juli 2003** war außerordentlich warm – verglichen mit der Klimaperiode 1961–90 lag im Großteil Österreichs die Temperatur um  $1,5$  bis  $2,5^{\circ}\text{C}$  über dem langjährigen Mittel; besonders warm war es im Hochgebirge, auf dem Sonnblick betrug die Abweichung  $+3,6^{\circ}\text{C}$ . Die Niederschlagsmengen erreichten im Großteil Österreichs ein durchschnittliches Niveau. Regenreicher war es im Mühlviertel und in Osttirol,



wohingegen in der Südsteiermark, in Ostkärnten, im Waldviertel und im Unterinntal besonders wenig Regen fiel.

Auf den 1. Juli mit deutlich überdurchschnittlicher Temperatur folgten ein Kaltlufteinbruch – der u. a. zu einem raschen Absinken der Ozonbelastung führte – und eine Periode durchschnittlicher Temperaturen bis 14. Juli. In der zweiten Monatshälfte lag die Temperatur während anhaltender Hochdruckwetterlagen zumeist deutlich über dem langjährigen Durchschnitt, die kurzzeitig am 18., 25. und 29. Juli von Westwetterlagen unterbrochen wurden.

Der **August 2003** war von extrem hohen Temperaturen und Ozonkonzentrationen gekennzeichnet. Im größten Teil Österreichs war der August 2003 der wärmste seit Beginn der – fallweise bis ins neunzehnte Jahrhundert zurück reichenden – Temperaturmessung. Die Temperatur lag im Monatsmittel überall um mehr als 4°C über dem Mittelwert der Klimaperiode 1961–1990, im Südosten der Steiermark war es mit einer Abweichung von +6°C am wärmsten. Der Witterungsverlauf war fast durchgehend von Hochdruckwetterlagen gekennzeichnet, lediglich am 15.8. gab es eine schwache Kaltfront von Nordwesten. Die Hitze wurde am 30.8. durch einen massiven Kaltlufteinbruch beendet.

Bis 28.8. fiel in ganz Österreich sehr wenig Niederschlag, erst ab 29.8. gab es verbreitet Regen. Die Monatssumme des Niederschlags lag im Großteil Österreichs unter 75 % des Klimawertes, besonders trocken war es im Raum Wien mit weniger als 25 %. Lediglich zwischen Osttirol und der Südsteiermark fielen – vor allem dank der intensiven Schauer ab dem 29.8. – ungefähr durchschnittliche Regenmengen, gebietsweise in Kärnten über 180 % des Klimamittelwerts.

Der **September 2003** wies im Großteil Österreichs annähernd durchschnittliche Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse auf. Um bis 1°C wärmer als im Durchschnitt der Klimaperiode 1961–90 war es im Nordalpengebiet und weiten Teilen des nördlichen Alpenvorlands bis ins Mühl- und Waldviertel, während es südlich des Alpenhauptkamms um bis –1°C zu kühl war. Außerordentlich niedrige Regenmengen – weniger als 25 % des langjährigen Mittelwerts – fielen in Osttirol und Oberkärnten, in Klagenfurt 65 % des Klimawertes. Überdurchschnittlich regenreich war der Nordalpenbereich von Salzburg bis zum Wienerwald. Der Witterungsverlauf war von Kaltlufteinbrüchen zwischen 10. und 12.9. sowie am 23.9. gekennzeichnet, wobei zwischen 10. und 12.9. in ganz Österreich intensiver Regen fiel. Sowohl die Ozonkonzentration als auch die PM10-Konzentration ging mit diesen Kaltfrontdurchgängen an allen Messstellen (außer Sonnblick) stark zurück. Vor allem zwischen 14. und 22.9. war es außerordentlich warm mit Temperaturen bis 30°C.

Der **Oktober 2003** war ein kühler und regenreicher Monat. Im Vergleich zum Mittelwert der Klimaperiode 1961–90 lag die Monatsmitteltemperatur südlich des Alpenhauptkamms und im Inntal um ca. –1°C zu niedrig, im Norden und Westen um mehr als –2,5°C, im Hochgebirge um mehr als –4,5°C darunter. Besonders niederschlagsreich – mit mehr als 250 % des langjährigen Mittelwerts – war es gebietsweise von Salzburg westwärts, auch im Osten und Süden Österreichs fielen überdurchschnittliche Niederschlagsmengen, in Klagenfurt 110 %. Am meisten Regen fiel zwischen 3. und 9. Oktober. Bemerkenswert war der Schneefall bis in die Niederungen am 23. und 24.10.

Der **November 2003** war außerordentlich warm; im Südosten Österreichs und im Bereich der Niederen Tauern lag die Temperatur im Monatsmittel um 3°C oder mehr über dem Klimamittel, im Nordosten um ca. 2°C, im nördlichen Salzburg und

im Rheintal um bis 1,5°C. Überdurchschnittlich warm war es im Osten Österreichs sowie im Hochgebirge durchgehend ab 17.11. Nördlich des Alpenhauptkamms und im Osten fiel sehr wenig Niederschlag (25 bis 75 % des langjährigen Mittels), dagegen wies der Bereich südlich des Alpenhauptkamms außerordentlich hohe Regemengen auf. In Osttirol und Oberkärnten fiel bis zum Dreifachen der üblichen Niederschlagsmenge, konzentriert auf den 1. und 26. November.

Der **Dezember 2003** war im Süden und Westen Österreichs – mit Abweichungen über +1,5°C – überdurchschnittlich warm, wobei in Oberkärnten, Osttirol und im nördlichen Nordtirol Temperaturabweichungen von mehr als +2,5 °C gegenüber dem Klima-Mittelwert auftraten. Der Norden und Nordosten Österreichs wiesen ungefähr durchschnittliche Temperaturen auf. Der Temperaturverlauf war von abwechselnden Kälte- und Wärmephasen gekennzeichnet; besonders warm war es zu Monatsbeginn, besonders kalt zwischen 23. und 27.12. Die Niederschlagsmengen lagen im Zentral- und Nordalpenbereich sowie im Nördlichen Alpenvorland unter 75 % des langjährigen Mittelwertes; die Gebiete südlich des Alpenhauptkamms erhielten durchschnittliche Niederschläge, besonders niederschlagsreich war der Nordosten Österreichs mit über 150 % des Klimamittelwertes im Weinviertel. Besonders hohe Niederschlagsmengen fielen zwischen 28. und 31.12. In den Niederungen lag keine Schneedecke, auch oberhalb von 1500 m hielt sich keine durchgehende Schneebedeckung.

## 5.2 Windverhältnisse

Die Messstelle Oberwart registriert ganz überwiegend Wind aus einem breiten Sektor von Westnordwest bis Nordnordwest (siehe Abbildung 36). Wind aus dem Sektor 280° bis 360° tritt während ca. der Hälfte der Zeit auf (ausgewertet wurden die Jahre 2002 und 2003). Diese Windrichtung entspricht einerseits dem Talaustritt des Pinkatales<sup>19</sup>, zum anderen dem Durchgreifen der großräumigen Nordwestströmung.

Wind aus Südost macht ca. 20 % der Fälle aus und entspricht dem Taleinwind des Pinkatales.

Die Kalmenhäufigkeit (Windgeschwindigkeit unter 0,5 m/s) macht ca. 10 % aus.

Die höchsten Windgeschwindigkeiten treten bei Nordwind (mittlere Windgeschwindigkeit um 3,4 m/s) und bei Südwind (um 2,5 m/s) auf. Die Hauptwindrichtungen Nordwest und Südost sind mit mittleren Windgeschwindigkeiten um 2,0 m/s verbunden.

## 5.3 Ausbreitungsbedingungen

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

---

<sup>19</sup> siehe u.a. VERGEINER (1983)



adiabatischen 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, 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.

Für die Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen im Raum Oberwart können die Temperaturmessungen von Oberwart (330 m) und vom Masenberg (1170 m) verwendet werden.

Der neutrale Temperaturgradient liegt je nach Feuchteverhältnissen zwischen dem trockenadiabatischen Temperaturgradienten (ca. 1°C/100 m) und dem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (ca. 0,6°C/100 m); bei feuchtadiabatischen Verhältnissen spielen Kondensationsprozesse eine Rolle. Da im Winter in Oberwart während 65 % der Zeit die relative Feuchte über 80 % liegt (im Sommer während 40 %), kann angenommen werden, dass feuchtadiabatische Verhältnisse deutlich überwiegen.

In Tabelle 15 ist die Auswertung der Temperaturwerte von Oberwart und Masenberg für das Winterhalbjahr 2002/03 (Okt.–März) und das Sommerhalbjahr 2003 (April–Sept.) angegeben. Ungünstige Ausbreitungsbedingungen sind im Winter deutlich häufiger als im Sommer, stabile Schichtung tritt im Winter während 77 % der Zeit auf, im Sommer während 53 % der Zeit.

Tabelle 15: Temperaturschichtung zwischen Oberwart und Masenberg.

	Winter 2002/03	Sommer 2003
stabile Schichtung mit Inversion	31 %	19 %
stabile Schichtung ohne Inversion	46 %	34 %
labile Schichtung	23 %	47 %

## 5.4 Luftmassen und Fronten

Bei der Diskussion der Belastungsepisoden und der Herkunftsregionen von Ferntransport 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 verbunden, in deren Zentrum sie zu-



sammenlaufen 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 führten.

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 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.



## 6 DIE IMMISSIONSSITUATION IN ÖSTERREICH

### 6.1 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 ( $\beta$ -Absorption oder TEOM); an neun 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 16 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 16: Grenzwertüberschreitungen bei PM10 im Jahr 2002 (35 TWM >50 µg/m<sup>3</sup> sind zulässig, Jahresmittelwert 40 µg/m<sup>3</sup>; JMW>40 µg/m<sup>3</sup> sind fett gedruckt).

Gebiet	Messstelle	Anzahl TWM > 50 µg/m <sup>3</sup>	max. TWM (µg/m <sup>3</sup> )	JMW (µg/m <sup>3</sup> )	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	<b>51</b>	ja
BG Graz	Graz Mitte	99	154	<b>44</b>	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 27 gibt einen Überblick über die PM10 Messstellen sowie die Anzahl der Tage mit TWM>50 µg/m<sup>3</sup>.

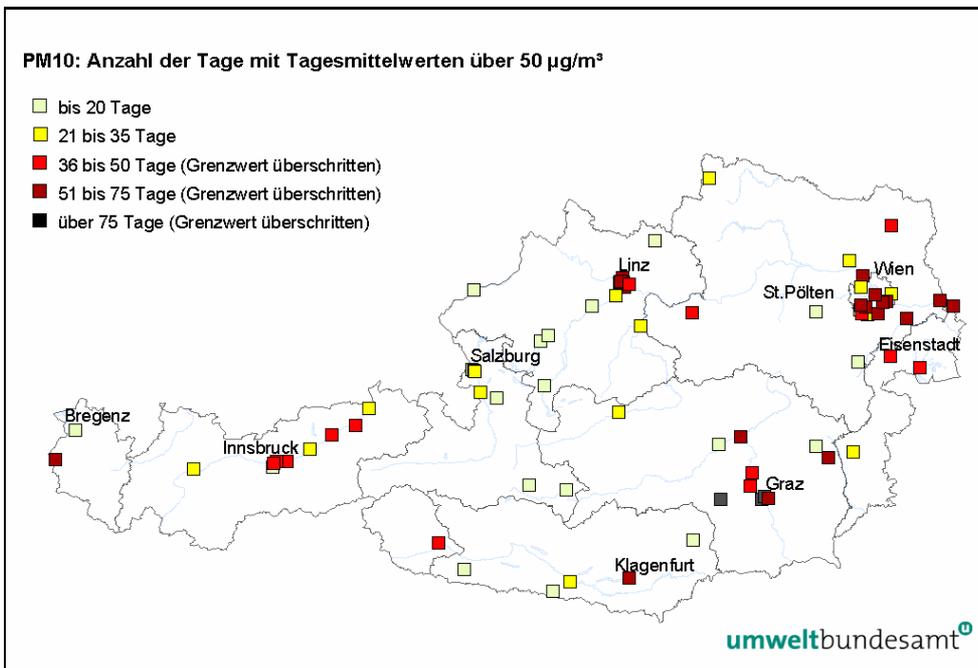


Abbildung 27: Anzahl der Tage mit PM10-Tagesmittelwerten über 50 µg/m³, 2002.

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 verkehrsnaher 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.

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 µg/m³ 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 µg/m³) überschritten.

## 6.2 Die PM10-Belastung im Jahr 2003 im österreichweiten Vergleich

Der Grenzwert für PM10 gemäß IG-L – mehr als 35 Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – wurde im Jahr 2003 an 50 (von 90) gemäß IG-L betriebenen Messstellen sowie an einer nicht gemäß IG-L betriebenen Messstelle überschritten. Abbildung 28 zeigt die Anzahl der TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Von Grenzwertüberschreitungen war nahezu das gesamte Bundesgebiet betroffen:

- | alle vier Messstellen im Burgenland;
- | zwei von fünf Messstellen in Kärnten;
- | neun von 23 Messstellen in Niederösterreich;
- | acht von 15 Messstellen in Oberösterreich;
- | zwei von sieben Messstellen in Salzburg;
- | elf von 19 Messstellen in der Steiermark;
- | sieben von zwölf Messstellen in Tirol;
- | zwei von fünf Messstellen in Vorarlberg;
- | alle sechs Messstellen in Wien;

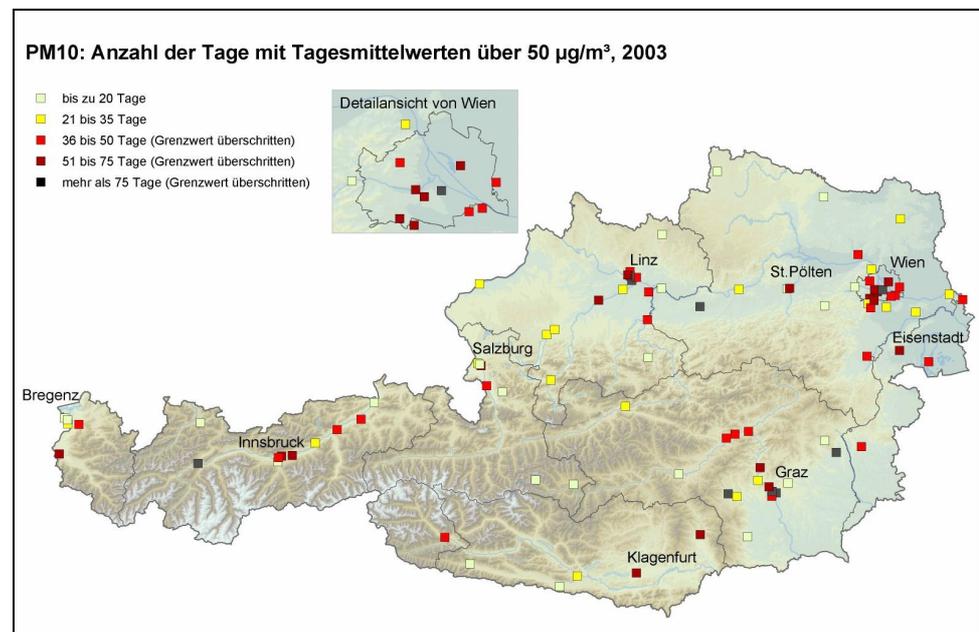


Abbildung 28: PM10, Anzahl der TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 2003.



Tabelle 17: PM10, Grenzwertüberschreitungen gemäß IG-L 2003. Messgeräte:  
 g Gravimetrie,  $\beta$  beta-Absorption, T TEOM. Grenzwertüberschreitungen sind fett  
 dargestellt.

Gebiet	Messstelle	Messziel	Messgerät	max. TMW ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Anzahl TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	JMW ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
B	Eisenstadt	IG-L	$\beta$	151	<b>53</b>	33
B	Illmitz	IG-L	g	137	<b>48</b>	31
B	Kittsee	IG-L	$\beta$	147	<b>48</b>	29
B	Oberwart	IG-L	$\beta$	89	<b>37</b>	28
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.	IG-L	g	99	<b>74</b>	38
K	Wolfsberg	IG-L	g	123	<b>70</b>	37
N	Amstetten	IG-L	T	112	<b>91</b>	39
N	Groß Enzersdorf	IG-L	T	128	<b>36</b>	32
N	Mannswörth	IG-L	T	134	<b>43</b>	33
N	Mödling	IG-L	T	127	<b>43</b>	31
N	Schwechat	IG-L	T	137	<b>50</b>	35
N	St. Pölten Eybnerstraße	IG-L	T	131	<b>58</b>	34
N	Stockerau	IG-L	T	124	<b>45</b>	33
N	Vösendorf	IG-L	T	97	<b>52</b>	36
N	Wiener Neustadt	IG-L	T	125	<b>38</b>	31
O	Enns Kristein	IG-L	g	83	<b>38</b>	34
O	Linz 24er-Turm	IG-L	T	193	<b>44</b>	32
O	Linz Neue Welt	IG-L	g	165	<b>76</b>	37
O	Linz ORF-Zentrum	IG-L	T	172	<b>80</b>	38
O	Linz Römerberg	IG-L	T	161	<b>75</b>	39
O	Steyr	IG-L	T	131	<b>37</b>	29
O	Steyregg	IG-L	g	167	<b>49</b>	32
O	Wels	IG-L	g	131	<b>57</b>	33
S	Hallein Hagerkreuzung	IG-L	g	105	<b>49</b>	32
S	Salzburg Rudolfsplatz	IG-L	g	109	<b>62</b>	37
St	Bruck a.d.M.	IG-L	T	113	<b>46</b>	32
St	Graz Don Bosco	IG-L	$\beta$	156	<b>131</b>	<b>52</b>
St	Graz Mitte	IG-L	T	143	<b>129</b>	<b>48</b>
St	Graz Nord	IG-L	T	134	<b>69</b>	37
St	Graz Ost	IG-L	$\beta$	151	<b>82</b>	39
St	Graz Süd Tiergarten- weg	IG-L	$\beta$	144	<b>49</b>	
St	Hartberg	IG-L	T	157	<b>85</b>	<b>41</b>
St	Köflach	IG-L	T	129	<b>97</b>	<b>42</b>
St	Leoben Donawitz	IG-L	T	86	<b>42</b>	32
St	Niklasdorf	IG-L	$\beta$	115	<b>49</b>	33
St	Peggau	IG-L	T	154	<b>63</b>	37
T	Brixlegg	IG-L	$\beta$	142	<b>45</b>	32
T	Hall i.T.	IG-L	$\beta$	103	<b>55</b>	31
T	Imst	IG-L	$\beta$	117	<b>92</b>	39
T	Innsbruck Reichenau	IG-L	$\beta$	115	<b>60</b>	33
T	Innsbruck Zentrum	IG-L	$\beta$	102	<b>38</b>	29
T	Lienz	IG-L	$\beta$	111	<b>41</b>	29

Gebiet	Messstelle	Messziel	Messgerät	max. TMW ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Anzahl TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	JMW ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
T	Wörgl	IG-L	ß	97	46	30
V	Dornbirn Stadtstr.	IG-L	g	114	38	31
V	Feldkirch Bärenkr.	IG-L	g	139	66	36
W	Belgradplatz	IG-L	g	183	65	35
W	Gaudenzdorf	IG-L	g	148	58	33
W	Liesing	IG-L	g	174	66	38
W	Rinnböckstr.	IG-L	g	187	95	43
W	Schafbergbad	IG-L	g	118	40	26
W	Stadlau		g	173	60	34

Betroffen von Grenzwertüberschreitungen waren alle größeren Städte – die einzige Stadt mit mehr als 25.000 Einwohnern, in der PM10 gemessen wird und in der keine Grenzwertverletzung auftrat, ist Villach (35 TMW über 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) – sowie zahlreiche Kleinstädte, aber auch ländliche Regionen in Niederösterreich, im Burgenland und in der Steiermark.

Der Jahresmittelwert von 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  wurde 2003 an den fünf Messstellen Graz Don Bosco, Graz Mitte, Hartberg, Köflach und Wien Rinnböckstraße überschritten, der höchste JMW wurde mit 52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in Graz Don Bosco gemessen. Das Grenzwertkriterium für den TMW war damit – wie schon in den vergangenen Jahren – das deutlich strengere als jenes für den JMW.

Niedrige PM10-Belastungen, die deutlich unter dem Grenzwert lagen, wurden 2003 an allen höher gelegenen Standorten – u. a. den Hintergrundmessstellen in Mittelgebirgslage – sowie in wenig besiedelten Tälern wie im Lungau, im Gailtal und im Lechtal gemessen. Auffällig ist, dass sowohl industrienaher Standorte wie Arnoldstein (sechs TMW über 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) als auch autobahnnaher Standorte wie Zederhaus A10 (sieben TMW über 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vergleichsweise niedrige PM10-Belastungen aufwiesen.

Der Zielwert gemäß IG-L – nicht mehr als sieben TMW über 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  – wurde 2003 lediglich an den Messstellen Arnoldstein (industrienah), Tamsweg (Kleinstadt), Zederhaus und Heiterwang (verkehrsnahe), Vorhegg, Zöbelboden, St. Koloman und Masenberg (Mittelgebirge) eingehalten, d. h. einerseits an höher gelegenen Messstellen, zum anderen an Messstellen in alpinen Tälern mit geringen PM10-Emissionsdichten. Die wenigsten Überschreitungen wurden mit zwei Tagen in Vorhegg beobachtet.

### 6.3 Die PM10-Belastung im Jahr 2004

Im Jahr 2004 wurden in Österreich 101 PM10-Messstellen gemäß IG-L betrieben, davon 34 mit der gravimetrischen Methode und 67 mit kontinuierlichen Messgeräten. 93 dieser Messstellen wiesen eine Verfügbarkeit über 90 % auf, fünf Messstellen eine Verfügbarkeit zwischen 75 und 90 % sowie drei Messstellen unter 75 %.

Darüber hinaus liegen PM10-Messdaten von 27 weiteren Messstellen vor; darunter sind 20 Messreihen kontinuierlicher Messgeräte, die am selben Standort parallel zur gravimetrischen Messmethode betrieben wurden. Von diesen 27 Messstellen



weisen 23 Messstellen eine Verfügbarkeit über 90 % auf, drei zwischen 75 und 90 % sowie eine unter 75 %.

Der als Tagesmittelwert definierte Grenzwert des IG-L – mehr als 35 Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Kalenderjahr – wurde 2004 in folgenden Gebieten überschritten:

- | Graz
- | Wien
- | Linz
- | Innsbruck
- | Klagenfurt
- | St. Pölten
- | Kleinstädte in der Steiermark: Köflach, Hartberg, Weiz, Voitsberg, Peggau, Niklasdorf, Bruck a.d.M.
- | Wolfsberg
- | Imst, Hall i.T., Lienz
- | Kleinstädte in Vorarlberg: Feldkirch, Lustenau

Insgesamt traten Grenzwertüberschreitungen an 27 gemäß IG-L betriebenen Messstellen auf.

Der Jahresmittelwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wurde zudem an zwei Stationen in Graz überschritten.

Unter den nicht gemäß IG-L erfassten PM10-Messreihen wurden vier Grenzwertüberschreitungen registriert, dabei handelt es sich um Parallelmessungen mit kontinuierlichen Geräten an Messstellen mit gravimetrischer Messung.

Abbildung 29 zeigt die Anzahl der Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; Tabelle 18 gibt die Messstellen an, an denen im Jahr 2004 der Grenzwert gemäß IG-L überschritten wurde.

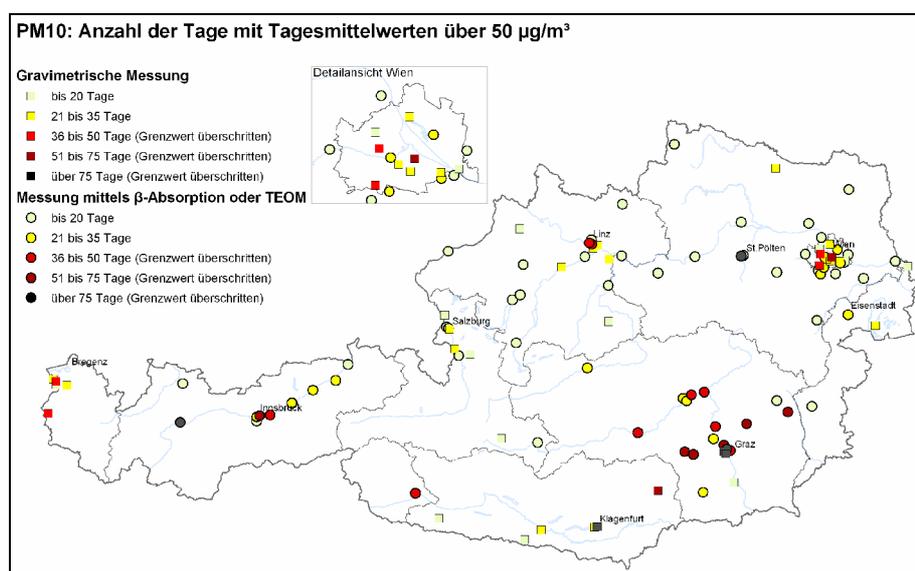


Abbildung 29: PM10, Anzahl der Tagesmittelwerte über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  2004.

Tabelle 18: PM10, Grenzwertüberschreitungen gemäß IG-L 2004.  
Grenzwertüberschreitungen sind fett dargestellt.

Gebiet	Station	Methode	TMW > 50 µg/m <sup>3</sup>	Max. TMW (µg/m <sup>3</sup> )	JMW (µg/m <sup>3</sup> )
Kärnten	Klagenfurt Völkermarkterstr.	Gravimetrie	<b>80</b>	116	38
Kärnten	Wolfsberg	Gravimetrie	<b>67</b>	117	35
Nieder-österreich	St. Pölten Europaplatz	TEOM	<b>79</b>	99	38
BR Linz	Linz ORF-Zentrum	TEOM	<b>46</b>	106	30
BR Linz	Linz Römerberg	TEOM	<b>46</b>	105	33
Steiermark	Bruck a.d.M.	TEOM	<b>36</b>	102	28
Steiermark	Hartberg	TEOM	<b>69</b>	204	36
Steiermark	Knittelfeld	TEOM	<b>44</b>	95	29
Steiermark	Köflach	TEOM	<b>72</b>	136	37
Steiermark	Niklasdorf	beta	<b>38</b>	114	28
Steiermark	Peggau	TEOM	<b>39</b>	99	33
Steiermark	Voitsberg Mühlgasse	TEOM	<b>56</b>	98	32
Steiermark	Weiz	beta	<b>65</b>	263	37
BR Graz	Graz Don Bosco	Gravimetrie	<b>113</b>	173	<b>44</b>
BR Graz	Graz Mitte	TEOM	<b>83</b>	239	<b>41</b>
BR Graz	Graz Nord	TEOM	<b>51</b>	105	31
BR Graz	Graz Ost	beta	<b>48</b>	154	32
BR Graz	Graz Süd Tiergartenweg	Gravimetrie	<b>90</b>	166	38
Tirol	Hall i.T.	beta	<b>45</b>	107	29
Tirol	Imst	beta	<b>84</b>	175	37
Tirol	Innsbruck Reichenau	beta	<b>54</b>	150	31
Tirol	Lienz	beta	<b>37</b>	107	28
Vorarlberg	Feldkirch Bärenkreuzung	Gravimetrie	<b>46</b>	93	30
Vorarlberg	Lustenau Zollamt Au	Gravimetrie	<b>40</b>	86	28
Wien	Kendlerstraße	Gravimetrie	<b>37</b>	125	28
Wien	Liesing	Gravimetrie	<b>40</b>	142	29
Wien	Rinnböckstraße	Gravimetrie	<b>54</b>	124	33

In Abbildung 30 ist der statistische Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten für PM10 von 2000 bis 2004 und der Anzahl der Tage mit TMW über 50 µg/m<sup>3</sup> dargestellt. Alle Stationen rechts der vertikalen Linie haben mehr als 35 Überschreitungen und weisen damit Grenzwertüberschreitungen (bezogen auf das Kalenderjahr) auf. Demgegenüber wurden bei dem als Jahresmittelwert festgelegten Grenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup> im Zeitraum 2000 – 2004 lediglich zehn Überschreitungen (Graz Don Bosco 2001, 2002, 2003 und 2004, Graz Mitte 2002, 2003 und 2004, Hartberg und Köflach 2003, Wien Rinnböckstr. 2003) registriert. Die Trendlinie in der Graphik zeigt, dass bei einem Jahresmittelwert von 28,6 µg/m<sup>3</sup> im Mittel 35 Tagesmittelwerte über 50 µg/m<sup>3</sup> zu erwarten sind, bei einem Jahresmittelwert von 27,5 30 Überschreitungen (zulässige Anzahl ab 2005), bei einem Jahresmittelwert von 26,4 µg/m<sup>3</sup> 25 Überschreitungen (zulässige Anzahl ab 2010).

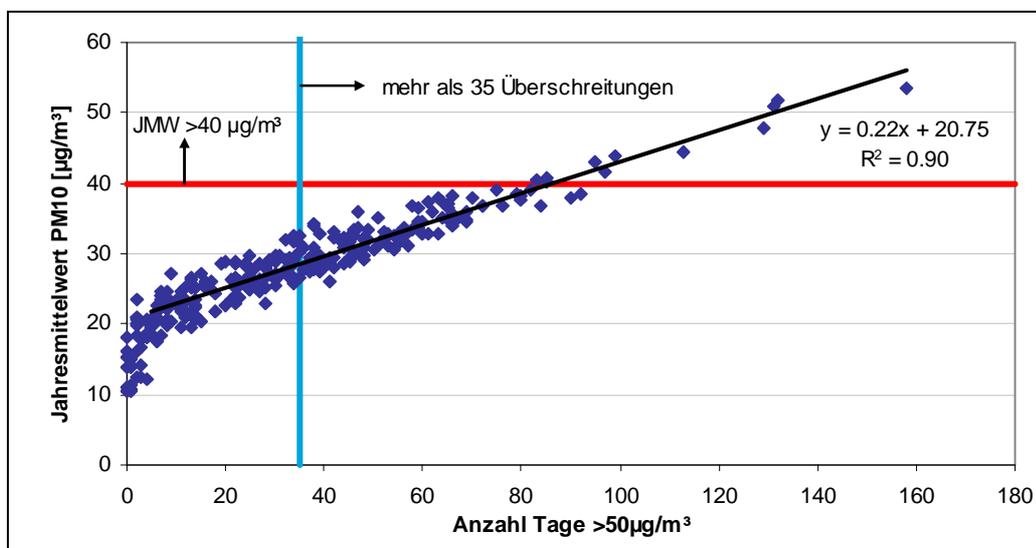


Abbildung 30: Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert PM10 (Grenzwert 40 µg/m³) und der Anzahl der Tage mit Werten über 50 µg/m³, 2000 bis 2004. In der Trendlinie wurden nur Stationen mit mehr als fünf Überschreitungstagen berücksichtigt.

## 6.4 Entwicklung der PM10-Belastung in Österreich 2000 bis 2004

Nachdem erst 2001 – mit dem In-Kraft-Treten des PM10-Grenzwertes – ein einigermaßen flächendeckendes PM10-Messnetz aufgebaut wurde, sind die verfügbaren Messreihen relativ kurz und erlauben keine Aussagen über einen langjährigen Trend.

Für die Messstellen Illmitz, Steyregg und Salzburg Rudolfsplatz, von denen seit 2000 durchgehend PM10-Daten vorliegen, ist in Abbildung 31 die Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ dargestellt, Abbildung 32 zeigt die Jahresmittelwerte dieser drei Stationen in den Jahren 2000 bis 2004.

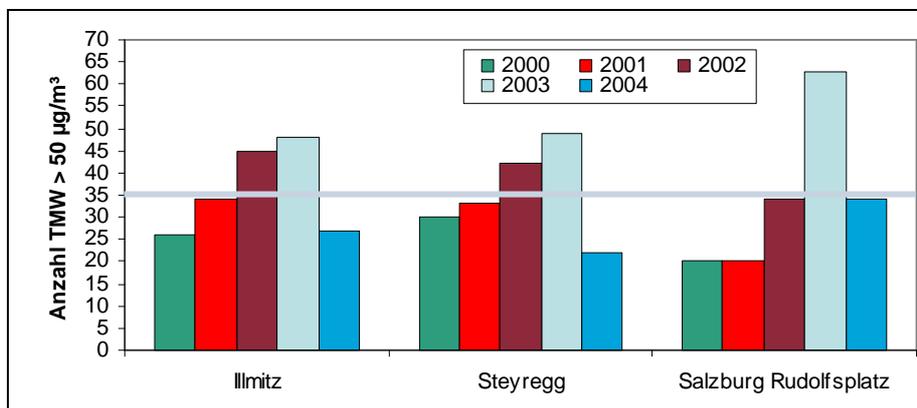


Abbildung 31: Anzahl der TMW über 50 µg/m³ in Illmitz, Steyregg, Salzburg Rudolfsplatz, 2000 bis 2004.

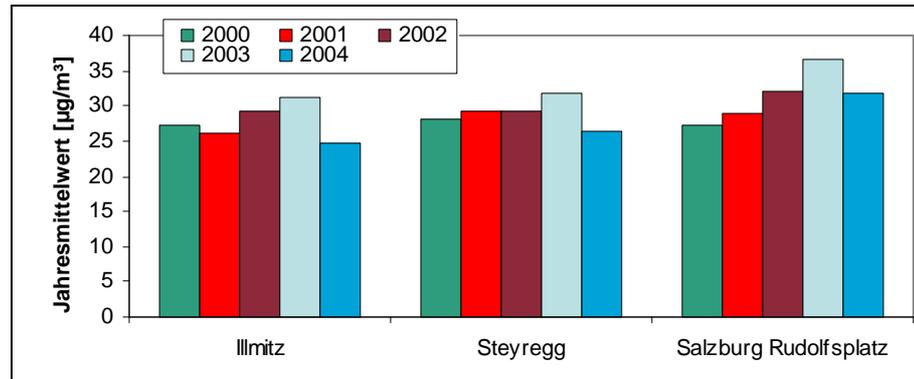


Abbildung 32: PM10 Jahresmittelwerte in Illmitz, Steyregg, Salzburg Rudolfsplatz, 2000 bis 2004.

In Tabelle 19 sind die – über alle von 2001 bis 2004 durchgehend betriebenen Messstellen gemittelten – Jahresmittelwerte sowie die Anzahl der TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für die Gebiete Burgenland (vier Messstellen), Oberösterreich (sechs), Salzburg (zwei) und Tirol (acht) angegeben. Tabelle 20 gibt die Anzahl der TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sowie die JMW jener Messstellen an, die 2000–2004 in Betrieb standen.

Tabelle 19: Mittelwerte der Jahresmittelwerte sowie der Anzahl der TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für die seit 2001 betriebenen Messstellen im Burgenland, in Oberösterreich, in Salzburg und in Tirol.

	JMW ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )				TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$			
	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004
Burgenland	24	29	30	24	21	41	47	19
Oberösterreich	31	33	35	29	43	49	64	32
Salzburg	28	30	35	30	18	31	56	30
Tirol	28	29	33	33	28	39	56	55

Tabelle 20: PM10, Anzahl der TMW über 50 µg/m<sup>3</sup> und Jahresmittelwert, 2000 bis 2004.

		TMW > 50 µg/m <sup>3</sup>					Jahresmittelwert (µg/m <sup>3</sup> )				
		2000	2001	2002	2003	2004	2000	2001	2002	2003	2004
B	Eisenstadt		27	39	53	22		25	29	33	25
B	Illmitz	26	34	45	48	27	27	26	29	31	25
B	Kittsee		18	53	54	14		24	31	32	23
B	Oberwart		6	25	37	14		21	25	28	22
K	Arnoldstein Kugi		0	5	6	4		18	19	21	21
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.		60	58	74	80		35	37	38	38
K	Villach		13	24	35	25		27	29	30	28
K	Vorhegg		0	0	2	1		11	11	12	10
K	Wolfsberg			18 <sup>20</sup>	70	67				37	35
O	Bad Ischl		4	13	25	8		19	19	25	20
O	Braunau		8	6	24	6		23	22	28	23
O	Grünbach		7	4	13	1		18	18	22	14
O	Lenzing		12	14	27	4		21	21	26	20
O	Linz 24er Turm		37	52	44	17		29	32	32	25
O	Linz Neue Welt		43	56	76	35		31	34	37	31
O	Linz ORF-Zentrum		55	64	80	46		33	35	38	30
O	Linz Römerberg		62	65	75	46		36	36	39	33
O	Steyregg	30	33	42	49	22	28	29	29	32	26
O	Traun		23	33	35	16		26	27	30	25
O	Vöcklabruck		12	12	25	5		23	22	27	21
O	Wels		29	12	57	27		29	29	33	28
S	Hallein Hagerkreuzung		16	28	49	26		26	28	32	28
S	Salzburg Lehen		8	18	27	14		24	22	26	23
S	Salzburg Mirabellplatz		23	11	18	8		28	20	23	21
S	Salzburg Rudolfsplatz	20	20	34	62	34	27	29	32	37	32
S	Tamsweg		6	13	6	5		20	21	20	19
St	Bruck a.d.M.		28	52	46	36		28	32	32	28
St	Graz Don Bosco		158	131	132	113		54	51	52	44
St	Graz Ost		51	72	82	48		35	37	39	32
T	Brixlegg		30	41	45	31		29	29	32	30
T	Gärberbach		2	7	15	14		23	23	27	25
T	Hall i.T.		23	45	55	45		26	29	32	29
T	Innsbruck Reichenau		30	50	60	54		26	31	33	31
T	Innsbruck Zentrum		28	40	39	31		27	29	29	27
T	Kufstein <sup>21</sup>		11	21	16	2		23	24	26	20
T	Lienz		45	37	41	37		32	29	29	28
T	Vomp a.d.L.		25	37	34	23		30	29	29	26
T	Vomp A12		22	29	35	22		29	27	30	27
T	Wörgl		14	42	45	30		25	28	30	26

<sup>20</sup> Beginn der Messung am 2.5.2002.<sup>21</sup> Nov. 2003 vom Franz-Josef-Platz in die Praxmarerstraße verlegt

Die vorhandenen Daten zeigen, dass im Norden und Nordosten Österreichs das Jahr 2003 im Zeitraum 2000–2004 die höchste PM10-Belastung aufwies; im Jahr 2004 ging sie demgegenüber deutlich zurück.

Ausschlaggebend für diese Entwicklung waren im Wesentlichen die meteorologischen Bedingungen, wobei vor allem die Verhältnisse im Winter die PM10-Belastung entscheidend beeinflussen. Die vorliegenden PM10-Messdaten geben daher vermutlich keine Auskunft über die Entwicklung der PM10-Emissionen. Wesentlich verantwortlich für die hohe PM10-Belastung im nördlichen und nordöstlichen Österreich im Jahr 2003 waren die sehr ungünstigen meteorologischen Verhältnisse in den Monaten Jänner bis März 2003 mit lang anhaltenden Hochdrucklagen und ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, tiefen Temperaturen (damit erhöhten Emissionen aus Raumheizung und Kraftwerken) sowie häufigem Ferntransport aus dem östlichen und südöstlichen Mitteleuropa. Diese Witterungsverhältnisse bestimmten bereits den Dezember 2002 und damit auch die PM10-Belastung dieses Jahres (siehe bspw. die Monatsmittelwerte der PM10-Belastung an der Messstelle Illmitz, Abbildung 33). Demgegenüber waren die Monate Jänner bis März 2004 von ausgesprochen häufigen West- bis Nordwetterlagen geprägt, mit denen niedrig belastete Luftmassen ins nördliche Österreich verfrachtet wurden und die günstige Ausbreitungsbedingungen charakterisierten. Zudem trugen die überdurchschnittlich hohen Schneemengen im Nordosten Österreichs zu geringerer PM10-Belastung (Auswaschung sowie Unterbindung von Wiederaufwirbelung) bei.

