



STATUSERHEBUNG ZUR PM10- BELASTUNG IN IMST

PM10-Grenzwertüberschreitung an der Messstelle
Imst-Imsterau im Jahr 2003

Christian Nagl
Wolfgang Spangl
Jürgen Schneider

Erstellt im Auftrag der
Tiroler Landesregierung,
Abteilung Waldschutz

Wien, Februar 2005



Projektleitung

Christian Nagl

ProjektmitarbeiterInnen

Lufthygiene:	Wolfgang Spangl, Jürgen Schneider
Analytik:	Gundi Lorbeer Cristina Trimbacher
Geografische Informationssysteme:	Kerstin Placer
Umweltmanagement, Verkehr & Lärm:	Günther Lichtblau Agnes Kurzweil Roman Ortner
Integrierte Anlagentechnologien:	Ute Kutschera
Geologische Bundesanstalt:	Hassan Neinavaie

Layout

Regina Kiss

Erstellt im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abteilung Waldschutz

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

INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	5
1.1	Rechtliche Rahmenbedingungen und Immissionssituation 2003.....	5
1.2	Meteorologische Einflussfaktoren	5
1.3	Quellen der PM10-Belastung an der Messstelle Imst	6
1.4	Voraussichtliches Sanierungsgebiet	7
1.5	Vorschläge für Maßnahmen zur Verringerung der PM10-Belastung	8
1.6	Empfehlungen für weitere Untersuchungen	11
1.7	Staubniederschlag	12
2	EINLEITUNG	13
3	EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB	15
3.1	Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln	15
3.1.1	Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen	15
3.1.2	Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews.....	16
3.2	Größenverteilung der Partikel	18
3.3	Quellen	20
3.4	Chemische Zusammensetzung von Partikeln	21
3.5	Senken von Partikeln	24
3.6	Messmethoden	26
3.7	Rechtliche Regelungen	27
4	DATENGRUNDLAGE	29
4.1	Untersuchungsgebiet	29
4.2	Beschreibung der Messstellen	32
4.2.1	Luftgütemessstelle Imst Imsterau	33
4.2.2	Staubniederschlagsmessstellen.....	34
4.2.3	Angaben zu Probenahme- und Messmethoden.....	37
4.3	Bewertung der Datenlage	38
4.3.1	Luftqualitätsdaten	38
4.3.2	Emissionsdaten	38
4.3.3	Meteorologische Daten	38
4.4	Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen	39
4.4.1	PM10-Messungen	39
4.4.2	Emission.....	39
4.4.3	Meteorologie.....	40
5	STAUBEMISSIONEN	41
5.1	Österreichische Staubemissionen	41
5.2	Wesentliche Staubquellen im Untersuchungsgebiet	42
5.3	Straßenverkehr	42
5.3.1	Berechnung der Verkehrsemissionen	42
5.3.2	Ergebnisse der Emissionsberechnungen des Straßenverkehrs	43
5.4	Hausbrand	47
5.5	Industrie und Gewerbe	50
5.6	Emissionen aus Abbau und Schüttgutumschlag	51

5.7	Off-Road-Sektor.....	51
5.8	Emissionen der Bauwirtschaft.....	51
5.9	Land- und Forstwirtschaft.....	53
5.10	Emissionen von Stickstoffoxiden, Ammoniak und Schwefeldioxid	53
6	DIE METEOROLOGISCHE SITUATION	55
6.1	Windverhältnisse.....	55
6.2	Ausbreitungsbedingungen und Inversionshäufigkeiten.....	56
6.3	Überblick über die Witterung 2003	58
7	DIE PM10-BELASTUNG IN ÖSTERREICH	63
7.1	Die PM10-Belastung in Österreich im Jahr 2003.....	63
7.2	Die Entwicklung der PM10-Belastung in Österreich in den Jahren 2000 bis 2003.....	66
8	ANALYSE DER PM10-BELASTUNG IN IMST	71
8.1	Die PM10-Belastung in Imst in den Jahren 2002 und 2003.....	71
8.2	Diskussion der Belastungsepisoden mit PM10-TMW über 50 µg/m ³ in den Jahren 2002 bis 2004	75
8.3	Schadstoffwindrosen.....	78
8.4	Abhängigkeit der Konzentration von der Windgeschwindigkeit.....	80
8.5	Wochengänge.....	81
8.5.1	Straßenverkehr.....	82
8.5.2	Stickstoffoxide	84
8.5.3	PM10	85
8.6	Mittlere Tagesgänge	87
8.6.1	Tagesgänge des Straßenverkehrs an der A12 und der B171.....	88
8.6.2	Stickstoffoxide	90
8.6.3	PM10	92
8.7	Zusammenhang zwischen NO _x - und PM10-Konzentration	94
8.7.1	Zeitlicher Verlauf	95
8.7.2	Wochen- und Tagesgänge.....	96
8.7.3	Abhängigkeit des PM10/NO _x -Verhältnis von der Niederschlagsmenge.....	97
8.7.4	Windrichtungsabhängigkeit.....	97
8.8	Schadstoffkonzentration und Ausbreitungsklasse	98
8.9	Zusammenhang zwischen PM10 und Niederschlag.....	100
9	ELEKTRONENMIKROSKOPISCHE UNTERSUCHUNGEN	103
9.1	Prüfverfahren.....	103
9.2	Donnerstag, 12. Dezember 2002	103
9.3	Freitag, 10. und Samstag, 11. Jänner 2003.....	105
9.4	Wischprobe Dienstag, 7.12.2004.....	108
9.5	Resümee	109
10	FAKTOREN, DIE ZU DEN ÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN – PM10..	111
10.1	Mögliche Quellen der PM10-Belastung 2002 bis 2004	111
10.2	Beiträge von „normalen“ Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand und Industrie einschließlich Schadstoffakkumulation.....	113
10.2.1	Herkunftsgebiet der Grundbelastung	114
10.2.2	Emissionen, die zur Grundbelastung beisteuern.....	115

10.2.3	Holzverarbeitende Industrie.....	115
10.2.4	Abschätzung des Herkunftsgebietes lokaler, zeitlich variabler Emissionen.....	116
10.2.5	Emissionen, die zum lokalen, zeitlich variablen Beitrag beisteuern	116
10.3	Bautätigkeit.....	117
10.4	Abschätzung der Immissionsbeiträge PM10.....	118
10.5	Von Grenzwertüberschreitungen möglicherweise betroffenes Gebiet	119
11	VORAUSSICHTLICHES SANIERUNGSGEBIET – PM10.....	121
12	STAUBNIEDERSCHLAG	123
12.1	Darstellung der Belastungssituation	123
12.2	Herkunft der erhöhten Staub-Deposition an der Messstelle B171 Tankstelle	126
12.3	Voraussichtliches Sanierungsgebiet Staubbiederschlag	127
13	MÖGLICHE MAßNAHMEN – PM10.....	129
13.1	Straßenverkehr	129
13.1.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	130
13.1.2	Maßnahmen außerhalb des IG-L.....	132
13.2	Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen).....	142
13.2.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	142
13.2.2	Maßnahmen außerhalb des IG-L.....	143
13.3	Anlagen (Industrie, Gewerbe)	143
13.3.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	143
13.3.2	Maßnahmen außerhalb des IG-L.....	144
13.4	Bauwirtschaft - Maßnahmen außerhalb des IG-L	144
13.5	Mineralrohstoffabbau und Schüttgutumschlag – Maßnahmen außerhalb des IG-L	145
13.6	Off-Road-Verkehr	145
13.7	Verwendung bestimmter Stoffe, Zubereitungen und Produkte - Maßnahmen im Rahmen des IG-L	145
13.8	Maßnahmen zur Verminderung der NOx-Emissionen.....	146
13.9	Zusammenfassung der wesentlichen Maßnahmen	147
14	MÖGLICHE MAßNAHMEN - STAUBNIEDERSCHLAG.....	149
15	INFORMATIONEN GEMÄß EU-RL 1996/62/EG, ANHANG IV, PM10	151
16	LITERATUR	155
ANHANG 1: TAGESMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION IN IMST, 2003		159
ANHANG 2: GRENZWERTE GEMÄß RL 1999/30/EG		163
ANHANG 3: BESCHREIBUNG DER BELASTUNGSEPIDODEN		165
ANHANG 4: ÜBERSICHT ÜBER DIE PM10-DATEN IN ÖSTERREICH 2003		187
ANHANG 5: MONATSMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION 2002 UND 2003		191
ANHANG 6: BESTIMMUNG VON STANDORTFUNKTIONEN FÜR DIE PM10-MESSUNG.....		193
ANHANG 7: RASTERELEKTRONENMIKROSKOPISCHE AUFNAHMEN.....		201

1 ZUSAMMENFASSUNG

1.1 Rechtliche Rahmenbedingungen und Immissionsituation 2003

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 PM10¹ beträgt dieser Grenzwert 50 µg/m³ als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind, sowie 40 µg/m³ als Jahresmittelwert.

Der Grenzwert für Staubbiederschlag beträgt 210 mg/(m².Tag).

Der Grenzwert für den PM10-Tagesmittelwert wurde im Jahr 2003 an der Messstelle Imst Imsterau an 92 Tagen – und damit an deutlich mehr als den 35 zulässigen Tagen – überschritten. Die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge gemäß Richtlinie 1999/30/EG – 60 µg/m³ im Jahr 2003 als Tagesmittelwert, wobei ebenfalls 35 Überschreitungen zulässig wären – wurde an 56 Tagen überschritten. Bis Ende 2005 sind daher Pläne und Programme zur Vermeidung dieser Überschreitungen auszuarbeiten und an die Europäische Kommission zu übermitteln.

Die Messung der PM10-Belastung erfolgt derzeit mittels kontinuierlich registrierenden Messgeräts. Eine Umstellung auf die gemäß Messkonzept zum IG-L vorgesehene gravimetrische Referenzmethode wird dringend empfohlen (UMWELTBUNDESAMT, 2004d).

Mit einem Jahresmittelwert von 215 mg/(m².Tag) wurde an der Messstelle Imst B171-Tankstelle der Jahresmittelwert für den Staubbiederschlag knapp überschritten.

1.2 Meteorologische Einflussfaktoren

Die Messstelle Imst liegt im Oberinntal im Mündungsbereich des Gurgeltales, südlich der Stadt Imst. Die verfügbaren meteorologischen Messdaten deuten darauf hin, dass die Messstelle durchwegs im Bereich des Talwindes des Inntals liegt, die Hauptwindrichtungen sind Ost und West. Entsprechend den Charakteristika der Talwindzirkulation tritt Westwind (Talabwind) überwiegend nachts bis vormittags, Ostwind (Taleinwind) nachmittags auf. Die mittlere Windgeschwindigkeit ist sehr niedrig. Luftmassenaustausch mit dem Gurgltal und dem Bereich der Stadt Imst dürfte bei den gegebenen Windverhältnissen nur selten stattfinden. Die Messstelle Imst ist damit vor allem Schadstofftransport aus dem Inntal ober- und unterhalb des Gurgeltales ausgesetzt, wobei bei Westwind auch Emissionen in den größeren Seitentälern des Inntals oberhalb von Imst zur PM10-Belastung an der Messstelle Imst beitragen können.

Hohe PM10-Konzentrationen treten vor allem im Winter bei austauscharmen Wetterlagen mit starken und bodennahen Inversionen auf. Infolge der topographischen Verhältnisse wird hier die Schadstoffverdünnung noch ungünstiger beeinflusst als im vergleichsweise breiten Unterinntal.

¹ PM10 im Sinne des IG-L bezeichnet die Partikel, die einen gröÙselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50% aufweist.

1.3 Quellen der PM10-Belastung an der Messstelle Imst

Der Grenzwert für PM10 – mehr als 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - wurde im Jahr 2003 an der Messstelle Imst Imsterau überschritten; in diesem Jahr wurden 92 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beobachtet.

Das „Einzugsgebiet“ der Messstelle Imst, dessen Emissionen für die PM10-Belastung (sowie die Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole) an der Messstelle Imst verantwortlich sind, umfasst das gesamte Obere Inntal westlich von Imst einschließlich dessen Seitentäler sowie das Inntal unterhalb von Imst bis ungefähr in den Bereich von Telfs; dieser Bereich wird als Untersuchungsgebiet abgegrenzt (fallweise tragen bei länger anhaltendem Ostwind Quellen im gesamten Tiroler Inntal) – siehe Kapitel 1.4.

Entsprechend den Abschätzungen in Kapitel 10 stammen die bedeutendsten Beiträge der PM10-Belastung in Imst aus folgenden Quellen:

- Ø ca. 50% Emissionen im gesamten Einzugsgebiet der Messstelle (Inntal oberhalb von Telfs sowie Seitentäler des Inntals oberhalb von Imst); hierzu sind auch sekundäre Partikel zu rechnen, die aus NO_x-, SO₂- und NH₃-Emissionen in diesem Gebiet gebildet werden, sowie Emissionen der Industrie (u. a. Holzverarbeitung, Fa. Pfeifer an der Imsterbergstraße);
- Ø ca. 30% Emissionen aus Straßenverkehr² und Hausbrand in einem lokalen Umkreis von wenigen Kilometern um die Messstelle;
- Ø ca. 20% Bautätigkeit an der Imsterbergstraße (ohne Abgasemissionen aus Baumaschinen und Baustellenverkehr).

Mit den vorliegenden Daten lassen sich die Emissionen aus Straßenverkehr (Abgas und Wiederaufwirbelung) und Hausbrand im Untersuchungsgebiet quantifizieren. Die PM10-Emissionen dieser Quellen im gesamten Einzugsgebiet der Messstelle machen 176 t/Jahr aus. Davon stammen 123 t aus dem Straßenverkehr, wobei auf PKW 84 t/Jahr und auf LKW 39 t/Jahr entfallen; und 53 t/Jahr aus dem Hausbrand. Die höchsten Emissionen des Straßenverkehrs sind der A12 und der S16 zuzuordnen. Auf das Gemeindegebiet von Imst selbst entfallen PM10-Emissionen in der Höhe von 13,8 t/Jahr, davon 9,3 t auf den Verkehr und 4,5 t aus dem Hausbrand, d. h. etwas weniger als 8% der Emissionen aus diesen Quellen im Untersuchungsgebiet.

Eine Emissionsabschätzung des westlich der Messstelle gelegenen Werkes der Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG ergibt Staub- bzw. PM10-Emissionen³ in der Höhe von 8,7 t/a⁴. Über den Einfluss von anderen Industriebetrieben und Bergbautätigkeit liegen kaum verwertbare Informationen vor.

Die PM10- und NO_x-Immissionsbelastung haben im Verlauf der Jahre 2003 und 2004 deutlich zugenommen (stärker als an anderen Tiroler Messstellen), sodass davon auszugehen ist, dass auch die Emissionen auf der Imsterbergstraße in diesem Zeitraum deutlich angestiegen sind. Dies könnte mit der Eröffnung des FMZ Kinocenters im Oktober 2003 und des neuen Fachmarktzentrums „Zima“ und „Imster Kaufpark“ am 29. September 2004 in Zusammenhang stehen (bzw. der vorhergehenden Bautätigkeit). Nachdem keine aktuellen Daten über das Verkehrsaufkommen auf der Imsterbergstraße vorliegen, konnten die PM10-Emissionen auf dieser Straße im Jahr 2003 nicht exakt quantifiziert werden. Die Bedeutung

² Über den Anteil des Baustellenverkehrs an den Emissionen des Straßenverkehrs kann mangels vorliegender Daten keine Aussage gemacht werden.

³ Bei einem Multizyklon weisen die gemessenen Staubpartikel fast ausschließlich Partikelgrößen $< 10 \mu\text{m}$ auf, da grobe Teilchen durch die Fliehkraftwirkung gut abgeschieden werden.

⁴ Gestützt auf eine einmalige Abgasmessung 1994. Bei Einhaltung des Bescheidwertes könnten die Emissionen bis zu 21 t/Jahr betragen.

von Einkaufs- und Freizeitverkehr ist auch an den hohen PM10-Konzentrationen an Samstag – verglichen mit anderen Tiroler Messstellen – zu erkennen; u. a. traten an Samstag im Dezember 2003 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ auf.

Der Einfluss von Bautätigkeit auf die PM10-Belastung an der Messstelle Imst wurde indirekt anhand des zeitlichen Belastungsmusters und im Vergleich mit der NO_x-Belastung abgeschätzt. Die Auswertungen lassen vermuten, dass eine zeitweise Zunahme der PM10-Belastung durch Bautätigkeit in erster Linie durch Aufwirbelung von Staub verursacht wird, der von Baustellen oder von Baufahrzeugen auf die Imsterbergstraße eingebracht wird. In selteneren Fällen dürfte Staubaufwirbelung von Baustellen selbst (Bodenaushub oder Schüttgutumschlag) die Ursache erhöhter PM10-Belastung gewesen sein. Darüber hinaus tragen die Abgasemissionen von Baufahrzeugen und Lieferverkehr (LKW) zur PM10-Belastung bei.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie legen allerdings nahe, dass auch ohne den Einfluss von lokaler Bautätigkeit der PM10-Grenzwert im Jahr 2003 durch „normale“ Emissionen allein überschritten worden wäre.

Über Emissionen der Industrie in Imst liegen lediglich Angaben zur Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG vor (siehe Kapitel 5.5). Die elektronenmikroskopischen Untersuchungen von drei PM10-Proben zeigen an einem Tag mit Westwind – neben Dieselruß als dominierender Partikelfraktion – einen relativ hohen Anteil an Holzfasern. Dies deutet auf einen Beitrag holzverarbeitender Betriebe zur Belastung hin.

Über den Beitrag sekundärer anorganischer Aerosole zur PM10-Belastung in Imst liegen keine Informationen vor. Untersuchungen im Unterinntal (siehe UMWELTBUNDESAMT, (2004)) haben an ausgewählten Tagen im Herbst bzw. Winter einen Beitrag von ca. 10 µg/m³ ergeben, für welchen Emissionen von SO₂, NO_x und NH₃ im gesamten Untersuchungsgebiet verantwortlich sind.

Bei der Ausarbeitung von Maßnahmen ist zu berücksichtigen, dass Emissionen durch Bautätigkeit ein temporäres Phänomen darstellen, während die durch den Ausbau des Einkaufs- und Gewerbegebietes an der Imsterbergstraße verursachten Emissionen des Straßenverkehrs, aber auch aus Raumheizung sowie Prozessemissionen, langfristig wirksam sind.

1.4 Voraussichtliches Sanierungsgebiet

Als Sanierungsgebiet ist im IG-L jenes Gebiet definiert, in dem sich die Emissionsquellen befinden, für die in einem Maßnahmenkatalog Anordnungen getroffen werden können. Das „Einzugsgebiet“ für PM10 der Messstelle Imst umfasst aufgrund der topographischen und meteorologischen Gegebenheiten das gesamte Obere Inntal westlich von Imst einschließlich dessen Seitentäler, sowie das Inntal unterhalb von Imst bis ungefähr bis Telfs.

Entsprechend den in Kapitel 1.3 bzw. 10 dargelegten Beiträgen ist ca. die Hälfte der PM10-Belastung in Imst (an Tagen mit über 50 µg/m³ im Jahr 2003) Emissionen primärer Partikel sowie Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel (NO_x, SO₂, NH₃) im gesamten Einzugsgebiet der Messstelle zuzuordnen, die andere Hälfte Emissionen im lokalen Umkreis der Messstelle von wenigen Kilometern.

Innerhalb des Einzugsgebietes spielen die Emissionen im **Inntal zwischen Telfs und Landeck** aufgrund der hohen Besiedlungs- und Verkehrsdichte eine besondere Rolle, dieses Gebiet inkl. des Gemeindegebietes von Imst bis zu einer Höhe von etwa 150 m über dem Talboden wird daher als Sanierungsgebiet vorgeschlagen. Allerdings ist auch ein Einfluss von Emissionen in den dünner besiedelten Talabschnitten (Inntal oberhalb von Landeck, Stanzertal, Paznaun) nicht auszuschließen.

Zu den lokalen Emissionen tragen Straßenverkehr, Hausbrand und Bautätigkeit, möglicherweise auch Industrie und Gewerbe bei. Einen besonders großen Einfluss auf die PM10-Belastung an der Messstelle Imst übt der Verkehr auf der Imsterbergstraße und auf der A12 südlich von dieser aus, sodass Maßnahmen in diesem Bereich eine besonders hohe Wirksamkeit aufweisen.

Die vorliegenden meteorologischen Informationen erlauben keine eindeutigen Aussagen über den Beitrag Emissionen im Stadtzentrum von Imst sowie der Betriebe am östlichen Stadtrand von Imst für die PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau. Die Messstelle Imst dürfte überwiegend im Bereich des Talwindes des Inntals liegen und damit vergleichsweise weniger von Emissionen im Gurgltal beeinflusst werden. Folglich könnte das Gurgltal oberhalb von Imst aus dem Sanierungsgebiet ausgenommen werden.

1.5 Vorschläge für Maßnahmen zur Verringerung der PM10-Belastung

In Hinblick auf die sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Bereich Imst und auf die künftige Absenkung des PM10-Grenzwertes sollten Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung mit hoher Priorität gesetzt werden.

Entwicklungen, welche zu einer Zunahme der PM10-Emissionen führen, sollten unbedingt vermieden werden.

Als Hauptquellen der PM10-Belastung an der Messstelle Imst (siehe Kapitel 10) lassen sich PKW- und LKW-Verkehr im gesamten oberen Inntal zwischen Telfs und Landeck, PKW- und LKW-Verkehr auf der Imsterbergstraße und auf der A12 im Gemeindegebiet von Imst, Bautätigkeit an der Imsterbergstraße und Hausbrand im oberen Inntal zwischen Telfs und Landeck identifizieren. Ein möglicher Beitrag von Emissionen aus Industrie und Gewerbe im Untersuchungsgebiet lässt sich mangels verwertbarer Daten nicht quantifizieren. Maßnahmen sollten primär bei diesen Hauptverursachern ansetzen.

Als zielführende Maßnahmen im Bereich **Straßenverkehr** sind zu nennen:

- **Maßnahmen im Rahmen des IG-L:**
 - Verkehrsbeschränkungen u. U. zeitlich begrenzt und für bestimmte Fahrzeugkategorien (z. B. EURO 0).
 - Geschwindigkeitsbeschränkungen auf 80/100 für PKW (außerorts/Autobahnen).
 - Zusätzlich sind begleitende Maßnahmen wie z. B. erweiterte Angebote im Öffentlichen Verkehr sowie Geschwindigkeitskontrollen zu empfehlen.
- **Technische Maßnahmen** –Abgasemissionen des Einzelfahrzeuges:
 - Verstärkte Kontrolle zur Verringerung des Anteils von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen im Straßenverkehr mit offensichtlich erhöhten Emissionen.
 - Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge.
 - Benachteiligung von emissionsstarken Fahrzeugen, Fördern von Abgas-Nachbehandlungstechnologien.
- **Maßnahmen zur Verringerung der Wiederaufwirbelung:**
 - Reduktion des Eintragens 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.
- **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 NOx vermindert werden. Daneben sind positive Nebeneffekte, u. a. die Verminderung der Emission von Treibhausgasen und von Lärm, zu erwarten. Maßnahmen insbesondere für das Einkaufs- und Gewerbegebiet Imst wären z. B. Auflagen betreffend die Bereitstellung von Öffentlichen Verkehrsmitteln, die Einhaltung eines festgelegten Modal Splits⁵ oder die Parkraumbewirtschaftung. Weitere systembezogene Maßnahmen wären:
 - Ausbau bzw. Förderung des Öffentlichen Verkehrs
 - für den Pendlerverkehr nach Imst und nach Innsbruck;
 - für den Freizeitverkehr – Anreise und lokaler Verkehr von Touristen – in das obere Inntal und dessen Seitentäler (Ötztal, Pitztal, Kaunertal, Paznaun, Stanzertal, Fernpass);
 - verbesserte Anbindung des Fachmarktzentrums Imst an der Imsterbergstraße mit öffentlichen Verkehrsmitteln.

Hierbei wird die Erstellung eines regionalen ÖV-Konzeptes empfohlen.

- Bewirtschaftung privater Verkehrserzeuger und Querfinanzierung für den Umweltverbund
- Ausbau / Errichtung von Park&Ride-Anlagen;
- Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene;
- Fördern des betrieblichen Mobilitätsmanagements;
- Begutachtung der Auswirkungen der geplanten Straßeninfrastrukturprojekte insbesondere in Hinblick auf PM10

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

Konsequente **Raumordnung**:

- Über kompakte Siedlungsstrukturen und die Vermeidung von verkehrserzeugenden Standorten (z. B. Einkaufszentren udgl.) sollen einerseits Wege vermieden, andererseits der ökonomische Einsatz von Öffentlichen Verkehrsmitteln ermöglicht werden.
- Ein etwaiger weiterer Ausbau des Einkaufszentrums und des Gewerbegebietes an der Imsterbergstraße ist kritisch zu hinterfragen. In jedem Fall sollten weitere Zunahmen des motorisierten Individualverkehrs bzw. Zunahmen der Emissionen vermieden werden. Um einer Verlagerung der Entwicklung von Verkaufsflächen auf Nachbargemeinden und in der Folge einer Verlagerung der Verkehrsproblematik entgegenzuwirken, sollte in jedem Fall eine regionale Lösung angestrebt werden.

⁵ Die Forderung nach einem festgelegten Modal Split (Verkehrsmittelwahl) ist bereits in der Schweiz Praxis. So wurde z. B. im Rahmen der UVP zum Kino- und Fachzentrum im Grüt in Adliswil / ZH ein ÖV-Anteil von 32% als Auflage gefordert [SAGER, SCHENKER, 2003].

Eine Reihe von möglichen Maßnahmen fällt in den Kompetenzbereich des Bundes. Verschiedene Maßnahmen sind in der Studie „Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der Schwebestaub-Belastung“, zusammengefasst [UMWELTBUNDESAMT, 2004c].

Als effizientesten Maßnahmen im Verkehrsbereich sind zu nennen:

- ü Fahrleistungsabhängige Maut - auch für PKW.
- ü Erhöhung der Mineralölsteuer sowie Anpassung des Steuersatzes für Diesel an jenen für Otto-Kraftstoffe.
- ü Förderung von Entwicklung und Anwendung alternativer Fahrzeug- und Antriebskonzepte (alternative Kraftstoffe, Hybridkonzepte, etc.).
- ü Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen und von Partikelfiltern oder Partikelkatalysatoren bei Gebrauchtfahrzeugen.
- ü Dieselpartikelfilter bei land- und forstwirtschaftlichen Geräten.
- ü Einbau von Dieselpartikelfiltern bzw. Partikelkatalysatoren im Off-Road Bereich.
- ü Lobbying auf EU-Ebene, um eine möglichst hohe und rasche Absenkung der Emissionsgrenzwerte für Neufahrzeuge zu erreichen.
- ü Kontrolle der Einhaltung von Emissionsstandards.
- ü Generelle Geschwindigkeitsbeschränkung 80/100 in belasteten Gebieten.
- ü Anpassung der NOVA.
- ü Strategische Umweltprüfung des Generalverkehrsplanes mit einem hohen Stellenwert für lufthygienische Belange.
- ü Förderung des Öffentlichen Personenverkehrs.
- ü Förderung des Güterverkehrs auf der Schiene.
- ü Bewusstseinsbildende Maßnahmen – Informationskampagnen.
- ü Koordinierung der Kompetenzen in der Verkehrs- und Raumplanung.
- ü Rasche Umsetzung der NEC-Strategie.

Von Seiten der Tiroler Landesregierung sollte daher auf eine möglichst rasche Umsetzung dieser Maßnahmen gedrängt werden.

Im Bereich **Raumwärme** sind als mögliche Maßnahmen zu nennen:

- Verbot von Kohleheizungen (bei gleichzeitiger Abfederung von sozialen Härten);
- Ausbau der Fernwärme
- verstärkte Wärmedämmmaßnahmen bei Althausanierungen sowie
- eine verstärkte Überprüfung von Heizungsanlagen, insbesondere von Festbrennstoffheizungen.

Die wichtigsten Quellen von Staub auf Baustellen sind neben den Abgasemissionen der verschiedenen Baugeräte und Fahrzeuge Staubaufwirbelung beim Befahren von unbefestigten Straßen, Abbruchvorgänge und Winderosion, Schütt- und Schneidvorgänge, Staub- und Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen sowie Emissionen des zu- und abfahrenden LKW-Verkehrs. Eine Ausweitung der Verordnung über Maßnahmen für bestimmte Baumaschinen und Baustellengeräte mit Verbrennungsmotoren auf das gesamte Inntal bzw. gegebenen-

falls dessen Seitentäler wäre zu empfehlen. Zur weitergehenden Reduktion der diffusen Emissionen sind auch Maßnahmen aus die Schweizer Baurichtlinie zielführend [BUWAL, 2002]⁶.

Bei den Emissionen von **Industrie- und Gewerbebetrieben** kann ein Einfluss des nahegelegenen Werkes der Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG nicht ausgeschlossen werden. Hier wäre die Einbaumöglichkeit eines Gewebefilters zu überprüfen. Aussagen zu anderen Betrieben sind mangels vorliegender Daten nicht möglich, Voraussetzung für die Ausarbeitung von Maßnahmen ist eine genauere Erhebung von Betrieben mit hohen Staubemissionen.

Die vorliegenden meteorologischen Informationen erlauben keine eindeutigen Aussagen über den Beitrag Emissionen im Stadtzentrum von Imst sowie der Betriebe am östlichen Stadtrand von Imst für die PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau. Damit ist auch schwer zu beurteilen, welche Auswirkungen die Inbetriebnahme des Fernheizwerkes, welche die pyrogenen Emissionen des an der Fabrikstraße gelegenen Werkes der Fa. Pfeifer deutlich verringert, auf die PM10-Belastung an der Imsterbergstraße haben wird.

1.6 Empfehlungen für weitere Untersuchungen

Für das gesamte obere Inntal (inklusive Imst) liegen keine Informationen über die **chemische Zusammensetzung** von PM10 vor. Entsprechende Daten wären essentiell für eine Zuordnung der PM10-Belastung zu primären PM10-Emissionen und sekundär gebildeten anorganischen Aerosolen, v. a. Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat. Zudem würden Inhaltsstoffanalysen die Quellzuordnung primärer Partikel erleichtern (etwa zur Unterscheidung von Verbrennungsaerosolen und aufgewirbeltem Material). Hierfür würden auch Messungen anderer Staubfraktionen (etwa PM2,5) wichtige Hinweise geben. Empfohlen wird die Untersuchung der chemischen Zusammensetzung im Rahmen einer längeren Messreihe zur Erfassung der PM10-Belastung mit der **gravimetrischen Methode**.

Die vorliegenden PM10-Messdaten erlauben keine ausreichenden Aussagen über das Gebiet, dass von Grenzwertverletzungen betroffen ist. Es wird vorgeschlagen, im Rahmen von temporären Messungen in Landeck, im Stadtzentrum von Imst sowie im Inntal zwischen Imst und Innsbruck – vorgeschlagen wird Telfs als größte Stadt dieses Gebietes – die PM10-Belastung im oberen Inntal zu erheben. Die Messungen an der Station Imst-Imsterau, die sehr wahrscheinlich einen Belastungsschwerpunkt darstellt, sollten jedenfalls an dem derzeitigen Standort weitergeführt werden.

Die **PM10-Emissionen von Industrie und Gewerbe** sollten in dem Untersuchungsgebiet systematisch erhoben werden, da sie eine Voraussetzung für die Abschätzung des Beitrages dieser Emittenten zur PM10-Belastung in Imst darstellen, v. a. die Betriebe im Nahbereich der Messstelle.

Für eine präzisere Beurteilung des Beitrags von **Bautätigkeit** wären detaillierte Angaben über den Ablauf bestimmter Arbeiten u. a. in der Nähe der Messstelle erforderlich.

Wesentlich für die Planung von Maßnahmen im Bereich des Straßenverkehrs wäre eine **aktuelle Erhebung der Verkehrsströme** auf der Imsterbergstraße und der A12, die eine Abgrenzung von Einkaufs-, Tourismus- und Pendlerverkehr ermöglichen. Aufgrund des Ausbaues der Einkaufs- und Freizeiteinrichtungen an der Imsterbergstraße geben die vorliegenden Verkehrsdaten nicht die aktuelle Situation wieder.

⁶ Kernpunkte dieser Verordnung sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen, definierte Anforderungen an alle Arbeitsprozesse sowie an Maschinen und Geräte.

Da das untere Gurgltal bzw. das Inntal im Bereich südlich von Imst von einer erheblichen - und schwierig zu interpretierenden – Schadstoffbelastung betroffen ist, werden weiterführende **meteorologische Messungen** empfohlen. Für eine seriöse Beurteilung der Windverhältnisse und der Ausbreitungsbedingungen im unteren Gurgltal, d. h. im Bereich der Luftgütemessstelle Imst, wären Windmessungen entweder direkt an der Messstelle oder im untersten Gurgltal erforderlich. Zur Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen wären Temperaturprofilmessungen erforderlich.

1.7 Staubniederschlag

Der Grenzwert für Staubniederschlag wurde im Jahr 2003 an der Messstelle Imst B171-Tankstelle mit 215 mg/(m².Tag) überschritten.

Die hohe Belastung durch Staubniederschlag lässt sich wesentlich auf die Lage der Messstelle zwischen zwei Straßen mit unterschiedlichem Niveau und unmittelbar bei einer Tankstelleneinfahrt zurückführen. Als wahrscheinlichste Ursache der Grenzwertüberschreitung an dieser Messstelle lässt sich aufgewirbelter Straßenstaub angeben, darüber hinaus biogenes Material. Ein bedeutender Beitrag holzverarbeitender Betriebe ist nicht offenkundig.

Mögliche Maßnahmen zur Reduktion der Belastung durch Staubniederschlag wären:

- ü Verminderung des Staubeintrags auf Straßen;
- ü Verstärkte Straßenreinigung, v. a. im Sommer sowie eine
- ü Verminderung des Verkehrsaufkommens.

2 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 sind⁷, sowie $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert. Die Grenzwerte für PM10 sind mit 7.7.2001 in Kraft getreten.

Der Grenzwert für Staubbiederschlag beträgt $210 \text{ mg}/(\text{m}^2.\text{Tag})$.

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

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

Der Grenzwert für PM10 – mehr als 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - wurde im Jahr 2003 an der Messstelle Imst Imsterau überschritten. In diesem Jahr wurden 92 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beobachtet.

Der Grenzwert für Staubbiederschlag wurde im Jahr 2003 an der Messstelle Imst B171-Tankstelle mit $215 \text{ mg}/(\text{m}^2.\text{Tag})$ überschritten.

Das Umweltbundesamt wurde vom Amt der Tiroler Landesregierung mit der Durchführung einer Statuserhebung gemäß §8 IG-L zu diesen beiden Grenzwertüberschreitungen beauftragt.

⁷ bis Ende 2004. Von 2005 bis 2009 sind 30 Überschreitungen, ab 2010 sind 25 Überschreitungen zulässig.

3 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB

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

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

Eine weitere Größe, von der allerdings verglichen mit der Massenkonzentration kaum Messdaten vorliegen, ist die Anzahl sowie die Oberfläche der Partikeln.

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

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

3.1 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln

3.1.1 Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen

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

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

- die Exposition der Bevölkerung unter ‚realen‘ Bedingungen stattfindet;
- sehr große Kollektive erfasst werden können, inklusive jener Personen, die besonders empfindlich auf Luftschadstoffe reagieren. Hierzu zählen – abhängig von Luftschadstoff und konkreter Auswirkung – Kinder, ältere Personen sowie durch existierende Krankheiten geschwächte Individuen. Auswirkungen innerhalb dieser Gruppen können sogar die Gesamteffekte dominieren;
- 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 Effekten, 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, u. a. einer verringerten Herzfrequenzvariabilität, Erhöhung der Plasmaviskosität, Erhöhung des Spiegels an 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 Individuen 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 auch den Vorteil, dass eine genaue Überwachung der Exposition möglich ist. Zudem können höhere Konzentrationen als bei kontrollierten Expositionsstudien angewandt werden. Problematisch hingegen ist die Übertragbarkeit auf den Menschen und die Extrapolation zu niedrigeren Konzentrationen (da die Studien aus methodischen Gründen üblicherweise bei Konzentrationen durchgeführt werden, die weit über jenen liegen, die heutzutage in der Außenluft in Europa gemessen werden). Zudem spiegeln diese Versuche oft nicht die in einer Bevölkerung vorhandenen unterschiedlichen Empfindlichkeiten wider.

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

3.1.2 Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews

Der gegenwärtige WHO-Review über ‚Gesundheitsaspekte der Außenluftqualität in Europa‘ behandelt in erster Linie die Schadstoffe Schwebestaub (Particulate matter, PM), Ozon und Stickstoffdioxid [WHO, 2003].

Einige der wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

- Die Evidenz über einen Zusammenhang der Exposition gegenüber Schwebestaub und z. T. schwerwiegenden Gesundheitsauswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren angenommen.
- PM_{2,5} ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislaufkrankungen.
- Obwohl Feinstaub einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als Grobstaub, gibt es Hinweise, dass auch die grobe Fraktion (PM₁₀ minus PM_{2,5}) 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“).
- Es ist davon auszugehen, dass Schwebestaub *per se* für die Effekte verantwortlich ist.
- Einige Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen einer Reduktion der PM-Belastung und einer Abnahme von Gesundheitseffekten.
- Diverse Studien legen nahe, dass besonders folgende PM-Inhaltsstoffe toxikologisch wirksam sind:
 - § Bestimmte Metalle,
 - § Organische Verbindungen (wie etwa PAKs),
 - § Ultrafeine Partikel und
 - § Endotoxine.
- Kritische Quellen sind Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie Aerosole aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen.

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

Eine Meta-Analyse von europäischen Zeitreihenstudien wurde durchgeführt, deren Ziel die Ableitung von Effektschätzern für etwaige quantitative Abschätzung von Gesundheitsauswirkungen war [WHO, 2004a]. In Tabelle 1 sind exemplarisch die Ergebnisse für den Zusammenhang einer Änderung der täglichen PM₁₀-Konzentration und der akuten Sterblichkeit für verschiedene Todesursachen dargestellt.

Tabelle 1: 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%)
Kardiovaskuläre Mortalität	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 auf Grund dieser Belastungen mit einer Reduktion der Lebenserwartung der durchschnittlichen Bevölkerung von bis zu einem Jahr und mehr gerechnet werden muss [WHO, 2004a].

3.2 Größenverteilung der Partikel

Schwebestaub umfasst im Allgemeinen alle luftgetragenen Partikel. Schwebestaub gelangt entweder direkt in die Luft (primärer Schwebestaub) oder entsteht durch chemische Prozesse aus gasförmigen Vorläuferstoffen in der Atmosphäre. Die einzelnen Partikel können Größen zwischen $0,001 \mu\text{m}$ (1 nm) und $100 \mu\text{m}$ (= 0,1 mm) haben, ebenso variabel ist die chemische Zusammensetzung.

Die Größenverteilung der Partikel zeigt üblicherweise drei Maxima, die auf den Entstehungsprozess zurückgehen. Zumeist wird zwischen der Nukleations-, Akkumulations- und Grobstaubklasse unterschieden (Abbildung 1).