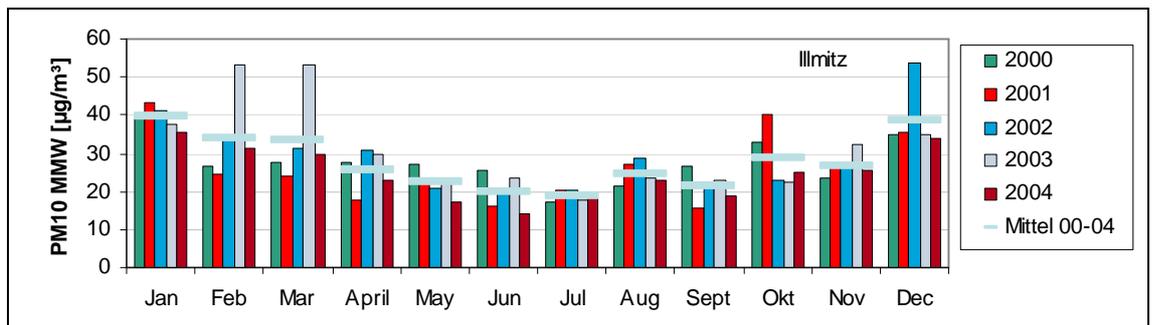


Abbildung 33: Monatsmittelwerte der PM10-Belastung an der Messstelle Illmitz, 2000–2004.

Ein anderes Bild geben die Gebiete südlich des Alpenhauptkamms und Teile Tirols; diese sind gegenüber West- bis Nordströmung deutlich abgeschirmt, erhöhte PM10-Belastungen stehen hier mit anhaltenden Inversionslagen in Verbindung, die zu Schadstoffakkumulation in Becken oder Tälern führt. Daher wirkten sich die deutlichen Unterschiede im Witterungsverlauf der Winter 2002/03 und 2003/04 in diesen Regionen Österreichs unterschiedlich aus. Während die Steiermark 2001 (soweit Daten vorliegen) die höchste Belastung aufwies und das Jahr 2004 zumeist eine geringere Belastung kennzeichnete als 2003, stieg die Belastung in Klagenfurt 2004 gegenüber 2003 an; Klagenfurt Völkermarkterstr. wies innerhalb der letzten vier Jahre 2004 die höchste PM10-Belastung auf. In Graz wurde im Jahr 2001 die höchste PM10-Belastung gemessen, 2004 die bislang niedrigste; an den meisten seit 2002 betriebenen steirischen Messstellen war 2003 zumeist das höchst belastete Jahr. In Lienz wurde 2001 die höchste Belastung gemessen, gefolgt von 2003.



## 7 DIE PM10-BELASTUNG IM SÜDBURGENLAND

### 7.1 Die Immissionssituation in Oberwart im Vergleich zu Messstellen im regionalen Umkreis

#### 7.1.1 PM10-Messstellen gemäß IG-L im Burgenland und in der Oststeiermark

In Tabelle 21 sind die Anzahl der PM10-TMW über 50 µg/m<sup>3</sup> sowie die Jahresmittelwerte an den Burgenländischen Messstellen sowie an den Messstellen Hartberg, Masenberg und Weiz in der Oststeiermark zusammen gestellt. Mit Ausnahme von Illmitz, wo die gravimetrische Methode zur Anwendung kommt, werden alle anderen Messstellen mit kontinuierlichen Messgeräten und einem Standortfaktor von 1,3 betrieben<sup>22</sup>.

Tabelle 21: PM10-Belastung an den Messstellen im Burgenland und in der östlichen Steiermark, 2001 bis 2004.

		TMW > 50 µg/m <sup>3</sup>				Jahresmittelwert (µg/m <sup>3</sup> )			
		2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004
B	Eisenstadt	27	39	53	22	25	29	33	25
B	Illmitz	34	45	48	27	26	29	31	25
B	Kittsee	18	53	54	14	24	31	32	23
<b>B</b>	<b>Oberwart</b>	<b>6</b>	<b>25</b>	<b>37</b>	<b>14</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>28</b>	<b>22</b>
St	Hartberg		59	85	69		37	41	36
St	Masenberg		3	6	1		17	18	16
St	Weiz				65				29

An allen Messstellen wies das Jahr 2003 die höchste Belastung auf, 2004 ging sie zurück, und zwar an den Burgenländischen Messstellen viel stärker als an jenen der Steiermark.

Im Jahr 2005 dürfte die Belastung wieder deutlich über den Werten verglichen mit 2004 liegen, wenn auch niedriger als im Jahr 2003. So wurden in Eisenstadt 47 Tagesmittelwerte über 50 µg/m<sup>3</sup> registriert, in Illmitz 38, in Oberwart 26, in Hartberg 64 und in Weiz 75. Dabei handelt es sich jedoch um vorläufige, noch nicht endkontrollierte Daten.

Unter den untersuchten Messstellen weisen in allen Jahren Hartberg und Weiz eine wesentlich höhere Belastung auf als die Messstellen des Burgenlandes. Oberwart ist die am niedrigsten belastete PM10-Messstelle des Burgenlandes.

Die Station Masenberg liegt in 1170 m Seehöhe und damit meist oberhalb von Bodeninversionen, daher ist ihre PM10-Belastung sehr gering.

<sup>22</sup> gemäß Messkonzept-VO zum IG-L wäre die Anwendung des Default-Faktors 1,3 bis Ende 2002 zulässig gewesen, ab 2003 wäre die Anwendung von durch parallele Messungen abgeleiteten Standortfaktoren/-funktionen verpflichtend.

### 7.1.2 Vergleich von Oberwart mit temporären Messstellen im Südburgenland

Ab 30.6.2004 wurde in Güssing PM10 (kontinuierlich, Default-Standortfaktor 1,3) gemessen, sodass sich die Möglichkeit eines Vergleichs der beiden im Südburgenland gelegenen Messstellen Oberwart und Güssing bietet (siehe Abbildung 34). In Tabelle 22 wird die PM10-Belastung der o. g. Messstellen über den Zeitraum von 30.6.2004 bis 31.3.2005, in welchem PM10-Messdaten von Güssing vorliegen, ausgewertet.

Tabelle 22: PM10-Belastung an den Messstellen im Burgenland und in der östlichen Steiermark, 30.6.2004 bis 31.3.2005 – ausgewertet für alle Tage sowie für jenen Zeitraum, in dem sowohl in Oberwart als auch in Güssing Daten vorliegen.

	TMW > 50 µg/m <sup>3</sup>	Mittelwert (µg/m <sup>3</sup> )	TMW > 50 µg/m <sup>3</sup>	Mittelwert (µg/m <sup>3</sup> )
	alle Tage		gleichzeitige Werte	
<b>Oberwart</b>	20	26	<b>15</b>	<b>26</b>
<b>Güssing</b>	28	30	<b>24</b>	<b>29</b>
Eisenstadt	33	30	23	30
Illmitz	32	28	20	28
Hartberg	54	38	35	27
Masenberg	2	14	1	15
Weiz	59	38	38	38

Im Gesamtzeitraum von 30.6.2004 bis 31.3.2005 – bezogen auf jene 201 Tage, an denen in Oberwart und Güssing gleichzeitig PM10-Werte vorliegen – weist Güssing eine deutlich höhere PM10-Belastung auf als Oberwart.

Die PM10-Belastung liegt in Güssing in ähnlicher Höhe wie in Eisenstadt, die Anzahl der TMW über 50 µg/m<sup>3</sup> ist in Güssing mehr als eineinhalbmals so hoch wie in Oberwart.

In Hinblick auf die Unsicherheiten der kontinuierlichen PM10-Messung und auf die Anwendung eines Default-Faktors von 1,3 ist der quantitative Vergleich mehrerer PM10-Messreihen problematisch. Daher kann auch keine schlüssige Interpretation der Konzentrationsunterschiede zwischen Güssing und Oberwart gegeben werden; als mögliche Ursachen kommen grundsätzlich in Frage:

- ü deutliche Unterschiede des „tatsächlichen“ Standortfaktors
- ü höhere lokale Emissionen in Güssing
- ü nähere Lage zum Ortszentrum von Güssing und damit höhere Emissionsdichten
- ü ungünstigere Ausbreitungsbedingungen in Güssing
- ü höherer Beitrag von Ferntransport in Güssing.

Da Güssing eine Kleinstadt mit ca. 3.000 Einwohnern ist und die Messstelle nicht verkehrsnah gelegen ist, dürften lokale Emissionen allein nur einen geringen Einfluss auf die relativ hohe PM10-Belastung haben.

Eine Diskussion der PM10-Belastung in Güssing im Vergleich zu Oberwart findet sich in Kapitel 7.9: Als plausibelste Interpretation der Belastungsunterschiede zwischen Güssing und Oberwart lassen sich demzufolge a) ungünstigere Ausbrei-

tungsbedingungen – bedingt durch die topographische Situation, da das gut ausgebildete Talwindssystem in Oberwart eine bessere Durchlüftung bedingt, und b) etwas höhere lokale Emissionen in Güssing angeben, da die Messstelle Oberwart im Vergleich zu Güssing eindeutig ländlichen Charakter besitzt.

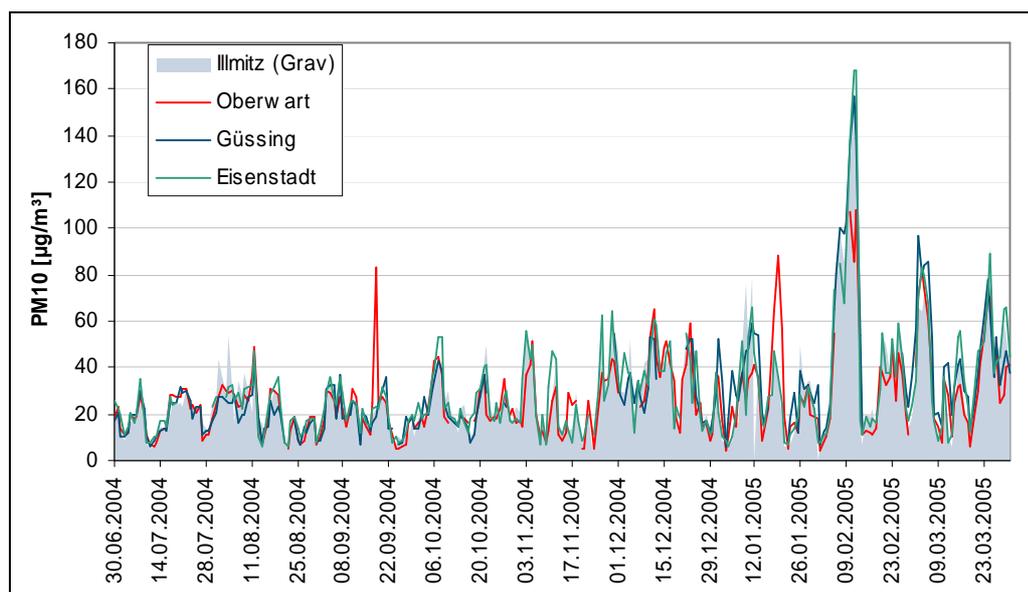


Abbildung 34: Verlauf der PM10-Tagesmittelwerte in Oberwart, Güssing, Eisenstadt und Illmitz, 30.6.2004 bis 31.3.2005.

Von 2. Juni bis 2. August 2005 betrieb das Amt der Burgenländischen Landesregierung eine temporäre Luftgütemessstelle in Rudersdorf an der Lafnitz im Bezirk Jennersdorf. Rudersdorf hat ca. 1.000 Einwohner und liegt ca. 3 km östlich der steiermärkischen Bezirksstadt Fürstenfeld (ca. 7.000 Einwohner). Die topographische Situation von Rudersdorf in einem breiten, von Nord nach Süd verlaufenden Tal ist somit vergleichbar jener von Oberwart.

Von 4. August bis 19. September 2005 wurde in Eltendorf (ca. 1.000 Ew.) an der Lafnitz eine Luftgütemessstelle betrieben. Die Messstelle lag in ebenem Gelände in einem breiten Tal.

Ab 27. September 2005 (ausgewertet bis 15. November) wurde in Heiligenkreuz (ca. 1.000 Ew.) im Lafnitztal eine Luftgütemessstelle betrieben. Als mögliche PM10-Quelle in dieser Gegend kommt die „Energiezentrale Heiligenkreuz“ (siehe Kapitel 4.1.1.4) in Frage.

An allen drei Messstellen wurde PM10 mit kontinuierlich registrierenden Messgeräten (FH62I-N) mit einem Default-Faktor 1,3 gemessen.

In Abbildung 35 ist der PM10-Verlauf dieser drei Messstellen sowie von Oberwart, Illmitz und Hartberg dargestellt.

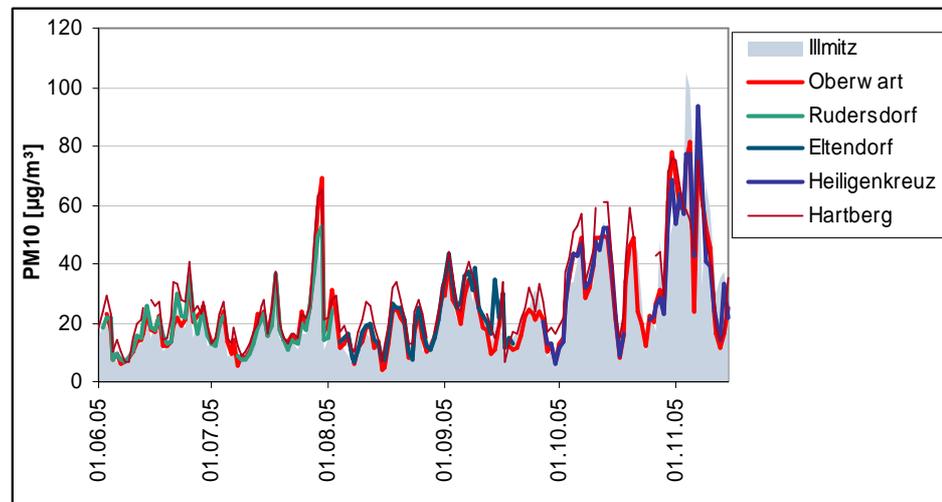


Abbildung 35: Verlauf der PM10-Tagesmittelwerten von temporären und stationären Messstellen im Burgenland sowie Hartberg, 1.6.–15.11.2005.

Die Messstellen Oberwart und Rudersdorf erfassten im Vergleichszeitraum von 2.6. bis 2.8.2005 jeweils eine mittlere PM10-Belastung von  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In Oberwart wurden zwei, in Rudersdorf ein TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  registriert<sup>23</sup>.

Die PM10-Belastung war damit im Mittel in Rudersdorf niedriger als in Eisenstadt ( $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und deutlich niedriger als in Hartberg ( $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und Weiz ( $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

In Eltendorf wurde von 4.8. bis 19.9. eine mittlere PM10-Belastung von  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  registriert, in Oberwart  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In diesem Zeitraum trat kein TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf.

In Heiligenkreuz lag die mittlere PM10-Konzentration über den Zeitraum von 27.9. bis 15.11. (gleichzeitige Werte) ebenso wie in Oberwart bei  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , in Oberwart wurden 10, in Heiligenkreuz 11 TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  registriert.

Der Vergleich der PM10-Messwerte von Oberwart mit den temporären Messstellen Rudersdorf, Eltendorf und Heiligenkreuz im Lafnitztal im Sommer und Herbst 2005 zeigt somit, dass – vorbehaltlich der jahreszeitlich bedingt relativ niedrigen PM10-Belastung – im Pinkatal oberhalb von Oberwart ein sehr ähnliches Belastungsniveau wie im Lafnitztal im Bezirk Jennersdorf zu beobachten ist. Daraus kann geschlossen werden, dass die Messstelle Oberwart-Brunnenfeld für ländliche Regionen in relativ gut durchlüfteten, breiten Tälern im Südburgenland repräsentativ ist.

<sup>23</sup> Die TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  traten am 29. und 30.7. auf und waren die Folge von Ferntransport von Südosten, am 30.7. überlagert mit regionaler Schadstoffakkumulation bei schwachem Wind.



## 7.2 Vergleich kontinuierlicher und gravimetrischer PM10-Messwerte

Die PM10-Messung erfolgt in Oberwart und Eisenstadt gemäß Messkonzept-VO zum IG-L mit einem kontinuierlichen Messverfahren (Messprinzip  $\beta$ -Absorption, Gerät FH62I-N) mit dem Default-Faktor 1,3<sup>24</sup>. In Illmitz wird die Messung mit der gravimetrischen Methode durchgeführt.

In Oberwart wurde von 20.4. bis 13.6.2005 sowie ab 1.9.2005 (Daten liegen bis Jänner 2006 vor) parallel mit der gravimetrischen Methode gemessen, sodass für diesen Zeitraum ein Standortfaktor abgeleitet werden kann.

Die Standortfunktion zur Umrechnung kontinuierlicher Messwerte (x) in gravimetrie-äquivalente Daten (y) hat die allgemeine Form  $y = k \cdot x + d$ , wobei d auch null sein kann.

Die technischen Rahmenbedingungen zur Ableitung dieser Standortfunktion werden im „Guidance Report“ der Europäischen Kommission<sup>25</sup> unverbindlich festgelegt:

- I Parallelmessungen müssen sowohl im Winterhalbjahr wie im Sommerhalbjahr durchgeführt werden;
- I es müssen jeweils mindestens 30 Wertepaare vorliegen;
- I das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden muss mindestens 0,8 betragen;
- I 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 Sommer-Funktion umgerechneten Werte im Bereich des Grenzwertes (d. h.  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) unter 10 % liegt.

- I Guidance Report schlägt drei Standortfunktionen vor:
- I Mittleres Verhältnis k der einzelnen TMW:  $y = k \cdot x$
- I Steigung k der Regressionsgeraden, die durch den Koordinatenursprung führt:  
 $y = k \cdot x$
- I Steigung k und Achsenabschnitt d der Regressionsgeraden:  $y = k \cdot x + d$

Die verschiedenen derart abgeleiteten Standortfunktionen für Oberwart, aber auch für Illmitz und Kittsee sind in Tabelle 23 zusammen gestellt. Grau unterlegt sind Funktionen, die den o.g. Kriterien ( $d < 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $R^2 < 0,8$ ) nicht entsprechen.

Für Illmitz wurde der Gesamtzeitraum ab 1.2.2002 (Einsatz des Gerätes FH62I-R) bis Oktober 2005 ausgewertet, für Kittsee der Zeitraum von 24.1.2004 bis 2.4.2005, in dem gravimetrische Messungen durchgeführt wurden.

<sup>24</sup> Gemäß Messkonzept-VO kann bis Ende 2002 der Default-Faktor 1,3 angewandt werden, ab 2003 wäre die Verwendung eines durch Parallelmessungen mit der Referenzmethode abgeleiteten Standortfaktors bzw. einer Standortfunktion erforderlich.

<sup>25</sup> A Report on Guidance to Member States on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method, EC Working Group on Particulate Matter, 2001

Für Illmitz werden die Standortfaktoren für den Gesamtzeitraum (ab 1.2.2002<sup>26</sup>) sowie für den Zeitraum paralleler Messungen in Kittsee angeführt – dabei zeigt sich die Abhängigkeit der Standortfaktoren vom zugrunde liegenden Zeitraum augenfällig.

Tabelle 23: Standortfunktionen für Oberwart, Illmitz und Kittsee.

Messstelle	Zeitraum	Periode	Verhältnis Grav./kont.	Regression durch 0		Regression nicht durch 0		
			k	k	R <sup>2</sup>	k	d (µg/m <sup>3</sup> )	R <sup>2</sup>
Illmitz	1.2.02 – 31.10.05	gesamt	1,74	1,56	0,87	1,42	3,8	0,89
		Winter	1,87	1,59	0,87	1,39	6,5	0,90
		Sommer	1,64	1,49	0,81	1,30	3,76	0,84
	24.1.04 – 2.4.05	gesamt	1,81	1,46	0,82	1,23	6,6	0,87
		Winter	1,78	1,43	0,82	1,20	8,1	0,87
		Sommer	1,85	1,63	0,83	1,29	4,9	0,75
Kittsee	24.1.04 – 2.4.05	gesamt	1,49	1,38	0,87	1,30	2,5	0,87
		Winter	1,69	1,48	0,90	1,33	5,3	0,91
		Sommer	1,28	1,16	0,79	0,97	4,0	0,83
Oberwart	20.4.05 – 31.1.06	gesamt	1,40	1,27	0,80	1,18	3,5	0,81
		Winter	1,46	1,27	0,80	1,14	6,0	0,81
		Sommer	1,29	1,19	0,92	1,04	2,2	0,95

Für Oberwart ergäbe sich für den Sommer ein Standortfaktor von 1,2 bis 1,3, so dass festgestellt werden kann, dass der Default-Faktor 1,3 eine relativ gute Näherung darstellt. Im Winter 2005/06 ergibt sich ein Standortfaktor von 1,27 bis 1,46, für den Gesamtzeitraum zwischen 1,27 und 1,40.

Die gravimetrischen Werte werden im Zeitraum der Parallelmessung (207 Tage) mit einem Standortfaktor 1,3 leicht unterschätzt, er ergeben sich mit dem Faktor 1,3 im Gesamtzeitraum 27 TMW über 50 µg/m<sup>3</sup> gegenüber 32 TMW mit der gravimetrischen Methode. Die mittels Regression ermittelten Standortfaktoren bzw. -funktionen ergeben ebenfalls 27 TMW über 50 µg/m<sup>3</sup>, mit dem Faktor 1,40 ergeben sich 32 TMW. Der Periodenmittelwert ist vom Standortfaktor kaum abhängig und liegt je nach Berechnungsmethode zwischen 28 und 30 µg/m<sup>3</sup>.

Für Illmitz und Kittsee werden wesentlich höhere Standortfaktoren k berechnet.

<sup>26</sup> Beginn der Messung mit dem Gerät FH62I-R.



Die beste Übereinstimmung mit den gravimetrischen Daten erzielt man in Kittsee mit dem aus dem Verhältnis der gravimetrischen zu den kontinuierlichen TMW abgeleiteten Standortfaktor für den Gesamtzeitraum von 1,49 (die Anzahl der TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird um zwei Tage unterschätzt, der Mittelwert um  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  überschätzt).

### 7.3 Die Abhängigkeit der Schadstoffbelastung von der Windrichtung

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

Die Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von der Windrichtung erlaubt Aussagen über Transport von Schadstoffen aus bestimmten Richtungen bzw. Quellen; diese werden allerdings u. U. dadurch „verwischt“, dass Wind aus bestimmten Richtungen mit anderen meteorologischen Größen korreliert, die ihrerseits einen Einfluss auf die Schadstoffbelastung haben, z. B. Ausbreitungsbedingungen oder Windgeschwindigkeit.

Die für das Jahr 2003 in Abbildung 36 dargestellten Schadstoffwindrosen für die Station Oberwart zeigen, dass erhöhte PM10-Konzentrationen bei Südostwind auftreten ( $35$  bis  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), etwas niedrigere Konzentrationen sind mit Nordost- und Südwestwind verbunden (um  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Bei Nordwestwind liegt die PM10-Konzentration ebenfalls um  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , die niedrigsten Konzentrationen treten bei Wind aus Nord und West auf (um  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Mit  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sind Kalmen mit einer mäßigen PM10-Belastung verbunden.

Im Vergleich dazu treten in Illmitz bei Wind aus östlicher Richtung die höchsten PM10-Konzentrationen auf, gefolgt von Nordost, während südlicher Wind niedrigere PM10-Belastungen aufweist. Eisenstadt ist bei Wind aus einem breiten Sektor von Nordosten von den höchsten PM10-Konzentrationen betroffen, die einem wesentlichen Einfluss von Bratislava zuzuordnen sind.

In Hartberg treten die höchsten PM10-Konzentrationen bei östlichem Wind (um  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) auf, gefolgt von Süd bis Südwest; anders als die Burgenländischen Messstellen ist Hartberg von hohen Kalmenhäufigkeiten betroffen, Geschwindigkeiten unter  $0,5 \text{ m/s}$  treten in 56 % der Zeit auf. In Hartberg weisen Kalmen mit  $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$  die höchste mittlere PM10-Belastung auf.

Die NO-Belastung (Abbildung 37) weist in Oberwart bei Nordwestwind, d. h. bei Talabwind im Pinkatal, mit  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich höhere Werte auf als bei anderen Windrichtungen (um  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), auch bei  $\text{NO}_2$  (Abbildung 38) ist Nordwestwind mit den weitaus höchsten Konzentrationen ( $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) verbunden, andere Windrichtungen mit  $8$  bis  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , wobei bei Südostwind etwas höhere Konzentrationen auftreten.

Der Vergleich der Schadstoffwindrosen für PM10, NO und NO<sub>2</sub> zeigt, dass sich die Herkunftsregionen erhöhter Belastungen nur beschränkt decken und bei PM10 überwiegend im Südosten, bei NO<sub>x</sub> im Nordwesten liegen.

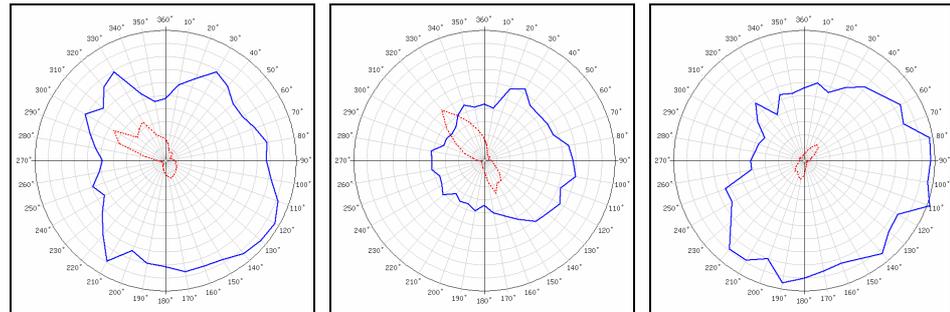


Abbildung 36: Schadstoffwindrosen für PM10, Oberwart, Illmitz und Hartberg, 2003. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20 % (.....) bzw. einem HMW von 40 µg/m<sup>3</sup> (—).

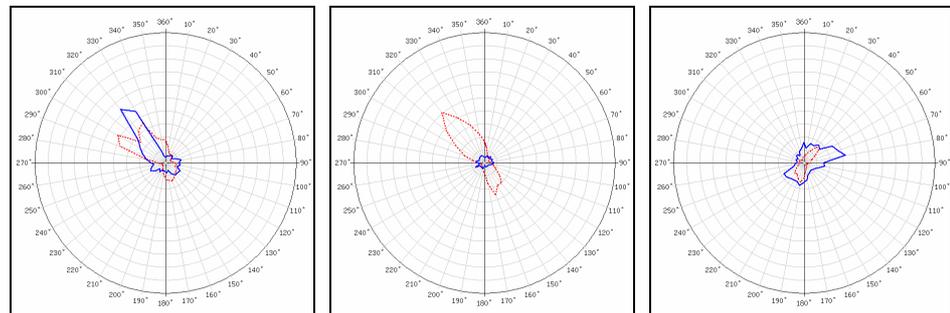


Abbildung 37: Schadstoffwindrosen für NO, Oberwart, Illmitz und Hartberg, 2003. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20 % (.....) bzw. einem HMW von 20 µg/m<sup>3</sup> (—).

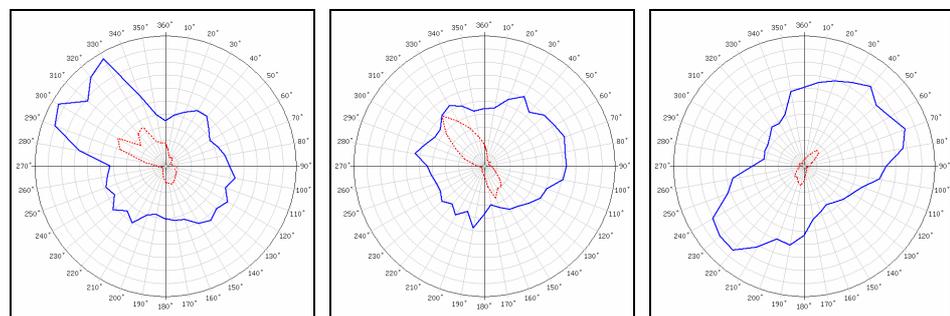


Abbildung 38: Schadstoffwindrosen für NO<sub>2</sub>, Oberwart, Illmitz und Hartberg, 2003. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20 % (.....) bzw. einem HMW von 20 µg/m<sup>3</sup> (—).



## 7.4 Die Abhängigkeit der Schadstoffbelastung von der Windgeschwindigkeit

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

- I 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
- I 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
- I 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.

Die Abhängigkeit der PM10-, NO-, NO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Konzentration in Oberwart, Illmitz und Hartberg von der Windgeschwindigkeit, gemessen in Oberwart, wird für das Jahr 2003 in Abbildung 39 dargestellt (für die Windgeschwindigkeit in Illmitz ergeben sich vergleichbare Ergebnisse, während der Wind von Hartberg aufgrund wesentlich niedrigerer Windgeschwindigkeiten ein anderes Bild geben würde). In Oberwart und Hartberg werden die PM10-Werte mit dem Standortfaktor 1,3 ausgewertet, in Illmitz die Rohwerte des kontinuierlichen Messgerätes (ohne Standortfaktor), dies erklärt die (scheinbare) Konzentrationsdifferenz zwischen Illmitz und Oberwart.

Die PM10-Belastung nimmt an den drei Messstellen Illmitz, Oberwart und Hartberg bei Windgeschwindigkeiten bis 3 m/s leicht mit zunehmender Geschwindigkeit ab, bei höheren Windgeschwindigkeiten stärker. Ein dominierender Beitrag lokaler Quellen, der sich sehr wahrscheinlich in erhöhten Konzentrationen bei sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten niederschlagen würde, ist an keiner Messstelle zu erkennen, allerdings zeigt die vergleichsweise starke Abnahme der PM10-Konzentration in Hartberg mit zunehmender Windgeschwindigkeit, dass dort der lokale Beitrag größer ist als in Oberwart.

Das in Illmitz, eingeschränkt in Oberwart relativ einheitliche PM10-Konzentrationsniveau bei Windgeschwindigkeiten bis 3 m/s repräsentiert überwiegend Situationen mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, mit Beiträgen von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation. Erst bei Geschwindigkeiten über 3 m/s nimmt die PM10-Belastung – an allen Messstellen – aufgrund besserer Durchmischung der bodennahen Atmosphäre mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab.

Ein Einfluss von Winderosion würde sich durch eine Zunahme der PM10-Belastung mit der Windgeschwindigkeit bemerkbar machen und ist an keiner Messstelle zu erkennen.

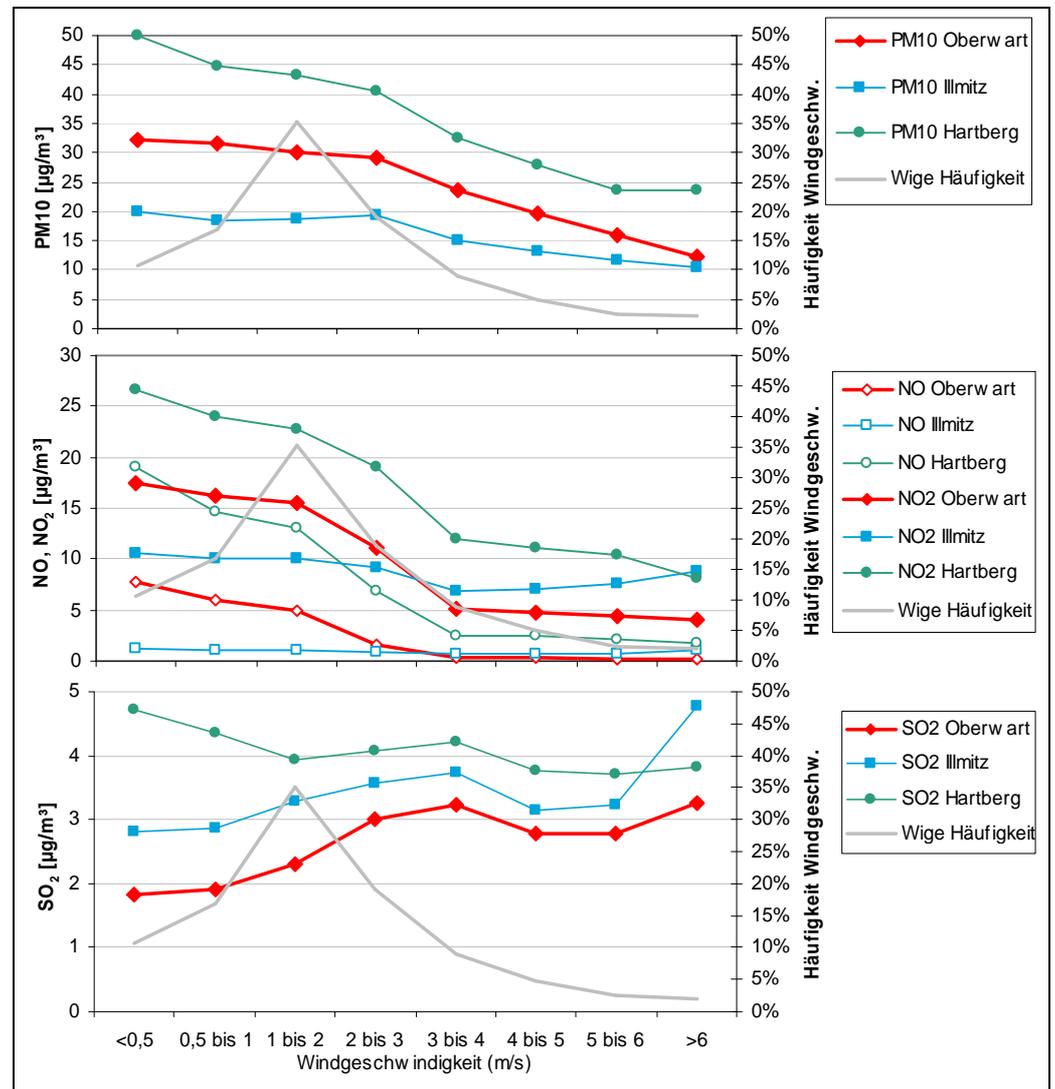


Abbildung 39: Abhängigkeit der PM10-, NO-, NO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Konzentration in Oberwart, Illmitz und Hartberg von der Windgeschwindigkeit (in Oberwart), 2003.

Die NO- wie die NO<sub>2</sub>-Konzentration nimmt in Oberwart und in Hartberg mit zunehmender Windgeschwindigkeit kontinuierlich ab, am stärksten bei Geschwindigkeiten zwischen 2 und 4 m/s. An keiner Messstelle zeichnet sich ein dominierender Einfluss lokaler NO-Emissionen ab. In Illmitz nimmt die NO<sub>2</sub>-Konzentration geringfügig, die NO-Konzentration praktisch nicht mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab; diese Messstelle ist von NO<sub>x</sub>-Quellen hinreichend weit entfernt, sodass die NO-Belastung nicht vom Ausmaß atmosphärischer Verdünnung abhängt.

Die SO<sub>2</sub>-Konzentration nimmt im Gegenzug an allen Messstellen leicht mit der Windgeschwindigkeit zu. Dieses Verhalten lässt sich dadurch erklären, dass erhöhte SO<sub>2</sub>-Konzentrationen immer durch Ferntransport verursacht werden, welcher diese Messstellen nur bei höheren Windgeschwindigkeiten erreicht.



## 7.5 Die Abhängigkeit der Schadstoffbelastung vom Temperaturgradienten

Die Beziehung zwischen dem vertikalen Temperaturgradienten – ausgewertet anhand der Temperaturdifferenz zwischen Oberwart und Masenberg – und der Konzentration von PM10, NO, NO<sub>2</sub> und SO<sub>2</sub> in Oberwart, Illmitz und Hartberg wurde für den Winter 2002/03 (Okt. – März) als das am höchsten belastete Halbjahr ausgewertet.

Wie Abbildung 40 zeigt, nimmt die Konzentration von PM10, NO und NO<sub>2</sub> an den Messstellen Oberwart, Illmitz und Hartberg mit Zunahme der Temperaturdifferenz nahezu monoton ab. Bei sehr labiler Schichtung (Temperaturdifferenz ab +5°C) ist die mittlere PM10-Konzentration in Oberwart knapp halb so hoch wie bei sehr stabiler Schichtung (Temperaturdifferenz unter –3°C), in Illmitz und Hartberg ist der Unterschied noch etwas größer.

Noch wesentlich stärker ist die NO<sub>2</sub>-, vor allem aber die NO-Konzentration von der Temperaturschichtung abhängig. Die NO<sub>2</sub>-Konzentration ist bei extrem stabiler Schichtung in Oberwart zweieinhalb mal so hoch wie bei sehr labiler Schichtung, die NO-Konzentration fast sechsmal so hoch.

Daraus ist der klare Schluss zu ziehen, dass die Ausbreitungsbedingungen die PM10-, NO-, NO<sub>2</sub>-Belastung entscheidend beeinflussen und ungünstige Ausbreitungsbedingungen für stark erhöhte Konzentrationen wesentlich mitverantwortlich sind.

Ein anderes Bild zeigt die SO<sub>2</sub>-Belastung, welche bei labilen Ausbreitungsbedingungen etwas höher ist als bei stabiler Schichtung. Wie auch die Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (siehe Kapitel 7.4) und die Untersuchung von Belastungsepisoden (siehe Kapitel 7.9) zeigen, treten erhöhte SO<sub>2</sub>-Belastungen bevorzugt bei günstigeren Ausbreitungsbedingungen auf. Die SO<sub>2</sub>-Belastung wird im Burgenland überwiegend durch Ferntransport von Osten bestimmt, welcher offensichtlich eher bei günstigen Ausbreitungsbedingungen das Burgenland erreicht.

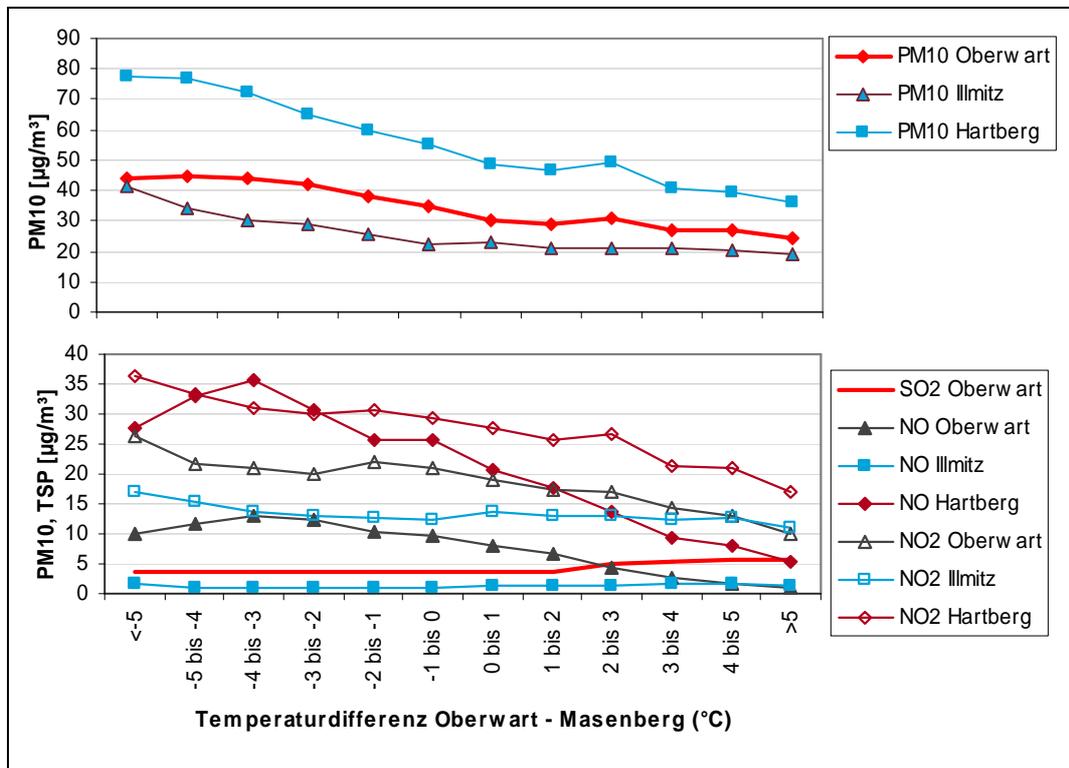


Abbildung 40: Mittlere Konzentration von PM10, NO, NO<sub>2</sub> und SO<sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Oberwart, Illmitz und Hartberg in Abhängigkeit von der Temperaturdifferenz zwischen Oberwart und Hartberg, Winter 2002/03.

## 7.6 Die Abhängigkeit der PM10-Belastung von der Niederschlagsmenge

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 24 die Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Niederschlagsmenge, bezogen auf das Jahr 2003, dargestellt.

Tabelle 24: Mittlere PM10-Konzentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Oberwart, Illmitz und Hartberg in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge (Halbstundensumme) in Illmitz, 2003.

Niederschlagsmenge	Oberwart	Illmitz	Hartberg
>1 mm	12	7	14
0 bis 1 mm	14	8	19
kein Niederschlag	28	18	40

Tabelle 24 zeigt eine Abnahme der PM10-Belastung mit zunehmender Niederschlagsmenge, allerdings weist die Auswertung einige grundlegende Schwächen auf:



- ü Hohe Niederschlagsmengen sind extrem selten. Lediglich sechs Halbstundenmittelwerte weisen Niederschläge über 5 mm auf, insgesamt 55 HMW über 1 mm und 185 HMW >0 mm, d. h. lediglich während 1 % der Zeit des Jahres 2003 fiel Niederschlag. Damit sind die in Tabelle 24 dargestellten Klassen extrem ungleich besetzt und die Auswertung stellt 1 % der PM10-Werte während Zeiten mit Niederschlag 99 % der PM10-Werte ohne Niederschlag gegenüber.
- ü Niederschlag ist i. d. R. mit günstigeren Ausbreitungsbedingungen, d. h. höheren Windgeschwindigkeiten und labiler Temperaturschichtung, verbunden.

Um diesen Einschränkungen zu begegnen, werden in Tabelle 25 die Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration anhand der Tagessummen des Niederschlags über den Zeitraum von Oktober 2001 bis März 2004 ausgewertet. In diesem Zeitraum stehen 587 Tage mit Niederschlag (36 % der Zeit) zur Verfügung, davon 328 Tage mit mehr als 1 mm Niederschlag und 50 Tage mit mehr als 10 mm.

Tabelle 25: Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Oberwart, Illmitz und Hartberg von der Niederschlagsmenge (Tagessumme) in Illmitz, Okt. 2001 bis März 2004.

Niederschlag	Oberwart	Eisenstadt	Illmitz	Hartberg	Masenberg
≥10 mm	14	16	16	20	10
5 bis 10 mm	21	26	24	29	11
1 bis 5 mm	22	25	27	34	12
bis 1 mm	22	25	25	33	12
kein Niederschlag	27	32	31	43	18

Die PM10-Konzentration nimmt im Mittel an allen untersuchten Standorten mit zunehmender Niederschlagsmenge ab.

Die Tagessummen des Niederschlags zeigen keine deutliche Abhängigkeit von den Ausbreitungsbedingungen, allerdings sind Tage mit hohen Niederschlagsmengen im Mittel wärmer als solche ohne Niederschlag; die Temperatur beträgt in Oberwart an Tagen mit Niederschlagssummen ab 10 mm 12,8 °C, an Tagen ohne Niederschlag 8,7 °C.

## 7.7 Mittlere Tagesgänge

Mittlere Tagesgänge der Schadstoff-Konzentration geben wichtige Hinweise zur Quellzuordnung durch

- I den Vergleich mit dem zeitlichen Muster von gasförmigen Schadstoffen, deren Quellen besser bekannt sind
- I den Vergleich mit Emissionen, deren zeitliches Muster bekannt ist.

Zu berücksichtigen sind dabei jeweils andere Einflussfaktoren, die ein tagesperiodisches Verhalten zeigen, vor allem die Ausbreitungsbedingungen, welche in der

Nacht ungünstig sind und dadurch, bei gleicher Emission, höhere Schadstoffkonzentrationen bewirken als die günstigeren Ausbreitungsbedingungen tagsüber.

Die mittleren Tagesgänge der PM10- und NO<sub>x</sub>-Konzentration in Oberwart, Eisenstadt, Illmitz und Hartberg für Montag – Donnerstag im Winter 2002/03 (Oktober bis März) sind in Abbildung 41 dargestellt, für Sonntag im Winter 2002/03 in Abbildung 42. Die analogen Tagesgänge für den Sommer 2003 (April bis September) zeigen Abbildung 43 (Montag–Donnerstag) und Abbildung 44 (Sonntag).

Die PM10-Konzentration zeigt in Oberwart an Wochentagen (Mo–Do, Abbildung 41) eine nur geringe zeitliche Variation, die dem Belastungsbild in Eisenstadt, allerdings auf etwas niedrigerem Konzentrationsniveau, entspricht. Vormittags erreicht die PM10-Konzentration ca. 35 µg/m<sup>3</sup>, sinkt nachmittags auf minimal 28 µg/m<sup>3</sup> und steigt abends auf knapp unter 40 µg/m<sup>3</sup>; die niedrigsten Konzentrationen treten in den späten Nachtstunden (um 26 µg/m<sup>3</sup>) auf.

Der PM10-Tagesgang ist damit wesentlich flacher als jener von NO<sub>x</sub>, welcher ein markantes Morgenmaximum (50 µgNO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) und ein flacheres Abendmaximum um 35 µgNO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> aufweist, wobei dieser NO<sub>x</sub>-Tagesgang wesentlich von NO bestimmt wird, das eine noch deutlichere Morgenspitze aufweist, während bei NO<sub>2</sub> das Abendmaximum höher ausfällt. Damit weist sich Oberwart als relativ stark verkehrsbeeinflusste Messstelle aus, trotz ihrer Distanz zur B63. Deutlich stärker ist allerdings der Beitrag von NO<sub>x</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in Eisenstadt wie in Hartberg, wo NO<sub>x</sub> ein Morgenmaximum über 100 µgNO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> besitzt, wobei dieser Tagesgang ebenfalls durch NO bestimmt wird.

Wie der PM10-Tagesgang in Hartberg zeigt, wird dort die PM10-Belastung vermutlich von ähnlichen Quellen wie NO<sub>x</sub> – d. h. überwiegend dem Straßenverkehr – bestimmt, während dieser Einfluss in Oberwart deutlich kleiner ist.

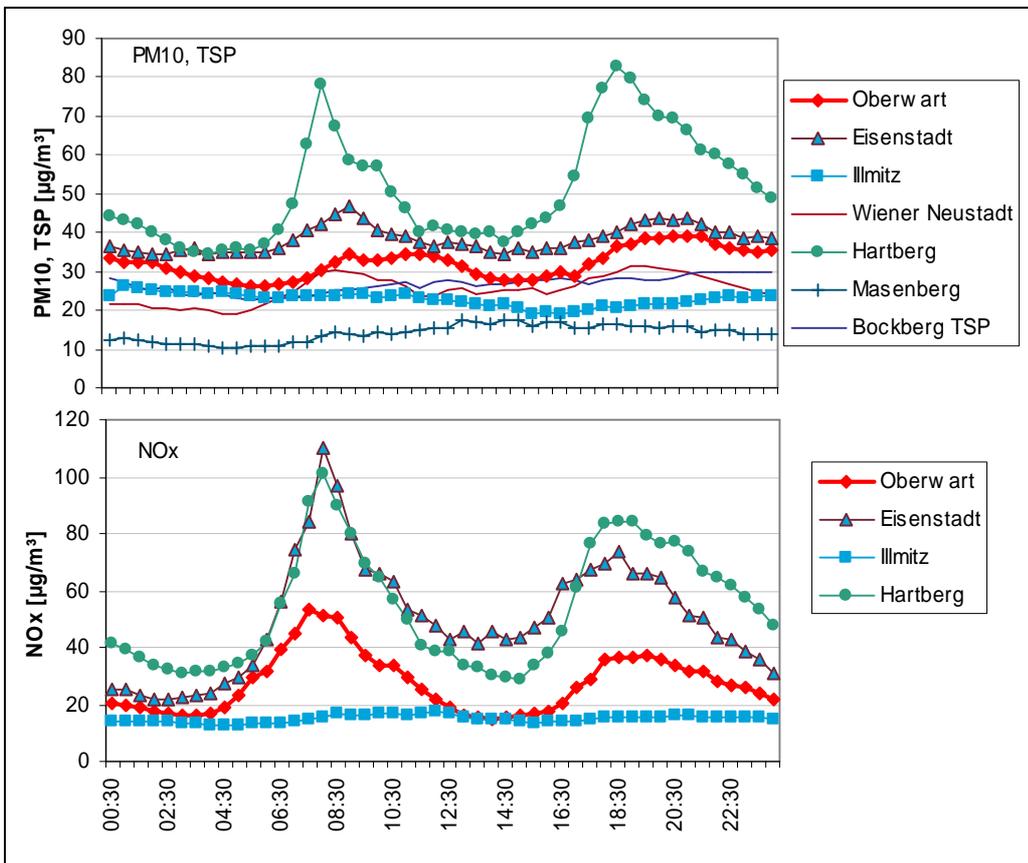


Abbildung 41: Mittlere Tagesgänge der PM10-, NOx- bzw. TSP-Konzentration in Oberwart, Eisenstadt, Illmitz, Hartberg, Wiener Neustadt, Masenberg und Bockberg; Montag–Donnerstag, Winter 2002/03.

Im Vergleich dazu fehlt den NOx-Tagesgängen am Sonntag an allen Messstellen das Morgenmaximum weitgehend, auch nachmittags ist die Belastung niedriger als unter der Woche, wohingegen das Abendmaximum in Oberwart und Eisenstadt ähnlich hoch ausfällt wie Montag–Donnerstag, nicht aber in Hartberg.

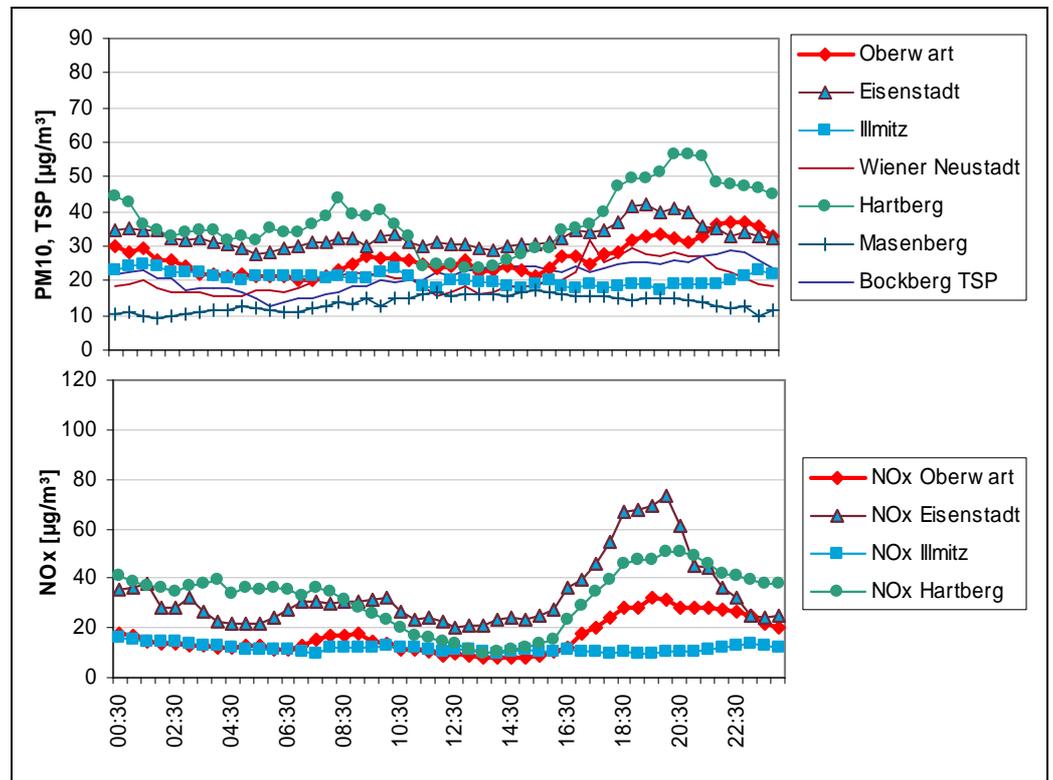


Abbildung 42: Mittlere Tagesgänge der PM10-, NOx- bzw. TSP-Konzentration, Sonntag, Winter 2002/03.

Im Sommer weisen die NOx- und die PM10-Tagesgänge, verglichen mit dem Winterhalbjahr, niedrigere Abendmaxima auf; dies kann auf günstigere Ausbreitungsbedingungen, aber auch auf das Fehlen von Emissionen aus dem Hausbrand zurückgeführt werden.

Der PM10-Tagesgang weist in Oberwart eine sehr ähnliche zeitliche Struktur auf wie im Winter, das Konzentrationsniveau ist etwas niedriger.

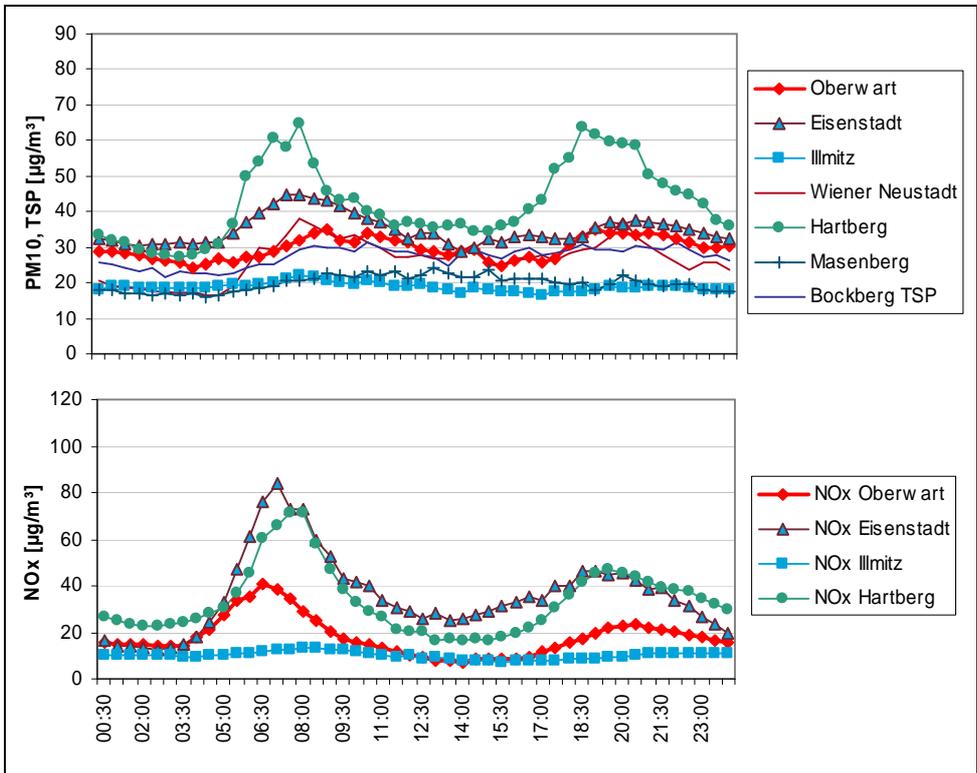


Abbildung 43: Mittlere Tagesgänge der PM10- NOx- bzw. TSP-Konzentration, Montag– Donnerstag, Sommer 2003.

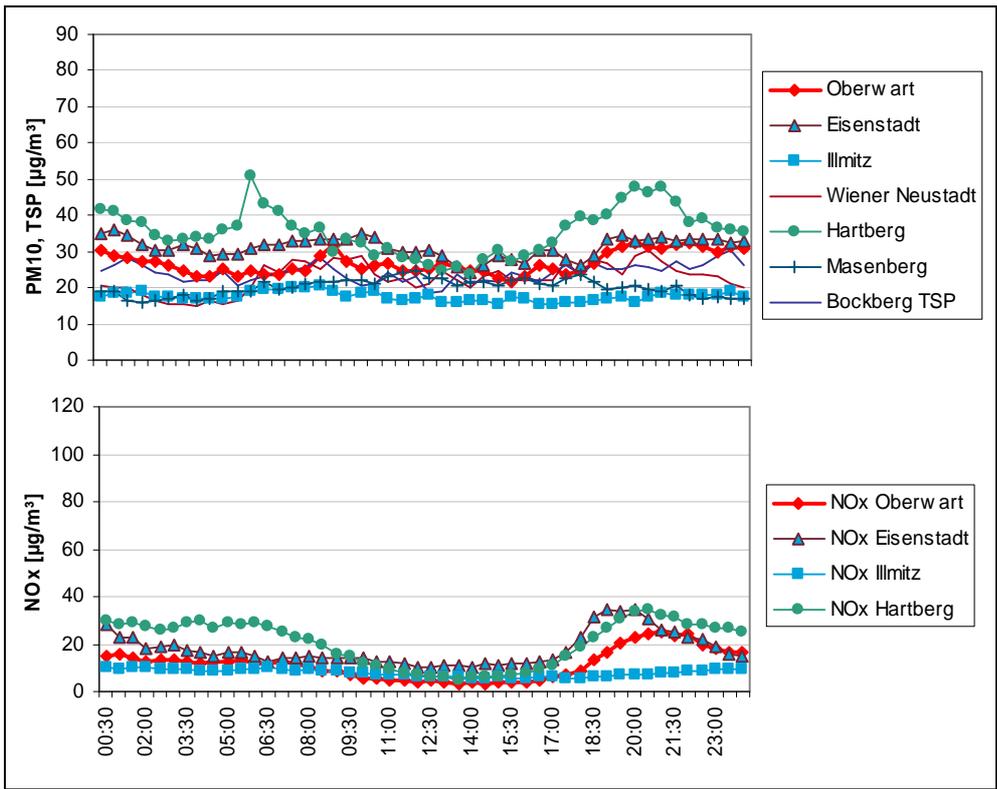


Abbildung 44: Mittlere Tagesgänge der PM10- NOx- bzw. TSP-Konzentration, Sonntag, Sommer 2003.

In Hinblick auf die Quellenzuordnung der PM10-Belastung lassen die Tagesgänge den Schluss zu, dass in Oberwart ein mäßiger Einfluss von Straßenverkehrsemissionen zu beobachten ist, der in Eisenstadt etwas stärker, in Hartberg wesentlich größer ist. Im Winter dürften Hausbrandemissionen für erhöhte PM10-Konzentrationen am Abend verantwortlich sein. Der überwiegende Anteil der PM10-Belastung in Oberwart stellt allerdings eine zeitlich kaum variable Grundbelastung dar.

## 7.8 Mittlere Wochengänge

Mittlere Wochengänge stellen eine Hilfestellung dar, den Einfluss von Emissionen mit deutlichem Wochengang – z. B. des Straßen(güter)verkehrs oder von gewerblicher Bautätigkeit – zu erkennen. Kein ausgeprägter Wochengang ist für die Emissionen aus dem Hausbrand und z. T. auch bei Industriebetrieben zu erwarten.

In Oberwart, Eisenstadt und Hartberg war im Winter 2002/03 der Sonntag der Wochentag mit der niedrigsten PM10-Konzentration, an den Hintergrundmessstellen Illmitz und Masenberg Montag. Die höchste PM10-Belastung trat in Oberwart und Hartberg am Montag, Donnerstag und Freitag auf, in Eisenstadt am Donnerstag und Freitag. Illmitz weist unter der Woche einen Konzentrationsanstieg bis zu Höchstwerten Donnertag bis Samstag auf, während am Masenberg der Donnerstag der am höchsten belastete Tag war. Um eine breitere Datenbasis zu erhalten, wurden auch die Winterhalbjahre 2001 bis 2005 betrachtet (Abbildung 45). Der Verlauf im Winter 2002/03 entspricht im Wesentlichen dem des Mittels der Winterhalbjahre 2001 bis 2005. Geringe Unterschiede zeigen sich bei den Maxima, diese traten im Mittel über 2001 bis 2005 an den Messstellen Oberwart, Eisenstadt, Kittsee, Hartberg und Illmitz an Freitagen auf, in Güssing an Donnerstagen. Der Montag ist ausgenommen der Station Hartberg an allen Messstellen der Tag mit der niedrigsten Belastung. In Hartberg ist der Sonntag der Tag mit der geringsten PM10-Konzentration.

Bei NO<sub>x</sub> zeichnet sich demgegenüber zwischen Montag und Freitag nur eine geringe Variabilität ab, Sonntag ist an allen Messstellen der am niedrigsten belastete Tag. Dies trifft sowohl auf das Winterhalbjahr 2002/03 als auch auf Zeitraum 2001 bis 2005 zu (Abbildung 46).

Lassen sich die NO<sub>x</sub>-Wochengänge relativ klar durch den Wochengang des Straßenverkehrsaufkommens interpretieren, so müssen bei PM10 Faktoren mit einem anderen zeitlichen Verhalten mitspielen. Dazu gehört u. a. PM10-Akkumulation über mehrere Tage hinweg, welche an der Hintergrundmessstelle Illmitz einen Anstieg der Belastung zum Freitag hin sowie einen nur mäßigen Konzentrationsrückgang am Samstag bewirkt und welche auch in Oberwart, Hartberg und Eisenstadt zum Tragen kommen könnte.

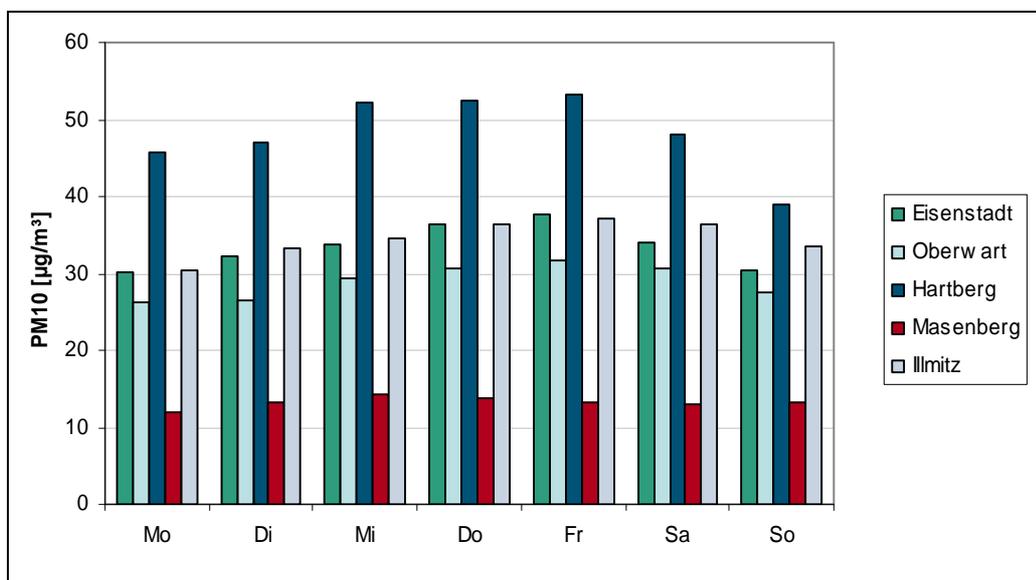


Abbildung 45: Mittlere Wochengänge der PM10-Konzentration in Oberwart, Eisenstadt, Illmitz, Masenberg und Hartberg, Winterhalbjahre 2001–2005.

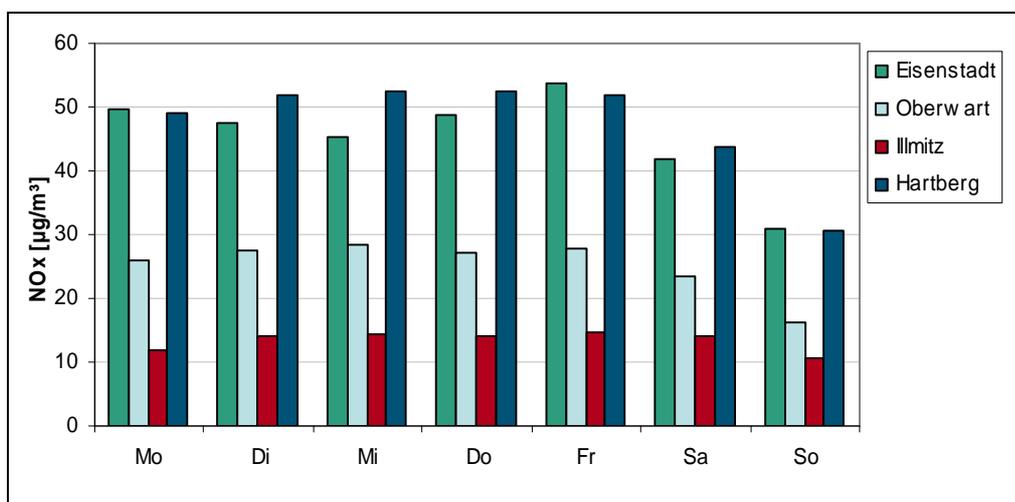


Abbildung 46: Mittlere Wochengänge der NOx-Konzentration in Oberwart, Eisenstadt, Illmitz und Hartberg, Winterhalbjahre 2001–2005.

## 7.9 Diskussion der Belastungsepisoden, Jänner 2001 – Jänner 2005

Eine detaillierte Darstellung von Belastungsepisoden mit TMW über 50 µg/m<sup>3</sup> in Oberwart findet man in Anhang 3.

Nahezu allen Belastungsepisoden in Oberwart sind folgende Charakteristika gemeinsam:

- ü Hochdruckwetterlagen mit niedrigen Windgeschwindigkeiten, wobei das Zentrum des Hochs über Mittel-, Ost- oder Südosteuropa liegen kann. Hohe PM10-Konzentrationen bestehen auch noch bei Situationen, in denen eine Frontalzone bereits die Alpennordseite erreicht hat.
- ü Ungünstige Ausbreitungsbedingungen zumindest nachts, häufig durchgängig.
- ü Ausbildung einer Talwindzirkulation im Pinkatal mit regelmäßigem Windrichtungswechsel zwischen Nordwest (nachts bis vormittags) und Südost (nachmittags); die großräumige Strömung greift selten bis zum Boden durch.
- ü Großräumige Advektion (beurteilt anhand der ECMWF-Rückwärtstrajektorien) von Südost bis Ost, wobei die Windgeschwindigkeit über dem Südburgenland niedrig ist; häufigste Herkunftsregion sind Süd-rumänien und Nordserbien.
- ü TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  treten häufig bei sehr geringer Windgeschwindigkeit im Südburgenland ohne deutlichen Beitrag von Ferntransport auf.

Erhöhte PM10-Konzentrationen fallen in Oberwart oft mit erhöhter  $\text{NO}_2$ -Belastung zusammen, vor allem, wenn die Ausbreitungsbedingungen lokal sehr ungünstig sind (Bodeninversion). Die  $\text{NO}$ -Konzentration ist dabei nur selten erhöht, sodass die Emissionen der nahe gelegenen Bundesstraße nicht als Hauptquelle der registrierten erhöhten PM10-Belastung identifiziert werden können; vielmehr deutet die hohe  $\text{NO}_2$ -Belastung bei relativ niedrigem  $\text{NO}/\text{NO}_x$ -Verhältnis auf großflächige Schadstoffakkumulation hin.

Dagegen fallen erhöhte PM10-Konzentrationen nur sehr selten mit erhöhten  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen zusammen; vielmehr weisen in der Regel  $\text{SO}_2$  und PM10 einen gegenläufigen Verlauf auf, die  $\text{SO}_2$ -Konzentration steigt bei günstigen Ausbreitungsbedingungen an. Dies deutet darauf hin, dass  $\text{SO}_2$ -reiche Luftmassen das Südburgenland eher oberhalb der Bodeninversion erreichen und an den Messstellen bei Inversionsauflösung registriert werden.

Wie bereits in Kapitel 7.1.2 ausgeführt, weist Güssing – bezogen auf jenen Zeitraum, in dem gemeinsame Messungen von PM10 in Oberwart und Güssing vorliegen – eine höhere PM10-Belastung auf als Oberwart.

Anhand der Detailauswertungen in Anhang 3 lässt sich zeigen, dass in der Regel die PM10-Belastung in Oberwart in der zweiten Nachthälfte zurückgeht, in Güssing hingegen hoch bleibt. Dieses Verhalten ist in Oberwart häufig im Winter zu beobachten und lässt sich wahrscheinlich auf Advektion geringer belasteter Luft mit dem Talauswind im Pinkatal (siehe Kapitel 5.2) zurückführen.

Damit lässt sich festhalten, dass das Pinkatal – und wahrscheinlich alle Täler des Südburgenlandes mit einer gut ausgebildeten Talwindzirkulation, wie das Lafnitz- oder das obere Strembachtal – vermutlich eine geringere mittlere PM10-Belastung aufweisen als Tal- und Beckenlagen, welche kein tagesperiodisches Windsystem aufweisen und damit weniger gut durchlüftet sind.

Die Untersuchung von Oberwart und Güssing zeigt darüber hinaus, dass

- ü bereits Täler mit relativ geringen Höhenunterschieden zum umliegenden Hügelland eine gut ausgebildete Talwindzirkulation aufweisen und



- ü Tal- und Beckenlagen ohne regelmäßiges Zirkulationsmuster auch bei relativ geringen Höhenunterschieden zum umliegenden Hügelland vergleichsweise ungünstige Ausbreitungsbedingungen mit stärkerer Schadstoffanreicherung aufweisen.

Im Vergleich mit Oberwart ist Hartberg von einer sehr viel höheren PM10-Belastung betroffen. Die Detailuntersuchungen in Anhang 3 zeigen, dass Hartberg, anders als Oberwart, einen relativ ausgeprägten Tagesverlauf der PM10-Belastung aufweist, mit markanten Spitzen abends und morgens, die mit erhöhter NO<sub>2</sub>- und NO-Konzentration einher gehen. PM10-Spitzen weit über 100 µg/m<sup>3</sup> fallen i. d. R. mit NO- und NO<sub>2</sub>-Spitzen über 100 µg/m<sup>3</sup> zusammen, was ein klarer Hinweis auf einen bedeutenden Beitrag lokaler Quellen in Hartberg v. a. in Situationen mit lokal sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen ist.

## 8 HERKUNFTSANALYSE MITTELS RÜCKWÄRTSTRAJEKTORIEN

### 8.1 Methodik

#### 8.1.1 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 Höhengschichten 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 Vertikal-komponente des Windes ist berücksichtigt.

#### 8.1.2 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 Jahrgang aufweisen, würde die Verwendung der Immissionsrohdaten selbst zu einer jahreszeitlichen Gewichtung der statistischen Analyse führen. Um Einflussgrößen, die zusätzlich zu Ferntransport den Jahrgang 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 über 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 potenziellen Quellgebiets ist nur in Kombination mit der Perzentilmethode (s. u.) aussagen.

### 8.1.3 Klassifizierung und Zählung von Trajektorien

Die oben beschriebene Methode der Berechnung der Verweilzeit einer Luftmasse über einem bestimmten Gebiet verschneidet meteorologische Information mit der PM10-Konzentration am Zielpunkt; dieses Verfahren bezieht keine Information über Emissionen von PM10 oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel ein.

Ein davon unabhängiges Verfahren ist die Klassifizierung der Trajektorienbahnen für jeweils einen Tag unter dem Gesichtspunkt, welche Gebiete mit hohen Emissionen von PM10 oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel überquert werden, wobei auch die Verlagerungsgeschwindigkeit (Windgeschwindigkeit) sowie die Verweildauer im Nahbereich des Zielpunktes berücksichtigt werden. Diese grundsätzlich qualitative Methode erlaubt durch Auszählung der Trajektorien, die bestimmte Gebiete mit hohen Emissionen überqueren, eine halbquantitative Zuordnung der gemessenen PM10-Belastung zu diesen Gebieten.

Analog zur Verweilzeitstatistik kann man auch damit nur schwer Quellgebiete, die von den Trajektorien hintereinander überquert werden, unterscheiden.

Die Trajektorien werden nach den in Tabelle 26 angegebenen Herkunftsregionen klassifiziert. Dabei lassen sich grundsätzlich vier Situationen unterscheiden:

1. Ferntransport
2. Ferntransport in Kombination mit regionaler Schadstoffakkumulation (zufolge regionaler Emissionen)
3. Regionale Schadstoffakkumulation
4. Sahara-Staub

Situationen mit Beiträgen regionaler Schadstoffakkumulation lassen sich an hohen Trajektorienverweilzeiten im Nahbereich des Zielpunktes identifizieren; als solche werden auch Situationen klassifiziert, bei denen

- I Trajektorien offenkundig nicht für die bodennahe Luftschicht repräsentativ sind
- I Trajektorien starkes Absinken in der Nähe des Zielpunktes zeigen.

Tabelle 26: Klassifizierte Herkunftsregionen. „Reg“: Regionale Schadstoffakkumulation; Regionen mit besonders hohen PM10- und SO<sub>2</sub>-Emissionen sind fett.

Richtung	Herkunftsregion
Ferntransport v. S	Westl. Mittelmeer, Nord-Italien, Slowenien
	(Süd/Mittel-Italien), Adria, Slowenien, West-Kroatien
Ferntransport v. SO	<b>Süd-Rumänien, Nord-Serbien</b> , Nord-Bosnien, Ost-Kroatien, Süd-Ungarn
	<b>Süd-Rumänien</b> , Vojvodina, Süd-Ungarn
	<b>Nord-Serbien</b> , Bosnien, Kroatien, Süd-Ungarn
Ferntransport v. O	Ungarn (Süd-Slowakei, NÖ)
	West-Ukraine, Süd/Ost-Polen, Ost-Slowakei, Ungarn, Nord-Serbien, NÖ
	(Weißrussland) West-Ukraine, Ost-Polen, Ungarn, Süd-Slowakei, NÖ
	Rumänien, Ungarn
Ferntransport v. NO	Polen, Mähren über West-Slowakei, Ungarn, NÖ
	M/SW/W-Polen, Mähren, NÖ
	<b>Polen (Oberschlesien), Mähren (NÖ)</b>
Ferntransport v. N	West-Polen, Ost-Deutschland, Tschechien
	Ost-Deutschland, Böhmen
Ferntransport v. W	England, Niederlande, Mittel-Süd-Deutschland / Böhmen
	England, Belgien, Nord-Frankreich, West-Süd-Deutschland
	Nord-Ost-Frankreich, Süd-Deutschland
	Süd-Deutschland (oder W-Wind)
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. SW	Reg + Nord-Italien
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. S	Reg + Friaul, Slowenien, Nord-Kroatien, West-Ungarn
	Reg + Bosnien, Kroatien, (W-)Ungarn



Richtung	Herkunftsregion
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. SO	Reg + <b>Rumänien, Serbien</b> , Ungarn,
	<b>Reg + Süd-Rumänien</b>
	Reg + <b>Serbien</b> , Ungarn
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. O	Reg + Ungarn, NÖ
	Reg + Ungarn, Slowakei (S-Mähren)
	Reg + West-Slowakei, West-Ungarn, NÖ
	Reg + NÖ, West-Ungarn, Nord-Kroatien
	Reg + Tschechien, West-Slowakei, West-Ungarn, NÖ
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. N	<b>Reg + Süd-Polen, Mähren, West-Slowakei, West-Ungarn, NÖ</b>
	Reg + Ost-Deutschland, (S-Polen), Tschechien, West-Slowakei, W-Ungarn, NÖ
	<b>Reg + Süd-Polen</b> , West-Slowakei
	Reg + West-Ukraine, Mittel/ <b>Süd-Polen, Mähren</b> , NÖ, OÖ
	Reg + West-Polen, (W)-Mähren
	Reg + West-Polen, Böhmen
	Reg + Mittel-Südwest-Polen, (Sachsen), Böhmen, Bayern
	Reg + Tschechien, NÖ
Reg + Ost-Deutschland, (W-)Böhmen	
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. NW	Reg + Süd-Deutschland, Böhmen, NÖ
	Reg + Sachsen, Böhmen
	Reg + Mittel-Ost-Deutschland, Böhmen /Mähren
	Reg + Mittel/West-Polen, Ost-Süd-Deutschland
Regionale Schadstoffakkumulation + Ferntransport v. W	Reg + Nord-Mittel-Süd-Deutschland
	Reg + Niederlande, Nordwest-Mittel-Süd-Deutschland
	Reg + Süd-Deutschland, OÖ
	Reg + Niederlande, Belgien, Ost-Frankreich, Süd-Deutschland
	Reg + Ost-Frankreich, Nord-Schweiz, Süd-Deutschland
Regionale Schadstoffakkumulation	<b>Reg</b> (Nord-Österreich, West-Ungarn, West-Slowakei, Süd-Tschechien)
Sahara	Reg + Saharastaub
	Saharastaub

#### 8.1.4 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 SO<sub>2</sub> (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 SO<sub>2</sub> 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 potenziellen Quellgebiete zu verwenden.

## 8.2 Klassifizierung von Trajektorien

Für die Klassifizierung von Trajektorien und die darauf basierende Herkunftszuordnung wurden insgesamt 110 Tage im Zeitraum von Okt. 2000 bis März 2005 herangezogen, an denen in Oberwart ein PM10-TMW über 45 µg/m<sup>3</sup> registriert wurde. Die Auszählung der Tage, an denen die Oberwart erreichenden Trajektorien einzelnen Herkunftsregionen zugeordnet werden können, ist in Tabelle 27 wiedergegeben.

Am häufigsten ist mit 25 % Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien über Ostkroatien und Südwestungarn, gefolgt von 24 % Situationen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation.

Tabelle 27: Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung ( $TMW > 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Oberwart: Anzahl der Tage und mittlere PM10-Konzentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 1.10.2000 bis 31.3.2005. Reg: regionale Schadstoffakkumulation.

Herkunftsregion von Ferntransport	Tage	Anteil	PM10
Süd-Rumänien, Nord-Serbien, Nord-Bosnien, Ost-Kroatien, Süd-Ungarn	27	25 %	62
Ungarn, Slowakei	10	9 %	58
West-Ukraine, Ost-Polen, Ost-Slowakei, Ungarn, Nord-Serbien	4	4 %	50
Polen (Oberschlesien), Mähren, Nordostösterreich	6	5 %	57
Reg + Mittel-Italien, Bosnien, Friaul, Slowenien, N-Kroatien	9	8 %	61
Reg + Rumänien, Serbien, Ungarn,	4	4 %	71
Reg + Ungarn, Slowakei	12	11 %	63
Reg + S-Polen (Oberschlesien), Mähren, Nordostösterreich	7	6 %	59
Reg + Polen (ohne Oberschlesien), Tschechien, Ostdeutschland, Nordostösterreich	5	5 %	62
Regional (Südost-Österreich, West-Ungarn, Ost-Slowenien)	26	24 %	65
Sahara-Staub	1	1 %	55

Zur Abschätzung der Beiträge regionaler Emissionen einerseits und von Ferntransport andererseits in jenen Situationen, in denen beide Einflussfaktoren zum Tragen kommen, wird – gestützt auf die Verteilung der PM10-Emissionen (siehe Kapitel 4.1.3.1) der in Tabelle 28 angeführte Anteil regionaler Emissionen angenommen.

Tabelle 28: Relativer Anteil regionaler Emissionen bei Situationen mit Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation.

Herkunftsregion	Anteil regionaler Emissionen
Reg + FT Mittelitalien, Friaul, Slowenien, Westkroatien	50 %
Reg + FT Rumänien, Serbien	25 %
Reg + FT Ungarn, Slowakei	25 %
Reg + Polen (Oberschlesien), Mähren	25 %
Reg + Polen (ohne Oberschlesien), Tschechien, Ostdeutschland	50 %

Mit diesen Faktoren lassen sich die in Tabelle 27 angeführten Beiträge von regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport aufteilen. Um die in Tabelle 29 bzw. Abbildung 47 dargestellten Beiträge der verschiedenen Herkunftsregionen von Ferntransport sowie von regionalen Emissionen abgrenzen, werden die in Tabelle 27 angegebenen Konzentrationen mit der Anzahl der Tage gewichtet<sup>27</sup>.

<sup>27</sup> In Tabelle 29 entsprechen 100% der Summe der Konzentration multipliziert mit der Anzahl der Tage.

Tabelle 29: Anteile von Ferntransport und regionalen Emissionen zu erhöhter PM10-Belastung in Oberwart (TMW>45 µg/m³, 1.10.2000 bis 31.3.2005).

Herkunftsregion	Anteil
Mittelitalien, Slowenien, Friaul, Bosnien, Nord-Kroatien	4 %
Rumänien, Nord-Serbien	28 %
Ungarn, Slowakei, Nordostösterreich	17 %
West-Ukraine, Ost-Polen, Ost-Slowakei, Ungarn	3 %
Polen (Oberschlesien), Nordmähren, Nordostösterreich	10 %
Polen (ohne Oberschlesien), Ostdeutschland, Tschechien, OÖ, NÖ, Wien	2 %
Regionale Emissionen	37 %

Regionale Emissionen machen demnach ca. 35 % der erhöhten PM10-Belastung in Oberwart an Tagen mit TMW über 45 µg/m³ aus, Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien ca. 30 %, Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei einschließlich der Westukraine und Ostpolen ca. 20 %, Ferntransport aus Polen, Tschechien und Nordostösterreich ca. 10 %.