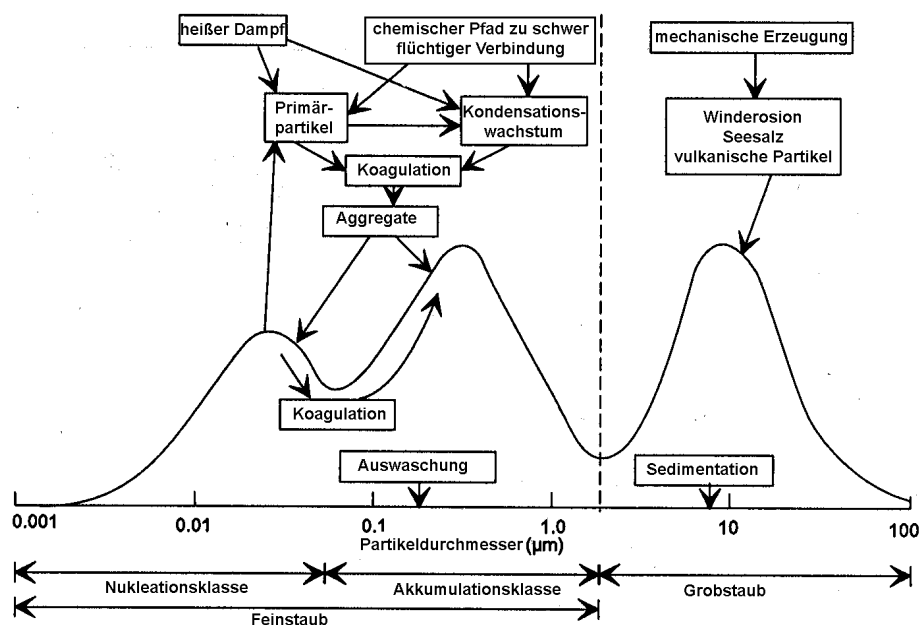


Abbildung 1: Typische Größenverteilung und Entstehungsmechanismen von Partikeln (nach KOUIMTZIS, 1995)

Die Partikel der Nukleationsklasse ($<0,1 \mu\text{m}$ Durchmesser)⁸ entstehen unmittelbar bei Verbrennungsprozessen durch Kondensation von heißen Dämpfen oder durch Kondensation von gasförmigen Vorläufersubstanzen. 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 2).

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.

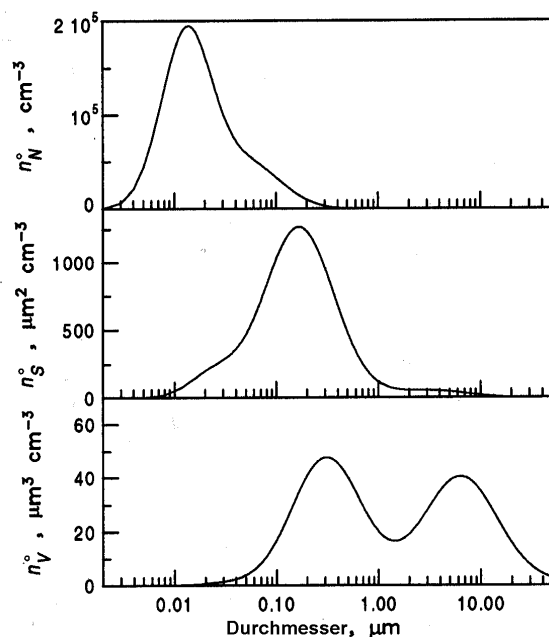


Abbildung 2: Typische Partikelzahl- (oben), Oberflächen- (Mitte) und Volumenverteilung (unten) von städtischem Aerosol (nach SEINFELD & PANDIS, 1998)

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

⁸ In manchen Publikationen werden Partikel unter 100 nm noch in einen Nukleationsmode und einen Aitkenmode unterteilt, wobei letzterer Partikel von 20 bis 100 nm umfasst.

3.3 Quellen

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

Als wesentliche anthropogene Quellen sind folgende von Bedeutung:

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

Bedeutende natürliche Quellen sind z. B.:

- 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 Bodenmaterial⁹;
- biologisches Material (Pollen, Bakterien, Pilzsporen, Abbauprodukte von Pflanzen, etc.). Dieses wird bei der chemischen Analyse dem organischen Kohlenstoff bzw. 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) sowie NO_x , SO_2 und NH_3 , die durch Gas-zu-Partikel-Umwandlungen zum sekundären Aerosol beitragen;
- Vulkane;
- natürliche Feuer (etwa Waldbrände).

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

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

Verschiedene Quellen emittieren Schwebestaub mit einer unterschiedlichen Größenverteilung und unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung. Generell gilt, dass pyrogene Quellen hauptsächlich Schwebestaub kleiner $1 \mu\text{m}$ emittieren, mechanisch generierter Schwebestaub jedoch oft Durchmesser $> 1 \mu\text{m}$ aufweist. Dieser Sachverhalt lässt sich an der Größenverteilung der Partikel, die schematisch in Abbildung 3 dargestellt ist, sehen.

⁹ bei durch den Menschen veränderten Böden sollte diese Quelle zu den anthropogenen gerechnet werden.

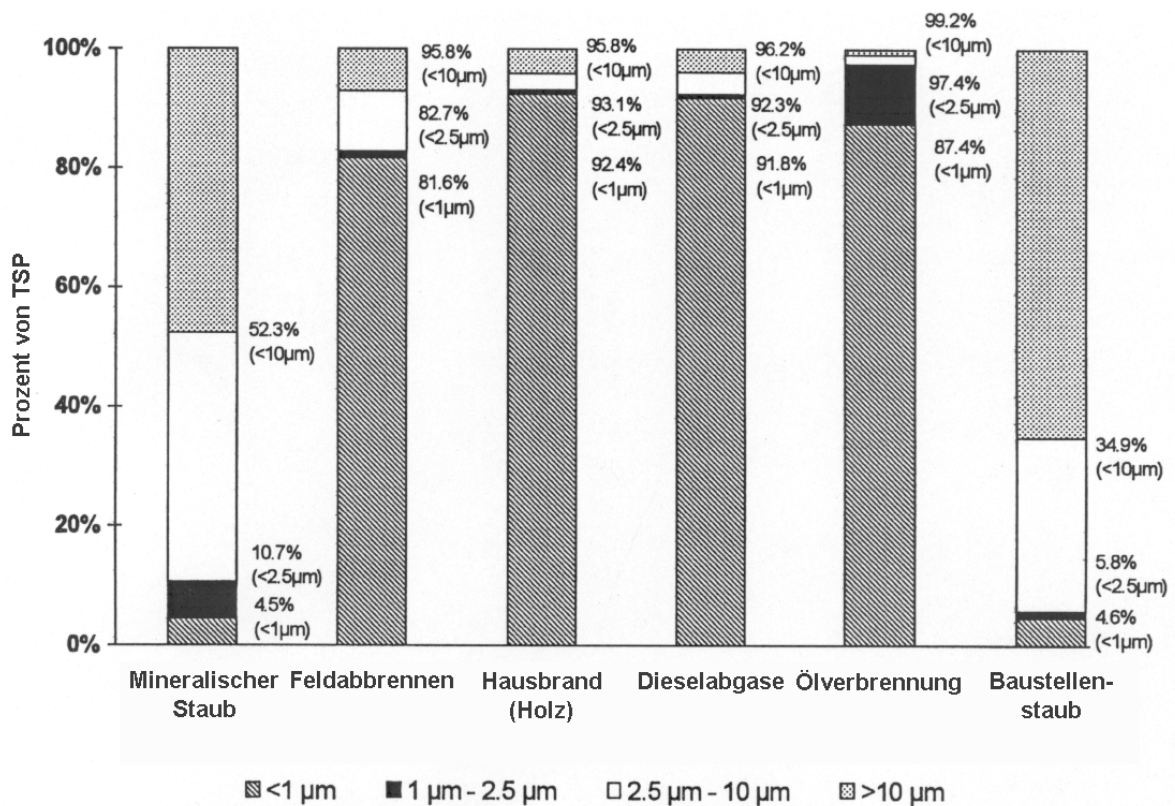


Abbildung 3: Größenverteilung verschiedener Quellen von Partikel (nach WATSON, 2000)

3.4 Chemische Zusammensetzung von Partikeln

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

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

Tabelle 2 bietet eine (idealisierte) Darstellung des Zusammenhangs der Korngröße, der chemischen Zusammensetzung und der Quellen des Schwebestaubs.

Tabelle 2: Idealisierter Zusammenhang zwischen Korngröße, chemischer Zusammensetzung und Schwebestaubquellen (nach US EPA, 2003)

	Feinstaub (< 2,5 µm)	Grobstaub (> 2,5 µm)
Entstehung aus:	Gasen	Größeren Partikeln
Entsteht bei	chemischen Umwandlungen, Nukleation; Kondensation, Koagulation; Evaporation von Nebel- und Wolkentropfen, in denen Gase gelöst waren	Mechanischen Vorgängen (Abrieb, Vermahlen, ..), Aufwirbelung
Zusammensetzung	Sulfat, Nitrat, Ammonium, elementarer Kohlenstoff, organischer Kohlenstoff, Schwermetalle, Wasser	Aufgewirbelter Staub (geogener Staub; Straßenabrieb), Flugasche, Elemente der Erdkruste als Oxide (Si, Al, Ti, Fe); CaCO ₃ , NaCl, Meersalz, Pollen und Sporen, andere Teilchen biogenen Ursprungs,...
Löslichkeit	tw. löslich, oft hygroskopisch,	oft unlöslich und nicht-hygroskopisch
Quellen	Verbrennungsvorgänge (Dieselruß, NO _x , SO ₂ , ..), Landwirtschaft (NH ₃), atmosphärische Transformationen (sek. Aerosole), 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 Aerosole): Diese Ionen entstehen in der Atmosphäre durch chemische Umwandlungsprozesse aus den Vorläufersubstanzen NH₃, SO₂ und NO_x.

Elementarer Kohlenstoff/Organischer Kohlenstoff/Organisches Material (EC/OC/OM): EC stammt in erster Linie aus Verbrennungsprozessen („Dieselruß“, Hausbrand), wohingegen die Zusammensetzung und Herkunft des organischen Kohlenstoffs weniger eindeutig ist. Ein Teil wird bei (unvollständiger) Verbrennung aus den gleichen Quellen wie der EC freigesetzt. Weitere Quellen für organischen Kohlenstoff sind sekundäre organische Aerosole, die aus (anthropogenen und biogenen) NMVOC¹⁰ 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, 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 (2001) ein Faktor von 2,1±0,2 empfohlen.

¹⁰ Non methane volatile organic compounds (flüchtige Nicht-Methan Kohlenwasserstoffe)

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 Aerosole einen variablen Anteil an Wasser enthalten. Unter Umständen kann dieses Wasser bei Messung mittels Gravimetrie auch nach Konditionierung der Filter am Schwebstaub 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 3 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 Spezies können in erster Linie im Nahbereich der angeführten Quellen gefunden werden.

Tabelle 3: Mögliche Quelle von Schwermetallen im PM10, z. T. inkl. Beschreibung der Morphologie (Informationsquellen: NEINAVAIE, persönliche Mitteilung, SCHNEIDER & LORBEER, 2002)

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

Chemische Zusammensetzung der Emissionen wichtiger Quellen:

Partikel im PKW- Dieselausgas 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 RAUTER-

BERG-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 werden¹¹.

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

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

3.5 Senken von Partikeln

Abhängig von der Größe bzw. dem aerodynamischen Durchmesser sind verschiedene Mechanismen wirksam, die die Partikel aus der Luft entfernen. Partikel in der Nukleationsklasse werden hauptsächlich durch Agglomeration zu oder an größere Partikel entfernt, Partikel der Akkumulationsklasse durch Auswaschung und diejenigen der Grobstaubklasse durch Sedimentation. Wie man in Abbildung 4 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 (1000 km und mehr) transportiert werden. Partikel in der Nukleations- und Grobstaubklasse dagegen haben Verweilzeiten von nur wenigen Stunden [KOUIMTZIS, 1995; WILSON, 1996]. Da Partikel der Akkumulationsklasse in erster Linie durch Auswaschung entfernt werden, spielt deren Löslichkeit bei der Verweilzeit ebenfalls eine wichtige Rolle.

¹¹ 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%,

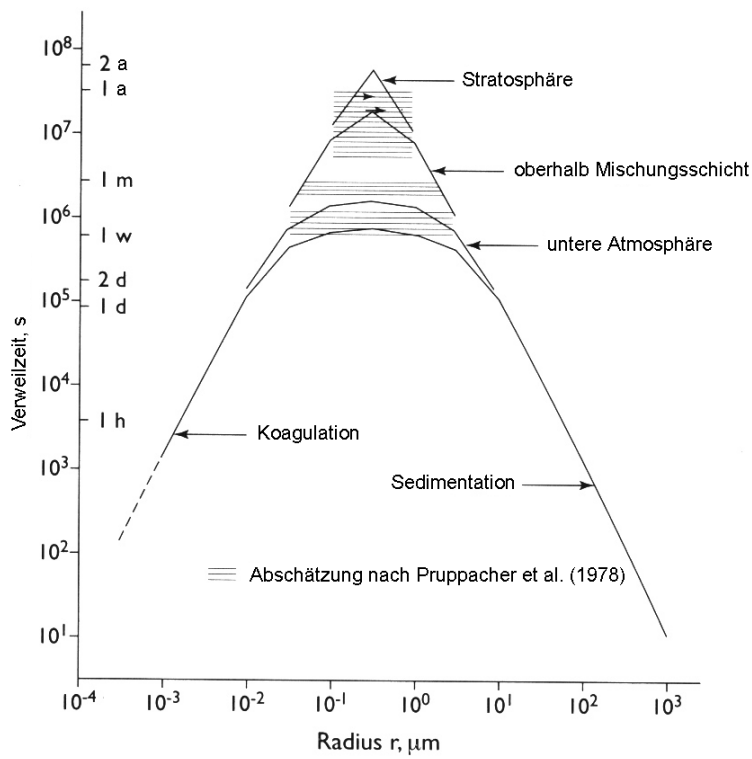


Abbildung 4: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (nach WILSON 1996)

3.6 Messmethoden

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

Tabelle 4: Größenfraktionen zur Erfassung der Schwebestaubbelastung

Bezeichnung	Beschreibung
Gesamtschwebestaub (TSP)	Als Gesamtschwebestaub (Total suspended particulates = TSP) wird die mit konventionellen Sammlern gemessene Schwebestaubkonzentration bezeichnet. Dabei wird ein Großteil der luftgetragenen Partikel erfasst. Da der Grenzwert gemäß IG-L für TSP mit 31.12.2004 außer Kraft tritt, wird diese Messgröße zukünftig nur noch eine geringe Bedeutung haben.
PM10	Bei PM10-Messverfahren ist das Ziel, eine Sammelcharakteristik zu verwirklichen, welche der thorakalen Fraktion (jener Masseanteil einatembarer Partikel, der über den Kehlkopf hinausgeht) entspricht. Bei diesen Verfahren sollen per definitionem 50% der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm erfasst werden; bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des TSP.
PM2,5	Bei diesem Verfahren sollen per definitionem 50% der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm erfasst werden (der etwa dem Anteil entspricht, der bis in die Alveolen gelangt); bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des PM10 und sollte weitgehend der alveolengängigen Fraktion entsprechen.

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

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

Referenzmethode für die Bestimmung der PM10-Konzentration ist gemäß RL 1999/30/EG die in der EN 12341¹² beschriebene Probenahme (Abscheidung der Partikel auf einem Filter) mit nachfolgender gravimetrischer Staubmassebestimmung. Am häufigsten werden in Österreich dazu Digital High Volume Sampler eingesetzt, die mit Glas- oder Quarzfaserfiltern von 150 mm Durchmesser bestückt sind und ein Probenahmenvolumen von etwa 750 m³/Tag aufweisen. Der Waagraum zur Konditionierung der Filter vor und nach der Probenahme ist normgerecht auf 20°C ±0,5°C Lufttemperatur sowie 50% ±5% relative Luftfeuchte geregelt. Die Messergebnisse sind auf Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck bezogen.

¹² Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probenahmeverfahren für die PM10 - Fraktion von Partikeln

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

Folgende kontinuierliche Staubmessgeräte kommen an österreichischen Messstellen zum Einsatz:

- Monitore, bei denen der angesaugte Staub auf einem Filterstreifen abgeschieden wird und der Zuwachs an Masse durch die steigende Absorption von β -Strahlung bestimmt wird (meist Geräte der Typen FH62 I-N oder FH62 I-R)
- Monitore, bei denen der Zuwachs der Massebelegung auf einem Filter in einem Schwingkreis eine Veränderung der Eigenfrequenz bewirkt; TEOM -Geräte¹³.

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

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

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

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

Zur Problematik der Vergleichbarkeit der verschiedenen Messverfahren siehe Anhang 6.

3.7 Rechtliche Regelungen

Die Europäische Kommission hat zur Begrenzung des gesundheitlichen Risikos durch die Exposition gegenüber Schwebestaub verbindliche Immissionsgrenzwerte für die Feinstaubbelastung (gemessen als PM10) in der Richtlinie 1999/30/EG festgesetzt, welche bis Sommer 2001 von allen EU-Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden mussten. Die Richtlinie enthält für PM10 einerseits verbindliche Immissionsgrenzwerte, die spätestens 2005 einzuhalten sind, andererseits strengere, indikative Werte, die bis 2010 anzustreben sind. Weiters ist vorgesehen, dass innerhalb eines Reviews der genannten 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

¹³ Tapered Element Oscillating Microbalance.

IG-L (BGBl. 358/98, in der Fassung BGBl. II Nr. 2001/344) umgesetzt. Damit gelten seit Juli 2001 die in Tabelle 5 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 5: Staubgrenzwerte und Zielwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß IG-L

Messgröße	Konzentration	Mittelungszeit	Anmerkung
TSP ¹⁴	150 µg/m ³	Tagesmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr ist die folgende Zahl von Überschreitungen zulässig: bis 2004: 35, von 2005 bis 2009: 30, ab 2010: 25	Grenzwert
PM10	40 µg/m ³	Jahresmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr sind 7 Überschreitungen zulässig	Zielwert
PM10	20 µg/m ³	Jahresmittelwert	Zielwert

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

¹⁴ TSP: Gesamtschwebestaub (im IG-L „Schwebestaub“ genannt). Dieser Grenzwert tritt mit 31.12.2004 außer Kraft.

4 DATENGRUNDLAGE

Die Datengrundlage der vorliegenden Studie stellen hinsichtlich der Untersuchung der PM10-Grenzwertüberschreitung an der Messstelle Imst Imsterau¹⁵ (Kapitel 4.2.1) die Immissionsmessdaten dieser Messstelle dar, wobei neben PM10 auch die gasförmigen Schadstoffe NO und NO₂ berücksichtigt werden. Darüber hinaus fließen die Immissionsmessdaten der anderen Nordtiroler Messstellen in die Untersuchung ein.

Die Immissionssituation bei Staubbiederschlag wird anhand der fünf Staubbiederschlagsmessstellen in Imst untersucht (Kapitel 4.2.2).

Die an den Messstellen der Tiroler Landesregierung durchgeführten Messungen entsprechen sowohl hinsichtlich der angewandten Methodik (auf kontinuierlicher Basis) wie auch der Prüfstufen der ausgewerteten Daten den gesetzlichen Anforderungen des IG-L sowie der Verordnung zum Messkonzept.

4.1 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet für PM10 wird jener geographische Bereich abgegrenzt, der in Luftmassenaustausch mit dem Bereich der Messstelle Imst steht. Die Abgrenzung stützt sich auf die meteorologischen Messungen am Roppener Tunnel (Kapitel 6.1) und die Auswertung der Belastungsepisoden (Kapitel 8.2 und Anhang 3).

Wie die Informationen über die Windverhältnisse im Bereich des Gurgltals und die Messungen am Roppener Tunnel zeigen (Kapitel 6.1), dürfte die Messstelle Imst ganz überwiegend im Bereich der Talwindzirkulation des Inntals liegen. Die Häufigkeit und Dauer von Ostwindperioden legt nahe, das Untersuchungsgebiet „unterhalb“ der Messstelle, d. h. im Inntal östlich von Imst, bis Telfs auszudehnen. Bei Westwind (Talauswind) kann Luft aus dem Inntal und allen Seitentälern oberhalb (westlich) der Messstelle diese erreichen. In Hinblick auf die Dauer der Westwindperiode – aber auch in Hinblick darauf, dass Emissionsdaten nur aus Tirol vorliegen – wird das Inntal innerhalb Tirols betrachtet und die Grenze des Untersuchungsgebietes an der Schweizer Grenze gezogen.