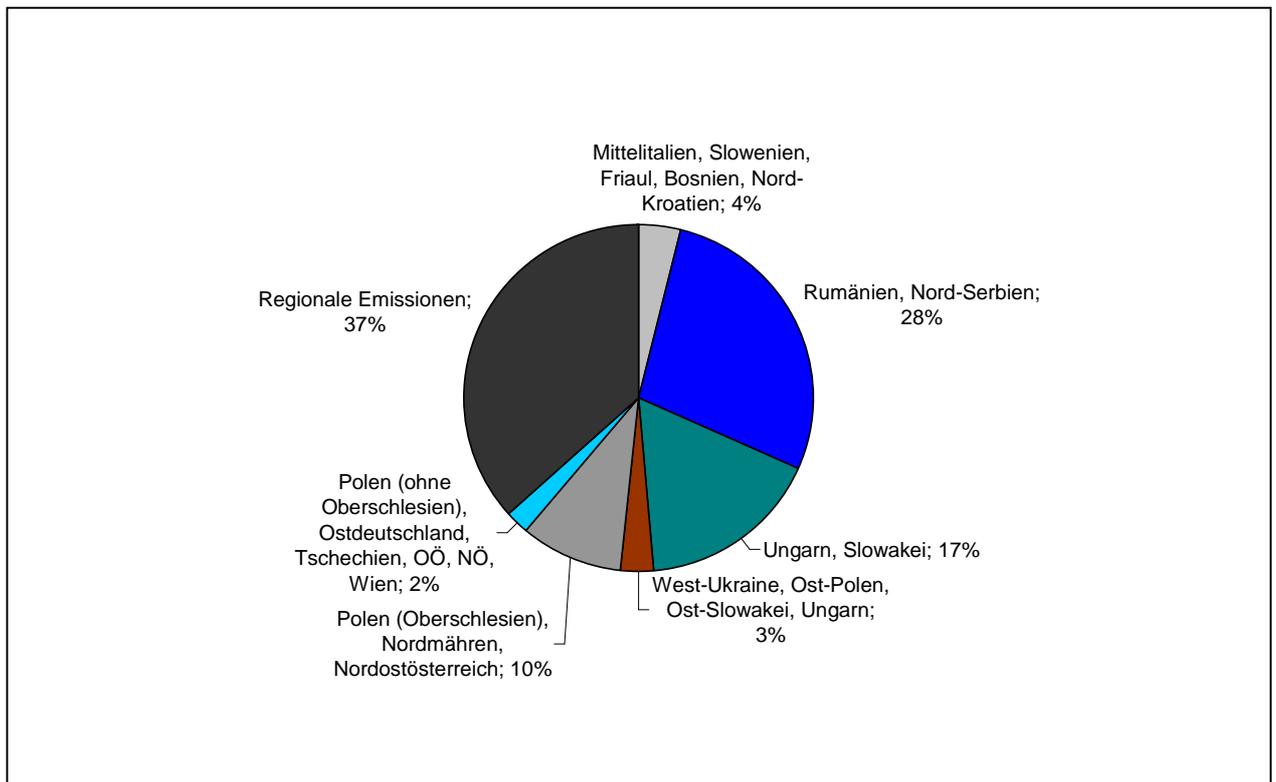


Abbildung 47: Beiträge von Ferntransport und regionalen Emissionen zu erhöhter PM10-Belastung in Oberwart (TMW>45 µg/m³, 1.10.2000 bis 31.3.2005).



Die für regionale Schadstoffakkumulation verantwortlichen regionalen Emissionen lassen sich anhand der Trajektorienverläufe aus dem Bereich des Süd- und Mittelburgenlandes, den außeralpinen Teil der Steiermark, Nordostslowenien (östlich von Maribor) und Südwestungarn eingrenzen.

Aufgrund der überwiegend südlichen Anströmung von Oberwart tragen tendenziell Gebiete südlich von Oberwart eher zu erhöhter PM10-Belastung bei als solche im Norden.

Emissionen in Niederösterreich und in Wien dürften somit nur einen sehr geringen Einfluss auf die erhöhte PM10-Belastung in Oberwart bei regionaler Schadstoffakkumulation haben, ebenso wenig Emissionen im alpinen Bereich Österreichs.

### 8.3 Ergebnisse der Tiefpassmethode

Die Ergebnisse der in Kapitel 8.1.2 dargestellten Tiefpassmethode zur Auswertung von Trajektorien werden in Abbildung 48 für den Gesamtzeitraum, in dem PM10-Daten in Oberwart vorliegen, dargestellt; Abbildung 49 stellt die entsprechende Auswertung nur für die Wintermonate (Oktober bis März) dar. Ausgewertet wurden jeweils alle Trajektorien, die unterhalb von 1000 m Seehöhe verlaufen, da bei Luftmassentransport in größeren Höhen nicht damit zu rechnen ist, dass bodennah emittierte Schadstoffe aufgenommen werden.

Rote Farbgebung kennzeichnet Trajektorien, die mit erhöhten PM10-Belastungen verbunden sind, wobei die Intensität der Farbe mit der Höhe der Belastung korreliert; blaue Farbgebung kennzeichnet Trajektorien, die mit unterdurchschnittlichen PM10-Belastungen in Verbindung stehen.

Die Auswertungen zeigen deutlich Transportwege überdurchschnittlich belasteter Luftmassen von Südosten (Nordserbien, Südrumänien), von Norden (Westungarn, Westslowakei, Mähren, Polen) sowie von Südwesten (Slowenien). Demgegenüber sind vor allem Luftmassen, die Oberwart aus dem Nordwest-Sektor erreichen, mit deutlich unterdurchschnittlichen PM10-Belastungen verbunden.

Entsprechend den in Kapitel 8.1 dargestellten Limitierungen der Methode der Herkunftsanalyse mittels Trajektorien erlauben die vorliegenden Auswertungen per se keine Aussage darüber, in welchem Gebiet entlang der Trajektorienbahn die Luft Emissionen aufgenommen hat. Entsprechende Aussagen sind nur in Kombination mit Emissionskatastern (siehe Kapitel 4) möglich. Die in Abbildung 48 und Abbildung 49 relativ intensiv rot gefärbten Gebiete über Nordkroatien und Südwestungarn sind gemäß EMEP-Emissionsdaten (Abbildung 19) keine Regionen mit besonders hohen PM10-Emissionen; ihre Ausweisung als „Herkunftsgebiete“ erhöhter PM10-Belastung ist damit zu interpretieren, dass höher belastete Luftmassen aus weiter entfernten Gebieten (Serbien, Rumänien, Bosnien, Slowenien) dieses Gebiet überqueren.

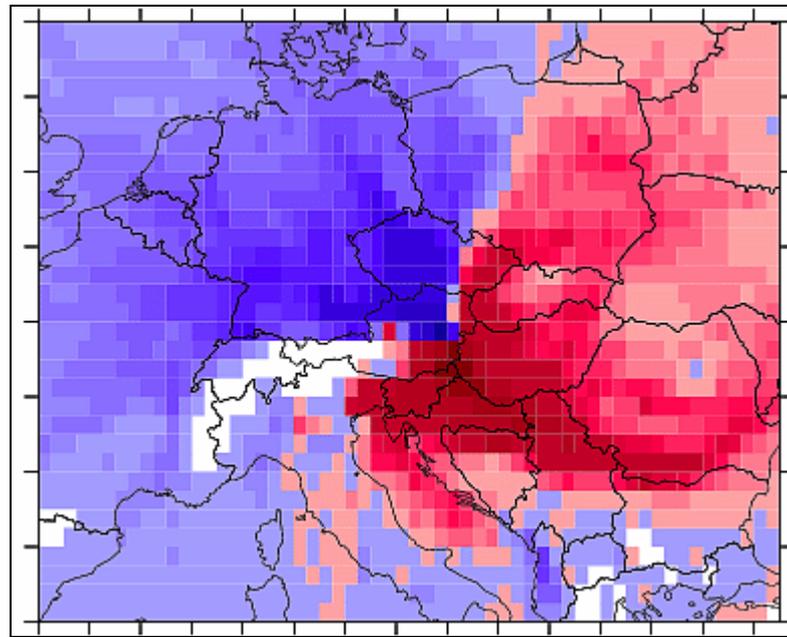


Abbildung 48: Mit Hilfe der Tiefpassmethode identifizierbare Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Oberwart, Gesamtzeitraum.

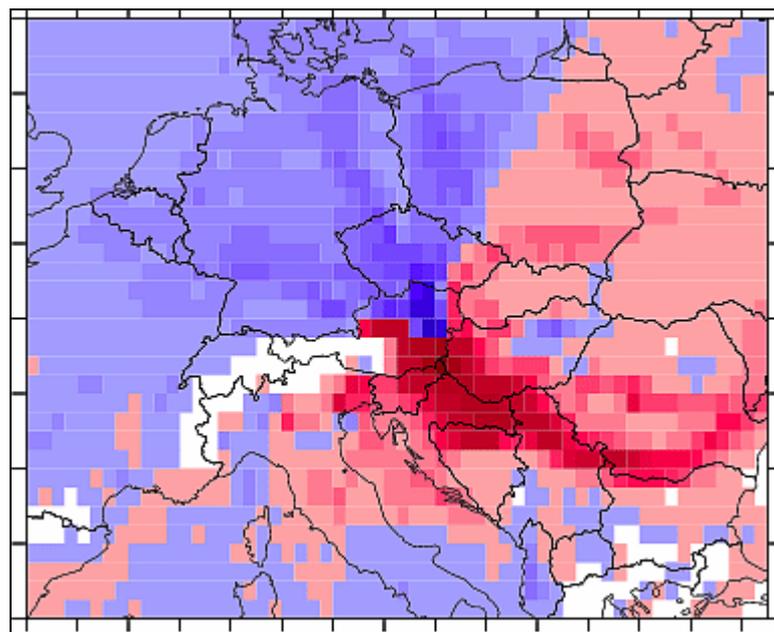


Abbildung 49: Mit Hilfe der Tiefpassmethode identifizierbare Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Oberwart, Winter.



## 9 FAKTOREN, DIE ZU DEN GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN

### 9.1 Repräsentativität der PM10-Messung in Oberwart-Brunnenfeld

Die Messstelle Oberwart-Brunnenfeld liegt außerhalb der Stadt Oberwart in landwirtschaftlich genutztem Gebiet und ist mäßigen Einflüssen der Emissionen der Stadt Oberwart und der B63 ausgesetzt.

Der Beitrag der lokalen Emissionen der B63 ist nicht zu quantifizieren; eine grobe Abschätzung des Beitrags der Emissionen der Stadt Oberwart zur gemessenen PM10-Belastung ist anhand des mittleren Tagesganges möglich. Da zumeist nachts Nordwestwind weht, liegt die Messstelle nachts im Luv von Oberwart und wird von dessen Emissionen nicht beeinflusst; nachmittags liegt die Messstelle dagegen meist im Lee der Stadt. Der Beitrag der städtischen Emissionen kann damit über die Minimalkonzentration, welche in der zweiten Nachthälfte gemessen wird, abgeschätzt werden. Der mittlere Tagesgang für den Winter 2002/03 (siehe Kapitel 7.7) zeigt in der zweiten Nachthälfte eine minimale PM10-Konzentration von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; dies sind ca. 80 % des Mittelwerts der PM10-Konzentration über diesen Zeitraum. Der Rest von ca. 20 % kann in einer ersten Näherung der Stadt Oberwart zugeordnet werden.

Mit ca. 20 % dürfte der Beitrag der Stadt Oberwart zur gemessenen PM10-Belastung allerdings überschätzt werden, da besonders hoch belastete Tage häufig unregelmäßigere und flachere Tagesgänge aufweisen. Zudem erreichen mit Südostwind nicht nur Emissionen der Stadt Oberwart die Messstelle, sondern sämtlicher südöstlich gelegener Quellen einschließlich Ferntransport. Im Folgenden wird daher von einem Beitrag der Stadt Oberwart zur gemessenen PM10-Belastung um 10 % ausgegangen.

Der Vergleich zwischen Oberwart und Güssing, wo eine höhere PM10-Belastung gemessen wurde, lässt anhand von Detailuntersuchungen den Schluss zu, dass Oberwart nachts von vergleichsweise gering belasteter Luft mit dem Talauswind des Pinkatales erreicht wird. Für die niedrigere PM10-Belastung in Oberwart kann somit die relativ gut ausgebildete Talwindzirkulation im Pinkatal im Bereich Oberwart verantwortlich gemacht werden, während Güssing unregelmäßigere Windverhältnisse und niedrigere Windgeschwindigkeiten aufweist, v. a. nachts sinkt die Windgeschwindigkeit praktisch auf null (Oberwart im Mittel um 1 m/s).

Höhere PM10-Konzentrationen als an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld sind daher in **weniger gut durchlüfteten Gebieten**, d. h. in großflächig flachem oder wenig strukturiertem Gelände, sowie in **Siedlungen** und an **Straßen** zu erwarten.

Als Abschätzung für eine erhöhte Belastung in wenig gut durchlüfteten Gebieten im kleinstädtischen Hintergrund kann Hartberg herangezogen werden. Hartberg – eine städtische Hintergrundmessstelle ohne besondere lokale Emissionen – weist eine deutlich höhere PM10-Belastung auf als Oberwart-Brunnenfeld. Die Beckenlage am Hartberger Safen<sup>28</sup> dürfte für ungünstigere Ausbreitungsbedingungen verantwortlich sein, als sie im Pinkatal herrschen.

---

<sup>28</sup> Bach, an dem Hartberg liegt.



Für welche Gebiete im Süd- und Mittelburgenland die in Hartberg gemessene PM10-Belastung repräsentativ ist, lässt sich nicht eingrenzen. Es ist aber jedenfalls davon auszugehen, dass in den Kleinstädten des Süd- und Mittelburgenlandes – Oberwart, Pinkafeld, Rechnitz, Großpetersdorf, Güssing, Jennersdorf, Deutschkreutz, Oberpullendorf – höhere PM10-Konzentrationen zu erwarten sind, als sie an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld gemessen werden, vor allem an verkehrsnahen Standorten.

Im regionalen Kontext des Südburgenlandes dürften niedrigere PM10-Konzentrationen in Oberwart-Brunnenfeld, v. a. in höher gelegenen und noch siedlungsfurtheren Regionen auftreten.

Abbildung 50 versucht, anhand der oben genannten Bewertungskriterien eine qualitative Beschreibung der Höhe der PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland wiederzugeben.

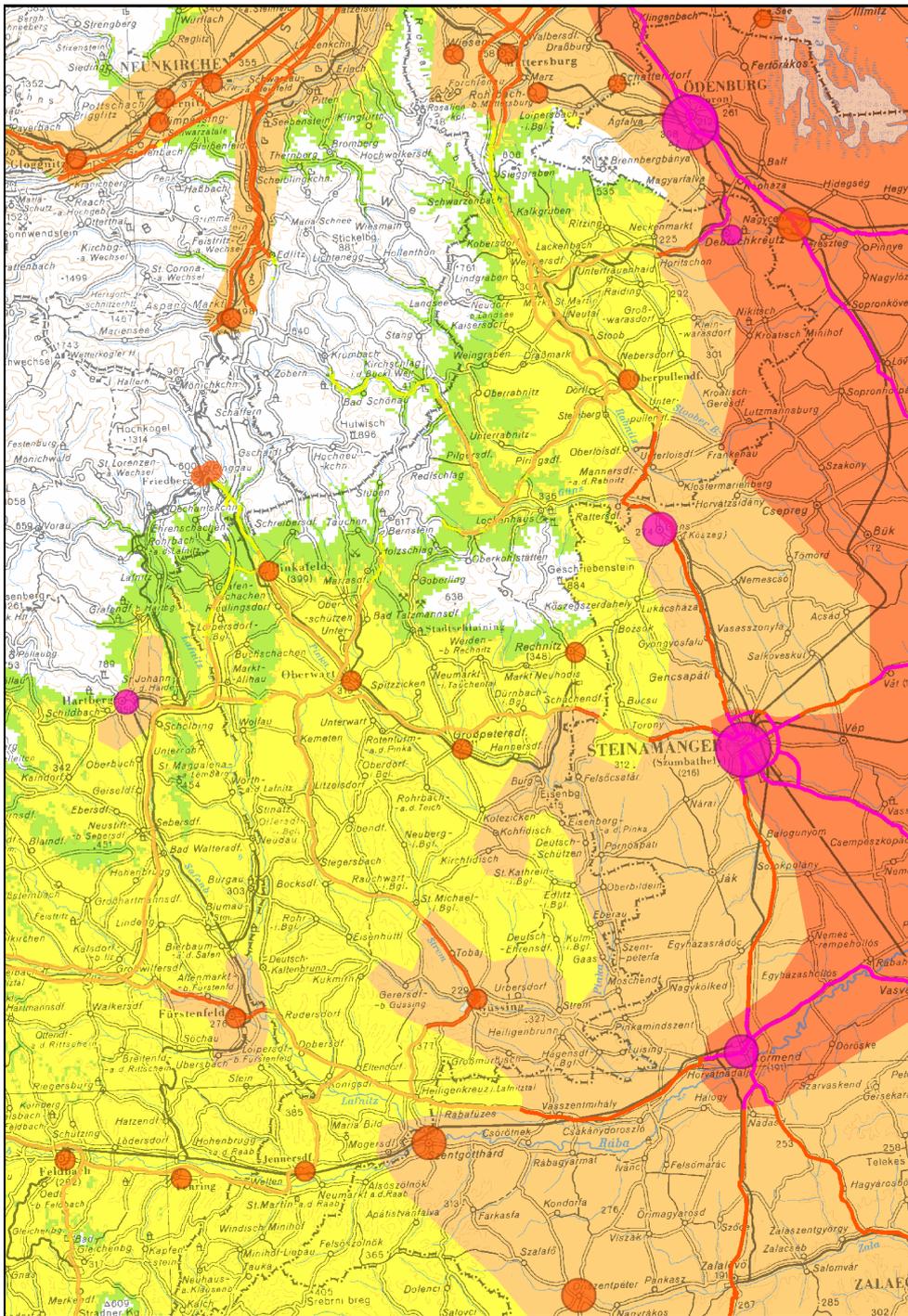


Abbildung 50: Qualitative Abschätzung der flächenhaften PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland. Rot gibt hohe, grün bzw. weiß niedrige PM10-Belastung an.

## 9.2 Räumliche Herkunftszuordnung der PM10-Belastung

Wie in Kapitel 8.2 dargestellt, lässt sich die PM10-Belastung in Oberwart – bezogen auf Tage mit TMW über  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – zu ungefähr 40 % regionalen Emissionen zuordnen und zu ca. 60 % Ferntransport, davon allein fast 30 % aus Südrumänien und Nordserbien.

### 9.2.1 Beitrag der Stadt Oberwart zur gemessenen Belastung

Die an der Messstelle Oberwart erfasste PM10-Belastung ist für halb-ländliche Gebiete mit mäßigem Einfluss lokaler Emissionen repräsentativ. Eine grobe Abschätzung des Beitrags der Emissionen der Stadt Oberwart zur gemessenen PM10-Belastung ist anhand des mittleren Tagesganges möglich. Wie in Kapitel 9.1 ausgeführt, wird der Beitrag der Stadt Oberwart zur gemessenen PM10-Belastung mit ca. 10 % abgeschätzt.

### 9.2.2 Abschätzung des städtischen Beitrags im Stadtgebiet von Kleinstädten

In den Städten (Oberwart, Pinkafeld, Rechnitz, Großpetersdorf, Güssing, Jennersdorf, Oberpullendorf, Deutschkreutz) und an stark befahrenen Straßen im Süd- und Mittelburgenland – etwa der A2, B62, B50, B57, B67 oder S31 – ist mit höheren PM10-Belastungen zu rechnen als an der Messstelle Oberwart-Brunnenfeld.

Die PM10-Belastung von Hartberg<sup>29</sup> wird als „worst case“ für städtische Hintergrundstandorte betrachtet. Im Folgenden wird mit zwei verschiedenen Ansätzen versucht, den Beitrag lokaler Emissionen in Hartberg abzuschätzen:

- a) Anhand des mittleren Tagesganges (siehe Kapitel 7.7): Unter der Annahme, dass die PM10-Belastung in der zweiten Nachthälfte minimal von lokalen Emissionen beeinflusst wird und somit den regionalen Beitrag darstellt, ergibt sich für den Winter 2002/03 ein lokaler Beitrag von ca. 30 %.
- b) Anhand der Differenz zwischen Hartberg und Oberwart: Unter der Annahme, dass Oberwart eine von lokalen Emissionen wenig beeinflusste ländliche PM10-Belastung für Gebiete mit durchschnittlichen Ausbreitungsbedingungen – d. h. günstiger als in flachen Beckenlagen, aber ungünstiger als in höher gelegenen Hügelland – darstellt, ergäbe die Differenz zwischen Hartberg und Oberwart den lokalen Beitrags Hartbergs. Zieht man für diese Abschätzung den gesamten Datensatz von Hartberg von Februar 2002 bis März 2005 mit TMW über  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (238 Tage) heran, so ergibt sich ein lokaler Beitrag von 40 % (bei einer mittleren PM10-Konzentration von  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an diesen 238 Tagen).

### 9.2.3 Regionaler Beitrag

Zur Abschätzung dieser Emissionen steht als einzige konsistente Datenbasis die EMEP-Emissionsinventur (siehe Kapitel 4.1.3.1) zur Verfügung. Im Rahmen des In-

---

<sup>29</sup> Grenzwertüberschreitung 2003; Statuserhebung 2005 geplant.



terreg IIC-CADSES-Projektes (siehe Kapitel 4.1.3.3) wurden gerade für das Burgenland keine PM10-Emissionen erarbeitet.

Die ECMWF-Rückwärtstrajektorien (siehe Kapitel 8.2) erreichen Oberwart in Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation, d. h. sehr langer Verweilzeit der Luftmassen im Nahbereich des Zielpunktes, meist von Süden bis Westen. Anströmung von Westen ist häufig mit Absenkbewegungen am Alpenostrand verbunden. Die Trajektorien halten sich in diesen Situationen während zwei bis drei Tagen vor der „Ankunft“ in Oberwart ganz überwiegend über dem außeralpinen Teil der Steiermark, dem Südburgenland und dem Nordöstlichen Slowenien auf.

Transport über die Alpen und ihre östlichen Ausläufer hinweg (von Nord bis Nordwest) ist bei jenen windschwachen Wetterlagen, die zu ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation führen, sehr selten.

Als Herkunftsregion des regionalen Beitrags wird mit Bedacht auf die o. g. meteorologischen Einflussfaktoren der Bereich der acht EMEP-Zellen 77-46 bis 78-49 angenommen. Dieser Bereich umfasst ein Gebiet bis Sopron im Norden, die Weststeiermark im Westen, Pragersko (Slowenien<sup>30</sup>) im Süden und Pápa (Ungarn) im Osten.

Die PM10-Emissionen dieses Gebietes gemäß EMEP-Emissionsinventur werden in Tabelle 30 auf die Bundesländer Burgenland, Niederösterreich und Steiermark sowie auf Slowenien und Ungarn aufgeteilt. In Hinblick auf die grobe räumliche Zuordnung dieser Emissionsdaten werden die Angaben auf 100 t gerundet. Von den ca. 6.600 t PM10-Emissionen dieses Gebietes entfallen ca. 15 % auf das Burgenland, der relativ größte Teil auf die Steiermark.

Innerhalb dieses Gebietes entfallen die höchsten Emissionsdichten auf die Region Graz. Aufgrund der Beckenlage, in der sich Graz befindet, dürfte Schadstofftransport aus Graz ins Süd- und Mittelburgenland allerdings von vergleichsweise geringer Bedeutung sein. Ebenso ist Schadstofftransport aus dem südöstlichen Niederösterreich über die Bucklige Welt ins Südburgenland wenig wahrscheinlich.

Daher dürften insgesamt Emissionen des Süd- und Mittelburgenlandes sowie der Oststeiermark den überwiegenden Beitrag zur regionalen Schadstoffakkumulation beisteuern.

*Tabelle 30: PM10-Emissionen 2003 im Gebiet der EMEP-Gitterzellen 74-46 bis 78-49 (Beitrag zur regionalen Schadstoffakkumulation).*

Gebiet	PM10-Emission (1.000 t/Jahr)
Burgenland	1.000
Niederösterreich	300
Steiermark	3.100
Slowenien	1.100
Ungarn	1.100

Da im Südburgenland keine chemischen Analysen von PM10-Proben vorliegen, können keine Aussagen über den Anteil primärer bzw. sekundärer Partikel gemacht werden.

<sup>30</sup> Šoštanj liegt nicht in diesem Bereich, sondern in der EMEP-Gitterzelle 77-45.



Tendenziell ist davon auszugehen, dass erhöhte Beiträge von Ammoniumsulfat bei Ferntransport aus Südosten auftreten, wie dies auch in Illmitz der Fall ist, welche auf die hohen SO<sub>2</sub>-Emissionen von Kraftwerken und Industriebetrieben v. a. in Rumänien, Serbien und Bosnien zurückzuführen sind.

### **9.3 Von Grenzwertüberschreitungen vermutlich betroffenes Gebiet**

Die Messstelle Oberwart-Brunnenfeld, an welcher der PM10-Grenzwert überschritten wurde, stellt ein halb ländliches Gebiet mit relativ „günstigen“ Ausbreitungsbedingungen – verglichen mit anderen Regionen im Südosten Österreichs – dar. In Tälern und Becken mit weniger günstiger Durchlüftung und geringeren Windgeschwindigkeiten, in Städten sowie im Nahbereich stark befahrener Straßen ist mit deutlich höheren PM10-Belastungen zu rechnen, wie der Vergleich mit Hartberg und Güssing zeigt.

Es ist daher davon auszugehen, dass die PM10-Belastung im gesamten Gebiet des Süd- und Mittelburgenlandes über dem IG-L-Grenzwert (für den TMW) liegt, ausgenommen die höheren Gebiete im Günser Bergland, am Ostrand der Buckligen Welt und im Ödenburger Gebirge (siehe Abbildung 50).

## 10 VORAUSSICHTLICHES SANIERUNGSGEBIET

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, für die im Maßnahmenkatalog gemäß §10 Anordnungen getroffen werden können. Das voraussichtliche Sanierungsgebiet umfasst grundsätzlich jenen geographischen Bereich, dessen Emissionen zur PM10-Belastung an der Messstelle im Süd- und Mittelburgenland beitragen.

Aufgrund des weiten geographischen Herkunftsbereiches der im Südburgenland registrierten erhöhten PM10-Belastung ist das Sanierungsgebiet nicht exakt einzugrenzen. Vor allem ist darauf hinzuweisen, dass die in Oberwart gemessene PM10-Belastung zu zwei Drittel bis drei Viertel aus dem Ausland stammt; an Belastungsschwerpunkten in Städten und nahe stark befahrenen Straßen ist der ausländische Beitrag geringer und könnte unter 50 % liegen.

Als **Sanierungsgebiet** innerhalb Österreichs sind daher das **Süd- und Mittelburgenland sowie der außeralpine Teil der Steiermark** abzugrenzen; kleinere Beiträge zur PM10-Belastung im Südburgenland aus Wien, Niederösterreich und dem Nordburgenland.

Aus dem Ausland stammende Beiträge sind überwiegend Südwestungarn (regionale Schadstoffakkumulation), Nordungarn, Nordserbien und Südrumänien zuzuordnen.

In Hinblick auf die Herkunftszuordnung von Ferntransport in Kapitel 8.2 und die räumliche Verteilung der PM10-, SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen (siehe Kapitel 4) wird in Abbildung 51 eine grobe Darstellung der Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Oberwart gegeben. In Abbildung 51 sind Gebiete (Gitterzellen des 50 km-EMEP-Rasters) gelb bis rot eingefärbt, welche sich durch hohe Emissionen an PM10 sowie von SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> (als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel) auszeichnen. Die Farbgebung der Zellen in Abbildung 51 gibt den Beitrag zur PM10-Belastung im Südburgenland an; Gebiete, deren Emissionen wahrscheinlich einen hohen Beitrag zur PM10-Belastung im Südburgenland beisteuern, sind rot eingefärbt, Gebiete mit geringeren Beiträgen gelb.

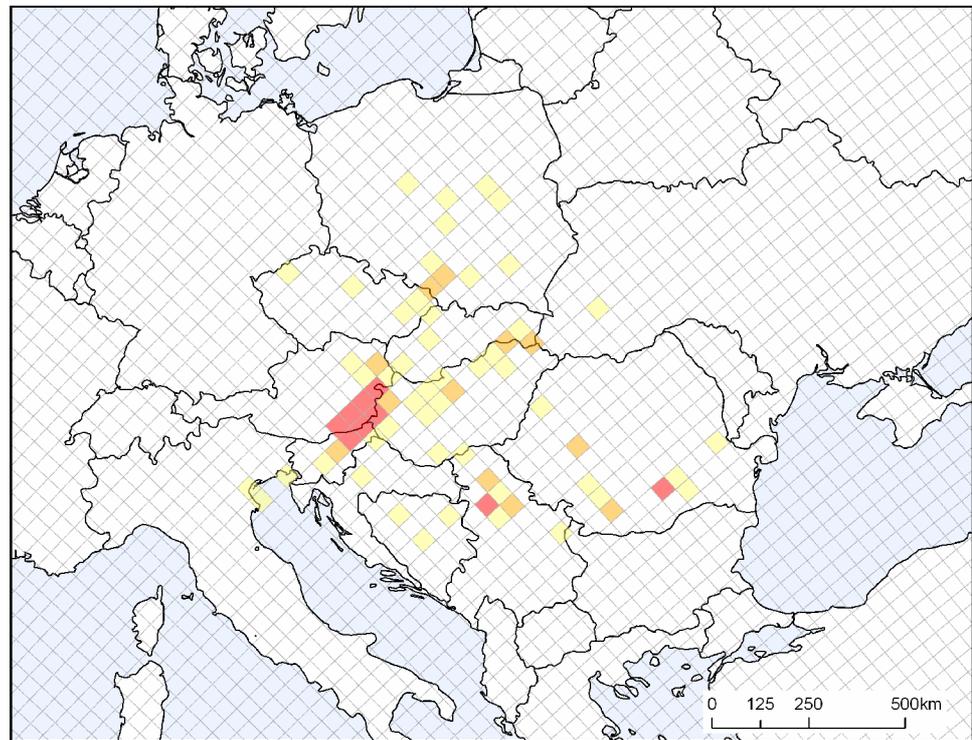


Abbildung 51: Abschätzung der Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Oberwart.



## 11 MÖGLICHE MAßNAHMEN

Nachfolgend werden Maßnahmenvorschläge zur Verminderung der PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland sowie zur Reduktion der Emission der gasförmigen Vorläufersubstanzen SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub> angeführt. Eine Bewertung von Maßnahmen hinsichtlich des Reduktionspotenzials findet sich in dem Bericht „PM-10 Burgenland – Maßnahmenbewertung“ [AEEG, 2005]. Weitere mögliche Maßnahmen sind in verschiedenen Stuserhebungen, in dem Bericht „Schwebestaub in Österreich“ [UMWELTBUNDESAMT, 2005a], in der Klimastrategie Österreichs [BMLFUW, 2002] und in Maßnahmenpaketen einzelner Bundesländer (z. B. der Steiermark, Vorarlberg, Salzburg) dargestellt.

Beispiele für Maßnahmen anderer europäischer Staaten finden sich in UMWELTBUNDESAMT (2005a) sowie in der Stuserhebung aufgrund von PM10-Grenzwertüberschreitungen in Wien [UMWELTBUNDESAMT, 2004b].

### 11.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die erhöhte PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland geht nicht nur auf Emissionen im Burgenland, sondern zu einem nennenswerten Teil auf Emissionen in anderen österreichischen Bundesländern, v. a. in der Steiermark, sowie im Ausland zurück.

Effektive Maßnahmen sollten daher nicht nur im Wirkungsbereich des Landes Burgenland gesetzt werden, sondern übergreifend in Kooperation

- I mit anderen Landesregierungen, hier vor allem der Steiermark, sowie
  - I im Rahmen einer Bund-Länder-Zusammenarbeit
- erarbeitet und umgesetzt werden.

Darüber hinaus sieht die Richtlinie 96/62/EG eine Zusammenarbeit mit anderen EU-Mitgliedstaaten bei der Ausarbeitung von Plänen vor, wenn die Überschreitungen auf Emissionen in anderen Ländern zurückzuführen sind. Dies betrifft u. a. Ungarn.

Für einige der relevanten Maßnahmen liegt die Kompetenz bei der Europäischen Union.

Nachdem für die PM10-Belastung im Süd- und Mittelburgenland nicht nur Emissionen primärer Partikel verantwortlich sind, sondern auch Emissionen von NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und SO<sub>2</sub> als Vorläufer sekundärer anorganischer Partikel, müssen auch diese Schadstoffe in die Planung und Umsetzung von Maßnahmen einbezogen werden.

Bei allen Maßnahmen ist auf Synergieeffekte zu anderen umweltpolitischen Zielen zu achten, insbesondere den

- ü Emissionsobergrenzen für NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und SO<sub>2</sub> gemäß Emissionshöchstmengen-Gesetz (in Umsetzung der NEC-Richtlinie);
- ü Verminderungen der NO<sub>x</sub>-Emissionen zur Einhaltung der Grenzwerte (bzw. der Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge) für NO<sub>2</sub>;
- ü Reduktionen der Treibhausgasemissionen (Kyoto-Ziel);



- ü Verminderungen der Lärmbelastung und
- ü Verringerungen der volkswirtschaftlichen Kosten des Straßenverkehrs.

Das IG-L umreißt in den §§ 13 bis 16 mögliche Maßnahmen, die allerdings nur einen Teil des Spektrums möglicher Maßnahmen zur Minderung der PM10-Belastung abdecken. Neben der Burgenländischen Landesregierung, welche laut § 10 IG-L unmittelbar von der Verpflichtung zur Erlassung eines Maßnahmenkataloges angesprochen ist, können effektive Maßnahmen auf der Ebene der Republik Österreich und der Europäischen Union ausgearbeitet und umgesetzt werden.

Bei der Erarbeitung und Umsetzung von effektiven Maßnahmen wird die Kooperation des Landes Burgenland mit anderen Ländern und mit dem Bund nützlich sein. In diesem Sinne wurde im Auftrag der Landesumweltreferentenkonferenz im Juni 2005 eine Bund-Länder-Arbeitsgruppe eingesetzt, um eine kohärente Strategie zur Bekämpfung der Feinstaubbelastung auszuarbeiten. Basis für diese Strategie war die vom Umweltbundesamt erstellte Studie Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung (UMWELTBUNDESAMT 2005a). Die Arbeitsgruppe hat ein Optionenpapier erstellt, welches bei einer Sondersitzung der Landesumweltreferentenkonferenz (LURK) im November 2005 einstimmig verabschiedet wurde. Dazu wurde folgender Beschluss gefasst:

*„Weitere Maßnahmen auf Grundlage des Optionenpapiers sollen auf der bestehenden gemeinsamen Expertenebene zwischen Bund und Ländern konkretisiert und im Rahmen ihrer jeweiligen Zuständigkeit mit einem Zeitplan für deren Umsetzung versehen werden. Die länderspezifischen Maßnahmen gehen in ihrer Schwerpunktsetzung auf die regionalen Gegebenheiten ein. Eine Evaluierung der getroffenen Maßnahmen sollte jährlich durch das oben genannte Expertengremium von Bund und Ländern erfolgen und der LURK berichtet werden. Weiters ersucht die LURK den BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, die in seiner Kompetenz liegenden Maßnahmen umzusetzen bzw. sich bei den jeweils zuständigen Bundesministern für die Realisierung einzusetzen.*

*Die Länder bekennen sich dazu, bis Juni 2006 akkordierte Maßnahmenkataloge einschließlich eines konkreten Rahmens für die Umsetzung vorzustellen, und fordern den Bund ebenfalls auf, die im Bundesbereich geplanten Maßnahmen inklusive Zeitplan bis dahin bekannt zu geben.“*

Die im Folgenden angeführten Maßnahmenvorschläge überschneiden sich mit denen, welche in der Statuserhebung nach der PM10-Grenzwertüberschreitung in Eisenstadt, Illmitz und Kittsee [UMWELTBUNDESAMT, 2004d] zusammengestellt wurden.

Bei der Ausarbeitung von Maßnahmenkatalog-Verordnungen nach IG-L ist eine Reihe von Grundsätzen zu beachten. Unter anderem ist auf den Beitrag der einzelnen Verursacher zur Immissionsbelastung Rücksicht zu nehmen.



## 11.2 Straßenverkehr

Zur Minderung der PM10- und NOx-Emissionen aus dem Verkehr sind folgende einander ergänzende Strategien zielführend:

- I Verringerung der PM10- und NOx-Emission pro Kfz (d. h. der spezifischen Emissionen) durch fahrzeugtechnische Maßnahmen (Abgasnachbehandlung).
- I Verringerung der Verkehrsleistung (d. h. der Aktivität) auf der Straße – dieser Ansatz betrifft zielgerichtete Maßnahmen speziell für jene Straßen, deren PM10- und NOx-Emissionen wesentliche Beiträge zur PM10-Belastung beisteuern.

Emissionsmindernde Maßnahmen betreffend den Straßenverkehr können folgende einander ergänzende Ansätze verfolgen:

- ü Generelle Reduktion der Emissionen des Straßenverkehrs durch **österreichweit wirksame fahrzeugtechnische oder ökonomische Maßnahmen** – die gesetzgeberische Kompetenz für entsprechende Maßnahmen liegt bei der Europäischen Union (EURO-Standards) bzw. beim Bund (etwa fiskalische Maßnahmen); verschärfte Bestimmungen, welche die in nationalem und EU-Recht verankerten Gleichheitsgrundsätze nicht verletzen, können vom Land Burgenland gesetzt werden;
- ü Gezielte Reduktion der Emissionen des Straßenverkehrs im Sanierungsgebiet durch spezielle **verkehrsplanerische, raumplanerische oder ökonomische Maßnahmen**, deren rechtliche Gestaltung und Umsetzung beim Land Burgenland und bei den betroffenen Gemeinden liegt, aber i. d. R. eine enge Kooperation zwischen Land und Gemeinden sowie mit dem Bund als Errichter hochrangiger Verkehrsinfrastruktur (Straße und Bahn) erfordert.

Der Status-Bericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene „Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz“ [BUWAL, 2005] stellt Grundlagen effizienter Maßnahmen zur Verminderung der NOx-Emissionen vor, welche auch für Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung als Leitlinien dienen sollten:

*„Im Verkehrsbereich besteht nach wie vor ein Potenzial zur technischen Minderung der Emissionen. Dabei ist zu beachten, dass das bisher Erreichte (z. B. Emissionsminderung bei benzinbetriebenen Motorfahrzeugen mit geregelten Dreiwegkatalysatoren) nicht durch eine Förderung des Einsatzes von Technologien mit einem schlechteren Emissionsprofil gefährdet wird. Dieselbetriebene Motorfahrzeuge müssen in diesem Sinn nicht nur mit einem System zur wirksamen Minderung der Emissionen von lungengängigen Feinstaubpartikeln ausgerüstet werden, sondern auch mit einem Entstickungs(DeNOx)-System, damit auch bei den Stickoxiden ein Emissionsniveau erreicht wird, das nicht höher ist als jenes der benzinbetriebenen Motorfahrzeuge mit fortschrittlicher Abgastechnik.“*

*„In Ergänzung zu den technischen Ansätzen zur Emissionsminderung ist darauf zu achten, dass Infrastrukturen nicht in eine Richtung entwickelt werden, die zu einer kontinuierlichen Zunahme und Begünstigung der Verkehrsleistungen mit dem Privat- und Schwerverkehr führen. Die Verlagerung des Schwerverkehrs von der Straße auf die Schiene ist noch deutlich zu wenig fortgeschritten und die Attraktivität des öffentlichen Verkehrs in den Agglomerationen ist offensichtlich vielerorts noch ungenügend, um dem Trend Richtung Zunahme des motorisierten Privatverkehrs begegnen zu können.“*



*Ebenfalls in Ergänzung zu den technischen Ansätzen zur Emissionsminderung können von einem zielorientierten Einsatz von ökonomischen Instrumenten (z. B. Lenkungsabgaben, Steuerdifferenzierungen) wesentliche Anreize für ein umwelt-schonendes Handeln erwartet werden, insbesondere auch in Richtung einer substanzialen Steigerung der Effizienz bei der Nutzung von Energieressourcen. Das Potenzial in diesem Bereich ist nicht ausgeschöpft.“*

Die Erfahrungen aus den vergangenen Jahren haben gezeigt, dass Verbesserungen in der Fahrzeugtechnik durch das Ansteigen der Verkehrsleistung oft wieder wettgemacht werden. Ein Schwerpunkt der Maßnahmen sollte daher bei einer nachhaltigen Reduktion der Verkehrsleistung auf der Straße liegen. Das bedeutet eine Umkehr des Trends der vergangenen Jahre und Jahrzehnte, der durch eine anhaltende Steigerung des Straßenverkehrsaufkommens in Österreich gekennzeichnet ist.