Das Untersuchungsgebiet umfasst damit das Inntal in Tirol oberhalb von Telfs, einschließlich der Seitentäler des Inntals westlich von Imst (d. h. ohne Gurgltal und ohne Pitztal).

Dieses Gebiet hat. ca. 90.000 Einwohner.

Für die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes in Abbildung 5 – d. h. für die Abschätzung der Emissionen, in deren Einflussbereich die Messstelle Imst liegt – wurden die Gemeindegrenzen herangezogen und jene Gemeinden ausgewählt, deren Ortszentrum am Talboden oder bis maximal ca. 170 m über diesem liegt (die Abgrenzung 170 m über Talboden entspricht der durchschnittlichen Inversionshöhe, die für das Unterinntal in THUDIUM (2002a) abgeleitet wurde). Nachdem außerhalb der Ortszentren und oberhalb des Talbodens die Emissionsdichten vergleichsweise niedrig sind, dürfte der „Fehler“, der durch die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes entlang der Gemeindegrenzen entsteht, gering sein – besonders in Hinblick darauf, dass über wesentliche Emittentengruppen (Industrie und Gewerbe, Bauwirtschaft, Mineralrohstoffabbau) keinerlei Emissionsdaten vorliegen (siehe Kapitel 5.2).

¹⁵ Die Immissionsmessstelle Imst Imsterau wird in der Folge als Messstelle Imst bezeichnet. Bei der Nennung der Staubbiederschlagsmessstellen wird jeweils die Ortsbezeichnung mit angeführt.

Abbildung 6 zeigt als Luftbild, das Gebiet der Gemeinde Imst (unteres Gurgltal), Abbildung 8 die Lage der Luftgütemessstelle Imst Imsterau sowie der Staubniederschlagsmessstellen in Imst.

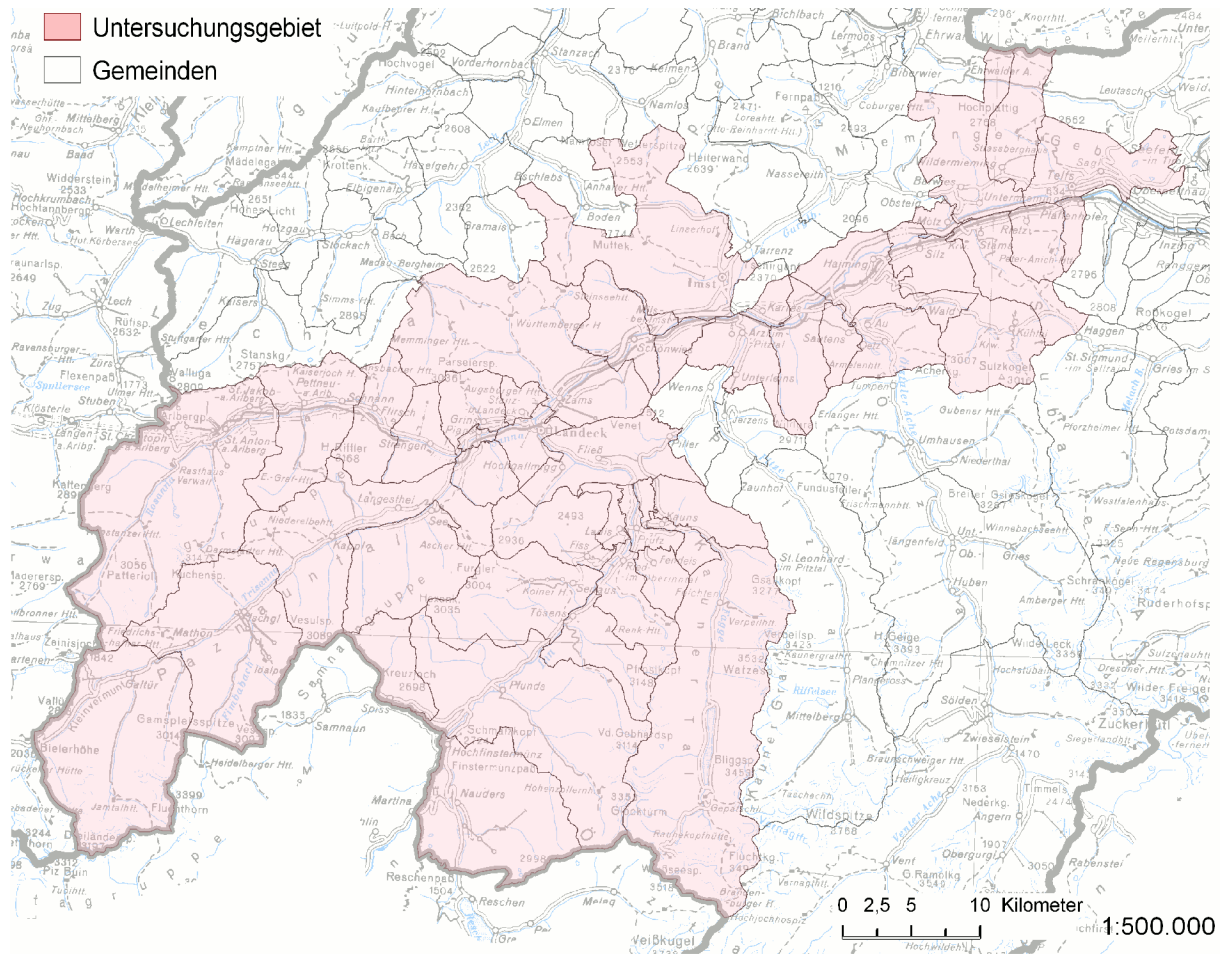


Abbildung 5: Untersuchungsgebiet



Abbildung 6: Luftbild der Gemeinde Imst. Die Lage der Messstelle Imst-Imsterau ist mit einem Kreis markiert.

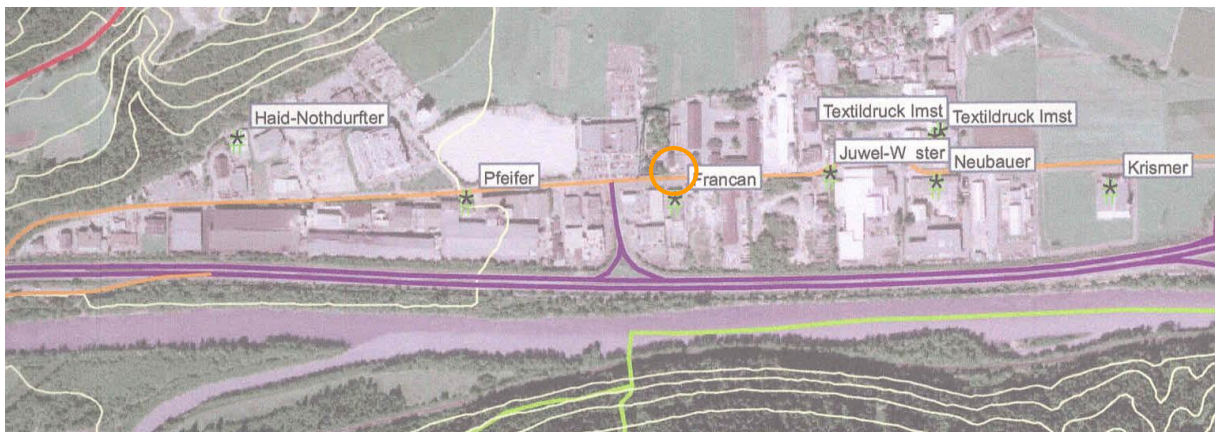


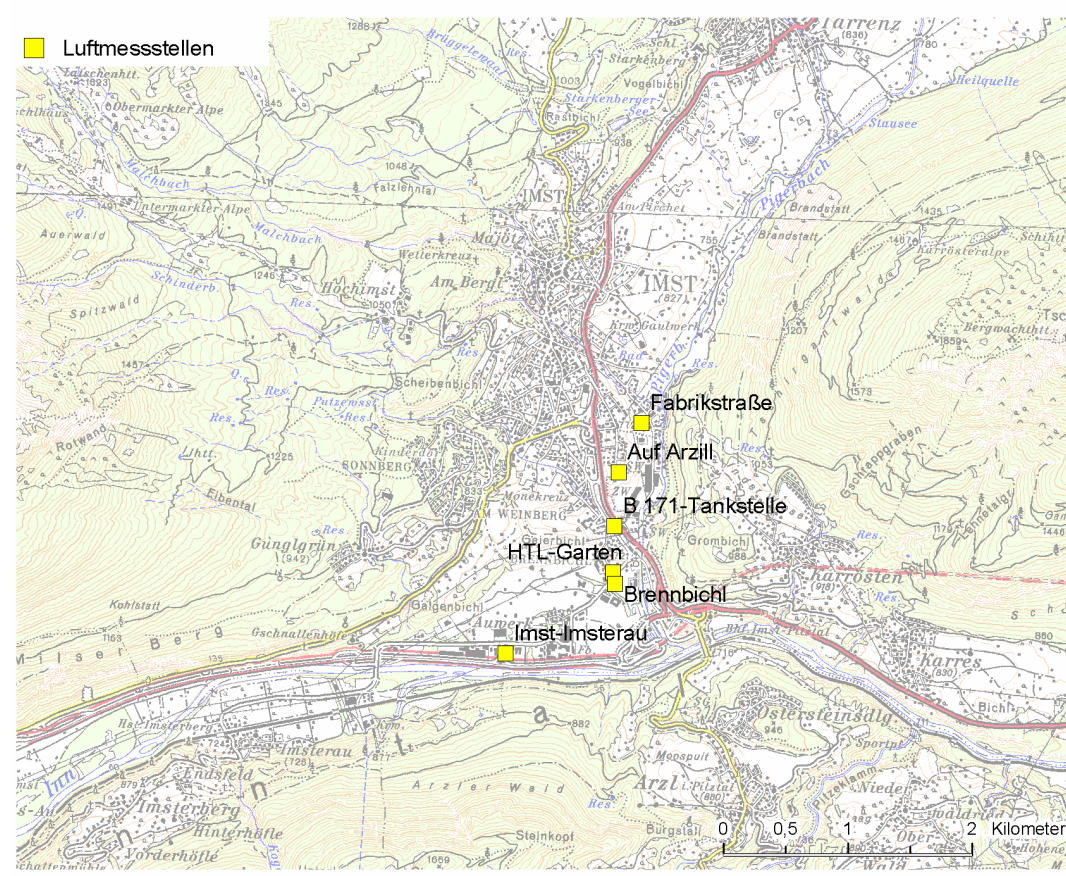
Abbildung 7: Luftbild im Nahbereich der Messstelle Imst-Imsterau. Die Lage der Messstelle ist mit einem Kreis markiert.

4.2 Beschreibung der Messstellen

Die Koordinaten der Messstellen in Imst – Imst-Imsterau und der Staubbiederschlagsmessstellen¹⁶ – sind in Tabelle 6 zusammen gestellt.

Für die Beurteilung der meteorologischen Situation im Bereich Imst werden die Daten der Messstelle Roppener Tunnel herangezogen, welche von 20.11. 2002 bis 12.6. 2003 von der ZAMG betrieben wurde. Diese Messstelle befand sich über dem Westportal des Roppener Tunnels (A12) am Nordhang des Inntals.

Darüber hinaus werden Immissions- und meteorologische Daten weiterer Messstellen in Nordtirol verwendet, welche in Tabelle 7 zusammen gestellt sind.



Luftmessstellen

Datenquelle: Luftmessnetz
Bearbeitung: Kerstin Placer; 04.06.2004

umweltbundesamt[®]

Abbildung 8: Luftgüte- und Staubbiederschlagsmessstellen in Imst

¹⁶ die Staubbiederschlagsmessstellen wurden ursprünglich zur Untersuchung von Emissionen der Holzverarbeitenden Industrie im Osten von Imst eingerichtet.

Tabelle 6: Messstellen in Imst

	Länge	Breite	Seehöhe (m)
Imst-Imsterau	10°44'10"	47°13'05"	726
HTL-Garten	10°44'50"	47°13'27"	720
B 171-Tankstelle	10°44'50"	47°13'39"	730
Brennbichl	10°44'51"	47°13'24"	720
Fabrikstraße	10°44'59"	47°14'06"	740
Auf Arzill	10°44'51"	47°13'53"	760

Tabelle 7: Messstellen in Nordtirol

	Messumfang	Länge	Breite	Seehöhe (m)
Innsbruck Zentrum	PM10, SO ₂ , NO _x , CO	11°23'35"	47°15'47"	580
Innsbruck Reichenau	PM10, NO _x , CO, O ₃	11°25'04"	47°16'19"	570
Hall i.T.	PM10, NO _x , Wind	11°30'30"	47°16'41"	560
Vomp an der Leiten	PM10, NO _x	11°41'40"	47°21'00"	545
Vomp A12 Raststätte	PM10, NO _x , CO, Wind	11°41'29"	47°20'56"	560
Brixlegg Innweg	PM10, SO ₂ , Wind	11°52'20"	47°25'44"	520
Wörgl	PM10, NO _x , Wind	12°04'03"	47°29'21"	510
Kufstein Franz Josefs Platz	PM10, SO ₂ , NO _x	12°10'21"	47°35'05"	500
Gärberbach A13	PM10, NO _x	11°23'28"	47°14'24"	680
Innsbruck Sadrach	O ₃ , T	11°22'29"	47°16'14"	670
Innsbruck Nordkette	NO _x , O ₃	11°22'40"	47°18'22"	1915
Roppener Tunnel	Wind, T	10°45'14"	47°13'11"	730

Abbildung 9 zeigt die Ansicht der Messstelle Imst Imsterau von Südosten, im Vordergrund die Imsterbergstraße hinter der Messstelle sind Teile des Fachmarkt- und Kinozentrums zu sehen.

Abbildung 10 bis Abbildung 14 zeigen die Staubbiederschlagsmessstellen in Imst.

4.2.1 Luftgütemessstelle Imst Imsterau

Die Luftgütemessstelle Imst befindet sich im südlichen Bereich des Gurgltales an der Imsterbergstraße, welche ca. 120 m nördlich der Inntalautobahn A12 und ca. 180 m nördlich des Innufers in Ost-West-Richtung verläuft. Entlang dieser Straße befinden sich mehrere Gewerbe- und Industriebetriebe, u. a. ein Holzverarbeitendes Werk der Fa. Pfeifer, sowie mehrere Einkaufszentren und Fachmärkte sowie ein Kinozentrum.

Die Imsterbergstraße weist starken lokalen Verkehr zu den ansässigen Fachmarkt- und Freizeiteinrichtungen auf.

Mit einer Seehöhe von 726 m befindet sich die Messstelle im unteren Bereich des Gurgltales, 10 m über dem Talboden des Inntales (716 m).



Abbildung 9: Messstelle Imst Imsterau von Südosten. Die Messstelle ist mit einem Kreuz markiert

4.2.2 Staubbiederschlagsmessstellen

Die Messstellen HTL-Garten und Brennbichl liegen im Südosten von Imst in ebenem Gelände im Bereich lockerer Wohnbebauung.

Die Messstelle B171 Tankstelle liegt nördlich der Tankstelle an der B171 zwischen dieser und der Langgasse.

Die Messstelle Auf Arzill liegt auf einem Hügelrücken in 770 m Seehöhe am östlichen Ortsrand von Imst. Der Pigerbach (der Bach im Gurgltal) verläuft in einem engen Tal östlich von Auf Arzill, in diesem Tal befindet sich an der Fabrikstraße ein holzverarbeitendes Werk der Fa. Pfeifer.

Die Messstelle Fabrikstraße liegt im Tal des Pigerbaches nördlich der Fa. Pfeifer. In unmittelbarer Nähe befinden sich eine Spedition und der städtische Bauhof.



Abbildung 10: Staubniederschlagsmessstelle Imst HTL-Garten von Südosten. Die Bergerhoff-Becher sind mit einem Kreis markiert



Abbildung 11: Staubniederschlagsmessstelle Imst B171 Tankstelle von Norden (die Bergerhoff-Becher stehen am hinteren Rand der Wiese mittig vor der Tankstelle)



Abbildung 12: Staubniederschlagsmessstelle Imst Brennbichl von Norden



Abbildung 13: Staubniederschlagsmessstelle Imst Fabrikstraße von Nordosten



Abbildung 14: Staubniederschlagsmessstelle Imst Auf Arzill von Westen (links) und Nordosten (rechts). Im linken Bild ist rechts im Hintergrund die Abgasfahne des Werkes der Fa. Pfeifer an der Fabrikstraße zu erkennen.

4.2.3 Angaben zu Probenahme- und Messmethoden

4.2.3.1 PM10

An allen Messstellen erfolgte die PM10-Messung mittels kontinuierlicher PM10-Geräte (FH62I-N) gemäß Messkonzept-VO zum IG-L (BGBl. II 344/2001). Da dieses Verfahren nicht dem Referenzverfahren entspricht, ist ein lokaler Standortfaktor anzuwenden.

Gemäß einer Empfehlung des Umweltbundesamtes wird an allen Tiroler PM10-Messstellen ein Faktor 1,3 angewandt [FRÖHLICH, 2003, 2004]. Allerdings wurde vom Umweltbundesamt auch ein Umstieg auf die gravimetrische Messung angeraten.

4.2.3.2 Staubniederschlag

Mit dem Bergerhoffverfahren wird der partikelförmige Niederschlag (Staubniederschlag) durch Sedimentation in exponierten Probengefäßen gesammelt. Diese Art der Staubniederschlagsmessung erfasst nicht die Gesamtdosition, es handelt sich vielmehr um eine Messgröße, die ausschließlich über das Verfahren definiert ist (Konventionsverfahren), das heißt nur Messwerte, die mit diesem Verfahren bestimmt werden, sind auch miteinander vergleichbar.

Die Bestimmung des Staubniederschlags erfolgt mit dem Bergerhoffverfahren, in Einklang mit der Messkonzept-VO gemäß der Richtlinie Nr. 15, „Staubniederschlagsmessung nach dem Immissionsschutzgesetz-Luft“, herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Die Staubauswaage jedes exponierten Sammelgefäßes wird auf die tatsächliche Expositionsdauer und die Fläche des Bechers bezogen, der Staubniederschlag daher in $[\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ angegeben.

Zur Bildung eines gültigen Jahresmittelwertes müssen Ergebnisse von zumindest 75% der Tage des Kalenderjahres vorliegen. Es dürfen daher in Summe maximal drei Expositionsperioden – jedoch nicht im gleichen Halbjahr (Sommer bzw. Winter) – ausfallen.

4.3 Bewertung der Datenlage

4.3.1 Luftqualitätsdaten

PM10-Messwerte liegen ausschließlich in Form der Daten der kontinuierlichen Messgeräte mit β -Absorption vor. Diese bieten aufgrund ihrer hohen zeitlichen Auflösung (HMW) eine unerlässliche Grundlage für die detaillierte Analyse der PM10-Immissionssituation anhand mittlerer Tagesgänge, Schadstoffwindrosen und Windgeschwindigkeitsabhängigkeiten.

Allerdings schränken die quantitativen Unsicherheiten der kontinuierlichen PM10-Messung deren Aussagekraft etwas ein, sodass gravimetrische PM10-Werte wünschenswert wären. Diese liegen nur in Form kurzer Messkampagnen im September und Oktober/November 2003 vor und sind u. U. wenig repräsentativ für längere Zeiträume.

Aufgrund des vollständigen Fehlens von PM10-Inhaltsstoffanalysen ist eine Zuordnung der gemessenen PM10-Belastung zu primären PM10-Emissionen und sekundär gebildeten Aerosolen (aus SO₂, NO_x und NH₃) nicht möglich.

4.3.2 Emissionsdaten

Vom Amt der Tiroler Landesregierung wurden Emissionsdaten des Hausbrands je Gemeinde für ganz Tirol zur Verfügung gestellt. Für den Sektor Verkehr konnten mit Hilfe einer detaillierten Verkehrsdatenbank die Emissionen je Straßenabschnitt berechnet werden. Für diese beiden Sektoren stehen daher Emissionsdaten in ausreichender Genauigkeit und Detailliertheit zur Verfügung.

Emissionsdaten- bzw. Abschätzungen von Industrie- und Gewerbebetrieben liegen lediglich für die Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG vor. Von Seiten der BH Imst konnten keine Emissionsdaten anderer in der weiteren Umgebung der Messstelle Imst ansässigen Industriebetriebe zur Verfügung gestellt werden.

Bautätigkeit hatte nach Bewertung durch den Messnetzbetreiber im Jahr 2003 einen möglicherweise bedeutenden Einfluss auf die PM10-Belastung in Imst. Wesentlicher Schwachpunkt ist das Fehlen von detaillierten Informationen über den Ablauf von Bautätigkeiten im Nahbereich der Messstelle Imsterau. Von Seiten der Gemeinde Imst konnten nur Angaben über den Gesamtzeitraum von Bautätigkeit auf bestimmten Baustellen zur Verfügung gestellt werden. Für eine Zuordnung erhöhter PM10-Belastungen zu Bautätigkeit wären allerdings tageweise zuordenbare Angaben über Bautätigkeit erforderlich.

4.3.3 Meteorologische Daten

An Bereich der Messstelle Imst Imsterau werden routinemäßig keine meteorologischen Messungen durchgeführt. Für die Beurteilung der meteorologischen Situation stehen Windmessdaten sowie berechnete Ausbreitungsklassen der Messstelle Roppener Tunnel Westportal vom November 2002 bis Juni 2003 zur Verfügung (siehe Kapitel 6 und PIRINGER, 2004), die somit nur einen Teil des Untersuchungszeitraums (Jahr 2003) abdecken. Die Windmessdaten vom Roppener Tunnel dürften für das Gebiet, in dem die Luftgütemessstelle Imst steht, repräsentativ sein. Aussagen über das u. U. komplexe Zusammenwirken der Talwindsysteme des Inntals und des Gurgltals, insbesondere die Frage von Luftmassentransport aus dem Gurgltal an die Messstelle, lassen sich mit diesen Daten nicht beantworten. Entsprechende Aussagen konnten nur nach Diskussion mit den Experten der ZAMG getroffen werden.

Die Bewertung der Ausbreitungsbedingungen im Gurgltal anhand der für die Messstelle Roppener Tunnel aus Strahlungsbilanz und Windgeschwindigkeit errechneten Ausbreitungsklassen [PIRINGER, 2004] wird durch die Spezifika der angewandten Berechnungsmethode etwas eingeschränkt (u. a. geringe Häufigkeit der Ausbreitungsklasse 5, siehe Kapitel 6.2). Ergänzende Temperaturprofilmessungen wären wünschenswert, allerdings stehen entsprechende Messdaten nur im Raum Innsbruck zur Verfügung; auch der für eine Bewertung der Ausbreitungsbedingungen sehr hilfreiche Vertikalgradient der Ozonkonzentration liegt nur in Innsbruck vor. Wie weit die Innsbrucker Daten für Imst repräsentativ sind, lässt sich nicht abschätzen.

4.4 Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen

4.4.1 PM10-Messungen

In Imst liegen keine Informationen über die chemische Zusammensetzung von PM10 vor. Entsprechende Daten wären essentiell für eine Zuordnung der PM10-Belastung zu primären PM10-Emissionen und sekundär gebildeten anorganischen Aerosolen, v. a. Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat. Zudem würden Inhaltsstoffanalysen die Quellzuordnung primärer Partikel erleichtern. Von erheblichem Interesse wäre auch eine detailliertere Untersuchung des mineralischen Anteils am PM10, um den Beitrag von Mineralrohstoffabbau, Baustellen, Wiederaufwirbelung und geogenen Quellen präziser eingrenzen zu können.

Die vorliegenden PM10-Messdaten erlauben keine ausreichenden Aussagen über das Gebiet, dass von Grenzwertverletzungen betroffen ist. Die Auswertungen in Kapitel 10 deuten darauf hin, dass davon das gesamte Gebiet entlang der A12 oberhalb von Innsbruck bis Landeck betroffen sein könnte. Da die PM10-Messung in Landeck unmittelbar vor dem Beginn derselben in Imst beendet wurde, liegen keine Daten vor, die eine Bewertung der PM10-Belastung in Landeck in Relation zu jener in Imst erlauben.

Es wird vorgeschlagen, im Rahmen von temporären Messungen einerseits in Landeck, andererseits im Inntal zwischen Imst und Innsbruck – vorgeschlagen wird Telfs als größte Stadt in diesem Teil des Inntals – die PM10-Messung im oberen Inntal zu erheben, um zu überprüfen, wie weit diese anhand der Messungen in Imst beurteilt werden kann, ob sie über oder unter derselben liegt. Die Messungen an der Station Imst-Imsterau, die sehr wahrscheinlich einen Belastungsschwerpunkt darstellt, sollten jedenfalls an dem derzeitigen Standort weitergeführt werden.

4.4.2 Emission

Die Erhebung der PM10-Emissionen von **Industrie** (inkl. Bautätigkeit und Bergbau) und Gewerbe stellt eine Voraussetzung für die Abschätzung des Beitrages dieser Emittenten zur PM10-Belastung in Imst dar.

Für eine präzisere Beurteilung des Beitrags von **Bautätigkeit** wären detaillierte Angaben über den Ablauf bestimmter Arbeiten in der Nähe der Messstelle erforderlich.

Infolge des Ausbaues der Fachmärkte und Freizeiteinrichtungen an der Imsterbergstraße seit 2002 geben die für die vorliegende Studie zur Verfügung stehenden **Verkehrsdaten** nicht mehr den aktuellen Stand betreffend das Verkehrsgeschehen in der Imsterbergstraße wieder. Eine aktuelle Erhebung des Verkehrs auf der Imsterbergstraße mit Erfassung des Einzugsgebietes des Fachmarktzentriums wäre auch für das Ausarbeiten von Maßnahmen zur Verringerung der lokalen Straßenverkehrsemissionen von Nutzen.

Eine wesentliche Grundlage für die Vorbereitung von Maßnahmen wäre eine Erhebung der Verkehrsströme im Oberinntal im Freizeitverkehr. Diese Information stellt eine Grundlage für verkehrslenkende Maßnahmen und die Förderung oder den Ausbau des öffentlichen Verkehrs dar.

4.4.3 Meteorologie

Da das untere Gurgltal bzw. das Inntal im Bereich südlich von Imst von einer erheblichen - und schwierig zu interpretierenden – Schadstoffbelastung betroffen ist, werden weiterführende meteorologische Messungen empfohlen.

Schwierig zu beurteilen, aber u. U. wesentlich für die Zuordnung der Quellen der an der Messstelle Imst erfassten Schadstoffbelastung ist die Frage, wie das Talwindsystems des Inntals und des Gurgltals sich im Bereich der Messstelle Imst überlagern. Die vorliegenden Windmessungen am Westportal des Roppener Tunnels deuten darauf hin, dass die Messstelle überwiegend im Talwindsystem des Inntals liegt, nicht in jenem des Gurgltals. Emissionen aus dem Stadtzentrum von Imst und aus dem Industriegebiet an der Fabrikstraße im Osten von Imst können die Messstelle dann erreichen, wenn der Talwind (Nordwind) aus dem Gurgltal bis an die Imsterbergstraße vordringt, was mit den vorliegenden Daten nicht eindeutig zu klären ist. Für eine seriöse Beurteilung der Windverhältnisse, aber auch der Ausbreitungsbedingungen im unteren Gurgltal wären Windmessungen im untersten Gurgltal – sinnvoller Weise auf dem unbebauten Bereich zwischen dem Gewerbegebiet an der Imsterbergstraße und dem Stadtzentrum von Imst¹⁷ – erforderlich.

Zur Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen wären Temperaturprofilmessungen erforderlich. Die Erfahrungen im Unterinntal legen nahe, Temperaturmessungen am Talboden sowie in ca. 150 bis 200 m und 400 m über Talboden durchzuführen.

¹⁷ Windmessungen direkt an der Messstelle sind wenig sinnvoll, da die Gebäude an der Imsterbergstraße das Windfeld u. U. stark lokal beeinflussen.

5 STAUBEMISSIONEN

5.1 Österreichische Staubemissionen

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 8: 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
Summe	46,5	46,9	47,4	48,0

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.

5.2 Wesentliche Staubquellen im Untersuchungsgebiet

Für das Untersuchungsgebiet - gemäß der Abgrenzung in Kapitel 4.1 - wurde versucht, die PM10 Emissionen der wesentlichen Quellen im Untersuchungsgebiet zu berechnen.

Aufgrund der Datenlage können nur die Emissionen der Quellgruppen

- ü Straßenverkehr
- ü Hausbrand

quantitativ berechnet werden.

Für die Quellgruppen

- ü Rohstoffabbaubetriebe,
- ü Holzverarbeitenden Betriebe,
- ü Baustellen
- ü Land- und Forstwirtschaft

liegen keine Emissionsangaben bzw. Aktivitätsdaten vor, die eine quantitative Abschätzung der Emissionen im Untersuchungsgebiet erlauben.

Eine Umlegung von gesamtösterreichischen Daten auf das Untersuchungsgebiet erscheint, da dessen ökonomische Struktur kaum den „mittleren“ Verhältnissen in Österreich entspricht, wenig aussagekräftig; daher wurde auf die Quantifizierung von Emissionen dieser Quellgruppen verzichtet.

5.3 Straßenverkehr

5.3.1 Berechnung der Verkehrsemissionen

Für das Autobahn-, Bundesstraßen- und Landesstraßennetz wurde vom Amt der Tiroler Landesregierung eine Datenbank zur Verfügung gestellt, in der für einzelne Abschnitte Daten zu Verkehrsleistung (untergliedert nach Kraftfahrzeugkategorien), Längsneigung und Geschwindigkeit bzw. Verkehrssituation für das Jahr 2000 angegeben sind¹⁸. Für die in der Datenbank enthaltenen Straßenabschnitte, für die kein DTV vorhanden war, wurde ein der Straßenkategorie entsprechender durchschnittlicher DTV angenommen.

Weiters wurden für den Bereich der Gemeindestraßen (die nicht in der Datenbank erfasst sind) von der Fa. Planalp Jahresfahrleistungen, getrennt nach den Fahrzeugkategorien PKW und LKW zur Verfügung gestellt. Diese Jahresfahrleistungen standen nach Gemeinden getrennt zur Verfügung. Alle angegebenen Fahrleistungen ergeben sich aus einem Jahresdurchschnitt und gelten daher für den durchschnittlichen Wochentag (Mo – So).

Für die Berechnungen der Startzuschläge wurde aus der Mobilitätsanalyse 2002/2003 der Firma IMAD eine durchschnittliche Anzahl an Starts pro Tag und Einwohner abgeleitet [IMAD, 2003].

Ausgehend von den Verkehrsleistungsdaten wurden die Emissionsberechnungen durchgeführt. Startzuschläge wurden nur für PKW und nur für die ortsansässigen Einwohner berücksichtigt.

¹⁸ im Mittel für Österreich kann eine Zunahme der Verkehrsleistung um ca. 3% pro Jahr angenommen werden. Die Auswertungen der vorliegenden Studie beziehen sich auf die Daten des Jahres 2000.

Abgasemissionen für CO, CO₂, NO_x und PM₁₀

Für die gegenständliche Berechnung wurden die Verkehrsleistungen mit den Emissionsfaktoren aus dem „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“, Version 2.1A, verschnitten [UMWELTBUNDESAMT, 2004]. Die Verschnidung erfolgte unter Berücksichtigung von Fahrzeugkategorie, Längsneigung und Verkehrssituation. Für die zu ergänzenden Straßenabschnitte aus der Straßendatenbank wurden Durchschnittsverkehrssituationen (Autobahn-Durchschnitt bzw. außerorts-Durchschnitt) angenommen, für den so genannten Flächenverkehr auf den Gemeindestraßen wurde die Verkehrssituation Innerorts-Durchschnitt angenommen.

Startzuschläge, die Ergänzung der ohne DTV-Angaben in der Straßendatenbank enthaltenen Straßenabschnitte sowie der Flächenverkehr wurden jeweils anteilmäßig auf die Einwohner der Gemeinde aufgeteilt, um eine räumliche Zuordnung zu erreichen.

PM₁₀ – Nicht-Abgas-Emissionen

PM₁₀ – Nicht-Abgas-Emissionen bestehen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie aus der Wiederaufwirbelung von Staub. Für die einzelnen Quellen sind in der Literatur Berechnungsmodelle zu finden - z. B. CEPMEIP, 2003; LOHMEYER, 2001 und 2003; EMPA, 2003; RAUTERBERG & WULFF, 1998 sowie EPA, 2000 und 2003. Die Ergebnisse, die mit diesen Berechnungsmethoden ermittelt werden, sind aber teilweise mit hohen Unsicherheiten behaftet. Aus diesem Grund wurden die von Lohmeyer, 2004, angegebenen Emissionsfaktoren für die Nicht-Abgas-PM₁₀-Emissionen herangezogen, die auch eine plausible Größenordnung aufweisen. Die in LOHMEYER, 2004, angegebenen Emissionsfaktoren können, wie die Emissionsfaktoren aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich, über die Verkehrssituation zugeordnet werden. Sie sind allerdings unabhängig von z. B. der Staubbelastung der Straße, weshalb Maßnahmen, die auf eine Reduktion der Staubbelastung abzielen, nicht mit diesem Berechnungsmodell abgebildet werden können.

In den Emissionsfaktoren nach LOHMEYER, 2004, sind alle Nicht-Abgas-Emissionen für PM₁₀ – also die PM₁₀- Emissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub – enthalten.

5.3.2 Ergebnisse der Emissionsberechnungen des Straßenverkehrs

Aus den oben angeführten Berechnungen ergeben sich die in Tabelle 9 angeführten Emissionen des Straßenverkehrs im Untersuchungsgebiet (Abgrenzung siehe Kapitel 4.1 bzw. Kapitel 10) für das Bezugsjahr 2000. Mit einem Anteil von 69% entfallen mehr als zwei Drittel der PM₁₀-Emissionen des Untersuchungsgebietes auf den PKW-Verkehr.

Tabelle 9: Aufteilung der PM₁₀ Emissionen des Verkehrs im Untersuchungsgebiet, 2000

Verursacher	PM ₁₀ Emissionen (t/Jahr)
Abgas-Emissionen PKW	53,6
Abgas-Emissionen LKW	17,7
Nicht-Abgas-Emissionen PKW	30,6
Nicht-Abgas-Emissionen LKW	20,9
Gesamtemissionen Verkehr	122,8

Aufgeteilt auf Autobahnen, Bundesstraßen¹⁹, Landesstraßen und sonstige Straßen²⁰ ergibt sich das in Tabelle 10 dargestellte Bild.

Tabelle 10: Jährliche PM10-Abgas und Nichtabgas-Emissionen im Untersuchungsgebiet aufgeteilt auf die verschiedenen Straßentypen in t/Jahr

	PM10-Abgas	Anteil	PM10-Nichtabgas	Anteil	Summe	Anteil
Autobahn	25	35%	15	29%	40	32%
Bundesstraßen	15	20%	12	23%	27	22%
Landesstraßen	4	5%	2	5%	6	5%
Schnellstraßen	6	9%	4	7%	10	8%
sonstige Straßen	22	30%	18	36%	40	33%
Summe	71		52		123	

Demnach entfallen auf die Autobahnabschnitte im Untersuchungsgebiet 35% der Abgasemissionen und 32% der Gesamtemissionen. Auf Bundesstraßen entfallen 20% bzw. 22%, Landesstraßen und Schnellstraßen tragen nur zu einem geringen Prozentsatz bei (5% bzw. 8%). Auf sonstige Straßen entfallen 30% bzw. 33% der PM10-Emissionen des Straßenverkehrs.

Abbildung 15 zeigt die räumliche Verteilung der PM10-Emissionen (nur Abgas) des Straßenverkehrs.

¹⁹ Landesstraßen seit dem in Kraft treten des Bundesstraßenübertragungsgesetzes.

²⁰ Niederrangiges Straßennetz und Straßenabschnitte, für die in der Straßendatenbank kein DTV angegeben ist, sowie Startzuschläge.

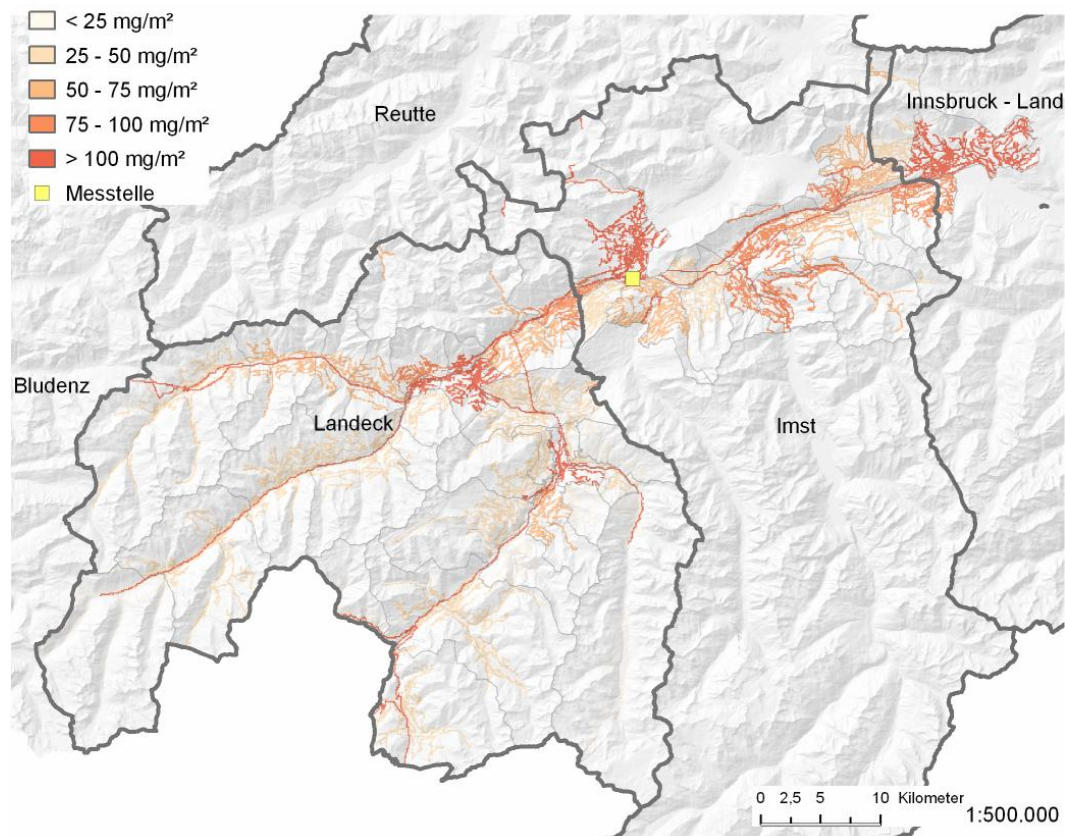


Abbildung 15: Jährliche PM10-Emissionen (Abgas) des Straßenverkehrs im Untersuchungsgebiet (Bezugsjahr 2000)

Die im Gemeindegebiet von Imst anfallenden Verkehrsemissionen sind in Tabelle 11 und Abbildung 16 dargestellt.