Das bedeutet aber auch eine Neuorientierung in der Infrastrukturentwicklung und der Raumplanung im gesamten Osten Österreichs, die in den vergangenen Jahren durch einen verstärkten und großzügigen Ausbau des Straßennetzes (u. a. A3, A4, S31, S4) gekennzeichnet war. Für die Zukunft ist eine Fokussierung der Verkehrspolitik auf den Ausbau und die Attraktivitätssteigerung des „Umweltverbundes“ (Schienenverkehr, Öffentlicher Personennahverkehr, Fuß- und Radverkehr) erforderlich.

Zu hinterfragen und bezüglich ihrer Umweltwirkungen zu prüfen (besonders auch in Hinblick auf PM10 und NO<sub>2</sub>) sind Straßenneuplanungen, die mittelfristig eine Steigerung des Verkehrs durch die Attraktivitätssteigerung für den motorisierten Individualverkehr erwarten lassen.

Bei verkehrsplanerischen Maßnahmen sind die verschiedenen Verkehrsströme (Pendler, Tourismus, Einkaufsverkehr) zu berücksichtigen.

### **11.2.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L**

#### **11.2.2 Maßnahmen im Rahmen des IG-L im Kompetenzbereich des Landes Burgenland**

##### **11.2.2.1 Geschwindigkeitsbeschränkungen**

###### **Geschwindigkeitsbeschränkungen auf 80/100 km/h für PKW (außerorts/Autobahn)**

Die Auswirkungen unterschiedlicher Geschwindigkeitsbeschränkungen wurden in „PM-10 Burgenland – Maßnahmenbewertung“ [AEEG, 2005] für das gesamte Burgenland untersucht. Einem generellen Tempolimit von 80 km/h wird ein hohes Reduktionspotenzial von 45 t/Jahr zugeschrieben. Da es kaum Maßnahmen gibt, die bei vergleichsweise geringen Kosten ein derart hohes, schnell zu realisierendes Reduktionspotenzial aufweisen, ist diese Maßnahme jedenfalls empfehlenswert.

In HAUSBERGER (2003) wurde das Reduktionspotenzial von Geschwindigkeitsbeschränkungen verschiedener Luftschadstoffe inkl. PM berechnet<sup>31</sup>. Bei PKW erge-

---

<sup>31</sup> Maßnahmenevaluierung basierend auf der für das Jahr 2010 prognostizierten Flottenzusammensetzung und mit gegenüber dem Handbuch der Emissionsfaktoren aus dem Jahr 2000 aktualisierten Emissionsfaktoren.



ben sich bei Tempo 80/100 km/h, verglichen mit Tempo 100/130, PM10-Abgasreduktionen auf Autobahnen um 17 %, auf Freilandstraßen um 16 %. Die Emissionen von NOx würden gleichzeitig um 36 % reduziert.

Bei Schwere Nutzfahrzeugen (SNF) würde sich dagegen bei Tempo 60 eine *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 NOx-Emissionen zu verringern.

### **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. Ähnliche Erfahrungen – eine allgemeine Reduktion der Geschwindigkeit tritt zwar ein, die Geschwindigkeitsbeschränkung wird im Wesentlichen aber nur von rund der Hälfte der PKW-Fahrer eingehalten – konnten bei der Multifunktionalen Lärmschutzanlage in Gleisdorf (Stmk.) gemacht werden.

#### **11.2.2.2 Temporäre Verkehrsbeschränkungen**

Nach §14 IG-L kann der Verkehr zeitlich und räumlich eingeschränkt sowie die Geschwindigkeit beschränkt werden (ausgenommen sind Fahrzeuge im öffentlichen Dienst, öffentlicher Verkehr, aber auch der Lieferverkehr, falls Ausgangs- oder Zielpunkt im Sanierungsgebiet liegen).

#### **Verkehrsbeschränkungen bei Grenzwertüberschreitungen**

Verkehrsbeschränkungen könnten daher Fahrverbote

- I für bestimmte Fahrzeuge (u. U. in Abhängigkeit von deren Schadstoffausstoß)
- I zu bestimmten Tageszeiten
- I an bestimmten Wochentagen
- I in bestimmten Jahreszeiten (z. B. Hochwinter mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen)

umfassen.

Diskutiert werden sollte die Frage, ab welchen Belastungen Verkehrsbeschränkungen umgesetzt werden sollen. Hier wäre eine österreichweit einheitliche Vorgangsweise wünschenswert.

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“ 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 weit reichenden 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 weit reichende Verkehrsbe-

schränkungen eine spürbare Reduktion z. B. der PM10-Belastung nach sich ziehen.

Für die Region Graz wurde weiters im Jahr 2003 eine Untersuchung über das Vermeidungspotenzial von Staub und NO<sub>x</sub> 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 Verminderung der Verkehrsleistung um rund 40 % der PKW angenommen (eine Halbierung ist durch die Verlagerung der Fahrzeugnutzung auf die gestatteten Zeiten, das Aufrechterhalten von Ausnahmegeheimungen etc. nicht möglich).

Für diese Maßnahme wurde ein Reduktionspotenzial von rund 20 % für die NO<sub>x</sub>-Emissionen und rund 31 % für PM10-Abgasemissionen ermittelt.

#### **11.2.2.3 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 25 % für die NO<sub>x</sub>-Emissionen und rund 35 % für PM10-Abgasemissionen.

#### **11.2.2.4 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.:

- I Anbieten von Gratisbenutzung oder ermäßigter Benützung Öffentlicher Verkehrsmittel (zumindest bei kurzfristig in Kraft gesetzten Maßnahmen).
- I Erweitertes Angebot an Öffentlichen Verkehrsmitteln (Fahrplanverdichtung und zeitliche Ausweitung der Fahrzeiten).
- I Breite Information der Bevölkerung (Radio, Fernsehen, Zeitung, Internet,...) über die Ursachen und Wirkungen erhöhter NO<sub>2</sub>-Belastung.

### **11.2.3 Maßnahmen außerhalb des IG-L im Kompetenzbereich des Landes Burgenland**

Die Emissionen aus dem Straßenverkehr sind unterschiedlichen Verursachern zuzuordnen:

- I Pendlerverkehr
- I Einkaufsverkehr
- I Freizeitverkehr
- I Schüler
- I lokaler Güterverkehr



- I regionaler Güterverkehr
- I Transitgüterverkehr.

Aufgrund des unterschiedlichen räumlichen Bezuges der Verursacher sind auch die Maßnahmen auf unterschiedlichen räumlichen Bezugsebenen zu sehen. So sind einerseits Maßnahmen direkt in den Städten des Süd- und Mittelburgenlandes (Belastungsschwerpunkte) notwendig, andererseits sind Maßnahmen notwendig, die die PM10- und NOx-Emissionen großflächig herabsetzen.

Im Folgenden werden Maßnahmen aufgelistet, deren Umsetzbarkeit in den Zuständigkeitsbereich des Landes fallen.

### 11.2.3.1 Technische Maßnahmen – Abgasemissionen des Einzelfahrzeuges

#### **Verstärkte Kontrolle von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen mit offensichtlich erhöhten Emissionen**

Untersuchungen am Fahrzeugkollektiv haben gezeigt, dass ein großer Anteil der Luftschadstoffemissionen bereits von wenigen Fahrzeugen verursacht wird. Diese Fahrzeuge können entweder defekte Fahrzeuge oder legale Altfahrzeuge sein. Von DURBIN et al. (1999) wurde z. B. gezeigt, dass weniger als 2 % der leichten Nutzfahrzeuge, die erhöhte Emissionen aufweisen, für einen unverhältnismäßig hohen Anteil (im Bereich von rund 20 %) der PM10-Abgas-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 mittels Abgasfernmessung (remote sensing) [BPA, 2003]. Das Gerät kann zur Vorselektion hoch emittierender Fahrzeuge für die Fahrzeugüberprüfung herangezogen werden, wodurch der Prüfaufwand erheblich verringert wird. Nicht alle als hoch emittierend selektierten Fahrzeuge können aus dem Verkehr gezogen oder einer Reparatur zugeführt werden – hohe Emissionen können auch durch einen ungünstigen Betriebszustand hervorgerufen werden oder es kann sich bei dem Kfz um ein legales Altfahrzeug in einer entsprechend hohen Abgasklasse handeln.

#### **Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge**

Bei Neuanschaffung von kommunalen Fahrzeugen (Linienbusse, Müllabfuhr etc.) sowie von Geräten und Maschinen sollten emissionsarme Fahrzeuge bevorzugt werden.

Generell sollten bestehende kommunale Fuhrparks hinsichtlich des Emissionsverhaltens ihrer Fahrzeuge überprüft und gegebenenfalls auf alternative Technologien (z. B. Gasantrieb) umgerüstet werden.

Im gegenständlichen Untersuchungsraum kommt den direkten Auswirkungen dieser Maßnahme wahrscheinlich nur eine geringe Bedeutung zu. Dem Einsatz kann allerdings eine „Vorbildwirkung“ zugeschrieben werden, die auch zu einem erhöhten Verständnis in der Bevölkerung für weiter reichende Maßnahmen beitragen kann. Voraussetzung ist allerdings auch eine entsprechende Öffentlichkeitsarbeit.

### **Benachteiligung von emissionsstarken Fahrzeugen, Fördern von Abgas-Nachbehandlungstechnologien**

Fahrzeuge mit geringen spezifischen Emissionen stehen zwar am Markt zur Verfügung, die Auswirkung ihrer Verwendung macht sich jedoch erst bei ausreichender Durchdringung der Fahrzeugflotte bemerkbar. Um die Durchdringung emissionsarmer Fahrzeuge in der Flotte zu beschleunigen, sollte auch von Landesseite die Verwendung emissionsarmer Fahrzeuge gefördert bzw. emissionsstarker Fahrzeuge benachteiligt werden. So wird in HAUSBERGER (2003a) – nur die A12 betrachtend – für die Einführung eines Fahrverbotes für Nutzfahrzeuge bis inkl. EURO1 ein Reduktionspotenzial von 8 % für PM10 ermittelt.

Ebenso sollte die Nachrüstung von Fahrzeugen mit Abgasnachbehandlungstechnologien (Partikelfilter, Partikelkatalysator) über Förderungen attraktiver gemacht werden.

#### **11.2.3.2 Maßnahmen zur Verringerung der Verkehrsleistung auf der Straße**

Erfahrungen aus den vergangenen Jahren haben gezeigt, dass die Erfolge der fahrzeugbezogenen Emissionsminderungen durch eine erhöhte Verkehrsleistung auf der Straße wieder wettgemacht werden. Neben dem Emissionsverhalten der Fahrzeuge sind daher besonders die Fahrleistung sowie die Verkehrsmittelwahl zu beeinflussen.

Dies lässt sich mittels systembezogener (verkehrsplanerischer und raumplanerischer) sowie bewusstseinsbildender Maßnahmen erreichen – beide tragen auch dazu bei, die Emissionen durch Wiederaufwirbelung zu vermindern. Aber auch organisatorische Maßnahmen (wie z. B. Telearbeit, Anbieten von Dienstleistungen auf elektronischem Weg u. dgl.) können zu einer Verringerung der Verkehrsleistung beitragen.

Systembezogene Maßnahmen wirken i. d. R. nicht für sich alleine, sondern sind als komplexes Maßnahmenpaket zu verstehen. Sie umfassen u. a. folgende Maßnahmen:

- I Verbesserung der Angebote des Umweltverbundes (öffentlichen Verkehr, Rad- und Fußwege),
- I **Raumplanerische Schritte** zur Vermeidung langer Wege zwischen Wohnen, Arbeit, Freizeit und Einkaufen,
- I **ökonomische Steuerungsinstrumente** zur Verlagerung von Verkehr von der Straße auf öffentlichen Verkehr, Radfahren oder Gehen.

Systembezogene Maßnahmen müssen auf die bestehenden Verkehrsströme und die – zeitlich und örtlich u. U. stark variierende – Nachfrage abgestimmt sein. Im Sanierungsgebiet Süd- und Mittelburgenland müssen jedenfalls folgende Verkehrsströme berücksichtigt werden:

- I Pendlerverkehr Richtung Wien, Wiener Neustadt und in die Steiermark;
- I lokaler Einkaufs-, Pendler- und Schülerverkehr in die regionalen Zentren;
- I Verkehrsaufkommen auf den hochrangigen Straßen, u. a. auf der A2;
- I Regionaler und überregionaler Güterverkehr.



### **Verbesserungen des Öffentlichen Verkehrs (ÖV) im Süd- und Mittelburgenland – Umsetzung des Gesamtverkehrskonzeptes Burgenland 2002 und der Schienenprojekte des Generalverkehrsplans**

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.

Die Eisenbahnen des Burgenlandes wurden vor dem Ersten Weltkrieg von den Ungarischen Staatsbahnen errichtet und dementsprechend auf die regionalen Zentren Sopron und Szombathely ausgerichtet; Verbindungen nach Wien und Graz wurden bei der Planung nicht berücksichtigt.

Zwar erfolgten im Nordburgenland in den letzten Jahren erhebliche Investitionen in das Bahnnetz (Elektrifizierung Ebenfurth–Deutschkreuz und Neusiedl a. S.–Fertőszentmiklós; geplante Elektrifizierung Neusiedl a. S.–Wulkaprodersdorf) und großzügige Angebotserweiterungen auf den neu elektrifizierten Strecken sowohl Richtung Wien wie nach Ungarn. Im Mittel- und Südburgenland stehen jedoch nur noch geringe Restbestände des Eisenbahnnetzes zur Verfügung<sup>32</sup>; die Reaktivierung stillgelegter Strecken ist zwar teilweise geplant, wurde aber noch nicht realisiert.

Der Vergleich der Reisezeiten zu den wichtigsten Zentren, vor allem für Pendler, sowie in das benachbarte Ausland zeigt durchwegs, dass der Öffentliche Verkehr (ÖV) zumeist länger benötigt als der motorisierte Individualverkehr auf der Straße (siehe Tabelle 31).

Geringe Unterschiede in den Reisezeiten gegenüber dem PKW weisen die Busverbindungen für die Relation Oberwart–Hartberg und Oberpullendorf–Eisenstadt auf.

---

<sup>32</sup> Demontiert: Oberloisdorf–Kőszeg, Oberloisdorf–Bük, Großpetersdorf–Szombathely, Güssing–Kőrmend; derzeit ohne Personenverkehr: Deutschkreuz–Oberpullendorf–Oberloisdorf, Oberwart–Großpetersdorf, Oberwart–Oberschützen.

Tabelle 31: Reisezeiten von Oberwart nach Wien, Graz und Szombathely mit öffentlichen Verkehrsmitteln und auf der Straße.

von Oberwart nach	ÖV	Straße
Eisenstadt	ca. 2 h 30 min	rd. 1 h 20 min
Wien (Stephansplatz)	ca. 2 h 10 min <sup>33</sup>	1 h 31 min
Graz (Jakominiplatz)	2 h 41 min <sup>34</sup>	1 h 5 min
Hartberg	ca. 30 min	rd. 22 min
Wiener Neustadt	ca. 1 h 20 min	56 min
Szombathely	3 h 35 min <sup>35</sup>	47 min
Sopron	2 h 09 min <sup>36</sup>	1 h 24 min
von Oberpullendorf nach		
Eisenstadt	ca. 50 min	rd. 51 min
Wien	1 h 41 min <sup>37</sup>	1 h 21 min
Wiener Neustadt	ca. 1 h 10 min	rd. 48 min
Szombathely	2 h 11 min <sup>38</sup>	47 min
Sopron	1 h 16 min <sup>39</sup> (40 min)	41 min

Quellen: [www.oebb.at](http://www.oebb.at), Fahrplan 2005/06, gültig ab 11.12.2005; Straße: [www.tiscover.at](http://www.tiscover.at)

Problematisch sind die ÖV-Verbindungen der Gemeinden innerhalb der Region mit den regionalen Zentren (z. B. nur zwei werktägliche Direktverbindungen zwischen Oberwart und Oberpullendorf<sup>40</sup>). Es gibt keine auch nur halbwegs attraktiven öffentlichen Verbindungen aus dem Süd- und Mittelburgenland nach Graz. Direkte Busverbindungen von Güssing nach Graz benötigen ca. doppelt so lang (2 h) wie die Reise auf der Straße.

Das **Gesamtverkehrskonzept GVK Burgenland 2002** sieht eine Reihe von Maßnahmen vor, die zu einer Attraktivitätssteigerung des ÖV führen sollen. Hierzu zählen u. a. Ausbaumaßnahmen in der Schieneninfrastruktur (u. a. Projekte des Generalverkehrsplans, s. o.), die Umsetzung eines Knotenpunktkonzeptes (wichtigste zentrale Orte des Burgenlands als Verkehrsknoten; die Linienoptimierung im öffentlichen Verkehr – vier Haupt- und acht Nebenachsen, Schnellbusverbindungen,..). Die Maßnahmen des ÖV sind zudem ausgerichtet auf die wichtigsten Benutzergruppen (Berufsverkehr, Schüler), hierzu gehört auch die regionale Flächenbedienunng unter Berücksichtigung von geeigneten Bedarfsverkehren. Auch gibt es Planungen zu Park&Ride-Anlagen [AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG, 2002].

<sup>33</sup> direkter Zug nach Wien Südbhf.

<sup>34</sup> über Pinkafeld und Hartberg (Bus ab Pinkafeld).

<sup>35</sup> über Wiener Neustadt und Sopron.

<sup>36</sup> über Wiener Neustadt.

<sup>37</sup> direkter Bus nach Wien Südtirolerplatz.

<sup>38</sup> über Deutschkreuz und Sopron.

<sup>39</sup> über Mattersburg. 40 Minuten über Deutschkreuz.

<sup>40</sup> Inbetriebnahme der Bahnstrecke 2006 geplant.



Um einer Steigerung im PKW-Verkehr und damit der Verkehrsleistung 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.

Mit hoher Priorität sollten die im Generalverkehrsplan vorgesehenen **Investitionen in das Burgenländische Bahnnetz realisiert** werden, welche das Süd- und Mittelburgenland betreffen: Die Wiederinbetriebnahme der Strecke **Oberwart–Großpetersdorf–Rechnitz–Szombathely**, die Schleife Ebenfurth, der Ausbau der Aspangbahn, die Elektrifizierung und der Ausbau der Steirischen Ostbahn (Graz–Szombathely).

Darüber hinaus sollte auch eine Wiederaufnahme des Personenverkehrs zwischen Deutschkreutz und der Bezirksstadt Oberpullendorf, die Wiederherstellung der Strecke Oberpullendorf–Oberloisdorf–Köszeg(–Szombathely) sowie der Strecke Oberwart–Bad Tatzmannsdorf–Oberschützen in Betracht gezogen werden.

Grundsätzlich sollten die öffentlichen Verbindungen aus dem Südburgenland nach Graz – ob auf der Schiene oder per Bus – optimiert werden.

Weiters ist auch das **Rad- und Fußwegenetz** – insbesondere in den bebauten Gebieten als Alternative für „kurze“ Wege auszubauen und entsprechend zu fördern.

### **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 hochrangige Straßenprojekte vor (S31 Neutal–Oberpullendorf–Staatsgrenze, die A3 Wulkaprodersdorf–Staatsgrenze und die S7 Fürstenfeld–Staatsgrenze bei Heiligenkreuz).

Mit der Errichtung neuer hochrangiger Straßen ist mit einer Steigerung der Verkehrsleistungen (einschließlich induzierter Verkehr im hochrangigen und sekundären Verkehrsnetz) und damit – selbst bei konsequentem Einsatz von Abgasnachbehandlungstechnologien – jedenfalls mit der Zunahme der PM10-Emissionen durch Abrieb und Wiederaufwirbelung zu rechnen. Auch wird dadurch eine (aufgrund fahrzeugtechnischer Maßnahmen bedingte mögliche) Reduktion der Abgasemission deutlich verringert. Der Ausbau des hochrangigen Straßennetzes zieht i. d. R. die Errichtung von Einkaufszentren, Industrie- und Gewerbegebieten abseits öffentlicher Verkehrsverbindungen sowie eine Vergrößerung der Reisedistanzen im Pendlerverkehr nach sich, wodurch mittelfristig weitere Steigerungen des Straßenverkehrsvolumens verursacht werden.

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 Schieneninfrastrukturprojekten prioritär realisiert wird.**

### **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 – sowohl 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 Zersiedelung, d. h. auf kompakte Siedlungsstrukturen gelegt werden. Im Rahmen des Burgenländischen Landesentwicklungsprogrammes wurden hierzu bereits die entsprechenden Bestimmungen getroffen, die sich auch in den überörtlichen Raumordnungskonzepten und Flächenwidmungsplänen wiederfinden. Hierzu ist auf eine konsequente Umsetzung dieser Maßnahmen zu achten.

Ein weiteres Problemfeld sind **Standorte von Einkaufszentren/Fachmärkten, Freizeiteinrichtungen oder Betrieben u.dgl. „auf der grünen Wiese“**, die bedeutende Erreger von Straßenverkehr darstellen.

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 sollte die Anbindung mit einem attraktiven öffentlichen Verkehrsmittel gewährleistet werden. Mögliche Maßnahmen für die Attraktivitätssteigerung des Öffentlichen Verkehrs sind hierbei Parkraumbewirtschaftung und damit Querfinanzierung der Öffentlichen Verkehrsmittel. Ebenso sollte zur Finanzierung die Einhebung der Verkehrsanschlussabgabe beim Betreiber/bei der Betreiberin entsprechend dem Öffentlichen Personennah- und Regionalverkehrsgesetz (ÖPNRV-G, BGBl. I 204/1999 i.d.F. 32/2002) vermehrte Anwendung finden. Diese Abgabe kann von der Gemeinde von dezentralen Betriebsansiedlungen (mehr als 10.000 m<sup>2</sup>) 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 Schiene 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.

### **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 sollten für die Finanzierung der öffentlichen Verkehrsmittel (oder für Fahrrad- und Fußwege) im Sinne einer Querfinanzierung verwendet werden.

### **Bewusstseinsbildende Maßnahmen**

Ein weiteres wesentliches Element eines Maßnahmenpaketes ist die Bewusstseinsbildung. Durch bewusstseinsbildende Maßnahmen sollen Veränderungen im Verkehrsverhalten auf unterschiedlichen Ebenen ansetzen, so dass der Umweltverbund auch tatsächlich genutzt wird:

- I Fahrverhalten (ökonomische Fahrweise, Geschwindigkeiten),
- I 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. „Verkehrsparen Wienerwald“. Diese Maßnahmen können sowohl auf Gemeinde- als auch auf Regional- und Landesebene durchgeführt werden.

#### **11.2.3.3 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

- I 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,
- I Förderung der Ausrüstung von Fahrzeugen mit Dieselpartikelfiltern,
- I Maßnahmen zur Kostenwahrheit im Verkehr – z. B. Wegekostenrichtlinie –

auf. Eine Zusammenstellung von bundesweit zu setzenden Maßnahmen findet man in UMWELTBUNDESAMT (2005).

Daher soll verstärkt auf nationaler (und internationaler) Ebene Lobbyingarbeit betrieben werden, um durch eine Erhöhung der Straßenbenützungsgebühren 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 11.11.

## **11.3 Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)**

### **11.3.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L**

Lt. § 27 IG-L können Begrenzungen der Emissionen aus Heizungsanlagen durch landesrechtliche Maßnahmen festgelegt werden. Das In-Verkehr-Bringen und der Betrieb von Heizungsanlagen sind im Burgenland im LGBl. 44/2000 (Burgenländisches Luftreinhalte- und Heizungsanlagengesetz – 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/m<sup>3</sup>) 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 ein 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.



### 11.3.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

In AEEG (2005) wird das Potenzial möglicher Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Emissionen im Burgenland u. a. für den Bereich Raumwärme (stationäre Quellen) abgeschätzt. Als Maßnahmen mit maximaler Relevanz werden angegeben:

- I Thermisch/energetische Gebäudesanierung;
- I Einbau von Partikelabscheidesystemen bei Festbrennstofffeuerungen (Förderung bzw. legistisch);
- I Stilllegung von mehr als 20 Jahre alten Festbrennstofffeuerungen;
- I Umstieg von Biomasseheizungen auf Stromdirektheizungen unter ausschließlicher Nutzung von Windkraft.

Als Maßnahmen mit mittlerer Relevanz werden angeführt:

- I Energetische Sanierung von privaten und öffentlichen Dienstleistungsgebäuden (Contracting);
- I Umsetzung des bundeseinheitlichen/europäischen Energieausweises;
- I Substitution von Altöfen;
- I Wärmepumpen für Haushalte;
- I Solarenergie;
- I Abrissbörse.

Partikelabscheidesysteme bei Festbrennstofffeuerungen sind derzeit allerdings nur bei größeren Anlagen (ab 100 kW) in technisch ausgereifter Form zu vertretbaren Kosten verfügbar [UMWELTBUNDESAMT, 2005a]. Die Verwendung von Windenergie zu Heizungszwecken erscheint – wenn überhaupt – nur langfristig in geringem Ausmaß realisierbar. Alle anderen Maßnahmen – insbesondere der Ersatz alter Festbrennstoffheizungen – erscheinen zielführend zu sein, die PM10-Emissionen aus diesem Sektor zu reduzieren.

Ein mögliches Instrument zur Verminderung der Hausbrandemissionen im Burgenland ist die Wohnbauförderung. Diese ist im Burgenland 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 Heizwertschwankungen reproduzierbar. Außerdem ist das Potenzial 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 sollte der Anteil von Einzelöfen (v. a. Herde, Kachelöfen, Kaminöfen, Badeöfen), die mit Festbrennstoffen betrieben werden, z. B. durch verstärkte Förderaktionen zum Kesseltausch, vermindert werden (hierzu gibt es lt. Auskunft der Bur-

genländischen Landesregierung ein 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.stadtwaerme-lienz.at/> und SPANGL & NAGL, 2003).

Bei Holz haben die Wahl und die Eigenschaften des Brennstoffes einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Emissionen im Hausbrand. Zu vermeiden ist die Verbrennung von Rinde, feuchtem Holz, Hartholz und Altholz, zu bevorzugen sind aufgrund einer konstanten und genormten Brennstoffqualität Pellets. Durch eine Informationskampagne zum „richtigen“ Heizen und Lüften kann u. a. auf den großen Einfluss der Brennstoffqualität hingewiesen werden<sup>41</sup>.

Bei **Wärmedämmmaßnahmen** sollte darauf geachtet werden, dass diese vor dem Ersatz alter Heizungsanlagen durchgeführt werden; auf die richtige Dimensionierung von neuen Heizungsanlagen sollte ebenfalls geachtet werden.

Hohe Emissionen können auch bei der Verbrennung von ungeeigneten oder nicht zulässigen Brennstoffen auftreten. Dazu zählt vor allem die Verbrennung von **Abfällen** in Einzelöfen. Bei Beanstandungen sollte eine Überprüfung der Heizungsanlage hinsichtlich des Einsatzes von nicht zulässigen Brennstoffen durchgeführt werden.

## 11.4 Anlagen (Industrie, Gewerbe)

Detaillierte Angaben zu Industrie- und Gewerbebetrieben liegen nicht vor; ebenso kann für die Fernwärmanlagen nur eine globale Emissionsabschätzung getroffen werden (siehe Kapitel 4.1.1.3). Um gezielte Maßnahmen treffen zu können, wären im ersten Schritt die relevanten Betriebe zu identifizieren. In weiterer Folge sollten für diese geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Staubemissionen vorgeschrieben werden. Mögliche technische Maßnahmen sind in UMWELTBUNDESAMT (2005a) angeführt.

## 11.5 Bauwirtschaft

Zur Reduktion der diffusen Emissionen sowie der Abgasemissionen der Baumaschinen sei auf die Schweizer Baurichtlinie verwiesen, die mit 1. September 2002 in Kraft trat [BUWAL, 2002]. Kernpunkte dieser Verordnung sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen<sup>42</sup>, definierte Anforderungen an me-

---

<sup>41</sup> Vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz wurde bspw. eine Broschüre herausgegeben, zu beziehen unter: <http://www.bayern.de/lfu/bestell/holzofenbrosch.pdf>

<sup>42</sup> Diese sind in Städten Baustellen, die länger als ein Jahr dauern, mehr als 4.000 m<sup>2</sup> Fläche beanspruchen und eine Kubatur von mehr als 10.000 m<sup>3</sup> haben. In ländlichen Gebieten gelten als



chanische, 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 Staubfreisetzungen beim Schüttgutumschlag und durch Winderosion.
- | Wenn möglich Verwendung von Geräten mit elektrischem Antrieb, allerdings sollte generell die Verwendung von Stromgeneratoren vermieden werden.
- | 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 ist auf die Verwendung von emissionsarmen Bitumen und die richtige Verarbeitungstemperatur zu achten.
- | Unterbindung des Schmutzeintrags auf öffentliche Straßen durch Reifenwaschanlagen.
- | Transport von staubenden Materialien nur in feuchtem Zustand oder abgedeckt.
- | Befeuchten unbefestigter Straßen.

## 11.6 Off-Road-Verkehr

Bei mobilen Quellen in Industrie und Gewerbe, in der Bauwirtschaft sowie in der Land- und Forstwirtschaft wären technische Maßnahmen zur Absenkung der hohen Emissionsfaktoren zu treffen.

Die Maßnahmen entsprechen im Wesentlichen denjenigen, die auch für mobile Quellen im Rahmen der Bauwirtschaft praktikabel sind.

## 11.7 Landwirtschaft

Emissionen der Landwirtschaft aufgrund der Feldbearbeitung und von Schüttgutmanipulationen können einen wesentlichen Beitrag zu den PM10-Emissionen darstellen, sind allerdings derzeit nicht quantifizierbar.

Eine gewisse Rolle kann der Schmutzeintrag auf öffentlichen Straßen spielen, der zu einer Erhöhung der Staubbeladung und damit zu einer Erhöhung der Wiederaufwirbelungsemissionen führen kann. Entsprechend sollte der Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen unterbunden werden.

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

---

Großbaustellen solche mit einer Fläche größer 10.000 m<sup>2</sup>, einer Kubatur von mehr als 20.000 m<sup>3</sup> und mehr als 1,5 Jahre Bauzeit

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 SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> 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 2.000 €. 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.

Weiterführende Informationen zur Nachrüstung von Fahrzeugflotten mit Partikelfiltern finden sich z. B. in BUWAL (2000).

## **11.8 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 verfügbar. Falls es im Nahbereich zu Beeinträchtigungen kommt, wären geeignete staubmindernde Maßnahmen zu setzen (siehe dazu UMWELTBUNDESAMT, 2005).

## **11.9 Verwendung bestimmter Stoffe, Zubereitungen und Produkte – Maßnahmen im Rahmen des IG-L**

Lt. IG-L §15 können zeitliche und räumliche Beschränkungen für den Einsatz bestimmter Stoffe, von Zubereitungen und Produkten angeordnet werden. Darüber hinaus kann das Hantieren mit Stoffen und Produkten eingeschränkt werden.

Dies könnte den Einsatz von Streusplitt und Auftaumitteln im Rahmen des Winterdienstes sowie deren Entfernung von der Straße betreffen.

## **11.10 Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole**

### **11.10.1 Maßnahmen zur Verminderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen**

Die bedeutendste Quelle von NO<sub>x</sub> als Vorläufersubstanz für partikuläres Nitrat stellt der Straßenverkehr dar.

Maßnahmen, die zur Verminderung der PM10-Emissionen des Straßenverkehrs gesetzt werden, führen i. d. R. auch zu einer Verringerung der NO<sub>x</sub>-Emissionen (siehe Kapitel 11.2).



### 11.10.2 Maßnahmen zur Verminderung der NH<sub>3</sub>-Emissionen

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 werden. Einfache und relativ kostengünstige Maßnahmen, die eine Reduktion der NH<sub>3</sub>-Emissionen um bis zu 90 % bewirken, sind:

- I möglichst dichte Abdeckung des Güllelagers.
- I 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 Ammoniakemissionen.
- I 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 Ammoniakemissionen 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.

### 11.11 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, 2005]. Von Seiten der Burgenländischen Landesregierung sollte daher auf eine ehestmögliche Umsetzung dieser Maßnahmen zur Reduktion des Anteils regionaler Emissionen an PM10 gedrängt 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 und Steiermark ist unerlässlich.

Nachdem Emissionen primärer Partikel, von SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub> in der Steiermark einen erheblichen Beitrag zur PM10-Belastung im Burgenland beitragen, sind Maßnahmen bei allen relevanten Emittentengruppen in der Steiermark auszuarbeiten. Dies betrifft auch die Emissionen von SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub> in der Steiermark, die auch im Burgenland zur Bildung sekundärer anorganischer Partikel führen.

Speziell bei den Emissionen des Straßenverkehrs (primäre Partikel und NO<sub>x</sub>) sind auch überregionale Verkehrsströme zwischen Wien/Niederösterreich und der Steiermark sowie nach Ungarn zu berücksichtigen; eine nachhaltige Verminderung der PM10- und NO<sub>x</sub>-Emissionen auf den hochrangigen Straßen würde zwischen den Ländern Burgenland, Niederösterreich, Wien und Steiermark sowie dem Bund akkordierte verkehrsplanerische Maßnahmen erfordern.

## 11.12 Mögliche Maßnahmen außerhalb Österreichs

Allgemeine Informationen zu den rechtlichen Rahmenbedingungen betreffend die Emissionen von PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> in den neuen EU-Mitgliedstaaten sowie deren Entwicklung in den nächsten Jahren findet man in Kapitel 11.12.1. Aufgrund der Notwendigkeit der Umsetzung verschiedener Richtlinien kann davon ausgegangen werden, dass die Emissionen in den nächsten Jahren reduziert werden.

### 11.12.1 Ferntransport aus EU-Mitgliedstaaten

Quellen von PM<sub>10</sub>-Ferntransport sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM<sub>10</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen von Kraftwerken, daneben von Produktionsbetrieben v. a. der Stahlindustrie in Ungarn, Slowenien, der Slowakei, Tschechien und Polen (siehe Kapitel 4.1.3.1).

Mit dem Beitritt der genannten Staaten zur Europäischen Union am 1. Mai 2004 wurde auch die einschlägige EU-Gesetzgebung im Bereich Luftreinhaltung übernommen. Dies lässt in den nächsten Jahren Verminderungen von Emissionen erwarten, insbesondere bei den PM-Vorläufergasen NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>. 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 wurden.

### 11.12.2 Ferntransport aus Staaten außerhalb der EU

Quellen von PM<sub>10</sub>-Ferntransport sind nach aktuellem Kenntnisstand vor allem PM<sub>10</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen von Kraftwerken, daneben u. a. von industriellen Produktionsbetrieben, u. a. der Stahlindustrie in Rumänien, Serbien und Bosnien. 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.



## 12 BEWERTUNG DER DATENLAGE UND EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERFÜHRENDE UNTERSUCHUNGEN

### 12.1 Immissionsdaten

Die Beurteilung der Herkunft der PM10-Belastung in Oberwart wird dadurch erschwert, dass hier (fast) nur kontinuierlich gemessene PM10-Daten vorliegen. In Hinblick auf die mit der kontinuierlichen PM10-Messung und der Anwendung von Standortfaktoren verbundenen Unsicherheiten (siehe u. a. SPANGL&NAGL, 2003; UMWELTBUNDESAMT 2004d, 2005b) ist damit nur eine eingeschränkte quantitative Bewertung der PM10-Belastung möglich.

Die im Frühling/Sommer 2005 durchgeführten gravimetrischen Parallelmessungen zeigen, dass im Mittel ein Standortfaktor 1,3 zumindest für diesen Zeitpunkt sehr „realitätsnah“ ist. Da im Winter tendenziell höhere Verhältniszahlen zwischen gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messung auftreten (siehe u. a. SPANGL&NAGL, 2004), dürfte die PM10-Belastung durch die kontinuierliche Messung tendenziell unterschätzt werden.

Durch das Fehlen von (gravimetrischen) PM10-Hintergrundmesswerten in Südostösterreich ist es auch nur sehr beschränkt möglich, den lokalen bzw. regionalen Beitrag von der großräumigen PM10-Belastung bzw. von PM10-Ferntransport abzugrenzen.

### 12.2 Meteorologiedaten

Die verfügbaren meteorologischen Daten sind für eine Beurteilung der Belastungssituation ausreichend.

### 12.3 Emissionsdaten

Eine Zuordnung der gemessenen PM10-Belastung zu Emissionen von PM10 oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel wird durch das Fehlen eines Emissionskatasters für das Burgenland, aber auch für die Steiermark erheblich erschwert. Es liegen de facto kaum räumlich disaggregierte Emissionsdaten vor.

### 12.4 Empfehlungen

#### 12.4.1 Immissionsmessung

Die Messstelle Oberwart liegt außerhalb der Stadt Oberwart in landwirtschaftlich genutztem Gebiet. Eine **Verlegung der Messstelle in das Stadtgebiet von Oberwart** sollte diskutiert werden.



Vorerkundungsmessungen sollten auch im Bezirk Oberpullendorf durchgeführt werden, über dessen PM10-Belastung bis jetzt keine Daten vorliegen.

Die Ableitung von Standortfaktoren gemäß Messkonzept-Verordnung für die kontinuierliche PM10-Messung an allen Burgenländischen Messstellen ist dringend erforderlich.

#### **12.4.2 Emissionsdaten**

Die Erstellung eines – mit anderen Bundesländern harmonisierten - Emissionskatasters für das Burgenland ist dringend erforderlich.



## 13 INFORMATIONEN GEMÄß RL 96/62/EG, ANHANG IV

Nach Artikel 8 (3) der Richtlinie 1996/62/EG müssen die Mitgliedstaaten 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: Südburgenland  
 Ortschaft: Oberwart  
 Messstation: Oberwart Brunnenfeld

### Allgemeine Informationen

Art des Gebietes (Stadt, Industrie- oder ländliches Gebiet):

I Ländliches und kleinstädtisches Gebiet

Schätzung des verschmutzten Gebietes (km<sup>2</sup>) und der der Verschmutzung ausgesetzten Bevölkerung:

I Größe des Gebietes: ca. 2.100 km<sup>2</sup>

I Bevölkerung: ca. 136.000 Einwohner

zweckdienliche Klimaangaben:

I siehe Kapitel 5.

zweckdienliche topographische Daten:

I siehe Kapitel 3.

ausreichende Informationen über die Art der in dem betreffenden Gebiet zu schützenden Ziele:

I Die von den Grenzwertüberschreitungen betroffene Messstelle befindet sich im Dauersiedlungsraum und dient daher zum Schutz des Menschen

I Verhütung von schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit:

I Da die Grenzwertüberschreitung 2003 festgestellt wurde, 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:

I siehe Kapitel 7

seit dem Beginn des Vorhabens gemessene Konzentrationen:

I siehe Kapitel 7

angewandte Beurteilungstechnik:

I siehe Kapitel 3

### **Ursprung der Verschmutzung**

Liste der wichtigsten Emissionsquellen, die für die Verschmutzung verantwortlich sind (siehe Kapitel 4):

Die verantwortlichen Emittenten primärer Partikel sowie der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel befinden sich in einem weiten geographischen Bereich, der neben dem Burgenland und dem übrigen Österreich (v. a. Steiermark) u. a. Rumänien, Serbien, Ungarn, die Slowakei, Tschechien, Polen, Bosnien, Kroatien, Slowenien und Italien umfasst. Einzelheiten über die verantwortlichen Quellen und die Gesamtmenge der Emissionen stehen nicht zur Verfügung.

### **Lageanalyse**

Einzelheiten über Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben (Verfrachtung, einschließlich grenzüberschreitende Verfrachtung, Entstehung):

I siehe Kapitel 9.