Besonders relevant für die PM10-Belastung an der Messstelle Imst sind die Emissionen auf der L248, der Imsterbergstraße, da die Messstelle unmittelbar an dieser Straße liegt, sowie auf der A12, die wenige 100 m südlich der Messstelle verläuft. Anzumerken ist, dass im Zuge der Eröffnung des Kinozentrums und neuer Fachmärkte seit Herbst 2003 das Verkehrsaufkommen auf der Imsterbergstraße und damit die Emissionen vermutlich deutlich zugenommen haben.

Tabelle 11: Jährliche PM10-Emissionen aus dem Straßenverkehr im Gemeindegebiet von Imst in kg (Bezugsjahr 2000)

Straße	PKW	LNF	SNF	Nicht-Abgas	Summe
L246	179	17	50	126	372
L248 (Imsterbergstr.)	72	16	89	187	365
B171	451	65	170	423	1109
B189	209	22	107	286	623
A12	1017	200	348	950	2515
Flächenverkehr ²¹	1779		469	2032	4280
Summe	3706	320	1233	4004	9263

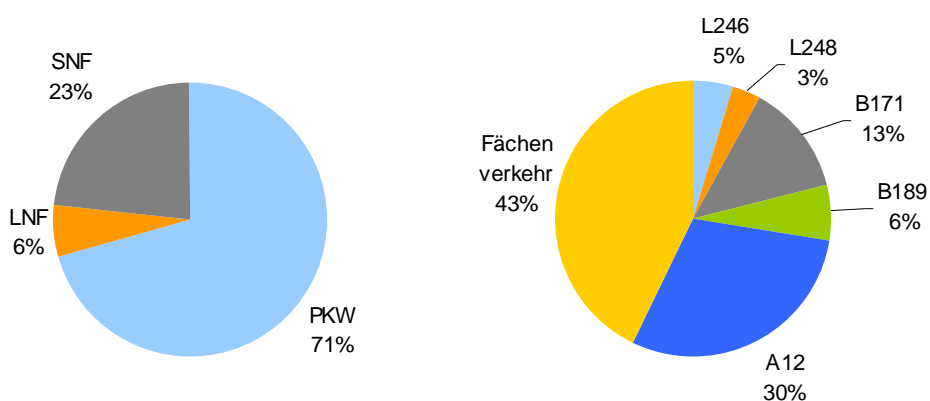


Abbildung 16: Aufteilung der PM10-Abgasemissionen im Gemeindegebiet von Imst auf Fahrzeugkategorien (links) bzw. Straßen (rechts)

Die Gesamtemissionen des Straßenverkehrs im Gemeindegebiet von Imst betragen demnach etwa 9,3 t (Abgas- und Nichtabgasemissionen). Von den PM10-Abgasemissionen entfallen beinahe drei Viertel auf den PKW-Verkehr. Auf den Flächenverkehr (d. h. jene Straßen, die nicht in der Straßendatenbank enthalten sind) entfallen etwa 43% der Emissionen, 30% fallen auf der A12 an, der Rest teilt sich auf verschiedene Bundes- und Landesstraßen auf.

Ein in nicht zu vernachlässigende Emissionsquelle in etwa 1 km Entfernung von der Messstelle ist die Entlüftungsöffnung des **Roppener Tunnels** der A12. Die Entlüftungsöffnungen befinden sich oberhalb der beiden Tunnelportale in etwa 20-30 m Höhe. Die Abgase werden an verschiedenen Stellen im Tunnel abgesaugt und zu etwa gleichen Teilen bei den beiden Öffnungen emittiert. In dem 5,1 km langen Tunnelabschnitt fallen Abgasemissionen von 1250 kg/a pro Jahr an. Für die Imster Seite können daher die Emissionen mit 625 kg/a abgeschätzt werden. Dies entspricht etwa 12% der im Gemeindegebiet von Imst anfallenden Abgasemissionen des Verkehrs.

Gemäß Kapitel 10 lässt sich die PM10-Belastung an der Messstelle Imst in eine „Grundbelastung“, für welche die Gesamtemissionen im Untersuchungsgebiet verantwortlich sind, sowie einen lokalen Anteil aufgliedern, welcher auf Emissionen im Umkreis von grob 5 km

²¹ Beim Flächenverkehr wird nur zwischen PKW und LKW unterschieden. Letztere werden unter die Kategorie SNF subsummiert.

Länge parallel zum Inntal und ca. 1 km quer zum Inntal um die Messstelle zurückzuführen sein dürfte. Dieser Umkreis umfasst Teile der Gemeinden Imst, Karres, Milz, Arzl und Imsterberg. Die Emissionen des Straßenverkehrs in diesem Gebiet – sie entfallen primär auf die A12 – sind in Tabelle 12 zusammen gestellt. Der Anteil des PKW-Verkehrs macht 63% der Verkehrsemissionen in diesem Gebiet aus.

Tabelle 12: Aufteilung der PM10 Emissionen des Verkehrs im näheren Umkreis der Messstelle, 2000

Verursacher	PM10 Emissionen (t/Jahr)
Abgas-Emissionen PKW	3,2
Abgas-Emissionen LKW	1,3
Nicht-Abgas-Emissionen PKW	2,0
Nicht-Abgas-Emissionen LKW	1,7
Gesamtemissionen Verkehr	8,2

5.4 Hausbrand

Die Emissionen des Hausbrands wurden von der Tiroler LR (Hr. DI Ebner) zur Verfügung gestellt. Die Berechnung des Energiebedarfs erfolgte über die Daten aus der Volkszählung 2001 (Wohnnutzfläche, Heizungsart, Brennstoffart), durchschnittliche Heizgradtage je Gemeinde (nicht auf das Jahr bezogen) sowie diversen Faktoren für Bauperiode, Wohnungsanzahl im Gebäude, Nutzungsgrade für Brennstoff und Heizungsart etc. aus der Literatur. Da in der Volkszählung das Gebäudealter nicht mehr erhoben wurde, wurde dieses für 2001 aus den Zahlen von 1981 und 1991 extrapoliert (pers. Mitteilung Hr. Ebner). Für die Hausbrandemissionen wurden die in SPITZER (1998) angeführten Emissionsfaktoren verwendet (Tabelle 13).

Tabelle 13: Für die Berechnung der Hausbrandemissionen verwendeten Emissionsfaktoren für Staub in mg/MJ

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

Diese Emissionsfaktoren gelten streng genommen für die Emissionen von Gesamtstaub, für PM10 wurden diese Faktoren mit 0,95 multipliziert. Mit Hilfe dieser Daten wurden die Emissionen je Gemeinde für das Untersuchungsgebiet berechnet.

Für das Untersuchungsgebiet ergeben sich PM10-Emissionen aus dem Hausbrand von **53 t/a** (Bezugsjahr 2001), davon 4,5 t/a in der Gemeinde Imst.

Abbildung 17 zeigt die PM10-Emissionsdichten (im Dauersiedlungsraum) pro Gemeinde.

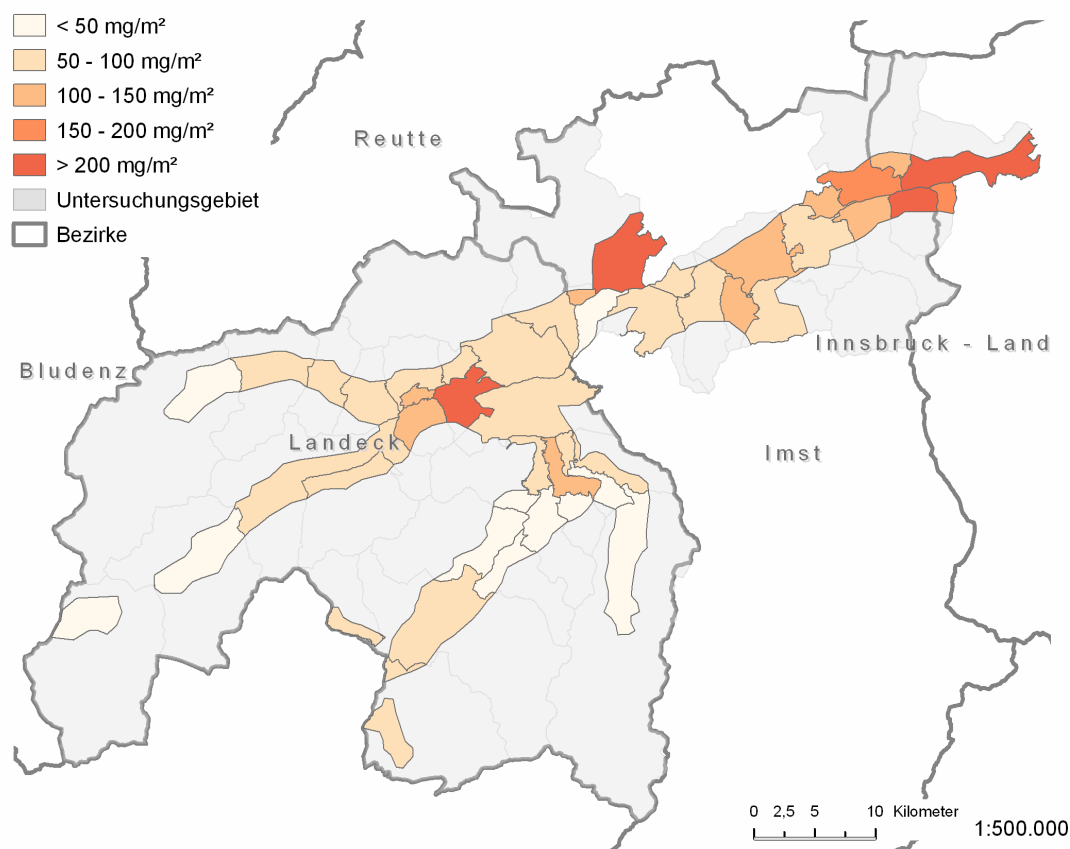


Abbildung 17: PM10-Emissionen aus dem Hausbrand pro Gemeinde im Untersuchungsgebiet (bezogen auf den Dauersiedlungsraum), 2001

Da die Emissionsberechnungen nur in aggregierter Form je Gemeinde vorliegen, können die Emissionen nicht direkt verschiedenen Brennstoffen oder Heizungstypen zugeordnet werden. Aus der von der Tiroler Landesregierung zur Verfügung gestellten Datenbank können jedoch die Anteile von Brennstoffen und den Heizungstypen an der beheizten Wohnfläche errechnet werden. Für Stadt Imst sind in Tabelle 14 die Anteile der Brennstoffe dargestellt.

Tabelle 14: Anteile der verschiedenen Brennstoffe an der beheizten Wohnfläche der Gemeinde Imst.

Brennstoff	Wohnfläche	Anteil
Brennholz	44728	14%
Kohle, Koks	6194	2%
Hackschnitzel	3197	1%
Erdgas	4554	1%
Heizöl EL	241532	74%
Strom	12652	4%
Fernwärme	11436	3%
Sonstiger Brennstoff	3468	1%
Summe	327761	100%

Etwa die Hälfte des Brennholzes und etwa ein Drittel der Kohle wird in Einzelöfen verfeuert. Da der Anteil von Festbrennstoffen im Untersuchungsgebiet relativ hoch ist, kann angenommen werden, dass diese für mehr als 90% der Hausbrandemissionen verantwortlich sind (siehe z. B. die Statuserhebung Inntal wo der Anteil von Festbrennstoffen mit 98,6% errechnet wurde [UMWELTBUNDESAMT, 2004]). Zumindest die Hälfte der Emissionen dürfte aus Einzelöfen stammen.

Von Seiten der Gemeinde Imst wurde die Erhebung der Heizungsarten im Stadtgebiet Imst durch die Rauchfangkehrer gemäß Tabelle 15 zur Verfügung gestellt.

Tabelle 15: Heizungsarten in der Gemeinde Imst

Heizungsart	Anzahl	Anteil
Gas	5	0%
Öl	1406	65%
Holz Einzelöfen	729	34%
Holz Zentralheizungen	25	1%
Summe	2165	100%

Es kann angenommen werden, dass im gesamten Untersuchungsgebiet im Mittel der Anteil der Holzheizungen höher ist als in der Stadt Imst.

Da durch die Gesellschaft Biowärme Imst ein Biomasseheizkraftwerk errichtet wird (die entsprechende Genehmigung wurde im Dezember 2004 erteilt), an das auch ein Teil der Haushalte in Imst mit Fernwärme versorgt wird, kann in den nächsten Jahren mit einer Abnahme der PM10-Emissionen aus dem Hausbrand gerechnet werden. Ebenso wird das Erdgasnetz in den Raum Imst hinein erweitert, im Sommer 2005 sollen bereits die ersten Haushalte an das Gasnetz angeschlossen werden²². Auch hierdurch werden die Emissionen aus dem Hausbrand im Gemeindegebiet von Imst zukünftig reduziert. Da keine Zahlen über die Substitution von festen Brennstoffen, insbesondere von Einzelöfen, vorliegen, kann das Ausmaß der Emissionsreduktion nicht beziffert werden.

Die vorliegenden meteorologischen Informationen erlauben allerdings keine eindeutigen Aussagen über den Beitrag Emissionen im Stadtzentrum von Imst sowie der Betriebe am östlichen Stadtrand von Imst für die PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau. Daher ist auch schwer zu beurteilen, ob die Inbetriebnahme des Fernheizwerkes eine Änderung der PM10-Belastung an der Imsterbergstraße bewirken wird.

²² persönliche Mitteilung Hr. DI Walter Egger, Amt der Tiroler Landesregierung

5.5 Industrie und Gewerbe

Als möglicherweise relevante industrielle PM10-Emittenten kommen zwei holzverarbeitende Betriebe der Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG an der Imsterbergstraße (westlich der Luftgütemessstelle) sowie am östlichen Ortsrand von Imst an der Fabrikstraße in Frage.

Für den Betrieb der Fa. Pfeifer – Fabrikstraße liegen Emissionsdaten vor, die im Zuge eines Genehmigungsverfahrens für eine Biomasseheizwerk angegeben wurden²³. Demnach wurden aus zwei Biomassekesseln etwa 7,6 t/a emittiert. Das neu zu errichtende Biomasseheizkraftwerk, das diese drei älteren Anlagen ersetzt hat jährliche Emissionsfrachten an Staub von etwa 1,5 t/a. Nach Fertigstellung des Biomasseheizwerks fallen daher etwa 6 t/a weniger an Staub an. Da auch ein Teil der Haushalte in Imst an das Biomasseheizwerk angeschlossen wird, dürften die substituierten Staubemissionen deutlich höher sein.

Die vorliegenden meteorologischen Informationen erlauben allerdings keine eindeutigen Aussagen über den Beitrag von Emissionen im Stadtzentrum von Imst sowie der Betriebe am östlichen Stadtrand von Imst für die PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau. Daher ist auch schwer zu beurteilen, ob die Inbetriebnahme des Fernheizwerkes eine Änderung der PM10-Belastung an der Imsterbergstraße bewirken wird.

Für die Betriebe an der Imsterbergstraße wurden die Emissionen aus Firmenangaben abgeschätzt. Die Firma Pfeifer betreibt einen Ofen mit Rostfeuerung mit einer Brennstoffwärmeleistung von 3,5 MW, in der Rinde und Hackschnitzel vom Sägewerk zur Beheizung von Raumluft und Plattenpressen verbrannt werden. Laut Angaben von Hrn. Jaritz der Fa. Pfeifer ist der Ofen ca. 7.500 Stunden pro Jahr in Betrieb. Zur Emissionsminderung werden Zyklone eingesetzt. Der Bescheidwert für den Ofen liegt bei 150 mg/Nm³ Staub (13%-O₂ Bezug), eine Messung der Staubemissionen aus dem Jahr 1994 ergab einen Mittelwert von 62,1 mg/Nm³ Staub²⁴ (Mittelwert aus 3 HMW, 13%-O₂ Bezug). Bei einer Abluftmenge von 18.666 Nm³/h ergeben sich hieraus Jahresemissionsmengen von **8,7 t/a** (bezogen auf den Messwert) bzw. maximal 21 t/a (bezogen auf den Bescheidwert). Beim Sägen des Holzes können ebenfalls Staubemissionen auftreten. Die Sägen werden in einer Halle betrieben, deren Emissionen können nicht abgeschätzt werden.

Von anderen, in Imst ansässigen Betrieben konnten allerdings von Seiten der BH Imst keine Emissionsdaten Industriebetriebe zur Verfügung gestellt werden²⁵.

Das Gewerbegebiet in Imst an der Imsterbergstraße wird derzeit an das Gasnetz angeschlossen, durch die Umstellung der Feuerungsanlagen auf Erdgas ist eine Reduktion der Staubemissionen zu erwarten, deren Ausmaß jedoch mangels vorliegender Daten nicht beziffert werden kann.

In der näheren Umgebung der Messstelle im Gewerbegebiet von Imst befinden sich weiters noch zwei metallverarbeitende Betriebe, ein BekleidungsHersteller, eine Möbelherstellung und ein Textildruckbetrieb. Über Emissionen aus diesen Betrieben liegen keine Daten vor. Mit Ausnahme der Möbelherstellung sollten bei diesen Betrieben allerdings keine Staubemissionen anfallen. Ob bei dem möbelerzeugenden Betrieb nennenswerte Staubemissionen anfallen, wäre zu überprüfen.

²³ persönliche Mitteilung Hr. DI Walter Egger, Amt der Tiroler Landesregierung

²⁴ Bei Anlagen mit einem Multizyklon weisen die gemessenen Staubpartikel fast ausschließlich Partikelgrößen < 10 µm auf.

²⁵ persönliche Mitteilung Hr. Mag. Reister, BH Imst

5.6 Emissionen aus Abbau und Schüttgutumschlag

Im Inntal unterhalb von Imst befinden sich zwischen Roppen und Ötztal an der Talnordseite zwei Steinbrüche, die als mögliche Staubquellen in Frage kommen. Angaben über Staubemissionen liegen allerdings nicht vor²⁶.

5.7 Off-Road-Sektor

Österreichweit sind die Emissionen von mobilen Maschinen und Geräten in vergleichbarer Höhe mit den PM10-Abgasemissionen aller PKW. Von Bedeutung sind vor allem Emissionen aus Baumaschinen und aus Traktoren der Land- und Forstwirtschaft. Aus dem Untersuchungsgebiet standen jedoch keine Emissions- oder Aktivitätsdaten Verfügung, die eine Angabe der PM10-Emissionen von mobilen Maschinen und Geräten (inkl. Bauwirtschaft) ermöglichen.

5.8 Emissionen der Bauwirtschaft

Als möglicherweise bedeutende Quelle der PM10-Belastung an der Messstelle Imst kommen Baustellen in Frage, da in der näheren und weiteren Umgebung der Messstelle in den letzten Jahren intensive Bautätigkeit stattfand.

Im Bereich der Imsterbergstraße fanden im Zeitraum 2002 bis 2004 die in Tabelle 16 angeführten Bauvorhaben statt. Von diesen Baustellen kommen v. a. die Errichtung des Geschäfts- und Veranstaltungszentrums (Kinocenter) mit Parkhaus unmittelbar nordwestlich der Messstelle sowie die Neuerrichtung von Fachmärkten ca. 300 m westlich der Messstelle als bedeutende Staubquellen in Frage.

²⁶ persönliche Mitteilung Hr. Mag. Reister, BH Imst

Tabelle 16: Baustellen Im Bereich der Imsterbergstraße, 2002 und 2003. Die besonders großflächigen Baustellen westlich der Messstelle sind fett angegeben.