Einzelheiten über mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität:

I siehe Kapitel 11.

### **Angaben zu den bereits vor dem Inkrafttreten dieser Richtlinie durchgeführten Maßnahmen oder bestehenden Verbesserungsvorhaben**

örtliche, regionale, nationale und internationale Maßnahmen:

I Da die Grenzwertüberschreitung 2003 festgestellt wurde, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt.



festgestellte Wirkungen:

- I Da die Grenzwertüberschreitung 2003 festgestellt wurde, 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:

- I Dieser Bericht dient dem Land Burgenland und der Gemeinde Oberwart 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**

- I Maßnahmen werden auf Grundlage dieses Berichtes vom Land Burgenland und der Gemeinde Oberwart sowie auf nationaler Ebene zu beschließen sein.

**Liste der Veröffentlichungen, Dokumente, Arbeiten usw., die die in diesem Anhang vorgeschriebenen Informationen ergänzen**

- I siehe Kapitel 14.

## 14 LITERATUR

- AEEG (2005): PM-10 Burgenland – Maßnahmenbewertung, Austrian Environmental Expert Group und Forschungsinstitut für Energie- und Umweltplanung Wirtschaft und Marktanalysen GesmbH, Wien.
- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG (2002): Gesamtverkehrskonzept Burgenland 2002. Nachführung und Anpassung des Gesamtverkehrskonzeptes 1994 an die geänderten wirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen. Neu-positionierung des Burgenlandes im nationalen und interationalen Verkehr. Wien, 2002.
- ANDERL, M, et.al. (2003): Luftschadstofftrends in Österreich 1980 – 2002. Umweltbundesamt, Wien.
- ANDERL, M, et.al. (2004): Bundesländer-Luftschadstoffinventur 1990 – 2002. 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.
- BMLFUW (2002): Strategie Österreichs zur Erreichung des Kyoto-Ziels, Klimastrategie 2008/2012. Vom Ministerrat angenommen am 18. Juni 2002, BMLFUW, 2002.
- BMVIT (2002): Generalverkehrsplan Österreich 2002. Bericht Jänner 2002.
- BUWAL (2001): Luftschadstoff-Emissionen von Strassenbaustellen, Teil II: Aerosole und Partikel, BUWAL Umwelt-Materialien Nr. 127.
- BUWAL (2002): Richtlinie Luftreinhaltung auf Baustellen. Baurichtlinie Luft. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, 2002.
- 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.
- FINE P.M., CASS G.R. und SIMONEIT B.R.T. (2002) Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Woods Grown in the Southern United States. Environ. Sci. Technol. 36, 1442-1451.
- FMI (2002): MAKESENS 1.0, Mann-Kendall Test and Sen's Slope Estimates fort he Trend of Annual Data, Version 1.0 Freeware, Finnish Meteorological Institute, 2002.
- <http://www.ZAMG.ac.at>: Klima-Monatsübersicht, laufend publiziert.
- HAUSBERGER, S. (2003): Entwicklung von Luftschadstoffemissionen aus dem Verkehr bis 2010 und Abschätzung von Maßnahmenwirkungen. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. TU Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik. Graz, 2003.
- HAUSBERGER, S. (2003a): A12 Inntalautobahn, Beurteilung der Luftschadstoffbelastung durch die A12 im Bereich Vomp, Teil I: Emissionen, Bericht Nr. FVT-25/03/Haus Em 6791-20 vom 3.9.2003, erstellt im Auftrag der Wirtschaftskammer Tirol.
- 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, ZI.: 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 (2003) : Aerosolbudget in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet in Niedersachsen. 3. Materialienband für Maßnahmenpläne nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität. Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie NLO, Hannover.
- LOHMEYER, A (2004): Lohmeyer et al., in: P.Dilara, M. Muntean and E. Angelino (eds), Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004. Report EUR 21302 EN, European Communities, Ispra, Italy. pp. 86-92.
- ORTHOFFER R., W. LOIBL, M. KÖSTL (2002): Räumliche Disaggregation der österreichischen Luftschadstoffinventur für 1990, 1995 und 2000 auf das EMEP 50 x 50 km<sup>2</sup> Raster. ARC Seibersdorf research Report, ARC—S-0166, 66 pp.
- PISCHINGER, R. (2000), Emissionen des Off-Road-Verkehrs im Bundesgebiet Österreich für die Bezugsjahre 1990 bis 1999, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, TUGraz, Bericht Nr. Pi-67/2000 Haus-10/679.
- 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, 2002.
- SCHNEIDER, J., SPANGL, W. (2002): Analyse der Überschreitungen des IG-L Grenzwerts für Schwebestaub an den Messstellen Wien Liesing, Laaerberg und Rinnböckstraße am 10.12.2001. Umweltbundesamt, Wien.
- SCHNEIDER, J, W, SPANGL, K. PLACER, L. MOSSMANN (2005): Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen der Exposition gegenüber Schwebestaub in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, REP-0020. Umweltbundesamt Wien, 2005.
- SCHÖRNER, G., R. SCHÖNSTEIN (2001): Emissionskataster des Projektgebietes INTERREG IIC CADSES, Gutachten im Auftrag der Ämter der Landesregierungen von Burgenland, Niederösterreich und Wien, Wien.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.
- SPANGL; W. & NAGL, C. (2003): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002, Umweltbundesamt, Wien.
- SPANGL; W. & NAGL, C. (2003a): Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 an der Messstelle „Klagenfurt-Völkermarkterstraße“ im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung.
- SPANGL; W. & NAGL, C. (2003b): Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 und Schwebestaub an der Messstelle Lienz Amlacherkreuzung im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung.



- SPANGL, W. & NAGL, C. (2004): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2003, Umweltbundesamt, Wien.
- SPITZER, ENZINGER, FANKHAUSER, FRITZ, GOLJA, STIGLBRUNNER (1998): Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe, Joanneum Graz 1998.
- STATISTIK AUSTRIA (2004): Bundesländer-Energiebilanz 1988-2002, Statistik Austria, 2004.
- 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.
- TRENKER, C.; HÖFLINGER, W. (2001): Quantitative Abschätzung diffuser Staubemissionen für den Schüttgutumschlag in Österreich. Endbericht für das Forschungsprojekt NU55/F-2000 im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien.
- TURPIN, B. J., SAXENA, P., ANDREWS, E. (2000): Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects, Atmospheric Environment 34, p2983-3013.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Keller M., Hausberger St., „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“, Umweltbundesamt Wien, 1998.
- 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): Fachgrundlagen für eine Statuserhebung zur PM10-Belastung in Wien - Grenzwertüberschreitungen an den Messstellen Belgradplatz, Gaudenzdorf, Liesing, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Stadlau in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung, MA 22 – Umweltschutz, 2004.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Umweltsituation in Österreich - Siebenter Umweltkontrollbericht des Umweltministers an den Nationalrat .Umweltbundesamt, Wien 2004.
- UMWELTBUNDESAMT (2004d): Statuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes für PM10 an den Messstellen Illmitz, Kittsee und Eisenstadt im Jahr 2002, Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004e): Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten. Umweltbundesamt. Monographie Band M-168. Wien, in Druck.
- UMWELTBUNDESAMT (2004f): Statuserhebung betreffend Überschreitungen der IG-L-Grenzwerte für PM10 und Schwebestaub, Blei und Cadmium im Staubbiederschlag im Inntal, 2002; im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.

- UMWELTBUNDESAMT (2005): Schwebestaub in Österreich Kurzfassung– Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung, Bericht im Auftrag des BMLFUW, Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005a): Schwebestaub in Österreich. Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung, BE277, Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005b): Untersuchung der PM10-Immissionssituation an den Luftgütemessstellen in Niederösterreich in den Jahren 2002 und 2003 Stuserhebung mit vorläufiger Emissionsbetrachtung betreffend die Überschreitung des Immissionsgrenzwertes für PM10 in den Jahren 2002 und 2003. Im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.
- 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.
- VERGEINER, I. (1983): Dynamik alpiner Windsysteme. Universität Innsbruck
- WHO (2001): Quantification of the health effects of exposure to air pollution. Report of a WHO Working Group. European Centre for Environmental and Health, Bilthoven, Netherlands, 20–22 November 2000. (EUR/01/5026342). Available at <http://www.euro.who.int/document/e74256.pdf>.
- WHO (2003): Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2003 (document EUR/03/5042688) (<http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>)
- WHO (2004): Health Aspects of Air Pollution. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004. (<http://www.euro.who.int/document/E83080.pdf>)
- WHO (2004a): Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O<sub>3</sub>). Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004 (document EUR/04/5042688) (<http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>)
- 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.



## ANHANG 1: GRENZWERTE, ZIELWERTE UND ALARMWERTE DES IG-L

Das IG-L legt Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit für die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), Gesamtschwebestaub (TSP), PM10, Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>), Kohlenstoffmonoxid (CO), Blei im Schwebestaub (Pb), Benzol sowie für den Staubbiederschlag und dessen Inhaltsstoffe Blei und Kadmium fest. Für Ozon wurde ein Zielwert festgelegt. Für NO<sub>2</sub> und SO<sub>2</sub> wurden Alarmwerte festgesetzt, für die Schadstoffe PM10 und NO<sub>2</sub> 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 Nr. 298/2001).

Die folgenden Tabellen enthalten die entsprechenden Werte.

*Tabelle 32: Immissionsgrenzwerte gemäß IG-L, Anlage 1, zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit; gültig seit 7.7.2001.*

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
SO <sub>2</sub>	120 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert
SO <sub>2</sub>	200 µg/m <sup>3</sup>	Halbstundenmittelwert; bis zu drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte im Kalenderjahr bis zu 350 µg/m <sup>3</sup> gelten nicht als Überschreitung
TSP	150 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert
PM10	50 µg/m <sup>3</sup>	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 <sup>3</sup>	Jahresmittelwert
CO	10 mg/m <sup>3</sup>	Gleitender Achtstundenmittelwert
NO <sub>2</sub>	200 µg/m <sup>3</sup>	Halbstundenmittelwert
NO <sub>2</sub>	30 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert Der Grenzwert ist ab 1.1.2012 einzuhalten, die Toleranzmarge beträgt 30 µg/m <sup>3</sup> bei Inkrafttreten dieses Gesetzes (d. h. 2001) und wird am 1.1. jedes Jahres bis 1.1.2005 um 5 µg/m <sup>3</sup> verringert. Die Toleranzmarge von 10 µg/m <sup>3</sup> gilt gleichbleibend von 1.1.2005 bis 31.12.2009. Die Toleranzmarge von 5 µg/m <sup>3</sup> gilt gleichbleibend von 1.1.2010 bis 31.12.2011.
Benzol	5 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert
Blei	0,5 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert



Tabelle 33: Depositionsgrenzwerte gemäß IG-L Anlage 2 zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit, gültig seit 1.4.1998.

Luftschadstoff	Depositionswerte in mg/(m <sup>2</sup> .d) als Jahresmittelwert
Staubniederschlag	210
Blei im Staubniederschlag	0,100
Cadmium im Staubniederschlag	0,002

Tabelle 34: Immissionszielwert für Ozon gemäß IG-L Anlage 3 zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit, gültig seit 1.4.1998.

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
O <sub>3</sub>	110 µg/m <sup>3</sup>	Achtstundenmittelwerte über die Zeiträume 0 bis 8 Uhr, 8 bis 16 Uhr, 16 bis 24 Uhr sowie 12 bis 20 Uhr

Tabelle 35: Alarmwerte gemäß IG-L Anlage 4; in Kraft seit 7.7.2001.

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
SO <sub>2</sub>	500 µg/m <sup>3</sup>	gleitender Dreistundenmittelwert
NO <sub>2</sub>	400 µg/m <sup>3</sup>	gleitender Dreistundenmittelwert

Tabelle 36: Zielwerte gemäß IG-L Anlage 5; in Kraft seit 7.7.2001.

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
PM10	50 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert; bis zu 7 Tagesmittelwerte über 50 µg/m <sup>3</sup> pro Kalenderjahr gelten nicht als Überschreitung
PM10	20 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert
NO <sub>2</sub>	80 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert

Tabelle 37: Grenz- und Zielwerte zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation (BGBl. II 2001/298).

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit	Art
NO <sub>x</sub> <sup>43</sup>	30 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert	Grenzwert
SO <sub>2</sub>	20 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert und Wintermittelwert	Grenzwert
NO <sub>2</sub>	80 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert	Zielwert
SO <sub>2</sub>	50 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert	Zielwert

<sup>43</sup> zu berechnen als Summe der Volumensanteile von NO und NO<sub>2</sub>, angegeben als NO<sub>2</sub>



## ANHANG 2: TAGESMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION, 2003

### PM10-Konzentration in Oberwart, 2003, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Datum	PM10 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		
01.01.2003	28	13.02.2003	45
02.01.2003	38	14.02.2003	46
03.01.2003	17	15.02.2003	34
04.01.2003	25	16.02.2003	25
05.01.2003	10	17.02.2003	53
06.01.2003	24	18.02.2003	36
07.01.2003	28	19.02.2003	28
08.01.2003	39	20.02.2003	26
09.01.2003	73	21.02.2003	54
10.01.2003	63	22.02.2003	41
11.01.2003	14	23.02.2003	42
12.01.2003	37	24.02.2003	48
13.01.2003	32	25.02.2003	43
14.01.2003	41	26.02.2003	83
15.01.2003	22	27.02.2003	82
16.01.2003	40	28.02.2003	68
17.01.2003	39	01.03.2003	51
18.01.2003	75	02.03.2003	54
19.01.2003	63	03.03.2003	44
20.01.2003	89	04.03.2003	37
21.01.2003	78	05.03.2003	65
22.01.2003	45	06.03.2003	78
23.01.2003	31	07.03.2003	73
24.01.2003	13	08.03.2003	55
25.01.2003	20	09.03.2003	
26.01.2003	24	10.03.2003	23
27.01.2003	35	11.03.2003	36
28.01.2003		12.03.2003	24
29.01.2003	23	13.03.2003	4
30.01.2003	20	14.03.2003	6
31.01.2003	8	15.03.2003	23
01.02.2003	13	16.03.2003	24
02.02.2003	32	17.03.2003	15
03.02.2003	52	18.03.2003	30
04.02.2003	33	19.03.2003	18
05.02.2003	7	20.03.2003	37
06.02.2003	8	21.03.2003	16
07.02.2003	16	22.03.2003	28
08.02.2003	25	23.03.2003	30
09.02.2003	27	24.03.2003	30
10.02.2003	60	25.03.2003	32
11.02.2003	46	26.03.2003	44
12.02.2003	34	27.03.2003	58
		28.03.2003	67



29.03.2003	51
30.03.2003	29
31.03.2003	22
01.04.2003	33
02.04.2003	39
03.04.2003	5
04.04.2003	11
05.04.2003	15
06.04.2003	5
07.04.2003	6
08.04.2003	9
09.04.2003	20
10.04.2003	19
11.04.2003	14
12.04.2003	26
13.04.2003	26
14.04.2003	43
15.04.2003	34
16.04.2003	41
17.04.2003	38
18.04.2003	31
19.04.2003	50
20.04.2003	80
21.04.2003	68
22.04.2003	58
23.04.2003	36
24.04.2003	26
25.04.2003	40
26.04.2003	40
27.04.2003	13
28.04.2003	14
29.04.2003	29
30.04.2003	37
01.05.2003	17
02.05.2003	33
03.05.2003	26
04.05.2003	12
05.05.2003	23
06.05.2003	34
07.05.2003	37
08.05.2003	53
09.05.2003	56
10.05.2003	29
11.05.2003	19
12.05.2003	20
13.05.2003	23
14.05.2003	4
15.05.2003	7
16.05.2003	10
17.05.2003	16
18.05.2003	17

19.05.2003	20
20.05.2003	8
21.05.2003	8
22.05.2003	8
23.05.2003	9
24.05.2003	20
25.05.2003	31
26.05.2003	22
27.05.2003	22
28.05.2003	
29.05.2003	
30.05.2003	52
31.05.2003	34
01.06.2003	15
02.06.2003	23
03.06.2003	30
04.06.2003	24
05.06.2003	33
06.06.2003	41
07.06.2003	23
08.06.2003	37
09.06.2003	19
10.06.2003	24
11.06.2003	38
12.06.2003	30
13.06.2003	25
14.06.2003	30
15.06.2003	17
16.06.2003	31
17.06.2003	28
18.06.2003	29
19.06.2003	24
20.06.2003	14
21.06.2003	22
22.06.2003	21
23.06.2003	
24.06.2003	
25.06.2003	33
26.06.2003	23
27.06.2003	
28.06.2003	
29.06.2003	
30.06.2003	
01.07.2003	
02.07.2003	
03.07.2003	
04.07.2003	13
05.07.2003	12
06.07.2003	12
07.07.2003	13
08.07.2003	17



09.07.2003	24	29.08.2003	28
10.07.2003	19	30.08.2003	8
11.07.2003	16	31.08.2003	8
12.07.2003	18	01.09.2003	10
13.07.2003	13	02.09.2003	7
14.07.2003	15	03.09.2003	9
15.07.2003	28	04.09.2003	11
16.07.2003	34	05.09.2003	16
17.07.2003	33	06.09.2003	19
18.07.2003	10	07.09.2003	25
19.07.2003	16	08.09.2003	26
20.07.2003	19	09.09.2003	30
21.07.2003	27	10.09.2003	27
22.07.2003	28	11.09.2003	14
23.07.2003	14	12.09.2003	9
24.07.2003	15	13.09.2003	9
25.07.2003	11	14.09.2003	31
26.07.2003	17	15.09.2003	24
27.07.2003	22	16.09.2003	26
28.07.2003	12	17.09.2003	26
29.07.2003	8	18.09.2003	30
30.07.2003	12	19.09.2003	40
31.07.2003	18	20.09.2003	51
01.08.2003	23	21.09.2003	54
02.08.2003	23	22.09.2003	43
03.08.2003	28	23.09.2003	38
04.08.2003	37	24.09.2003	8
05.08.2003	41	25.09.2003	13
06.08.2003	41	26.09.2003	19
07.08.2003	32	27.09.2003	26
08.08.2003	32	28.09.2003	31
09.08.2003	30	29.09.2003	18
10.08.2003	27	30.09.2003	15
11.08.2003		01.10.2003	21
12.08.2003	19	02.10.2003	28
13.08.2003	44	03.10.2003	30
14.08.2003	34	04.10.2003	13
15.08.2003	16	05.10.2003	5
16.08.2003	15	06.10.2003	7
17.08.2003	22	07.10.2003	17
18.08.2003	27	08.10.2003	4
19.08.2003	24	09.10.2003	6
20.08.2003	19	10.10.2003	14
21.08.2003	24	11.10.2003	18
22.08.2003	27	12.10.2003	17
23.08.2003	26	13.10.2003	17
24.08.2003	19	14.10.2003	15
25.08.2003	18	15.10.2003	
26.08.2003	29	16.10.2003	
27.08.2003	27	17.10.2003	
28.08.2003	29	18.10.2003	



19.10.2003	
20.10.2003	
21.10.2003	
22.10.2003	
23.10.2003	
24.10.2003	
25.10.2003	
26.10.2003	
27.10.2003	
28.10.2003	
29.10.2003	
30.10.2003	
31.10.2003	
01.11.2003	
02.11.2003	
03.11.2003	
04.11.2003	
05.11.2003	
06.11.2003	25
07.11.2003	12
08.11.2003	24
09.11.2003	24
10.11.2003	29
11.11.2003	21
12.11.2003	24
13.11.2003	32
14.11.2003	52
15.11.2003	73
16.11.2003	79
17.11.2003	30
18.11.2003	29
19.11.2003	23
20.11.2003	23
21.11.2003	38
22.11.2003	41
23.11.2003	33
24.11.2003	34
25.11.2003	35

26.11.2003	37
27.11.2003	17
28.11.2003	26
29.11.2003	8
30.11.2003	16
01.12.2003	24
02.12.2003	25
03.12.2003	21
04.12.2003	13
05.12.2003	14
06.12.2003	12
07.12.2003	6
08.12.2003	16
09.12.2003	31
10.12.2003	53
11.12.2003	79
12.12.2003	62
13.12.2003	45
14.12.2003	33
15.12.2003	4
16.12.2003	4
17.12.2003	19
18.12.2003	27
19.12.2003	47
20.12.2003	35
21.12.2003	35
22.12.2003	17
23.12.2003	5
24.12.2003	9
25.12.2003	20
26.12.2003	40
27.12.2003	71
28.12.2003	48
29.12.2003	18
30.12.2003	34
31.12.2003	16



## ANHANG 3: DARSTELLUNG VON BELASTUNGSEPIDEN MIT PM10- TMW ÜBER 50 µg/m<sup>3</sup>

### 17. bis 23.1.2001

#### Wetterlage

Ab 13.1.2001 baute sich ein Hochdruckgebiet über Mitteleuropa auf, das sich langsam nach Osten verlagerte. Verstärkte Tiefdruckaktivität über dem westlichen Mitteleuropa und dem Mittelmeer ab 18.1. beeinflussten die windschwache Hochdrucklage im Osten Europas kaum, erst am 24.1. drang eine okkludierte Frontalzone bis Ostösterreich vor.

Im Burgenland wehte fast durchgehend schwacher Südostwind (1 bis 3 m/s), der in Oberwart jeweils in der zweiten Nachthälfte am 18., 19. und 25.1. auf Nordwest (Talauswind des Pinkatales) drehte.

Die Rückwärtstrajektorien erreichten von 17. bis 20.1. Oberwart über Südrumänien, Nordserbien und Slawonien von Südosten, am 21. und 22.1. mehr über Südrumänien, Nordserbien und Südwestungarn. Am 23.1. erreichte die Luft über Südrumänien, Nordserbien, Slawonien, Zentralkroatien und Ostslowenien Oberwart von Süden.

Die Temperatur variierte in Oberwart – bei unregelmäßigen Tagesverläufen – zwischen –6 und +3°C.

Der Ozonkonzentrationsverlauf deutet zumeist auf mäßig gute vertikale Durchmischung ein, am 23.1. herrschten günstige Ausbreitungsbedingungen.

#### Immission

Die PM10- bzw. STB-Konzentration stieg an allen Messstellen des Burgenlandes und der Oststeiermark von 17. bis 20.1. unregelmäßig an, ging bis 21.1. wieder zurück, stieg bis 23.1. erneut an. Am 19.1. wurde in Oberwart der höchste TMW mit 109 µg/m<sup>3</sup> registriert.

Ebenfalls stark erhöht war die SO<sub>2</sub>-Belastung, die in Oberwart am 18.1. 25 µg/m<sup>3</sup>, am 20.1. 36 µg/m<sup>3</sup>, am 23.1. 32 µg/m<sup>3</sup> erreichte; in Klöch wurden mit bis 42 µg/m<sup>3</sup> noch höhere Konzentrationen registriert. Die SO<sub>2</sub>-Belastung folgte allerdings nicht der PM10-Belastung, sie ging am 19. und 20.1., an denen die höchsten PM10-Konzentrationen auftraten, auf um 10 µg/m<sup>3</sup> zurück. Hohe SO<sub>2</sub>-Konzentrationsspitzen traten tendenziell an Tagen mit hohen Windgeschwindigkeiten und günstigen Ausbreitungsbedingungen (17., 20., 22.1.) auf. Hingegen fielen in der Nacht 22/23.1. die höchsten SO<sub>2</sub>- und PM10-Konzentrationen zeitlich zusammen.

Die Rückwärtstrajektorien zeigen eindeutig, dass Ferntransport aus **Südrumänien und Nordserbien** für die erhöhten SO<sub>2</sub>- und PM10-Konzentrationen verantwortlich war, geben allerdings keine Auskunft über das zeitliche Verhalten und den teilweise gegenläufigen Zeitverlauf der SO<sub>2</sub>- und PM10-Konzentrationen. Die Emissionsverteilung (siehe Kapitel 4.1.3.1 und 4.2.1.2) würde jedenfalls auf gleichartige Quellen von PM10 und SO<sub>2</sub> hindeuten.

Auch die erhöhte NO<sub>2</sub>-Belastung – mit einem recht unregelmäßigen zeitlichen Verlauf – bei parallel sehr niedriger NO-Konzentration deutet auf Ferntransport hin.



## **16. bis 20.10.2001**

### Wetterlage

Ab 11.10. baute sich ein Hochdruckgebiet über Mitteleuropa auf. Am 17.10. drang eine schwache Kaltfront rasch nach Mitteleuropa vor, hinter der sich das Hoch aber sofort wieder verstärkte. An den folgenden Tagen bestimmte ein mächtiges Tief westlich der Britischen Inseln das Wetter in Westeuropa, ein weiteres Tief lag über Skandinavien, während der südöstliche Mitteleuropa in einem schmaler werdenden Hochdruckkeil mit anhaltender südöstlicher Strömung lag. Am 21.10. erreichte dann eine okkludierte Front von Westen Österreich und brachte verbreitet Regen.

Die Rückwärtstrajektorien zeigen für alle Tage schwache Südostströmung, sie erreichten das Burgenland über Nordserbien, Süd- und Südwestungarn, teilweise über Slawonien.

In Oberwart trat ein relativ regelmäßiger Windrichtungswechsel zwischen Nordwest und Südost auf, der die Talwindzirkulation im Pinkatal repräsentiert. Illmitz registrierte bis 17.10. morgens nordwestlichen Wind, danach südöstlichen Wind, der am 19.10. zeitweise auf Nordost drehte. Die Windgeschwindigkeit betrug meist um 1 m/s.

Mit Temperaturen bis 19°C war der 16.10. in Oberwart sehr warm, die Morgentemperatur betrug 6°C; infolge stärkerer Bewölkung nahm die tägliche Temperaturamplitude an den folgenden Tagen ab, die Temperatur variierte ab 18./19.10. zwischen 11 und 13°C.

Die Ozonkonzentration deutet nachts auf sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen, tagsüber auf relativ gute Durchmischung hin.

### Immission

Die PM10-Konzentration wies einen räumlich relativ einheitlichen, recht unregelmäßigen Verlauf mit den höchsten Konzentrationen am 18.10. und in der Nacht 18./19.10. auf. Die Rückwärtstrajektorien deuten klar auf Ferntransport von Südosten (Hauptquellen in Nordserbien) hin. Der PM10-Konzentrationsverlauf folgt teilweise jenem von SO<sub>2</sub> – am 18.1. wurden tagsüber erhöhte SO<sub>2</sub>-Konzentrationen, in Oberwart bis 27 µg/m<sup>3</sup>, registriert. Am 16. und 17.10., als bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen morgens und abends hohe NO<sub>x</sub>-Spitzen beobachtet wurden, dürften auch wesentliche Beiträge zur PM10-Konzentration dem lokalen Straßenverkehr als dominierender NO<sub>x</sub>-Quelle zuzuordnen sein.

Die PM10-Spitze am 19.10. kurz nach Mitternacht (bis 150 µg/m<sup>3</sup>) ist nicht interpretierbar.

## **9. 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.

Bei meist bewölktem Wetter wies die Temperatur nur geringe Tagesvariationen auf und bewegte sich in Oberwart meist zwischen –5 und –3°C, minimal wurden am 10. und 12.1. morgens –7°C, am 12.1. mittags +1°C.

Bis 12.1. bestand unterhalb des Masenbergs eine sehr massive Inversion. Die hohen Gradienten der Ozon- wie der PM10-Belastung zwischen Oberwart und Masenberg deuten auf durchgehend bis 14.1. sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin.

In Oberwart wehte durchwegs sehr schwacher Wind (unter 2 m/s), wobei sich trotz der Bewölkung eine Talwindzirkulation ausbildete, meist wehte nachts bis vormittags Nordwest- und nachmittags Südostwind.

Die ECMWF-Trajektorien deuten auf extrem geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten der über dem Südburgenland ruhenden Luftmasse hin. Etwas größere Windgeschwindigkeiten zeichnen sich am 11.1. ab, an dem die Luft allerdings 4 Tage zuvor über Tschechien lag und sich langsam über Niederösterreich und Westungarn näherte, sowie am 14.1. mit Advektion von Oberösterreich über die Westslowakei und Westungarn.

Ferntransport als Ursache erhöhter PM10-Belastung ist damit weitgehend auszuschließen.

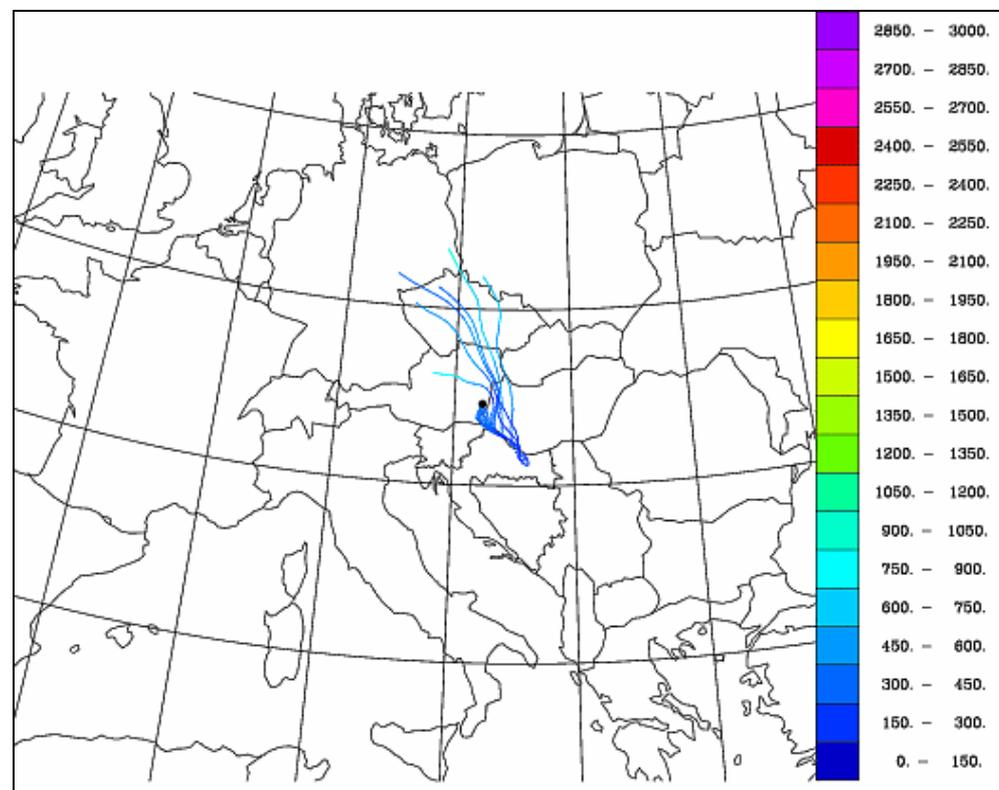


Abbildung 52: Rückwärtstrajektorien, 11.1.2002. Die Einfärbung gibt die Höhe der Trajektorie über NN an.

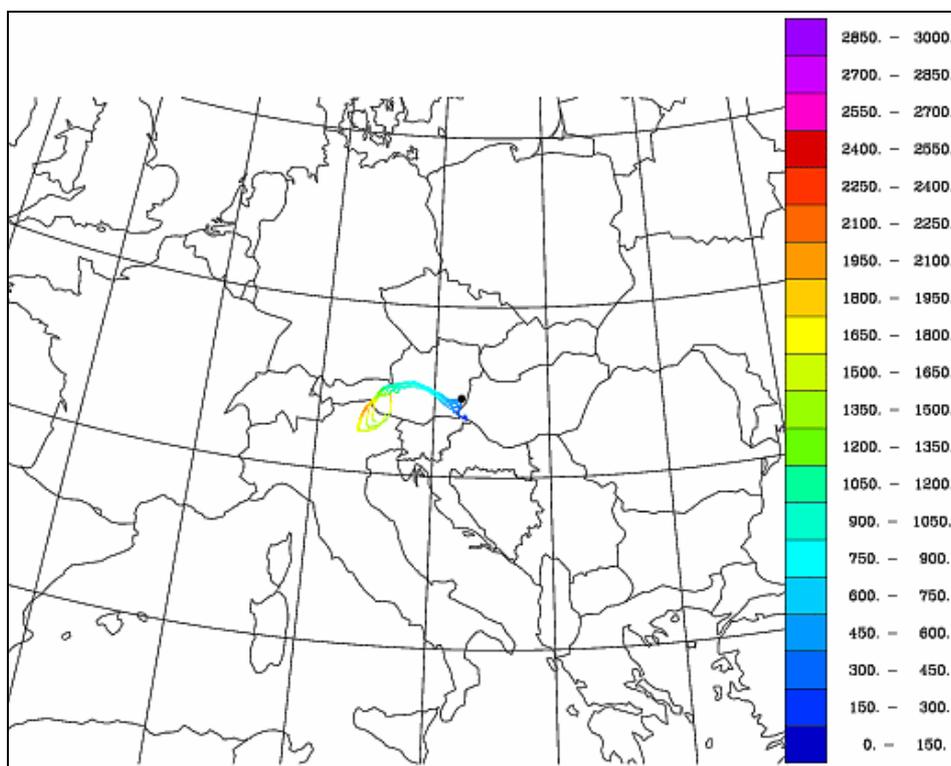


Abbildung 53: Rückwärtstrajektorien, 12.1.2002.

### Immission

Die PM10-Konzentration war räumlich relativ einheitlich, der Konzentrationsverlauf war relativ unregelmäßig und folgte nur sehr beschränkt jenem von NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub>. Nachts traten tendenziell niedrigere Konzentrationen auf.

SO<sub>2</sub>-Ferntransport spielte keine Rolle, die SO<sub>2</sub>-Konzentration lag in Oberwart durchgehend unter 5 µg/m<sup>3</sup>, erst am 14.1. nachmittags, als die PM10-Belastung bereits sank, stieg sie kurzzeitig bis über 25 µg/m<sup>3</sup>. Die Rückwärtstrajektorien deuten auf Bratislava als mögliche Herkunftsregion hin.

Zusammenfassung: Regionale Schadstoffanreicherung bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, kein signifikanter Ferntransport.

## **3. bis 6.2.2002**

### 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. 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.

Von Westen drangen zunehmend maritim geprägte Luftmassen in den Alpenraum vor, und im Verlauf des 6.2. erreichte eine schwache Kaltfront von Nordwesten Ös-



terreich, 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.

Die Trajektorien erreichen Oberwart am 3.2. mit sehr geringer Windgeschwindigkeit von Süden, die Luft hielt sich während der vorangegangenen 4 Tage über Nordbosnien, Zentralkroatien und Ostslowenien auf. Die beiden folgenden Tage waren von sehr schwachem westlichem Wind (Absinkinversion) gekennzeichnet, am 6.2. kam die Luft von Südwesten und lag während der vorangegangenen 4 Tage über Nordostitalien und Slowenien.

Die Temperatur erreichte in Oberwart am frühen Nachmittag dank starker Sonneneinstrahlung am 2., 3., 5. und 6.2. 12 bis 14°C, am bedeckten 4.2. blieb sie bei 2°C. Das Temperaturprofil zwischen Oberwart und Masenberg zeigt nachts jeweils eine sehr massive Bodeninversion, in Oberwart sank die Temperatur auf -4 bis -2°C, während sie am Masenberg meist bei 4 bis 6°C lag und zeitweise bis 11°C anstieg. Mittags und am frühen Nachmittag stellte sich, außer am 4.2., labile Schichtung ein.

Der Verlauf der Ozonkonzentration zeigt am 2., 3., 5. und 6.2. mittags und am frühen Nachmittag gute vertikale Durchmischung, am 4.2. zu dieser Tageszeit nur mäßig günstige Ausbreitungsbedingungen. Nachts war stets die bodennahe Luftschicht von höheren Niveaus abgetrennt, die vertikale Durchmischung setzte am späten Vormittag ein.

In Oberwart bildete sich an allen Tagen eine Talwindzirkulation aus, die Windgeschwindigkeit lag um 2 m/s. Am 2. und 3.2. nachmittags stieg sie bis 4 m/s.

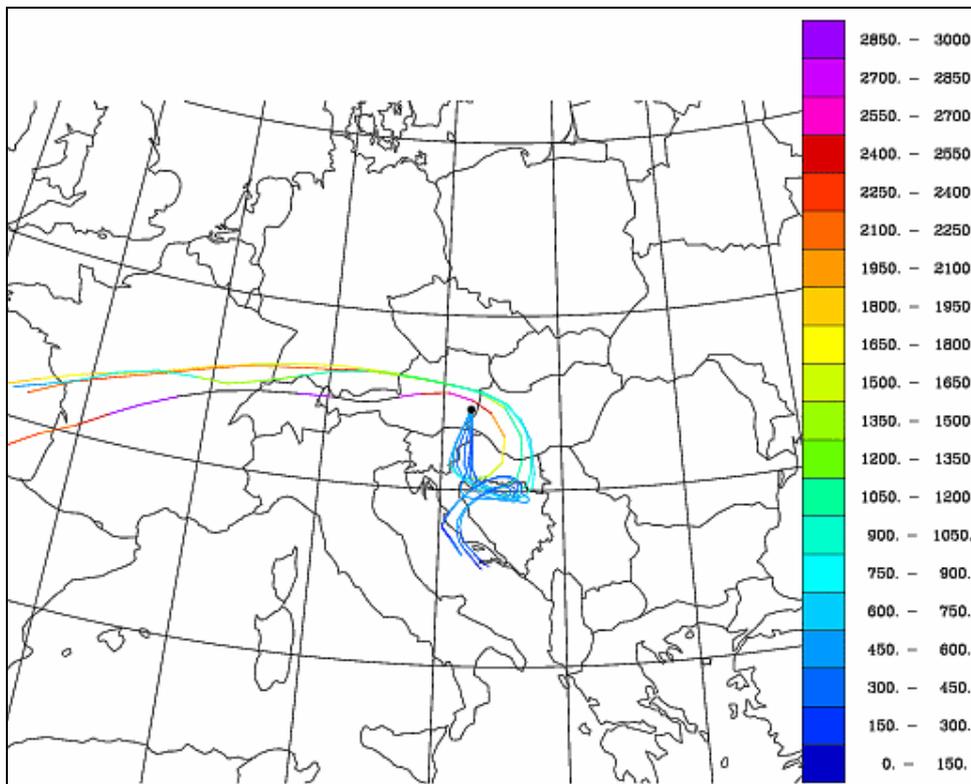


Abbildung 54: Rückwärtstrajektorien, 3.2.2002.

### Immission

Die PM10-Konzentration war räumlich relativ einheitlich.

Die Konzentration von PM10, NO und NO<sub>2</sub> wurde von 3. bis 6.2. von den Ausbreitungsbedingungen dominiert. Tagsüber war die NO<sub>x</sub>-Konzentration in Oberwart sehr niedrig (in Hartberg und Eisenstadt mit NO<sub>2</sub>-Werten um 20 µg/m<sup>3</sup> etwas höher), stieg aber ab ca. 16:00 jeweils mit der Ausbildung der Bodeninversion sprunghaft an, wobei in Oberwart NO- sowie NO<sub>2</sub>-Spitzen bis über 50 µg/m<sup>3</sup> beobachtet wurden. In der zweiten Nachthälfte ging die NO<sub>x</sub>-Konzentration stark zurück (in Oberwart, nicht aber in Hartberg bis nahe null), die morgendliche Verkehrsspitze zeichnet sich im NO<sub>x</sub>-Verlauf ab, allerdings mit niedrigeren Konzentrationen als am Abend.

Der PM10-Konzentrationsverlauf folgt in groben Zügen jenem von NO<sub>x</sub>, die höchsten PM10-Konzentrationen (Maxima um 90 µg/m<sup>3</sup>) wurden abends und in der ersten Nachthälfte registriert. Der Morgen und Vormittag des 6.2. heben sich von diesem Muster durch vergleichsweise sehr hohe PM10-Konzentrationen ab, wobei mittags eine Spitze über 150 µg/m<sup>3</sup> beobachtet wurde.

Die SO<sub>2</sub>-Konzentration war während dieser PM10-Episode mit Werten meist unter 5 µg/m<sup>3</sup> in Oberwart sehr niedrig. Am 3.2. wurden vor dem Anstieg der PM10-Konzentration bei günstigen Ausbreitungsbedingungen allerdings SO<sub>2</sub>-Konzentrationen bis 25 µg/m<sup>3</sup> beobachtet.

Zusammenfassung: Regionale Schafstoffakkumulation bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, u. U. am 2. und 6.2. Beiträge von Ferntransport aus Nordbosnien, Kroatien und Slowenien.

## **15. 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 hoch reichendes 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, Die Tageshöchsttemperatur lag in Oberwart zwischen 14 und 16°C, nachts sank sie auf 0 bis 3°C. In den meisten Nächsten bildete sich eine Bodeninversion, in der Nacht 15/16.3. bestand zwischen Oberwart und Masenberg Isothermie. Tagsüber war die Temperaturschichtung zwischen Oberwart und Masenberg deutlich labil.

Die Ozonkonzentration zeigt tagsüber weitgehend homogene vertikale Durchmischung, nachts bis in den Vormittag hinein aber eine Abtrennung der bodennahen Luftschicht von höheren Niveaus.

Die ECMWF-Trajektorien erreichten Oberwart am 13.3. von Süden und überquerten mit Südrumänien und Nordserbien Gebiete sehr hoher PM10-Emissionen. Am 14.3. drehte die Anströmung auf Südwest (über die Obere Adria und Slowenien). Am 15.3. herrschte schwacher, unbeständiger Westwind (Absinkinversion), ehe die Strömung am 16.3. auf Nord drehte; die Trajektorien überquerten mit Südpolen und Nordmähren Gebiete mit sehr hohen PM10-Emissionen. Im Verlauf des 17.3. wechselte die Anströmung wieder auf Südost, die Trajektorien überquerten Südrumänien und Nordserbien.

Am 18.3. wechselte die Strömung auf Nordwest. Dieser Windwechsel war mit einer Frontalzone verbunden, die Mitteleuropa von Nordwesten erreichte und mit der maritime Luftmassen polaren Ursprungs Mitteleuropa erreichten.

In Oberwart bildete sich eine Talwindzirkulation aus, die Windgeschwindigkeit lag um 2 m/s; sie stieg am 14. und 17.3. über Mittag bis 4 m/s.

### Immission

Die PM10-Konzentration wies von 16. bis 18.2. ein räumlich und zeitlich relativ einheitliches Belastungsniveau auf.

Die NO-Konzentration war trotz ungünstiger Ausbreitungsbedingungen von Freitag Abend (15.3.) bis Sonntag 17.3. niedrig, allerdings war die NO<sub>2</sub>-Belastung großflächig einheitlich hoch (in Hartberg Spitzen um 60 µg/m<sup>3</sup>).

Die SO<sub>2</sub>-Belastung war mit 5 bis 10 µg/m<sup>3</sup> niedrig, am 17. und 18.3. stieg sie bis 15 µg/m<sup>3</sup>.

Regionale Schadstoffakkumulation bestimmte die PM10-Belastung im Südburgenland, zeitweise überlagert von Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien (13., 17., 18.3.) sowie Südpolen und Mähren mit möglichen Beiträgen der Region Wien (16., 17.3.).



## **29. 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.

Am 27. und 28.8. erreichten die Rückwärtstrajektorien Illmitz über Südrumänien, Nordserbien und Ungarn von Südosten. Ab 29.8. kam die Luft direkt von Osten, 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.

Die Tageshöchsttemperatur lag in Oberwart bei 24 bis 28°C, nachts sank sie auf 13 bis 16°C. In den Nächten zwischen 29. und 31.8. bildete sich eine Inversion zwischen Oberwart und Masenberg, auch in den anderen Nächten außer 28./29.8. bestand eine stabile Temperaturschichtung – wie auch die Ozonkonzentration zeigt, welche, außer in der Nacht 28./29.8., in Oberwart und Hartberg nahe null lag. Tagsüber zeigt das Ozonkonzentrationsprofil weitgehende vertikale Durchmischung an.

### Immission

Die PM10-Belastung war von 29. bis 31.8. räumlich und zeitlich sehr einheitlich, insbesondere in Illmitz (um 50 µg/m<sup>3</sup>). Anders als bei winterlichen Belastungsepisoden war auch am Masenberg die PM10-Konzentration mit TMW knapp über 50 µg/m<sup>3</sup> ähnlich hoch wie in den Tallagen und in der Ebene.

Die PM10-Konzentration folgte praktisch nicht dem Belastungsverlauf von SO<sub>2</sub> (mit erhöhten Konzentrationen bis 9 µg/m<sup>3</sup> am 29.8., sonst um 1 µg/m<sup>3</sup>) oder von NO<sub>x</sub>. Die NO-Konzentration war meist nahe null, die NO<sub>2</sub>-Belastung infolge der nächtlichen ungünstigen Ausbreitungsbedingungen morgens und abends erhöht (ab 30.8. Spitzen über 30 µg/m<sup>3</sup>).

Für die erhöhte PM10-Konzentration war, wie die Rückwärtstrajektorien klar zeigen, Ferntransport aus Rumänien und Ungarn, ab 30.8. in Kombination mit regionaler Schadstoffakkumulation, verantwortlich.

## 12. 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; ausgehend von einem hoch reichenden 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.

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.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen ab 12.12. lange Aufenthaltsdauern über Ostungarn (über Nord-, Mittel- und Ostungarn über 70 h). Am 15.12. stellte sich nach und nach zügige Südostströmung über Ost- und Südumänien sowie Nordserbien ein, die am 16. und 17.12. anhielt

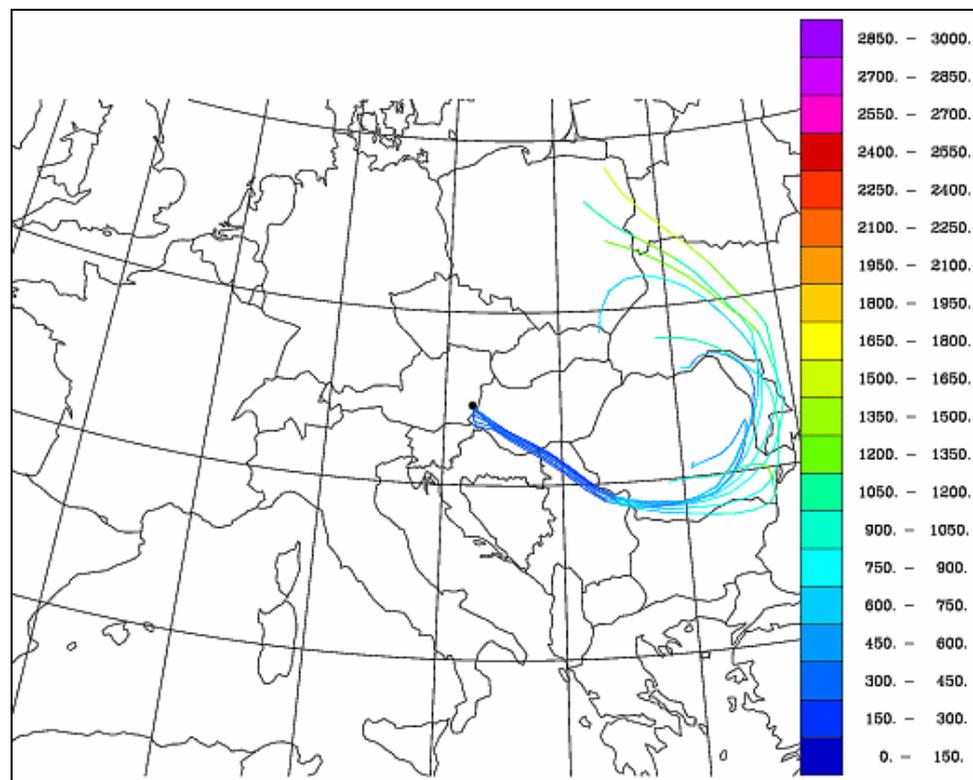


Abbildung 55: Rückwärtstrajektorien, 16.12.2002.

Im Burgenland und in der Oststeiermark wehte bis 13.12. früh morgens sowie ab 14.12. mittags sehr beständiger Wind aus Südost bis Südwest mit Geschwindigkeiten um 2 m/s. Am 13.12. drehte der Wind in Oberwart auf Ost bis Nord und flaute unter 1 m/s ab, in der Nacht 13./14.12. wehte unbeständiger südwestlicher Wind.

Im Burgenland war es fast durchgehend bedeckt, die Temperatur variierte im Tagesverlauf kaum und stieg von 12.12. bis 16.12. langsam von –6 auf –4°C. Zwi-



schen Oberwart und Masenberg bestand von 12.12. abends bis 14.12. abends sowie am 16.12. eine massive Inversion. Während dieser Zeiten war es am Masenberg mit bis +2°C deutlich wärmer als „unten“ und die Ozonkonzentration erreichte bis 80 µg/m<sup>3</sup>, während sie in Oberwart und Hartberg nahe null blieb. Während der übrigen Zeit erfasste auch Masenberg sehr niedrige Ozonkonzentrationen, sodass klar ist, dass die Station Masenberg innerhalb einer sehr hoch reichenden Bodeninversion lag.

### Immission

Die PM10-Konzentration stieg von 11. bis 14.12. räumlich einheitlich und relativ kontinuierlich an, ging am 15.12. morgens zurück und stieg am 16.12. mit unregelmäßigen Spitzen wieder an.

Tendenziell wiesen Zeiträume mit niedriger Bodeninversion – erkennbar am Temperatur- und Ozonprofil zwischen Masenberg und Oberwart – die höchsten PM10-Konzentrationen auf, allerdings folgte PM10 weniger klar den Ausbreitungsbedingungen als die NO<sub>x</sub>-Konzentration.

Anders als im Nordburgenland, wo am 13.12. bis 35 µg/m<sup>3</sup> SO<sub>2</sub> (Illmitz) registriert wurden, ging die SO<sub>2</sub>-Konzentration im Südburgenland von 12. bis 14.12. unter 3 µg/m<sup>3</sup> zurück und stieg am 15.12. mit unregelmäßigen Spitzen wieder an. Die SO<sub>2</sub>-Konzentration wies in Oberwart und Hartberg tendenziell einen gegenläufigen Verlauf zu PM10 auf, anders als in Eisenstadt und Illmitz, wo PM10- und SO<sub>2</sub>-Maxima zumeist zusammen fielen. Die relativ hohe SO<sub>2</sub>-Belastung im Nordburgenland lässt sich anhand der Rückwärtstrajektorien auf Quellen in Bratislava und in Nordungarn zurückführen.

Insgesamt wurde die PM10-Belastung im Südburgenland bei großflächig sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen und einer hoch reichenden Bodeninversion von Ferntransport von Südosten bestimmt.

## **9. bis 10.1. 2003**

### Wetterlage

Am 8.1. verstärkte sich Hochdruckeinfluss über Mitteleuropa, ein zuvor wetterwirksames Italtief wanderte zum Balkan ab, es gelangten kältere kontinentale Luftmassen aus Osteuropa in den Ostalpenraum.

Wie die Rückwärtstrajektorien zeigen, kam die Luft am 9.1. von der Ostsee, verweilte relativ lange über Polen und erreichte das Südburgenland über Mähren und die Westslowakei. Am 10.1. zeigen die Rückwärtstrajektorien langsame Strömung über Polen, die Luft erreichte Oberwart über Tschechien und Niederösterreich.

Von 8. bis 10.1. wehte in Oberwart schwacher Wind (unter 2 m/s), zunächst von Süd bis Ost, ab 9.1. mittags eher aus Nordost bis Ost.

Insgesamt war es mit Minimumtemperaturen zwischen –14 und –10°C sehr kalt. War der 8.1. noch relativ sonnig mit bis –4°C über Mittag, so stieg die Temperatur an den folgenden bewölkten Tagen nicht über –5°C, allerdings stieg auch die Minimumtemperatur auf –11°C an.

Die Temperaturschichtung zwischen Oberwart und Masenberg war zumeist neutral. Die Ozonkonzentration deutet auf mäßig gute vertikale Durchmischung hin.

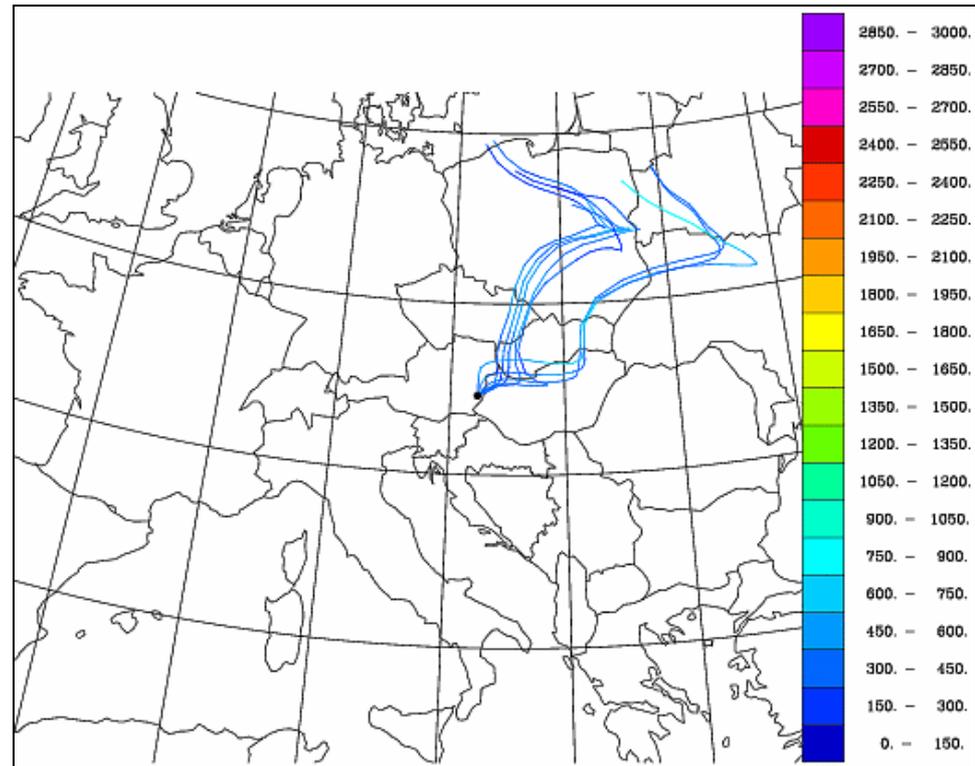


Abbildung 56: Rückwärtstrajektorien, 9.1.2003.

### Immission

Am 8.1. morgens führten ungünstige Ausbreitungsbedingungen zu sehr hohen PM10-Konzentrationen in Hartberg (bis 100 µg/m<sup>3</sup>) und Oberwart, parallel zu hohen NO<sub>x</sub>-Konzentrationen. Mittags ging sie zurück, ab dem Nachmittag stieg sie im Burgenland und in der Oststeiermark unregelmäßig bis 9.1. abends an, wobei in Eisenstadt, Illmitz, Oberwart und Hartberg relativ einheitlich 100 µg/m<sup>3</sup> erreicht wurden. Am Masenberg war die PM10-Konzentration zumeist sehr niedrig und variierte zwischen 15 und 40 µg/m<sup>3</sup>.

Begleitet wurden die erhöhten PM10-Konzentrationen am 9.1. von einem starken SO<sub>2</sub>-Konzentrationsanstieg, in Oberwart, Eisenstadt und Illmitz wurden bis 75 µg/m<sup>3</sup> gemessen, zeitverzögert am Nachmittag in Klöch. Der SO<sub>2</sub>-Konzentrationsverlauf folgte allerdings nicht jenem von PM10, insgesamt war die Phase erhöhter SO<sub>2</sub>-Belastung deutlich kürzer als die von 8.1. abends bis 10.1. abends anhaltende PM10-Episode.

NO<sub>x</sub> wies entsprechend den mäßig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen ein mittleres Belastungsniveau auf (mit NO<sub>2</sub>-Konzentrationen zwischen 15 und 40 µg/m<sup>3</sup>).

Die PM10-Konzentration ging in der Nacht 10./11.1. zurück, als der Wind auf Nord-nordwest drehte und auf 4 bis 7 m/s auffrischte.

Die erhöhten PM10-Konzentrationen lassen sich auf Ferntransport aus Polen, Mähren, der Westslowakei und Nordostösterreich bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zurückführen.



## **18. bis 21.1. 2003**

### Wetterlage

Nachdem bis 16.1. Westströmung über Mitteleuropa vorherrschte, baute sich am 17.1. ein Hochdruckgebiet über Mitteleuropa auf. Maritime Luftmassen mediterranen Ursprungs wurden von Norden her durch maritime Luftmassen nordatlantischer Herkunft verdrängt, ab dem 18.1. durch stärker kontinental geprägte Luftmassen. Das Hochdruckgebiet verlagerte in den folgenden Tagen seinen Kern nach Osten, über Mittel- und Südosteuropa bestand flache Druckverteilung. Vor einer Frontalzone, die am 20.1. von Westen nach Mitteleuropa vordrang, herrschte (teilweise föhnartige) Südströmung, in Ostösterreich war es stark bewölkt, zeitweise fielen Regen oder Schnee. Am 22.1. kam es über Norditalien zu Tiefbildung, die von diesem Tief ausgedehnten Fronten überquerten Ostösterreich am 23.1., danach gelangten maritim geprägte Luftmassen nach Ostösterreich.

Die Rückwärtstrajektorien zeigen, dass die Luft, welche Oberwart am 18. bis 20.1. erreichte, von Niederösterreich über Ungarn und Nordkroatien nahezu rezirkuliert wurde. Am 21.1. kam dann die Luft von Westrumänien über Südungarn, die Vojvodina und Nordkroatien ins Südburgenland, gegen Abend drehte die Anströmung auf Süd, d. h. über Norddalmatien.

Wehte am 17.1. in Oberwart noch zumeist Nordwestwind, der über Mittag auf Südost drehte (Talwindzirkulation), so überwog ab 18.1. schwacher Wind aus Südost bis Süd mit Geschwindigkeiten um 1 m/s. In Illmitz wehte sehr beständiger Südostwind, auf dem Masenberg sehr beständiger Südwestwind, dessen Geschwindigkeit selten über 3 m/s stieg.

Der 17. und 18.1. waren sonnig. Ausgehend von Morgentemperaturen um –8°C erreichte die Temperatur in Oberwart am 18.1. noch +2°C, an den folgenden bewölkten Tagen um –3°C. Zwischen Oberwart und Masenberg bestand ab der Nacht 17./18.1. fast durchgehend eine Inversion, wobei die Temperaturdifferenz zeitweilig bis 9°C betrug.

Ungeachtet dessen stieg die Ozonkonzentration in Oberwart häufig bis 50 µg/m<sup>3</sup> an, d. h. unterhalb der an der Temperaturdifferenz Masenberg – Oberwart erkennbaren Inversion bestand offenbar einigermaßen gute Durchmischung. Allerdings blieb die Ozonkonzentration in Oberwart deutlich unter dem Niveau von ca. 90 µg/m<sup>3</sup>, das auf dem Masenberg gemessen wurde.

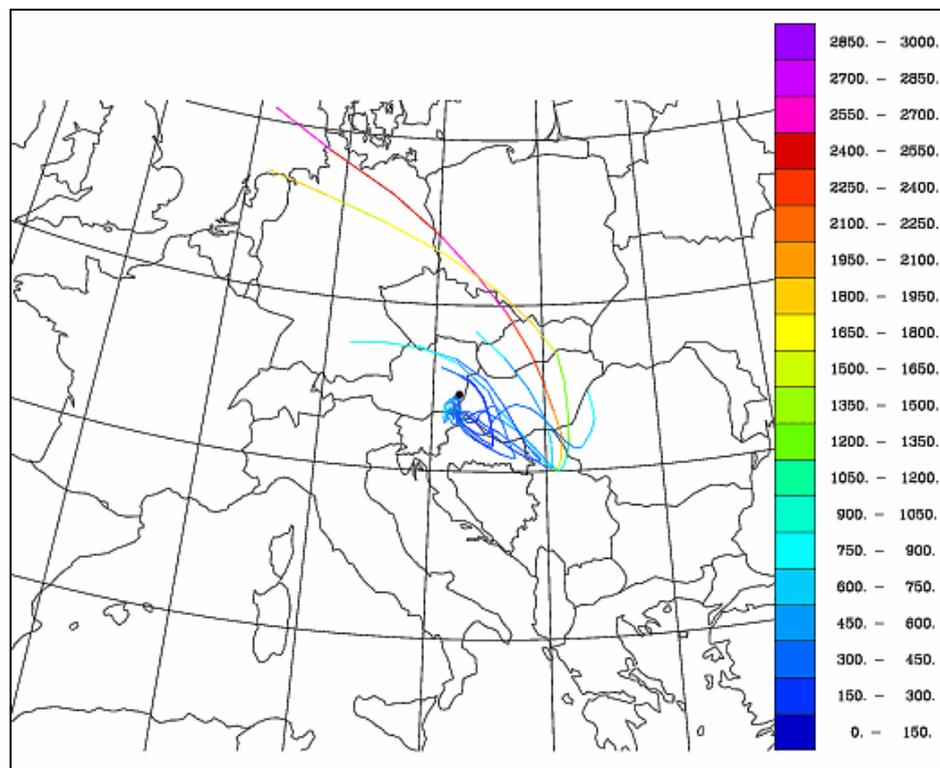


Abbildung 57: Rückwärtstrajektorien, 20.1.2003.

### Immission

Die PM10-Konzentration wies im Burgenland und in der Oststeiermark einen ähnlichen Verlauf auf, war allerdings in Hartberg (Spitzen 150 µg/m<sup>3</sup>) noch höher als in Oberwart, im Nordburgenland niedriger. Ungünstige Ausbreitungsbedingungen steuerten wesentlich die PM10-Belastung, mit hohen Spitzen am 18.1. abends (bis über 120 µg/m<sup>3</sup>) parallel zu erhöhter NO<sub>x</sub>-Belastung sowie am 20.1. abends (NO<sub>2</sub> jeweils um 50 µg/m<sup>3</sup>).

Wie die hohe PM10-Belastung in Illmitz zeigt, spielten regionale Schadstoffakkumulation und Ferntransport eine wesentliche Rolle, als dessen Quellregion neben Nordkroatien und Südungarn auch die Region Wien in Frage kommt.

Die SO<sub>2</sub>-Belastung war mit Konzentrationen unter 5 µg/m<sup>3</sup> sehr niedrig.

## **26.2. bis 8.3. 2003**

### Wetterlage

Ab 16.2. bestand eine stabile Hochdrucklage; am 27.2. wanderte das Hoch „Helga“ nach Zentralrussland ab, Mitteleuropa blieb in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung.

Die Rückwärtstrajektorien erreichten Oberwart am 24.2. von Südosten (über Südromänien, Nordserbien und Nordkroatien) bei langer Verweilzeit im Südosten Österreichs am Tag vor Erreichen von Oberwart. Die Trajektorien des 25.2. zeigen zunächst sehr geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten – die Luft hielt sich die vorangegangenen 4 Tage über Nordkroatien und Südostösterreich auf – und Nachmit-



tags starkes Absinken (Subsidenzinversion). Die Luft, die Oberwart am 26.2. erreichte, hielt sich in den vorangegangenen 4 Tagen über Nordserbien, Nordbosnien und Nordkroatien auf; am 27.2. drehte die Anströmung auf Süd, die Luft kam von der Adria über Slowenien und die Südsteiermark ins Südburgenland. Diese Strömungsverhältnisse hielten auch am 28.2. und 1.3. an.

Am 1.3. drang ein hoch reichendes kleinräumiges Tief bis Polen vor, und Mitteleuropa geriet in einen Bereich mit Südwestströmung, die an den folgenden Tagen mildere Luftmassen heranführte.

Die Rückwärtstrajektorien des 2.3. zeigen sehr geringe Verlagerungsgeschwindigkeiten der Luft und Absinken, die sich während der vorangegangenen vier Tage über Slowenien und Südostösterreich aufhielt, am 3.3. wechselte die Strömung auf West, die am 4.3. anhielt.

In Oberwart trat von 26.2. bis 5.3. eine Talwindzirkulation mit Nordwestwind nachts und einer relativ kurzen Südostwindphase mittags bis nachmittags auf. Die Windgeschwindigkeit lag um 2 m/s.

Es war zumeist sonnig; die Morgentemperatur lag am 26.2. bei  $-10^{\circ}\text{C}$  und stieg bis 4.3. auf  $-1^{\circ}\text{C}$ , die Tageshöchsttemperatur lag am 26.2. bei  $+4^{\circ}\text{C}$  und erreichte – bei durchwegs starken täglichen Temperaturamplituden – am 1.3.  $+13^{\circ}\text{C}$ , an den folgenden Tagen ging sie wieder zurück.

Zwischen Oberwart und Masenberg bestand nachts bis 2/3.3. eine starke Inversion mit Temperaturdifferenzen morgens bis  $10^{\circ}\text{C}$ . Tagsüber labilisierte sich die Temperaturschichtung stets.

Die Ozonkonzentration zeigt klar den Wechsel zwischen sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen in der Nacht (mit Ozonkonzentrationen nahe null in Hartberg und bis maximal  $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Oberwart) und guter vertikaler Durchmischung über Mittag, als die Ozonkonzentration in Oberwart und Hartberg mit bis  $120\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  das Konzentrationsniveau, welches am Masenberg gemessen wurde, erreichte.

Eine okkludierte Frontalzone erreichte am 3.3. von Westen Österreich, sie brachte intensiven Regen; dann setzte zügige Westströmung ein, die am 4.3. bei wiederum geringer Windgeschwindigkeit auf Nord drehte. An den folgenden Tagen herrschte wieder flache Druckverteilung am Boden, während in größerer Höhe starke Nordnordwestströmung herrschte und ein Höhentief über Polen lag.

Der 5.3. zeigte Rückwärtstrajektorien, die nach langer Verweilzeit über Süddeutschland, Südböhmen und Nordösterreich Oberwart nach einer Schleifenbewegung über dem Südburgenland von Süden erreichten. Am 6.3. kam die Luft, weiterhin mit niedriger Geschwindigkeit, über Südpolen, Mähren, die Westslowakei und Nordwestungarn nach Oberwart, am 7. und 8.3. über Südungarn, Nordserbien und Nordkroatien, wobei die Luftmassen lange im Nahbereich von Oberwart verweilten.

Der regelmäßige Richtungswechsel des Talwindes in Oberwart wich in der Nacht 5./6.3. zunächst Nordnordostwind, ab 6.3. mittags Südsüdostwind (2 bis 3 m/s). Am Abend des 7.3. wechselte der Wind auf Nordwest.

Ab dem 5.3. nahm die Bewölkung zu und die täglichen Temperaturamplituden ab, die Temperatur pendelte am 6. und 7.3. zwischen  $-1$  und  $+2^{\circ}\text{C}$ , erst am 8.3. stieg sie bis  $+8^{\circ}\text{C}$ .

Aufgrund von Kaltluftadvektion in größerer Höhe bestand ab 6.3. früh morgens labile Schichtung zwischen Oberwart und Masenberg. Dies ist auch an der Ozonkonzentration ersichtlich, welche in Oberwart und Hartberg das Konzentrationsniveau,

welches am Masenberg registriert wurde, durchwegs erreichte. Eine Bodeninversion deutet das Ozonprofil (nicht aber die Temperaturverteilung) in der Nacht 7./8.3. an.

Das Ende der Belastungsepisode brachte eine okkludierte Front, die am 8.3. Mitteleuropa überquerte.

### Immission

Die PM10-Belastung überschritt bereits am 21.2. 50 µg/m<sup>3</sup> als TMW (54 µg/m<sup>3</sup>) und lag dann bis 25.2. zwischen 40 und 50 µg/m<sup>3</sup>. Am 26.2. stieg sie in Oberwart sprunghaft auf 83 µg/m<sup>3</sup> an, parallel auch in Illmitz (94 µg/m<sup>3</sup>) und Hartberg (117 µg/m<sup>3</sup>). Der Konzentrationsanstieg setzte besonders massiv am Abend (ab 19:00) ein und lässt sich mit der Ausbildung einer starken Bodeninversion erklären, die auch hohe NO<sub>2</sub>-Konzentrationen (über 100 µg/m<sup>3</sup> in Oberwart) zur Folge hatte. Da die NO-Belastung niedrig blieb, handelte es sich um großflächige Schadstoffakkumulation. Einen wesentlichen Beitrag dürfte Ferntransport beigesteuert haben, die die Luftmassen mit geringer Geschwindigkeit Gebiete hoher PM10-Emissionen in Nordserbien und Nordbosnien überquerten.

Am 27.2. nachmittags ging die PM10-Konzentration zurück (um 50 µg/m<sup>3</sup>); die Luft erreichte das Südburgenland nun über die Adria und Slowenien.

Hohe NO<sub>2</sub>-Konzentrationen v. a. am Abend deuten weiterhin auf großflächig ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin. Von 28.2. morgens bis Mitternacht stieg die PM10-Belastung in Oberwart wieder auf um 90 µg/m<sup>3</sup>. Da die lokalen meteorologischen Verhältnisse diese Veränderung nicht erklären, dürfte die Ursache der erhöhten Belastung stärkere regionale Schadstoffakkumulation – die Rückwärtstrajektorien deuten auf längere Verweilzeiten über Südostösterreich hin – gewesen sein.

Von 1. bis 3.3. stieg die PM10-Konzentration in Oberwart, Hartberg und Eisenstadt jeweils nachts parallel zu NO<sub>2</sub> an und ging tagsüber zurück, wurde also von den lokalen Ausbreitungsbedingungen gesteuert.

Der Übergang zu großräumiger Westströmung am 3.3. brachte in Oberwart einen stärkeren Rückgang der PM10-Konzentration (auf 37 µg/m<sup>3</sup> am 4.3.) als in Nordostösterreich (in Illmitz ging die Konzentration von 137 µg/m<sup>3</sup> am 1.3. auf 97 µg/m<sup>3</sup> am 3.3. zurück).

Ungünstige Ausbreitungsbedingungen führten am 5.3. morgens zu einem raschen Anstiegen der PM10-Belastung in Oberwart (HMW bis 160 µg/m<sup>3</sup>, TMW 65 µg/m<sup>3</sup>); an den folgenden Tagen wies die Belastung einen unregelmäßigen Verlauf auf. Der vertikal einheitlichen Ozonbelastung ab 6.3. morgens (80 µg/m<sup>3</sup> zwischen Hartberg und Masenberg) entsprach auch eine vertikal relativ einheitliche PM10-Belastung, d. h. am Masenberg stieg die Konzentration bis über 60 µg/m<sup>3</sup>. Am 6.3. morgens stieg regional einheitlich die SO<sub>2</sub>-Konzentration an (über 20 µg/m<sup>3</sup>); die Rückwärtstrajektorien kamen an diesem Tag über Südpolen, Mähren, Niederösterreich und die Westslowakei.

Der 7. und 8.3. wiesen eine regional relativ einheitliche PM10-Belastung auf, die im Verlauf des 8.3. zurückging und in Illmitz abends unter 20 µg/m<sup>3</sup> sank, in Oberwart nachts wieder auf 50 µg/m<sup>3</sup> anstieg.



## **27. bis 29.3. 2003**

### Wetterlage

Ab 22.3. bestand ein ausgedehntes Hoch über Mitteleuropa, wobei kalte kontinentale Luftmassen von Osten einströmten. Dieses Hoch verlagerte sich am 25.3. süd- und ostwärts und schwächte sich ab; in den folgenden Tagen verstärkte sich ein Hoch über Osteuropa.

Am 29.3. drang ein kleines Höhentief von Westen bis Polen vor, von dem ausgehend eine Frontalzone von Norden Österreich erreichte.

Die ECMWF-Trajektorien, die Oberwart am 27.3. erreichten, hielten sich während der vorangegangenen 96 h über Nordkroatien und Südwestungarn sowie Teilen Nordwestserbiens und Nordbosniens auf. Am 28.3. kam die Luft – bei sehr niedriger Verlagerungsgeschwindigkeit – in den letzten 4 Tagen aus Zentralkroatien (Raum Karlovac) und Zentralsloweniens über die Südsteiermark nach Oberwart, die Trajektorien des 29.3. zeigen extrem lange Verweildauern über Teilen Sloweniens und der Steiermark.

In Oberwart bildete sich an allen Tagen eine Talwindzirkulation mit relativ hohen Windgeschwindigkeiten bis 3 m/s aus.

Es war durchwegs sonnig, die Morgentemperatur lag bei 1 bis 3°C, nachmittags stieg sie bis 20°C.

Zwischen Oberwart und Masenberg bestand nachts stets eine massive Inversion (Temperaturdifferenz bis 7°C), tagsüber labile Schichtung. Die Ozonkonzentration zeigt klar diesen Wechsel zwischen guter Durchmischung tagsüber und sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen in der Nacht.

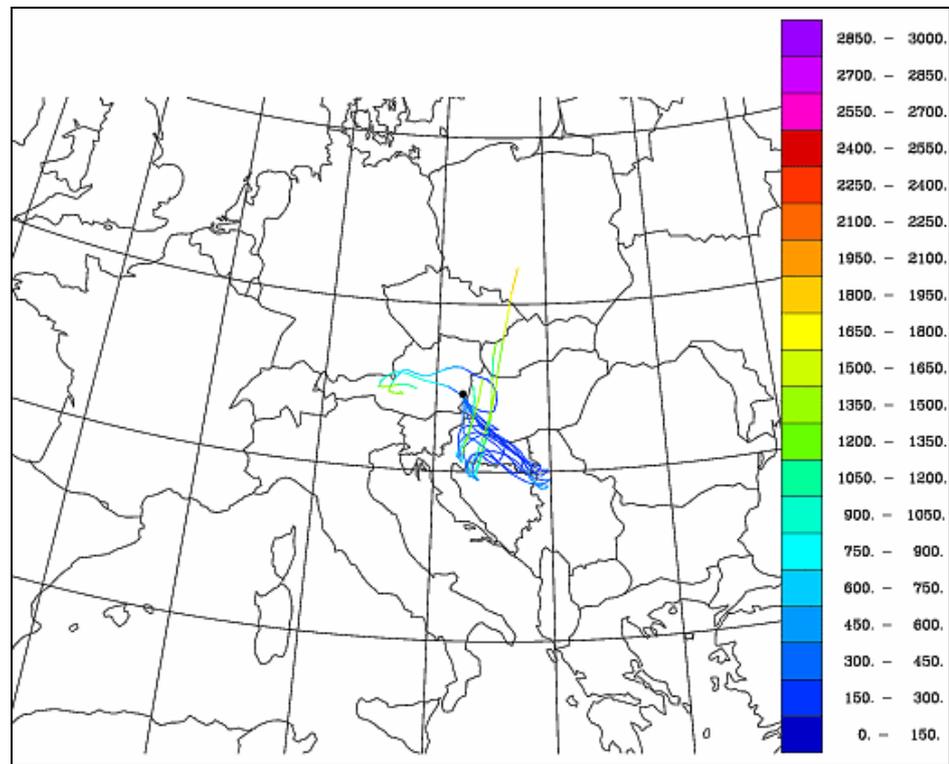


Abbildung 58: Rückwärtstrajektorien, 27.3.2003.

### Immission

Die PM10-Konzentration war von 26. bis 29.3. regional erhöht, was auf einen Beitrag von Ferntransport v. a. aus Kroatien und Slowenien zurückgeführt werden kann, der Tagesverlauf wurde zudem wesentlich von den Ausbreitungsbedingungen bestimmt. Erhöhte PM10-Konzentrationen (Spitzen 80 bis 100 µg/m<sup>3</sup> in Oberwart) traten jeweils morgens und abends parallel zu stark erhöhter NO<sub>2</sub>-Belastung (Spitzen über 60 µg/m<sup>3</sup>) auf.

Die SO<sub>2</sub>-Belastung war relativ niedrig und stieg jeweils tagsüber auf über 10 µg/m<sup>3</sup> an.

## **19. bis 22.4. 2003**

### Wetterlage

Österreich lag am Südrand eines Hochdruckgebietes, in das von 21. bis 23.4. ein kleinräumiges Tief eindrang, welches aber das sonnige Wetter wenig beeinträchtigte. Die Hochdrucklage wurde am 27.4. durch das Eindringen einer Kaltfront von Westen beendet.

Kam die Luft am 18.4. direkt von Norden nach Oberwart, so zeigen die ECMWF-Rückwärtstrajektorien im Verlauf des 19.4. einen Übergang zu unbeständiger Anströmung über Ungarn, ehe sich am 20. und 21.4. beständige Südostströmung über Südrumänien, Nordserbien, Nordostkroatien und Südwestungarn einstellte. Am 22.4. kamen die Rückwärtstrajektorien dann zeitweise noch über Nordostserbien und Südwestrumänien, erreichten das Südburgenland aber über Mittel- und Nordungarn von Nordosten.



Im Burgenland wehte am 18.4. beständiger Nordnordwestwind (3 bis 6 m/s), ehe sich von 19. bis 21.4. eine Talwindzirkulation einstellte. Die Windgeschwindigkeit lag nachts um 2 m/s, erreichte tagsüber aber bis 5 m/s. Am 22.4. wehte tagsüber Nordostwind.

Die Morgentemperatur lag in Oberwart am 18.4. bei 7°C, sank bis 20.4. auf 0°C und an den folgenden Tagen bis 3°C. Nachmittags wurden am 19.4. 14°C erreicht, an den folgenden Tagen bis 19°C.

Zwischen Oberwart und Masenberg bestand von 19. bis 22.4. nachts eine leichte Inversion, tagsüber labile Schichtung. Die Ozonkonzentration entspricht diesem Wechsel der Ausbreitungsbedingungen, tagsüber war sie in Oberwart mit über 100 µg/m³ so hoch wie am Masenberg und lag nachts um 40 µg/m³.

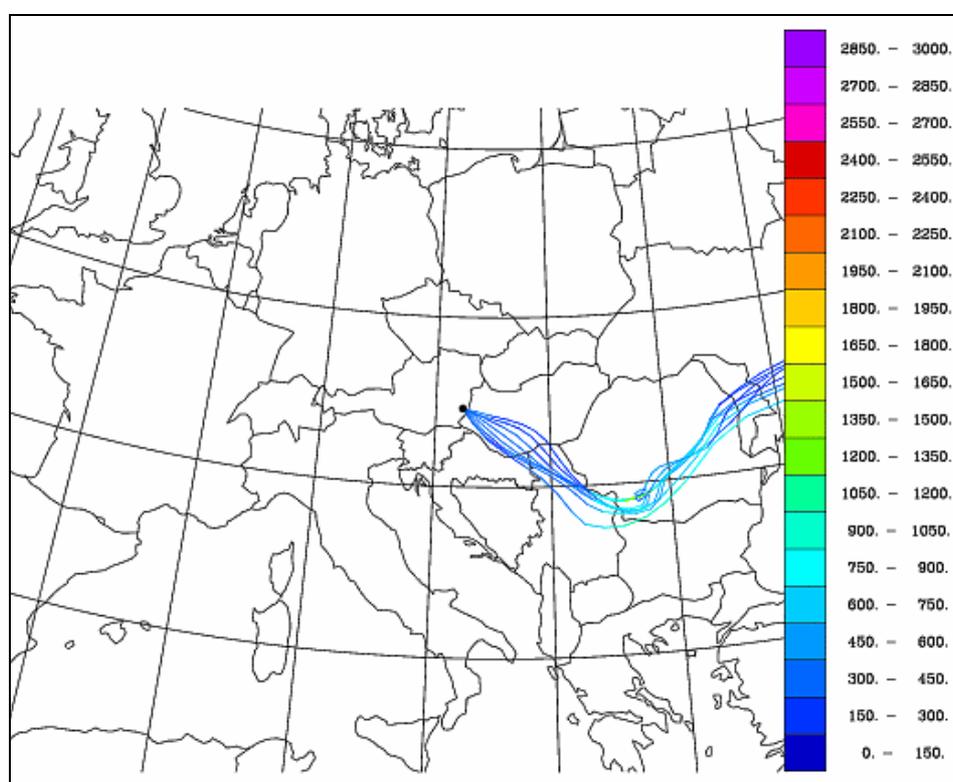


Abbildung 59: Rückwärtstrajektorien, 21.4.2003.



### Immission

Die PM10-Konzentration stieg am 19.4. regional einheitlich an und erreichte in Illmitz am 20.4. 65 µg/m<sup>3</sup> als TMW. Diesem von Ferntransport bestimmten Belastungsniveau überlagert waren zeitweilige Konzentrationsspitzen, die von den lokalen Ausbreitungsbedingungen bestimmt wurden. Erhöhte PM10-Konzentrationen wurden in Oberwart parallel zu erhöhter NO<sub>2</sub>-Belastung in der Nacht 19./20.4. (bis 140 µg/m<sup>3</sup>), weniger ausgeprägt am 20., 21. und 22.4. abends beobachtet.