Bauvorhaben	Lage relativ zur Messstelle	Beginn	Ende
Autohaus Falch GmbH & Co KG, Neubau Autohaus Falch, VW & Audi	700 m östlich	Nov.03	Jun.04
Einfamilienhaus und Garage	320 m nordöstlich	Aug.01	Okt.02
Gstrein-Jaksch-Gstrein Verm. GmbH, Errichtung Geschäfts- und Veranstaltungszentrum (FMZ Kinozentrum, Diskothek) mit Parkhaus	unmittelbar nordwestlich anschließend	Jän.03	Okt.03
Gstrein-Jaksch-Gstrein Verm. GmbH, Grundaushub	unmittelbar nordwestlich anschließend	Aug.02	Okt.02
Hopra Sanitär GmbH, Neubau Lagerhalle und Um- und Zubau Geschäftsh.	620 m westlich	Apr.03	Okt.03
Oppl Christian, Verkaufs- und Produktionsgewächshaus	200 m nordwestlich	Okt.03	Feb.04
Schöpf & Pelech Rauchfangsan. GmbH, Neubau Ausstellungs- Betriebsgebäude	750 m östlich	Jän.02	Aug.02
Umbau Knoten Imst-Süd (Kreisverkehr)	1 km östlich	Mai.03	Jul.03
Zima Projektbau GmbH, Neubau Fachmärkte	300 m westlich (sehr großflächig)	Nov.03	Sep.04

Großflächige Baustellen mit intensivem Baustellenverkehr und massiven Bodenbewegungen stellten die Errichtung des Freizeitentrums und des Parkhauses durch Gstrein-Jaksch-Gstrein Verm. GmbH unmittelbar westlich bis nordwestlich der Messstelle sowie des Fachmarktzentums durch Zima Projektbau GmbH ca. 300 m westlich der Messstelle (westlich des seit 1989 bestehenden Fachmarktzentums) dar. Die Bautätigkeit beim Freizeitzentrum und des Parkhaus erfolgte allerdings in einem Zeitraum von August 2002 bis Oktober 2003, sodass eine Zuordnung zu erhöhter PM10-Belastung an der Messstelle Imst nicht unmittelbar möglich ist.

Bautätigkeit kann auf drei verschiedene Arten erhöhte PM10-Belastungen verursachen:

1. Aufwirbelung von Bodenmaterial (durch Bodenaushub) und Baustoffen (Sand, Zement) durch Graben oder Verladen
2. Eintrag von staubendem Material auf Straßen und anschließende Aufwirbelung durch normalen Straßenverkehr (siehe Abbildung 18)
3. Aufwirbelung von gelagerten Baustoffen bzw. von unversiegelten Flächen bei starkem Wind
4. Abgas- und Abriebemissionen von Baufahrzeugen auf Straßen (Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**)



Abbildung 18: Imsterbergstraße, Blickrichtung von der Messstelle nach Westen, 20.10.2004 (Foto: Amt der Tiroler Landesregierung)

5.9 Land- und Forstwirtschaft

In WINIWARTER (2001) ist der Großteil der landwirtschaftlichen Emissionen auf diffuse Emissionen durch die Feldbearbeitung im Getreideanbau zurückzuführen.

Da im Bereich Imst kein Getreide angebaut wird, sind keine nennenswerten diffuse Emissionen der Landwirtschaft im Nahbereich der Messstelle zu erwarten.

Über Abgasemissionen land- und forstwirtschaftlicher Geräte liegen keine Daten vor.

5.10 Emissionen von Stickstoffoxiden, Ammoniak und Schwefeldioxid

Als Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel sind NO_x, SO₂ und NH₃ von Bedeutung.

Da keine Informationen über den Anteil sekundärer anorganischer Partikel an der PM10-Belastung in Imst vorliegen, lässt sich der Beitrag der Emissionen von NO_x, SO₂ und NH₃ nicht bewerten.

Die NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs im Untersuchungsgebiet betragen 1437 t/Jahr (davon 774 t von LKW, 663 t von PKW).

Die NO_x-Emissionen aus Hausbrand betragen 159 t/Jahr, die SO₂-Emissionen aus Hausbrand 116 t/Jahr.

Über die Emissionen von NH_3 im Untersuchungsgebiet liegen keine Daten vor.

6 DIE METEOROLOGISCHE SITUATION

6.1 Windverhältnisse

Die Windverhältnisse im Bereich Imst können nur anhand von temporären Messungen von Okt. 2002 bis Juni 2003 am Westportal des Roppener Tunnels (siehe Tabelle 7) beurteilt werden [PIRINGER&BAUER, 2004]. Diese Messstelle in 730 m Seehöhe (d. h. ca. 15 m über dem Talboden des Inntals) liegt am südöstlichen Eck des Gurgltales in jenem Bereich, wo das relativ breite Becken des unteren Gurgltales sich zur Roppener Schlucht des Inntals verengt.

Die Hauptwindrichtungen an dieser Stelle sind Ostsüdost und West; während 26% der Zeit kommt der Wind aus dem Sektor von 70° bis 140°, während 28% der Zeit aus dem Sektor von 220° bis 310°. Die Windrichtungsverteilungen sind für den Winter 2002/03 (Okt. 2002 – März 2003) in Abbildung 27, für den Sommer (April – Sept.) 2003 in Abbildung 28 dargestellt.

Diese Windverhältnisse stellen eine thermotopographische Zirkulation des Inntales mit Taleinwind tagsüber und Talauswind nachts bis in den Morgen. Die Messungen am Roppener Tunnel zeigen den Taleinwind und Talauswind des Inntales, allerdings tritt Ostwind auch relativ häufig nachts und Westwind tagsüber auf.

Windgeschwindigkeiten unter 0,5 m/s sind mit 40% sehr häufig, Geschwindigkeiten unter 0,7 m/s machen 60% aus. Die Kalmenhäufigkeit (<0,5 m/s) ist im Winter mit 44% deutlich größer als im Sommer mit 30%. Die mittlere Windgeschwindigkeit ist mit 0,9 m/s sehr niedrig (verglichen mit 1,4 m/s in Innsbruck Flughafen).

Im Mittel treten die höchsten Windgeschwindigkeiten (um 1,0 m/s) bei Taleinwind (Ostsüdostwind) sowie bei Westnordwestwind (d. h. nicht die Hauptwindrichtung von Talauswind) auf; Westsüdwestwind (Talauswind) weist Geschwindigkeiten um 8 m/s auf, andere Windrichtungen sind mit noch niedrigeren Windgeschwindigkeiten verbunden. Die etwas höhere Geschwindigkeit bei Westnordwest könnte auf das Durchgreifen synoptischer (großräumiger) Strömungen zurückzuführen sein.

Die Gründe für die sehr niedrige Windgeschwindigkeit im Bereich Imst liegen in der gegenüber der großräumigen Strömung abgeschirmten Lage, der – verglichen mit dem unteren und mittleren Inntal – schwächeren Ausbildung der Talwindzirkulation sowie dem vergleichsweise seltenen Auftreten von Föhn.

Die Windgeschwindigkeit zeigt einen ausgeprägten Tagesgang, nachts ist der Wind mit 0,5 m/s sehr schwach, am Nachmittag nimmt die Geschwindigkeit auf 1,5 m/s zu.

Der mittlere Tagesgang der Windrichtung zeigt im Winter (Okt. 02 – März 03) nachts Westwind, der im Lauf des Vormittags auf Südwest, bis zum frühen Nachmittag auf Süd dreht. Der späte Nachmittag weist eine kurze Ost- bis Südostwind-Phase (15:30 bis 19:30) auf, danach dreht der Wind über Südwest auf West.

Im Sommer (April – Juni 03) tritt nachts im Mittel Nord- bis Nordwestwind (Hangabwind) auf, der im Verlauf des Vormittags über West auf Südost (mittags) dreht. Bis zum späten Nachmittag wechselt der Wind auf Südwest, am späten Abend auf Ost.

Bei diesen mittleren Windverhältnissen dürften sich Einflüsse der topographischen Lage der Messstelle Roppener Tunnel – Hangabwind und Hangaufwind sowie Taleinwind und Talauswind – in komplexer Weise überlagern.

Im unteren Gurgltal dürfte nachts der Talwind des Inntales vorherrschen, d. h. im Bereich der Imsterbergstraße Westwind, im Bereich nördlich davon sogar Südwestwind, und somit den Talwind des Gurgltales verdrängen²⁷.

6.2 Ausbreitungsbedingungen und Inversionshäufigkeiten

Zur Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen eignen sich die Mischungshöhe²⁸ und der vertikale Temperaturgradient.

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 adiabatischen²⁹ 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.

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

Im Bereich Imst liegen keine Messstellen, die eine Beurteilung des Temperaturgradienten erlauben, allerdings wurden von PIRINGER&BAUER (2004) (siehe dort auch weiterführende Literatur) Ausbreitungsklassen gemäß ÖNORM M9440 anhand der Messdaten von Strahlungsbilanz und Windgeschwindigkeit der Station Roppener Tunnel berechnet (Tabelle 17).

Ausbreitungsklasse 2 entspricht labilen Verhältnissen (günstige Ausbreitungsbedingungen, schnelle Schadstoffverdünnung), Ausbreitungsklasse 4 neutralen Verhältnissen, Ausbreitungsklasse 7 sehr stabilen Verhältnissen (sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen, starke Schadstoffanreicherung).

Neutrale Verhältnisse (Klasse 4 und 5) treten – verglichen mit außeralpinem Flachland – relativ selten auf. Tagsüber machen die labilen Klassen 2 und 3 ca. 50% der Fälle aus; nachts dominieren mit 70% die stabilen Klassen 6 und 7.

²⁷ Persönliche Mitteilung K. Baumann-Stanzer und M. Piringer, ZAMG

²⁸ Die Mischungshöhe gibt jene Höhe über Boden an, bis zu welcher in Folge thermischer oder mechanischer Turbulenz Durchmischung der bodennahen Luftschicht erfolgt; sie stellt eine Abschätzung jenes Luftvolumens dar, in welchem am Boden emittierte Schadstoffe verdünnt werden können.

²⁹ Als „adiabatisch“ werden atmosphärische Prozesse bezeichnet, bei denen es zu keinem Energieaustausch kommt. Bei adiabatischen Vertikalbewegungen verändern sich Druck und Temperatur der Luft nach bestimmten Gesetzmäßigkeiten, wobei Phasenübergänge von Wasser (feuchtadiabatische Verhältnisse) speziell berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 17: Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen in Prozent, Roppener Tunnel Westportal

Klasse	2	3	4	5	6	7
Gesamt	17	6	30	1	30	17
Tag	36	13	32	1	18	0
Nacht	0	0	27	1	40	32

Entsprechend den tageszeitlichen Unterschieden der Windrichtungsverteilung treten labile Ausbreitungsbedingungen etwas häufiger bei östlichem Wind, stabile Ausbreitungsbedingungen häufiger bei westlichem Wind auf.

Ungünstige Ausbreitungsbedingungen fallen mit sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten zusammen; bei den Ausbreitungsklassen 5 bis 7 (zusammengefasst) entfallen 35% des Gesamtzeitraums auf Windgeschwindigkeiten unter 0,7 m/s, bei den Klassen 2 und 3 sind es 6%.

Für das untere Inntal wurden in UMWELTBUNDESAMT (2004) Daten des Temperaturprofils Kellerjoch bei Schwaz [NUA, THUDIUM, 2001] ausgewertet. Das Temperaturprofil umfasst an der Südseite des Inntals Messstellen am Talboden (540 m) sowie in 556 m, 584 m, 652 m, 710 m, 849 m und 1341 m.

In Tabelle 18 wird die Häufigkeitsverteilung der Temperaturgradienten zwischen dem Talboden und 710 m, 849 m bzw. 1341 m sowie zwischen 584 und 849 m sowie zwischen 710 m und 1341 m angegeben, bezogen auf das Jahr 2002 unter Ausschluss der Zeiträume von 2.7. bis 28.8. (Ausfall aller Temperatursensoren von 556 m bis 849 m) sowie von 19.10. bis 6.11. (Ausfall der Sensoren in 710 m und 849 m). Tabelle 19 zeigt die entsprechende Auswertung für die Wintermonate (Jänner – März, Oktober - Dezember).

Über das Jahr treten bodennahe Inversionen (unterhalb 710 m, d. h. 170 m über Talboden) in 39% der Zeit auf. Abgehobene Inversionen zwischen 584 m und 849 m (d. h. 40 bis 310 m über Boden) in 34% der Zeit, oberhalb von 710 m (170 m über Talboden) in 11% der Zeit.

Tabelle 18 Häufigkeitsverteilung von Temperaturgradienten über dem Inntal, Profil Kellerjoch, aus Basis von Viertelstundenmittelwerten, Jahr 2002

	540 m – 710 m	540 m – 849 m	540 m – 1341 m	584 m – 849 m	710 m – 1341 m
unter -2°C	20%	16%	10%	16%	3%
-2°C bis 0°C	19%	16%	11%	18%	8%
0°C bis 2°C	43%	42%	18%	44%	15%
über 2°C	40%	47%	77%	38%	79%

Im Winter sind Inversionen häufiger und treten in den unteren 170 m über Talboden während 51% der Zeit auf, zwischen 40 m und 310 m über Boden in 49% der Zeit, oberhalb 170 m über Talboden in 18% der Zeit.

Tabelle 19: Häufigkeitsverteilung von Temperaturgradienten über dem Inntal, Profil Kellerjoch, aus Basis von Viertelstundenmittelwerten, Winter 2002

	540 m – 710 m	540 m – 849 m	540 m – 1341 m	584 m – 849 m	710 m – 1341 m
unter -2°C	27%	24%	17%	24%	5%
-2°C bis 0°C	24%	21%	16%	25%	13%
0°C bis 2°C	27%	27%	14%	25%	12%
über 20°C	33%	41%	68%	36%	71%

6.3 Überblick über die Witterung 2003

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, im nördlichen Oberösterreich und im westlichen Niederösterreich betragen sie mehr als das Eineinhalbfache des langjährigen Mittelwerts.

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 Osttirol und dem oberen Murtal. 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; in Wien und Teilen Niederösterreichs und des Burgenlandes wurden die geringsten monatlichen Niederschlagsmengen seit Beginn der Messreihen registriert. Zwischen Vorarlberg und Salzburg fiel bis 8.2. an einigen Tagen Schnee bzw. Regen, der Rest des Monats war auch hier niederschlagsfrei.

Der **März** 2003 war in ganz Österreich ungewöhnlich warm und trocken. Im Nordosten lag die Temperatur im Monatsmittel um ca. 1°C über dem langjährigen Mittelwert, im Südwesten

und Westen um über 2,5°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. 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. Besonders trocken war es im Norden Österreichs, im Waldviertel fiel weniger als 25% der üblichen Niederschlagsmenge. 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°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 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. Überdurchschnittlich - mit mehr als 150% des langjährigen Mittelwerts - waren die Regenmengen v. a. in Wien und Teilen Niederösterreichs.

Der **Juni** 2003 war 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°C über dem Mittel der Klimaperiode 1961-1990, im Nordosten um ca. 4°C. Die Niederschlagsmengen waren vor allem im Nordosten Österreichs – mit gebietsweise unter 25% des Klimamittelwertes – 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°C über dem langjährigen Mittel, im Unterinntal, im Bereich des Salzkammergutes und im Südosten Österreichs um ca. 3°C; besonders warm war es im Hochgebirge, auf dem Sonnblick betrug die Abweichung +3,6°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 achtzehnte Jahrhundert zurück reichenden – Temperaturmessung, lediglich

im Nordosten Österreichs war der August 1992 noch wärmer, in Wien zudem der August 1807. 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 dennoch 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 sogar bis zu 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. 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 deutlich überdurchschnittliche Niederschlagsmengen. Am meisten Regen fiel zwischen 3. und 9. Oktober. Bemerkenswert war der Schneefall bis in die Niederungen am 23. und 24.10.; in weiten Teilen Ostösterreichs war dies der früheste Termin einer geschlossenen Schneedecke seit Beginn der Messungen.

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 Regenmengen 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 Klimamittelwerts im Weinviertel. Beson-

ders hohe Niederschlagsmengen fielen zwischen 28. und 31.12. In den Niederungen lag keine Schneedecke, auch oberhalb von 1500 m hielt sich keine durchgehende Schneebedeckung.

7 DIE PM10-BELASTUNG IN ÖSTERREICH

7.1 Die PM10-Belastung in Österreich im Jahr 2003

Nachfolgend findet sich eine Beschreibung der bundesweite PM10-Belastung des Jahres 2003 [SPANGL et al., 2004]. Der Grenzwert für PM10 gemäß IG-L – mehr als 35 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ - wurde im Jahr 2003 an 50 (von 90) gemäß IG-L betriebenen Messstellen sowie an einer nicht gemäß IG-L betriebenen Messstelle überschritten (Tabelle 20). Abbildung 19 zeigt die Anzahl der TMW über 50 µg/m³.

PM10: Anzahl der Tage mit Tagesmittelwerten über 50 µg/m³

Gravimetrische Messung

- bis 20 Tage
- 21 bis 35 Tage
- 36 bis 50 Tage (Grenzwert überschritten)
- 51 bis 75 Tage (Grenzwert überschritten)
- über 75 Tage (Grenzwert überschritten)

Messung mittels beta-Absorption oder TEOM

- bis 20 Tage
- 21 bis 35 Tage
- 36 bis 50 Tage (Grenzwert überschritten)
- 51 bis 75 Tage (Grenzwert überschritten)
- über 75 Tage (Grenzwert überschritten)

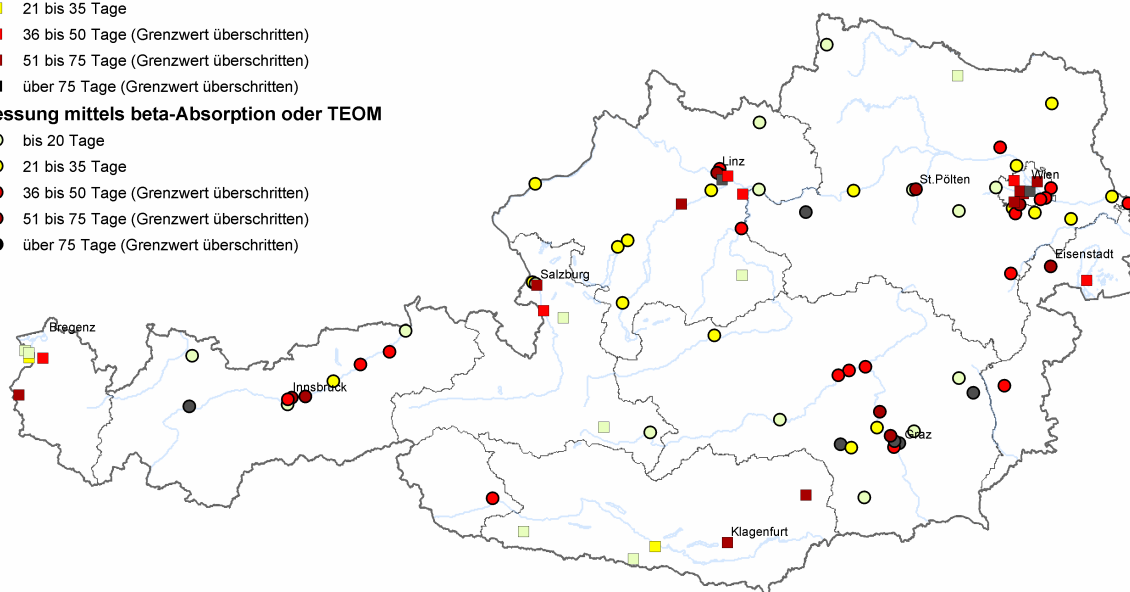


Abbildung 19: PM10, Anzahl der TMW über 50 µg/m³, 2003

Tabelle 20: PM10, Grenzwertüberschreitungen gemäß IG-L 2003. Messgeräte: g Gravimetrie, β beta-Absorption, T TEOM. Grenzwertüberschreitungen sind fett dargestellt

Gebiet	Messstelle	Messziel	Messgerät	max. TMW (µg/m ³)	TMW > 50 µg/m ³	JMW (µg/m ³)
B	Eisenstadt	IG-L	β	151	53	33
B	Illmitz	IG-L	g	137	48	31
B	Kittsee	IG-L	β	147	48	29
B	Oberwart	IG-L	β	89	37	28
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.	IG-L	g	99	74	38
K	Wolfsberg	IG-L	g	123	70	37
N	Amstetten	IG-L	T	112	91	39

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

zung 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.