Extreme PM10-Konzentrationen mit Spitzen über 500 µg/m<sup>3</sup> traten in der Nacht 19./20.4. in Hartberg auf, die NO<sub>2</sub>-Belastung erreichte hier gleichzeitig 70 µg/m<sup>3</sup> (Oberwart 30 µg/m<sup>3</sup>).

## **8. – 9.5. 2003**

### Wetterlage

Österreich lag ab 6.5. am Westrand eines Hochdruckgebietes mit Kern über der Ukraine im Bereich warmer Luftmassen kontinentaler Herkunft, während sich am 7.5. von Nordwesten eine kaum wetterwirksame Frontalzone näherte. Am 8.5. verstärkte sich Hochdruckeinfluss über Mitteleuropa. Von Südwesten drang warme maritime Luft in den Alpenraum vor.

Die Rückwärtstrajektorien des 8.5. hielten sich in den vorangegangenen 96 h über Friaul, Istrien, Slowenien und der Südsteiermark auf. Am 9.5. nahm die Windgeschwindigkeit etwas zu, die Luft, welche Oberwart erreichte, bewegte sich in den vorangegangenen 4 Tagen über die Adria, Friaul, Westslowenien und die Steiermark.

In Oberwart bildete sich von 6. bis 10.5. eine Talwindzirkulation mit Geschwindigkeiten von 2 bis 3 m/s nachts und 3 bis 5 m/s tagsüber aus.

Bei sonnigem Wetter erreichte die Temperatur nachmittags in Oberwart 28°C und lag morgens bei 11 bis 13°C.

Zwischen Oberwart und Masenberg bildete sich nachts eine Inversion, tagsüber labile Schichtung. Die Ozonkonzentration Die Ozonkonzentration entspricht diesem Wechsel der Ausbreitungsbedingungen, tagsüber war sie in Oberwart mit über 150 µg/m<sup>3</sup> so hoch wie am Masenberg und lag nachts um 70 µg/m<sup>3</sup>.

### Immission

Die PM10-Belastung stieg in Illmitz von 6. bis 9.5. kontinuierlich an. In Oberwart traten am 7.5. morgens und am 8.5. tagsüber erhöhte Konzentrationen auf, v. a. am 9.5., als in Nordostösterreich die PM10-Belastung bereits zurückging.

Da die PM10-Konzentration am 9.5. tagsüber bei günstigen Ausbreitungsbedingungen in Oberwart und Hartberg, aber auch auf dem Masenberg hoch war, können dafür keine lokalen Emissionen verantwortlich gewesen sein; die PM10-Belastung ging nicht mit NO<sub>x</sub>, aber auch nicht mit SO<sub>2</sub> parallel. Ferntransport aus Friaul kommt als wesentliche Quelle in Frage.



## **14. bis 16.11. 2003**

### Wetterlage

Bereits ab Anfang November lag Österreich im Einflussbereich eines ausgedehnten Hochs mit Kern im Nordosten Europas, das ab 9.11. für weitgehend wolkenloses Wetter – allerdings mit teilweise ausgedehnten Nebelfeldern in den Niederungen – über Mitteleuropa sorgte.

Am 15.11. drang eine okkludierte Frontalzone von Westen nach Mitteleuropa vor und brachte verbreitet Regen. Einen deutlichen Luftmassenwechsel brachten aber erst ein Tief, das am 17.11. Norddeutschland erreichte, und seine Frontalzone, die Nordostösterreich am 17.11. morgens überquerte.

Die Rückwärtstrajektorien des 14. und 15.11. kamen über Südrumänien, Nordserbien, Nordostkroatien und Südwestungarn. Am 16.11. nahm die Strömungsgeschwindigkeit ab, die Luftmassen hielten sich am Tag vor Eintreffen in Oberwart über Nordkroatien und Ostslowenien auf.

In Oberwart bildete sich von 14. bis 16.11. ein Talwindssystem mit Windgeschwindigkeiten um 1 m/s aus.

Am 14.11. war es eher bewölkt, die Temperatur stieg im Tagesgang von –2 auf +4°C, am sonnigeren 15.11. bis 8°C, am bedeckten 16.11. bis 4°C. Zwischen Oberwart und Masenberg bestand am 14.11. labile Schichtung, an den folgenden Tagen leicht stabile, mit Inversionen am Morgen. Warmluftadvektion in der Höhe führte am 16.11. über Mittag zu einer Inversion unterhalb des Masenbergs.

Die Ozonkonzentration deutet tagsüber zumeist auf mäßig gute vertikale Durchmischung hin. Nachts blieb die Ozonkonzentration in Oberwart und Hartberg nahe null.

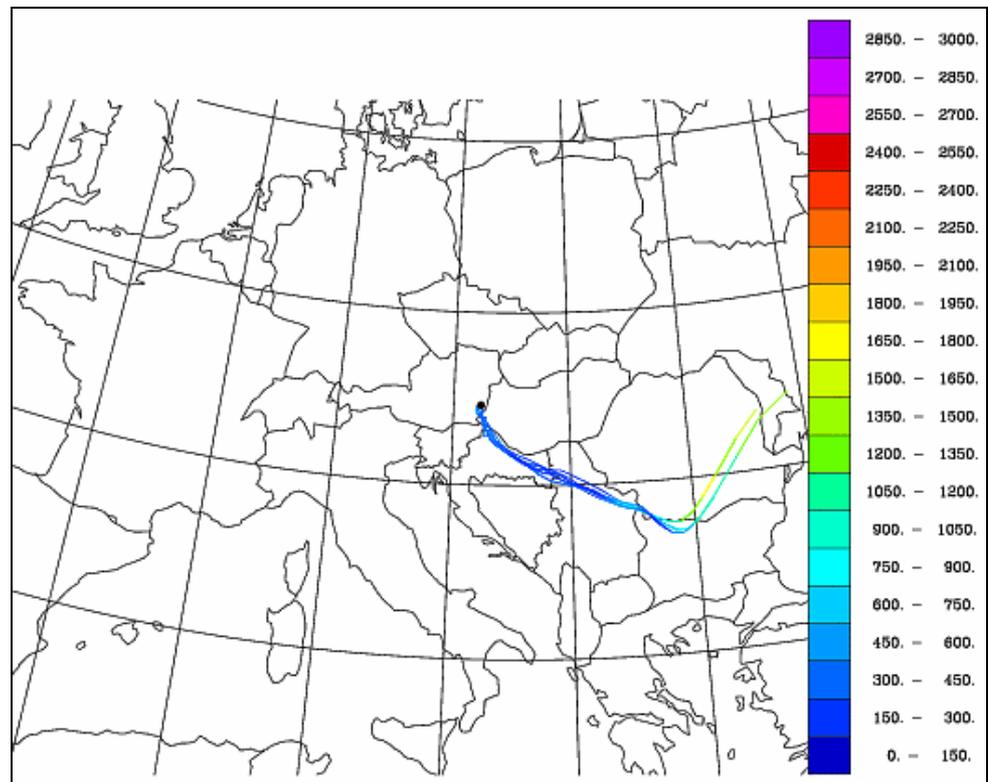


Abbildung 60: Rückwärtstrajektorien, 15.11.2003.

### Immission

Die PM10-Belastung stieg ab 13.11. regional einheitlich an und erreichte in Illmitz in der Nacht 15./16.11. die höchsten Konzentrationen (TMW 101 µg/m³ am 15.11., 100 µg/m³ am 16.11.). Oberwart, Eisenstadt und Hartberg folgten weitgehend dem Belastungsverlauf in Illmitz, allerdings stieg am Vormittag des 16.11. hier die PM10-Konzentration weiter an (Oberwart bis 110 µg/m³).

Die erhöhte PM10-Belastung lässt sich klar auf Ferntransport von Südosten zurückzuführen, wobei am 16.11. regionale Schadstoffakkumulation einen wesentlichen Zusatzbeitrag lieferte.

Die SO<sub>2</sub>-Belastung war sehr niedrig, in Oberwart meist unter 2 µg/m³.

## **10. bis 12.12. 2003**

### Wetterlage

Nach Abwanderung eines Höhentiefs nach Süden (7.12.) bestimmte zunehmend ein ausgedehntes Hochdruckgebiet das Wetter in Mitteleuropa, das sich bis zum 11.12. nach Osten (Kern Ukraine) verlagerte. Von Nordwesten erreichte am 12.12. eine Frontalzone mit ergiebigen Regenfällen Mitteleuropa, hinter der Luftmassen maritimer Herkunft einfließen.

Am 10.12. erreichte die Luft Oberwart von Südosten über Ungarn, teilweise überquerten die ECMWF-Trajektorien Nordserbien. Am 11.12. stellte sich einheitliche Südostströmung über Nordserbien und Nordostkroatien ein, wobei die Luft am Tag

vor Eintreffen in Oberwart über Südostösterreich und Ostslowenien lange verweilte. Am 12.12. drehte die Strömung auf West.

Während in Illmitz am 10. und 11.12. beständiger Südostwind, auf dem Masenberg Südwestwind wehte, bildete sich in Oberwart eine Talwindzirkulation mit 1 bis 2 m/s aus; am 12.12. stellte sich Nordwestwind ein.

Bei mäßig sonnigem Wetter stieg die Morgentemperatur zwischen 10. und 12.12. von –7 auf –4°C, die Tageshöchsttemperatur von +1 auf 9°C. Nachts bestand stets eine Inversion zwischen Masenberg und Oberwart, durchgehend auch am 11.12.

Die Ozonkonzentration weist tagsüber mäßig gute vertikale Durchmischung aus, nachts lag sie in Oberwart und Hartberg nahe null.

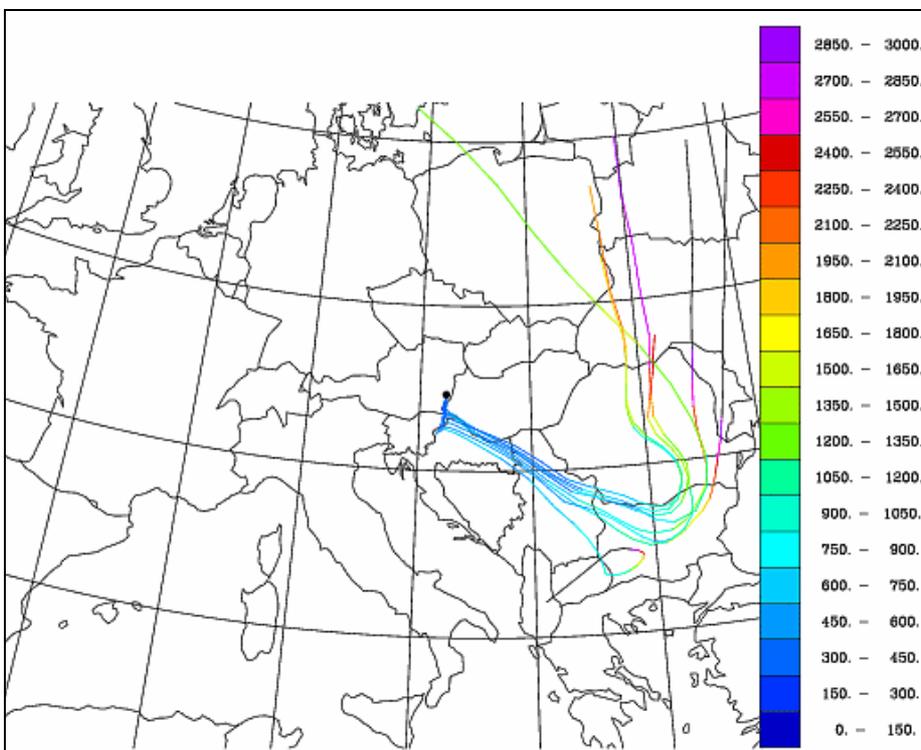


Abbildung 61: Rückwärtstrajektorien, 11.12.2003.

### Immission

Die PM10-Konzentration stieg räumlich einheitlich von 9. bis 12.12. mittags kontinuierlich an, in Illmitz wurde am 11.12. ein TMW von 72 µg/m³ gemessen. In Oberwart und Hartberg wurde dieses von Ferntransport von Südosten bestimmte Belastungsniveau noch durch erhöhte Konzentrationen abends, parallel zu stark erhöhter NO- und NO<sub>2</sub>-Belastung, überlagert, wodurch in Oberwart am 10.12. abends bis 90 µg/m³, am 11.12. bis 110 µg/m³ erreicht wurden; in Oberwart wurden NO-Werte bis 80 µg/m³ und NO<sub>2</sub>-Spitzen über 40 µg/m³ registriert.

Für die abends und nachts erhöhte PM10-Konzentration war lokale bis regionale Schadstoffakkumulation bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verantwortlich.



Am 12.12. ging die PM10-Belastung nach 12:00 sprunghaft mit dem Eintreffen der o. g. Front nahe null zurück.

## **7. bis 10.1.2004**

### Wetterlage

Ein flaches Hoch erstreckte sich ab 6.1. über weite Teile Ostmittel- und Osteuropas, im Westen begrenzt von einer okkludierten Frontalzone, die kalte kontinentale Luftmassen im Osten von warmer maritimer Luft trennte. Ostösterreich blieb an den folgenden Tagen im Bereich kontinentaler Kaltluft und nördlicher Strömung, ehe am 10.12. eine Warmfront von Westen vorrückte, die verbreitet Regen mit sich brachte.

Die ECMWF-Trajektorien des 7.1. kommen mit sehr geringer Geschwindigkeit von Norden, die Luft hielt sich 96 h vor Eintreffen in Oberwart über Tschechien auf, an den zwei Tagen zuvor im Bereich Südostösterreich/Nordostslowenien. Bis 9.1. stellte sich die Anströmung eher auf Südost um, mit langen Verweildauern über Westungarn, Nordkroatien und Nordostslowenien.

In Oberwart wehte am 6. und 7.1. unregelmäßiger, schwacher Wind, ab 8.1. morgens Wind aus Süd bis Ost, dessen Geschwindigkeit bis 9.1. von 1 auf bis 3 m/s zunahm. Am 10.1. stellte sich schwacher nordwestlicher Wind ein.

Der Temperaturverlauf war am 7.1. relativ unregelmäßig. Am eher sonnigen 8.1. stieg die Temperatur im Tagesverlauf von –10 auf +2°C, am bedeckten 9.1. lag sie fast konstant um –2°C. Die Temperaturschichtung zwischen Oberwart und Masenberg war meist stabil; Kaltluftadvektion in der Höhe führte von 8.1. nachmittags bis 9.1. morgens zu labiler Schichtung.

Die Temperaturschichtung spiegelt sich auch im Ozonkonzentrationsprofil wieder, die Ozonbelastung war in Oberwart durchwegs deutlich niedriger als auf dem Masenberg (um 70 µg/m<sup>3</sup>) und lag nachts nahe null. Lediglich während der o.g. Abkühlung am Masenberg sank die Ozonkonzentration dort bis 30 µg/m<sup>3</sup> und stieg in Oberwart auf dieses Niveau an.

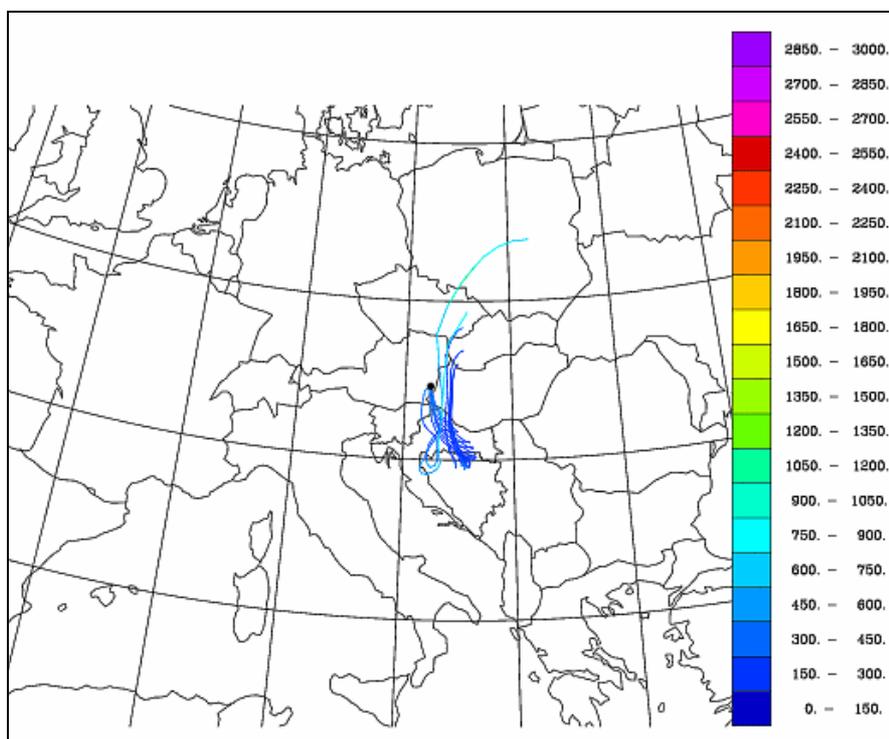


Abbildung 62: Rückwärtstrajektorien, 9.1.2004.

### Immission

Die PM10-Belastung kennzeichnete in Oberwart ein ziemlich unregelmäßiger Verlauf, der zeitweise nicht mit jenem in Hartberg, Eisenstadt oder Illmitz parallel ging. Die höchsten PM10-Konzentrationen wurden am 7., 8. und 9.1. jeweils abends und bis in die Nacht hinein registriert, am 9.1. bis 150 µg/m³. Die erhöhte PM10-Belastung ging jeweils mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen einher; nicht interpretierbar ist allerdings der Konzentrationsrückgang in der zweiten Nachthälfte und am Morgen des 8.1. (bis unter 20 µg/m³), während in Hartberg und Eisenstadt bis 110 µg/m³ erreicht wurden. Hohe abendliche PM10-Konzentrationen fielen am 7. und 8.1. mit erhöhter NOx-Belastung zusammen, nicht aber am 9.1. (Fr), an dem die NOx-Konzentration vergleichsweise sehr niedrig blieb.

Für die erhöhte PM10-Belastung lässt sich primär regionale Schadstoffakkumulation, am 7.1. verstärkt durch Transport u. U. aus Tschechien und Wien, am 9.1. aus Ostkroatien, verantwortlich machen.

Die SO<sub>2</sub>-Belastung war in Oberwart ebenso wie in Klöch sehr niedrig, meist unter 5 µg/m³, wohingegen im Nordburgenland Konzentrationen bis 30 µg/m³ beobachtet wurden.

Die o. g. Warmfront führte am 10.1. nachmittags zu einem großflächigen Rückgang der PM10-Belastung.

## **1. bis 3.4.2004**

### Wetterlage

Ab 1.4. lag Österreich in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung zwischen einem Hoch über dem Schwarzen Meer und Tiefdruckgebieten über Nordskandinavien und der Biskaya. Warme Luft mediterranen Ursprungs lag über dem südlichen Mitteleuropa, wobei sich bis zum 3.4. die Südströmung verstärkte. Am 4.4. erreichte eine Kaltfront von Westen Österreich, verbunden mit verbreitetem Regen.

In Oberwart bildete sich an allen Tagen eine Talwindzirkulation mit Geschwindigkeiten um 2 m/s aus.

Bis zum Morgen des 1.4. (Minimumtemperatur –1°C) war es relativ kalt, an den folgenden Tagen führte die Warmluftadvektion von Süden zu Minimumtemperaturen um +7°C (lediglich am Morgen des 3.4. sank die Temperatur kurzzeitig auf 3°C), die Tageshöchstwerte betragen bei mäßiger Bewölkung am 1. und 2.4. 14°C, am 3.4. 18°C.

Zwischen Oberwart und Masenberg bestand meist neutrale Schichtung, doch deutet die Ozonkonzentration, welche in Oberwart und Hartberg nachts nahe null lag, auf eine weitgehende Abtrennung der bodennahen Luftschicht von höheren Niveaus an. Tagsüber stieg die Ozonkonzentration in Oberwart und Hartberg auf das Konzentrationsniveau, welches am Masenberg registriert wurde (100 bis 120 µg/m<sup>3</sup>) und zeigt damit homogene vertikale Durchmischung an.

#### Immission

Die PM10-Konzentration lag in Oberwart um 50 µg/m<sup>3</sup> und stieg jeweils abends und nachts an; der Konzentrationsverlauf folgt jenem von NO<sub>2</sub> (Spitzen abends über 30 µg/m<sup>3</sup>, wohingegen die NO-Konzentration sehr niedrig blieb. Dies deutet auf relativ gealterte Luftmassen und einen bedeutenden Beitrag regionaler Schadstoffakkumulation hin.

Die SO<sub>2</sub>-Belastung blieb stets unter 5 µg/m<sup>3</sup>.

### **11. und 12.12. 2004**

#### Wetterlage

Ab 7.12. baute sich ein Hoch über Mitteleuropa auf, dessen Kern am 11. und 12.12. über Ungarn lag. Diese windschwache Hochdrucklage hielt bis 17.12. an.

In Oberwart wehte bis 11.12. überwiegend südwestlicher, unbeständiger Wind mit bis 2 m/s, am 12. und 13.12. südöstlicher Wind um 1 m/s. In Illmitz kam der Wind bis 12.12. meist aus Südost und drehte dann auf Nordost.

Die ECMWF-Trajektorien zeigen am 11.12. Absinken über dem Südburgenland. Die Luft, welche Oberwart am 12.12. erreichte, hielt sich die vorangegangenen 96 Stunden über Südungarn, Nordkroatien und dem Südburgenland auf.

Abgesehen vom 11.12., an dem in Oberwart die Temperatur bis –1°C stieg, war es ab 10.12. neblig und die Temperatur variierte im Tagesverlauf zwischen –5 und –3°C.

Zwischen Oberwart und Masenberg bestand durchgehend eine sehr massive Inversion; die Temperaturdifferenz betrug nachts um 8°C, tagsüber, wenn am Masenberg die Sonne schien, bis 12°C.

Unterhalb dieser Inversion ging die Ozonkonzentration in Oberwart nicht auf null zurück, sondern lag relativ konstant um 30 µg/m<sup>3</sup>, während auf dem Masenberg recht konstant 90 µg/m<sup>3</sup> gemessen wurden.

## Immission

Die PM10-Konzentration war im Burgenland und der Oststeiermark räumlich relativ einheitlich und bewegte sich von 11. bis 17.12. um 50 µg/m<sup>3</sup>. Die höchsten Konzentrationen wurden in der Nacht 11./12.12. erreicht, in Oberwart, Güssing und Hartberg 70 bis 90 µg/m<sup>3</sup>. Diese erhöhte PM10-Belastung ging mit hohen NO-Konzentrationen (Oberwart bis 50 µg/m<sup>3</sup>) einher. Die NO<sub>2</sub>-Belastung wies geringere zeitliche Variationen auf und lag am Samstag 11.12. in Oberwart um 25 µg/m<sup>3</sup>, am 12.12. um 20 µg/m<sup>3</sup>.

Großräumige Schadstoffakkumulation bei konstant ungünstigen Ausbreitungsbedingungen und sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten war für die räumlich und zeitlich einheitliche PM10-Belastung wesentlich verantwortlich, ab 12.12. möglicherweise auch Ferntransport von Südosten.

## **18. bis 20.1.2005**

### Wetterlage

Mitte Jänner 2005 verlagerte sich ein Hochdruckgebiet von Frankreich Ostwärts, sein Kern lag am 18.1. über der Ukraine, während – ausgehend von einem Tief bei Island – eine Kaltfront das nordwestliche Mitteleuropa erreichte. Österreich lag in einem Bereich schwacher südlicher Strömung. Am 19.1. drang die o. g. Kaltfront weiter ostwärts vor, über Norditalien bildete sich ein Tief; verbunden mit starkem Schneefall und starkem Westwind überquerte die o. g. Kaltfront das Nordburgenland am 19.1. 16:00, das Südburgenland am 20.1. 4:00. Während im Nordburgenland, wie die PM10-Belastung zeigt, weiterhin schadstoffarme ozeanische Luftmassen vorherrschten, hielt sich im Süden noch bis zum Morgen des 21.1. Kaltluft, erst dann setzte sich auch hier maritime Luft durch.

Die ECMWF-Trajektorien erreichten Oberwart am 18.1. nach einem großen Bogen über Polen, die Ostslowakei, Ostungarn, Nordserbien und Nordkroatien von Süden. Am 19.1. nahm zunächst die Strömungsgeschwindigkeit ab, mittags zeigen die Trajektorien bereits Westwind an, der in Oberwart aber erst am 21.1. zum Boden durchgriff.

Bis 18.1. bildete sich in Oberwart eine Talwindzirkulation aus, deren Geschwindigkeit nachts um 1 m/s lag, tagsüber bis 3 m/s anstieg. Am 19.1. und 20.1. war die Talwindzirkulation etwas gestört, am 19.1. drehte der Wind zeitweise auf Ost, nachmittags wehte unbeständiger südlicher Wind.

Am Nachmittag des 19.1. stieg die Windgeschwindigkeit infolge des o. g. Kaltfrontdurchgangs mit Nordwestwind über 3 m/s. Danach setzte im frühen Morgen des 20.1. Südwind mit über 5 m/s in Eisenstadt und 8 m/s in Illmitz ein, der am 21.1. früh morgens auf West drehte. In Oberwart setzte erst am 21.1. Westwind bis 7 m/s ein.

Der 17. und 19.1. waren sonnig, der 18.1. bedeckt. Die Morgentemperatur lag am 18. und 20.1. um –10°C, am 18.1. stieg die Temperatur mittags nur auf –4°C, am 19. und 20.1. auf 0°C.

Herrschte in der Nacht 17./18.1. eine starke Inversion zwischen Masenberg und Oberwart, so stellte sich in der Folge isotherme (leicht stabile) Schichtung ein, in der Nacht 19./20.1. wieder eine Inversion.

Unterschiedliche Erwärmung führte ab 20.1. zu recht komplexen Temperaturverhältnissen, wobei bei Südwind in Illmitz bereits am Abend des 19.1. die Temperatur bis +3°C stieg (in Oberwart dagegen kontinuierlich von 0 auf –10°C zurückging). Am Abend des 20.1. wurden in Illmitz über 3°C, in der folgenden Nacht bis 6°C erreicht, in Oberwart lag die Temperatur zwischen –4 und 0°C.

Die Ozonkonzentrationsverteilung weist auf meist mäßig ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin. Der rasche Konzentrationsanstieg in Oberwart und Hartberg am 21.1. morgens zeigt, dass sich erst zu dieser Zeit maritime Luftmassen mit homogener Durchmischung im Südburgenland durchsetzten.

#### Immission

Ferntransport und regionale Schadstoffakkumulation waren für den räumlich einheitlichen PM10-Konzentrationsanstieg bis 19.1. verantwortlich; in Oberwart wurde bis 19.1. ein Niveau um 90 µg/m<sup>3</sup> erreicht. Diesem überlagert waren in Oberwart PM10-Spitzen, v. a. abends infolge ungünstiger Ausbreitungsbedingungen, am 17.1. bis 110 µg/m<sup>3</sup>, am 19.1. bis 130 µg/m<sup>3</sup>.

In Eisenstadt und Illmitz führte der o. g. Kaltfrontdurchgang bereits am 19.1. nachmittags zu einem Konzentrationsrückgang nahe null, die PM10-Belastung blieb danach sehr niedrig, obwohl der Wind nochmals auf Süd drehte, allerdings bei hoher Geschwindigkeit.

In Oberwart ging die PM10-Konzentration am 20.1. knapp nach Mitternacht bei noch schwachem Nordwestwind rasch zurück, stieg aber nach 5:00 wieder an, zu einer Zeit, als in Hartberg die PM10-Konzentration rapid abfiel. An beiden Stationen hielt sich am 20.1. noch stabil geschichtete Kaltluft, erst am frühen Morgen des 21.1. setzte ein Konzentrationsrückgang ein, der nach 11:00 sprunghaft auf null führte.

Insgesamt zeigen der 20. und 21.1. ein recht heterogenes Belastungsmuster, welches durch das ungleichmäßige Vordringen ozeanischer Luftmassen in den Südosten Österreichs bedingt war.

Bestimmte bis 19.1. Ferntransport – als Herkunftsregionen lassen die Trajektorien Polen, die Ostslowakei, Ostungarn, die Vojvodina und Nordkroatien in Frage kommen – die PM10-Belastung in Südostösterreich, so spielte danach zunehmend regionale Schadstoffakkumulation bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen eine größere Rolle.

### **5. bis 12.2.2005**

#### Wetterlage

Österreich befand sich am 5.2. am Südwestrand eines Hochs mit Kern über Russland in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung mit kalter, polarer Luft. Das Zentrum des Hochs verlagerte sich an den folgenden Tagen westwärts, womit sich der Hochdruckeinfluss im östlichen Mitteleuropa verstärkte. Am 10.2. erreichte – ausgehend von einem Tief westlich von Nordnorwegen – eine komplexe Frontalzone das nordwestliche Mitteleuropa, die am 11.2. bis Polen und Norddeutschland vordrang. Im Verlauf des 12.2. erreichte eine Warmfront auch Ostösterreich, verbunden mit starkem Westwind und intensivem Regen.

In Oberwart bildete sich ab 5.2. eine Talwindzirkulation aus, die Windgeschwindigkeit lag um 2 m/s.



Die ECMWF-Trajektorien zeigen am 5.2. Nordströmung über Polen, Mähren und Niederösterreich. An den folgenden Tagen herrschte extrem schwacher Wind.

Bei sonnigem Wetter kühlte es ab 4.2. kontinuierlich ab, die Morgentemperatur sank von –7°C am 4.2. auf –23°C am 8.2., bis 10.2. stieg sie auf –19°C. Die Tageshöchsttemperatur ging – bei durchwegs sehr hohen Tagesamplituden – von 0°C am 4.2. auf –4°C am 9.2. zurück.

Zwischen Oberwart und Masenberg bestand in der Nacht stets eine massive Inversion, tagsüber labilisierte sich bis 8.2. die Schichtung. Am 9. und 10.2. bestand aber auch tagsüber unterhalb des Masenbergs eine Inversion.

Die Ozonkonzentrationsverteilung zeigt bis 9.2. tagsüber gute vertikale Durchmischung an (70 bis 100 µg/m<sup>3</sup> am Masenberg), nachts eine weitgehende Abtrennung der bodennahen Schicht von höheren Niveaus.

Am 10.2. stieg die Temperatur überall an, begleitet von beständigem Südwestwind am Masenberg. Bei bewölktem Himmel lag die Morgentemperatur am 11.2. bei –2°C, nachmittags stieg sie auf +6°C. Die Temperaturschichtung unterhalb des Masenbergs war weiterhin leicht stabil; die Ozonkonzentrationsverteilung zeigt keine Veränderung gegenüber den vorangegangenen Tagen.

Der o. g. Warmfrontdurchgang führte am Morgen des 13.2. zu einer neuerlichen Temperaturzunahme, in Oberwart von 0°C auf +7°C, in Hartberg bis 10°C. Der Nordwestwind erreichte (nur) 4 m/s.

#### Immission

In Oberwart wurde am 5.2. ein PM10-TMW von 55 µg/m<sup>3</sup> gemessen. Die PM10-Messung fiel in Oberwart von 6. bis 9.2. aus, gleichzeitig liegen in Güssing PM10-TMW von 81 bis 102 µg/m<sup>3</sup> vor, die klar darauf hinweisen, dass auch Oberwart von extrem hohen PM10-Belastungen betroffen gewesen sein muss. An den folgenden Tagen stieg die PM10-Konzentration weiter, in Oberwart wurde am 12.2. ein TMW von 108 µg/m<sup>3</sup> gemessen, in Güssing am 11.2. 157 µg/m<sup>3</sup>.

Räumlich relativ einheitlich stieg die PM10-Belastung ab 5.2. morgens an, wobei die Parallelität zur erhöhten NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentration (NO-Spitzen bis 80 µg/m<sup>3</sup>, NO<sub>2</sub>-Spitzen bis 110 µg/m<sup>3</sup> in Oberwart) auf einen dominierenden Einfluss der lokalen Ausbreitungsbedingungen hindeutet. Die PM10-Belastung baute sich an den folgenden Tagen immer weiter auf, mit markanten Spitzen in Güssing am 8., 10. und 11.2. jeweils morgens bis vormittags (am 8.2. 155 µg/m<sup>3</sup>, am 10. und 11.2. über 200 µg/m<sup>3</sup>), jeweils parallel zu NO<sub>x</sub>-Maxima.

Von 10. bis 12.2. war die PM10-Belastung in Güssing wesentlich höher als in Oberwart. Grund dafür war, dass die PM10-Konzentration in Oberwarts nachts jeweils kontinuierlich zurückging, bis sie morgens unter 40 µg/m<sup>3</sup> lag, in Güssing – ebenso wie in Hartberg und im Nordburgenland – jedoch konstant hoch blieb (in Güssing über 120 µg/m<sup>3</sup>). Als einzige Interpretation lässt sich angeben, dass in Oberwart mit Nordwestwind (Talauswind) offenbar relativ schadstoffarme Luft herangeführt wurde.

Am 8.2. und am 9.2. werden im gesamten Burgenland und der Oststeiermark hohe SO<sub>2</sub>-Konzentrationen registriert, am 8.2. in Oberwart maximal 55 µg/m<sup>3</sup>, am 9.2. 40 µg/m<sup>3</sup>. Diese räumlich relativ einheitlichen Spitzen fielen mit günstigen Ausbreitungsbedingungen und relativ niedriger PM10-Belastung zusammen. Während im Südburgenland die SO<sub>2</sub>-Konzentration nachts jeweils rasch zurückging, blieb sie im Nordburgenland hoch.



Das Ende der Belastungsepisode brachte der o. g. Warmfrontdurchgang am 13.2. Der in Illmitz und Eisenstadt nach 1:00 beginnende rasche Rückgang der PM10-Konzentration zeigt das Fortschreiten der maritimen Luft nach Süden an, die in Hartberg um 10:00, in Güssing erst nach 11:00 rasch abfiel.

Als Ursache der erhöhten PM10-Belastung lässt sich primär regionale Schadstoffakkumulation bei niedriger großräumiger Windgeschwindigkeit identifizieren, zu Beginn der Episode überlagert von Ferntransport von Norden.

Regionale Schadstoffakkumulation betrifft das in einer flachen Beckenregion liegende Güssing offenbar stärker als Oberwart, wo das Pinkatal dank des regelmäßigen Talwindsystems etwas besser durchlüftet ist.

### **3. bis 6.3.2005**

#### Wetterlage

Ab 1.3. lagen das südliche und mittlere Mitteleuropa unter Hochdruckeinfluss; das Hoch verlagerte sich am 2.3. ostwärts, während ein Tief ins nordwestliche Mitteleuropa vordrang. Über dem südöstlichen Mitteleuropa lag kontinentale Kaltluft. Diese Wetterlage hielt bis 5.3. an, als eine okkludierte Front ostwärts zog, verbunden mit verbreitetem Schneefall. Bis zum 6.3. drang ein ausgedehntes Tiefdrucksystem nach Mitteleuropa vor, verbunden mit Advektion kalter maritimer Luftmassen.

Die ECMWF-Trajektorien für den 3.3. erreichten Oberwart über Südrumänien, Nordserbien, Nordkroatien und Ostslowenien, jene des 4.3. zeigen bei ähnlicher Herkunftsregion lange Verweilzeit im Südburgenland. Am 5.3. drehte die lokale Strömung auf Nord, die Luft, welche Oberwart erreichte, lag 4 Tage zuvor über Südrumänien und bewegte sich über Nordserbien, West-Ungarn, Nordostösterreich und Südmähren. Am 6.3. kam die Luft aus Westpolen, Ostdeutschland und Böhmen.

Am 2. und 3.3. bildete sich in Oberwart eine Talwindzirkulation, wobei die Geschwindigkeit nachts unter 1 m/s lag, tagsüber aber bis 4 m/s anstieg. Am 4.3. wehte Nordostwind, ab 5.3. Nordwestwind mit 2 bis 3 m/s.

Der 2. und 3.3. waren mit Frühtemperaturen von –19°C sehr kalt, dank sonnigen Wetters stieg die Temperatur tagsüber bis –4°C bzw. –2°C. Die folgenden Tage waren bewölkt, die Morgentemperatur lag am 4.3. bei –6°C, am 5. und 6.3. bei –12°C, die Tagesmaxima bei –2 bis –1°C.

Die Temperaturschichtung zwischen Oberwart und Mosenberg war in den wolkenarmen Nächten sehr stabil (Morgeninversion), ansonsten leicht stabil bis leicht labil. Die Ozonkonzentration in Hartberg (Ausfall der Messung in Oberwart) zeigt dem entsprechend niedrige Werte in den Nächten 2./3.3. und 5./6.3., ansonsten mäßig gute vertikale Durchmischung.

#### Immission

Die PM10-Belastung stieg bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen von 1. bis 3.3. regional relativ einheitlich an, wobei morgens und abends – parallel zu erhöhter NO<sub>x</sub>-Belastung – erhöhte Spitzen auftraten, die am 3.3. in Oberwart 115 µg/m<sup>3</sup>, in Güssing knapp 140 µg/m<sup>3</sup>, in Hartberg weit über 200 µg/m<sup>3</sup> erreichten.



Die mäßig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen am 4. und 5.3. führten zu einem flacheren Tagesverlauf auf hohem Niveau.

Als Ursachen der erhöhten PM10-Belastung lässt sich bis 5.3. Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien, welcher ab 4.3. zunehmend von regionaler Schadstoffakkumulation überlagert wurde, identifizieren, wobei am 2. und 3.3. lokale Emissionen (parallel NO<sub>x</sub>) hohe Beiträge lieferten.

Erhöhte SO<sub>2</sub>-Konzentrationen wurden am 2. und 3.3. (Oberwart bis 35 µg/m<sup>3</sup>) sowie am 5.3. beobachtet, und zwar jeweils tagsüber parallel zum Rückgang der PM10-Belastung. Lediglich am 6.3. morgens wurden erhöhte SO<sub>2</sub>-Konzentrationen parallel zu hoher PM10-Belastung registriert.

Erhebliche Unterschiede der PM10-Belastung zwischen Oberwart und Güssing traten v. a. in der Nacht 5./6.3., aber auch zu Beginn des 3.3. auf, und könnten damit zusammen hängen, dass Nordwestwind in Oberwart mit niedrigeren PM10-Belastungen verbunden ist.

### **23. bis 25.3. 2005**

#### Wetterlage

Ein Hoch über dem östlichen Mitteleuropa verlagerte sich ab 22.3. südostwärts; Österreich lag in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung. Am 26.3. drang eine okkludierte Front mit verbreitetem Regen ostwärts vor.

Die Rückwärtstrajektorien des 23. bis 25.3. kamen über Ostpolen, die Ostslowakei, Ostungarn, Westrumänien, Nordserbien und Nordkroatien nach Oberwart, wobei sich die Verlagerungsgeschwindigkeit von Tag zu Tag verringerte.

In Oberwart wehte von 22. bis 25.3. eine Talwindzirkulation mit 1 bis 2 m/s nachts und über 3 m/s nachmittags. Am 25.3. wehte unbeständiger Wind aus Südost bis Südwest.

Bei sonnigem Wetter traten starke Tagestemperaturamplituden auf. Die Morgentemperatur stieg von -2°C am 23.3. auf 5°C am 26.3., die Tageshöchsttemperatur lag am 22.3. bei 10°C, am 24.3. bei 16°C, an den folgenden, bewölkten Tagen ging sie etwas zurück.

In den Nächten bis 24./25.3. bestand zwischen Oberwart und Masenberg stets eine Inversion, tagsüber labile Schichtung. Labil war das Temperaturprofil auch am bedeckten 25.3.

Die Ozonkonzentration zeigt tagsüber stets gute vertikale Durchmischung, nachts sank sie in Oberwart und v. a. in Hartberg bis nahe null; etwas besser war die Durchmischung nur in der Nacht 25./26.3.

#### Immission

Die PM10-Belastung war regional relativ einheitlich und stieg von 22. bis 25.3. kontinuierlich an. Diesem Verlauf überlagert waren Spitzen v. a. abends, aber auch morgens parallel zu erhöhter NO<sub>x</sub>-Belastung bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen. In Oberwart ging die PM10-Belastung sowohl nachmittags als auch nachts stärker zurück als in Güssing.

Der o. g. Frontdurchgang brachte in der Nacht 25./26.3. einen langsamen Rückgang der PM10-Belastung.