Mehr als die dreifache erlaubte Anzahl an TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (d. h. über 105 Tage über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurden in Graz (Don Bosco und Mitte mit 131 bzw. 129 Tagen) registriert, mehr als die doppelte erlaubte Anzahl an TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (d. h. 70 Tage) wurden darüber hinaus in Klagenfurt, Wolfsberg, Amstetten, Linz (Neue Welt, ORF-Zentrum, Römerberg), Graz (Ost), Hartberg, Köflach, Imst und Wien (Rinnböckstraße) gemessen.

TMW über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ traten verbreitet in Österreich auf, so an allen Messstellen im Nordburgenland, an den meisten Messstellen in Niederösterreich, Oberösterreich, der Steiermark und Tirols, an allen Messstellen in Linz, Graz und Wien. TMW über $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ traten in Eisenstadt, Linz 24er Turm, Linz Neue Welt, Linz ORF-Zentrum, Linz Römerberg, Steyregg, Graz Don Bosco, Graz Ost, Hartberg, Peggau, Kufstein³⁰, Wien Belgradplatz, Liesing, Rinnböckstraße und Stadlau registriert.

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.

In Abbildung 20 ist der Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten für PM10 von 2000 bis 2003 und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt. Alle Stationen rechts der vertikalen Linie haben mehr als 35 Überschreitungen und weisen damit Grenzwertüberschreitungen (bezogen auf das Kalenderjahr) auf. Demgegenüber wurde der als Jahresmittelwert festgelegte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lediglich achtmal überschritten (Graz Don Bosco 2001, 2002 und 2003, Graz Mitte 2002 und 2003, Hartberg und Köflach 2003, Wien Rinnböckstr. 2003). Die Graphik zeigt, dass bei einem Jahresmittelwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Mittel 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftreten, bei einem Jahresmittelwert von $27,6$ sind 30 Überschreitungen zu erwarten (zulässige Anzahl ab 2005), bei einem Jahresmittelwert von $26,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind im Mittel 25 Überschreitungen zu erwarten (zulässige Anzahl ab 2010).

³⁰ der höchste TMW aller österreichischen Messstellen trat am 27.10. mit $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Kufstein auf und war durch den Abriss eines Gebäudes bedingt.

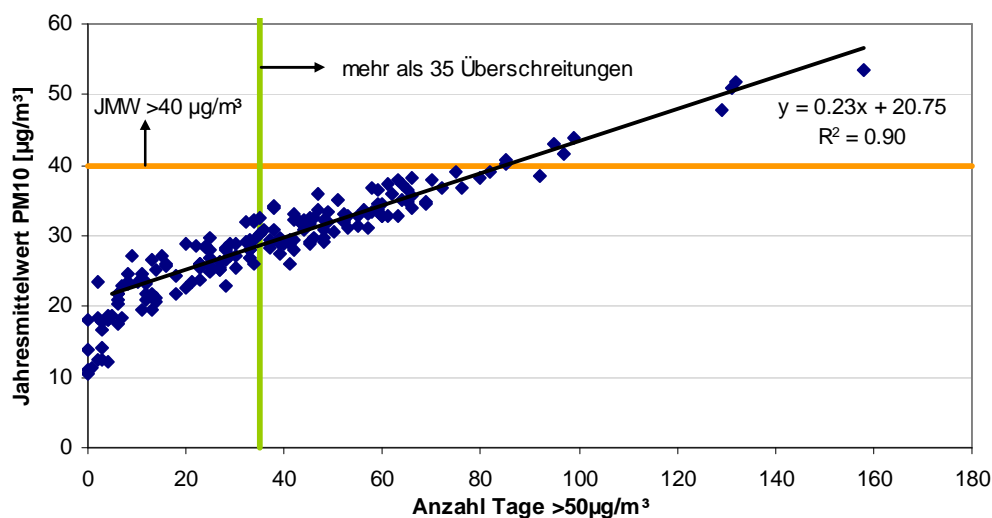


Abbildung 20: Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert PM10 (Grenzwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2000 bis 2003. In der Trendlinie wurden nur Stationen mit mehr als fünf Überschreitungstagen berücksichtigt

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 (6 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) als auch autobahnnaher Standorte wie Zederhaus A10 (7 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sehr niedrige PM10-Belastungen aufweisen.

Der Zielwert gemäß IG-L – nicht mehr als 7 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.

Der Zielwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als JMW wurde 2003 lediglich an den Messstellen Vorhegg, Zöbelboden, St. Koloman, Tamsweg, Zederhaus, Masenberg und Heiterwang eingehalten. Den niedrigsten JMW registrierte Vorhegg mit $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

7.2 Die Entwicklung der PM10-Belastung in Österreich in den Jahren 2000 bis 2003

Mit der PM10 Messung wurde im Laufe des Jahres 1999 begonnen, in den folgenden Jahren erfolgte ein schrittweiser Ausbau des Messnetzes, v. a. durch Umrüstung von Schwebstaub-Messgeräten auf PM10. Tabelle 21 gibt die Entwicklung des PM10-Messnetzes in Österreich an, wobei Messstellen mit über 75 % Verfügbarkeit pro Kalenderjahr aufgenommen

men sind. An mehreren Messstellen wurde parallel mit der gravimetrischen Methode und kontinuierlichen Geräten gemessen³¹.

Tabelle 21: Entwicklung des PM10-Messnetzes in Österreich, 2000 bis 2003 (Messstellen mit einer Verfügbarkeit >75 %)

	nur Gravi- metrie	nur kontinuierliche Messung	Gravimetrie und kontinuier- liche Messung	Summe
2000	2		3	5
2001	4	33	6	43
2002	6	53	9	68
2003	8	59	16	83

Im Jahr 2000 wurden erst insgesamt acht Stationen betrieben (davon fünf mit Verfügbarkeit über 75 %).

Im Jahr 2001 wurden insgesamt 53 PM10-Messstellen gemäß IG-L betrieben (davon 43 mit Verfügbarkeit über 75 %), darüber hinaus liegen PM10-Messdaten von 14 weiteren Messstellen vor, die nicht im Rahmen des IG-L betrieben wurden.

Da der Grenzwert für PM10 am 7.7.2001 in Kraft trat, fehlt für eine Beurteilung der Situation in Relation zu dem als Jahresmittelwert formulierten Grenzwert im Jahr 2001 die rechtliche Grundlage. Der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert in der Höhe von 50 µg/m³ gilt erst dann im Sinne des IG-L als überschritten, wenn seit dem 7. Juli 2001 mehr als 35 Überschreitungen auftraten.

Dies war 2001 an acht IG-L-Messstellen der Fall, sowie an der nicht gemäß IG-L betriebenen Messstelle Wien Erdberg.

In der nachfolgenden Tabelle 22 sind alle Stationen angeführt, an denen in den Jahren 2000 bis 2003 mehr als 35 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ registriert wurden, wobei nicht differenziert wurde, ob die Messstelle auf der gesetzlichen Grundlage des IG-L betrieben wurde/wird. Zusätzlich sind jene Messstellen fett markiert, an denen der Jahresmittelwert über 40 µg/m³ lag sowie jene Messstellen grau hinterlegt, von denen (für bestimmte Zeiträume) Inhaltsstoffanalysen oder Rückwärtstrajektorien vorliegen.

Tabelle 22: Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes in den Jahren 2001-2003. Jahresmittelwerte über 40 µg/m³ sind fett markiert. Grau hinterlegt sind die Standorte, von denen Inhaltsstoffanalysen oder Trajektorien vorliegen. TMW: Tagesmittelwert; JMW: Jahresmittelwert. „ - „: keine Messung

Gebiet	Messstelle	2001		2002		2003	
		TMW>50 (2001/ab 7.7.01)	JMW	TMW>50	JMW	TMW>50	JMW
B	Eisenstadt	27/11	25	39	29	53	33
B	Illmitz	34/19	26	45	29	48	31
B	Kittsee	18/8	24	53	31	48	29
B	Oberwart	6/1	21	25	25	37	28
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.	60/36	35	58	37	74	38
K	Wolfsberg	-	-	18	³²	70	37
N	Amstetten	37/37	39	42	33	91	39

³¹ Die Unterscheidung ist insofern von Bedeutung, da die verschiedenen Messgerätetypen oft unterschiedliche Konzentrationsdaten liefern, so dass bei der Verwendung von kontinuierlichen Geräten oft Korrekturfaktoren bzw. Standortfaktoren zur Anwendung kommen müssen. Näheres dazu findet sich in Anhang 1.

³² Verfügbarkeit 66%

Gebiet	Messstelle	2001		2002		2003	
		TMW>50 (2001/ab 7.7.01)	JMW	TMW>50	JMW	TMW>50	JMW
N	Groß Enzersdorf	-	-	34	32	36	32
N	Hainburg	-	-	63	33	25	29
N	Himberg	-	-	52	33	28	30
N	Klosterneuburg	-	-	61	33	34	30
N	Mannswörth	-	-	51	38	43	33
N	Mistelbach	-	-	44	32	29	29
N	Mödling	-	-	48	30	43	31
N	Schwechat	-	-	69	35	50	35
N	Stixneusiedl	-	-	60	33	30	26
N	St. Pölten Eybnerstr.	-	-	-	-	58	34
N	Stockerau	-	-	32	32	45	33
N	Vösendorf	-	-	69	35	52	36
N	Wiener Neustadt	-	-	-	-	38	31
O	Enns Kristein	-	-	-	-	38	34
O	Linz 24er-Turm	37/17	29	52	32	44	32
O	Linz Bernaschekplatz	-	-	-	-	-	-
O	Linz Neue Welt	44/24	31	56	34	76	37
O	Linz ORF-Zentrum	55/22	33	64	35	80	38
O	Linz Römerberg	62/30	36	65	36	75	39
O	Steyr	-	-	23	24	37	29
O	Steyregg	33/13	28	42	29	49	32
O	Wels	-	-	12	29	57	33
S	Hallein Hagerkreuzung	16/6	26	28	28	49	32
S	Salzburg Rudolfsplatz	20/8	29	34	32	62	37
St	Bruck a.d.M.	28/26	28	52	32	46	32
St	Gratwein	-	-	36	31	35	33
St	Graz Don Bosco	158/77	54	131	51	131	52
St	Graz Mitte	64/45	³³	99	44	129	48
St	Graz Nord	43/27	32	-	-	69	37
St	Graz Ost	51/36	35	72	37	82	39
St	Graz Süd	-	-	-	-	49	³⁴
St	Hartberg	-	-	59	37	85	41
St	Köflach	50/49	37	85	40	97	42
St	Leoben Donawitz	-	-	-	-	42	32
St	Niklasdorf	-	-	-	-	49	33
St	Peggau	-	-	38	34	63	37
T	Brixlegg	30/18	29	41	29	45	32
T	Hall i.T.	23/22	26	45	29	55	31
T	Imst	-	-	23	25	92	39
T	Innsbruck Reichenau	30/29	26	50	31	60	33
T	Innsbruck Zentrum	28/26	27	40	29	38	29
T	Lienz	45/44	33	37	29	41	29
T	Vomp – an der Leiten	25/24	30	37	29	34	29
T	Wörgl	14/14	25	42	28	46	30
V	Dornbirn Stadtstr.	-	-	-	-	38	31

³³ Verfügbarkeit 69 %³⁴ Verfügbarkeit unter 75 %

Gebiet	Messstelle	2001		2002		2003	
		TMW>50 (2001/ab 7.7.01)	JMW	TMW>50	JMW	TMW>50	JMW
V	Feldkirch Bärenkr.	61/17	37	63	38	66	36
W	Belgradplatz	-	-	-	-	65	35
W	Erdberg	63/56	³⁵	55		-	-
W	Gaudenzdorf	-	-	-	-	58	33
W	Liesing	-	-	57	31	66	38
W	Rinnböckstr.	-	-	-	-	95	43
W	Schafbergbad	-	-	28	23	40	26
W	Stadlau	-	-	-	-	60	34

³⁵ Verfügbarkeit unter 75 % (Messung Mai 2001 bis Mai 2002)

8 ANALYSE DER PM10-BELASTUNG IN IMST

8.1 Die PM10-Belastung in Imst in den Jahren 2002 und 2003

Der Verlauf des Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration in Imst ist in Abbildung 21 zusammen mit den Messstellen Innsbruck Zentrum, Heiterwang und Vomp a.d.L. für das Jahr 2002 dargestellt; Abbildung 22 zeigt die Tagesmittelwerte dieser Messstellen im Jahr 2003.

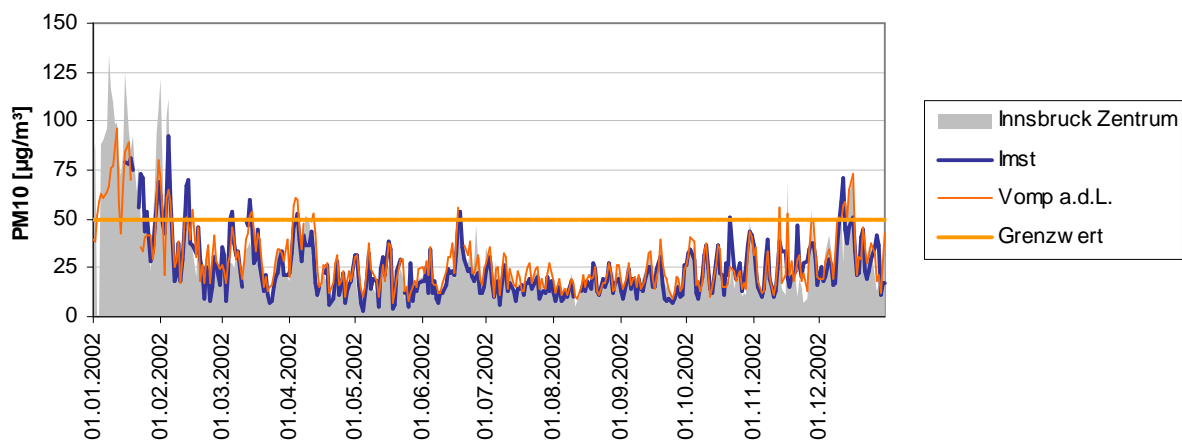


Abbildung 21: Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration, 2002

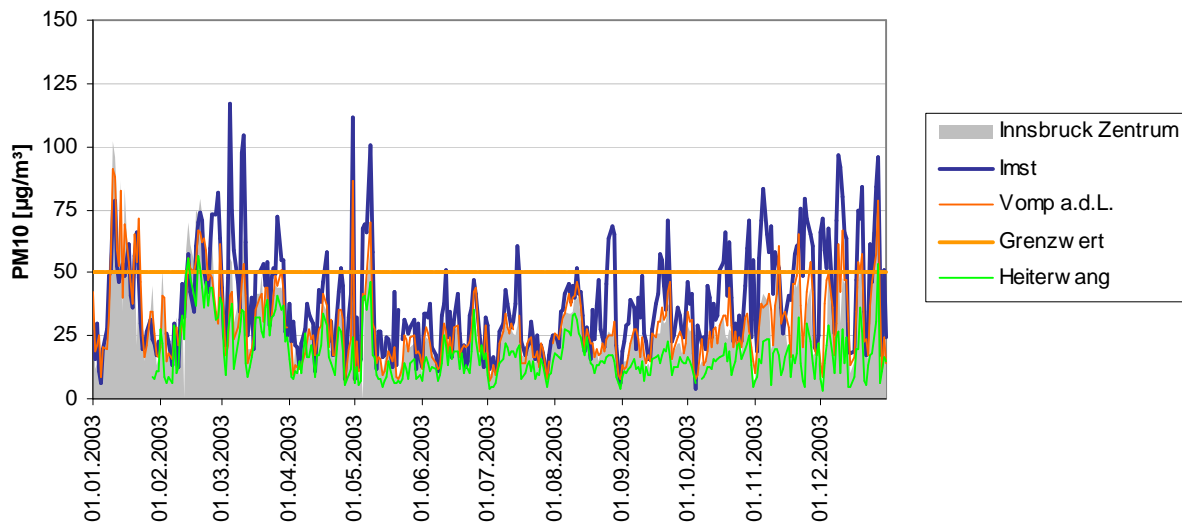


Abbildung 22: Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration, 2003

Die Auswertungen der PM10-Belastung zeigen in Imst deutliche Unterschiede zwischen den Jahren 2002 und 2003, die möglicherweise auf ein verändertes Emissionsverhalten zurückzuführen sind. Die Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stieg in Imst von 23 im Jahr 2002 auf 92 im Jahr 2003. Der Jahresmittelwert stieg von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an.

Am Belastungsverlauf fällt ein u. a. Anstieg der PM10-Belastung in Imst, verglichen mit anderen Nordtiroler Messstellen, ab März 2003 auf. In Tabelle 23 werden die PM10- und NOx-Konzentrationen in Imst jenen der Messstellen Innsbruck Zentrum und Innsbruck Reichenau verglichen³⁶. Die mittlere PM10-Konzentration nahm vom Winter 2002 auf Winter 2003 in Imst von 32 auf 46 µg/m³ zu, in Innsbruck Zentrum von 34 auf 36 µg/m³, in Innsbruck Reichenau von 37 auf 43 µg/m³. Die NO-Konzentration nahm in Imst von 68 auf 77 µg/m³ zu, die NO₂-Konzentration von 39 auf 47 µg/m³, die NOx-Konzentration von 75 auf 86 ppb. Besonders deutlich sind die Unterschiede im Sommer; die PM10-Konzentration steigt in Imst von 2002 auf 2003 von 19 auf 31 µg/m³, allerdings nehmen auch NO, NO₂ und NOx zu.

Tabelle 23: Winter- und Sommermittelwerte der PM10-, NO-, NO₂ und NOx-Konzentration in Imst und Innsbruck Zentrum, 2002 und 2003, µg/m³, NOx in ppb

		Winter 2002	Winter 2003	Sommer 2002	Sommer 2003
Imst	PM10	32	46	19	31
	NO	68	77	13	17
	NO ₂	39	47	21	27
	NOx	75	86	21	28
Innsbruck Zentrum	PM10	34	36	20	22
	NO	62	60	17	15
	NO ₂	46	54	31	35
	NOx	74	76	30	30
Innsbruck Reichenau	PM10	37	43	18	22
	NO	63	66	11	11
	NO ₂	43	52	27	30
	NOx	73	80	23	25

Die mittlere PM10-Konzentration nahm somit in Imst im Winter um 41%, im Sommer um 63% zu, die NO-Konzentration im Winter um 13%, im Sommer um 31%, die NO₂-Konzentration im Winter um 21%, im Sommer um 30%, die NOx-Konzentration im Winter um 15%, im Sommer um 30% zu.

In Innsbruck Zentrum stieg die PM10-Konzentration dagegen nur um 6% im Winter und 12% im Sommer, in Innsbruck Reichenau um 16% bzw. 22%, die NO-Konzentration ging in Innsbruck Zentrum leicht zurück, in Innsbruck Reichenau stieg sie im Winter leicht. Der parallele Anstieg der NO₂-Konzentration lässt sich mit der höheren Ozonkonzentration und damit der rascheren Bildung von NO₂ aus NO im Sommer 2003 erklären.

Somit ist festzustellen, dass Imst und Innsbruck Reichenau als verkehrsnaher Standorte eine wesentlich stärkere Zunahme der PM10-Belastung als Innsbruck Zentrum registrierten, die in Imst allerdings noch ausgeprägter war. Während aber in Innsbruck die NOx-Konzentration sich kaum veränderte, stieg sie in Imst stark an – allerdings nicht so stark wie die PM10-Belastung.

Betrachtet man das numerische Verhältnis zwischen PM10 und NOx (in ppb), so lag dieses in Innsbruck Zentrum im Winter 2002 bei 0,46, im Sommer 2002 bei 0,67 (wobei sich der

³⁶ Als Winter wird jeweils der Zeitraum von Jänner bis März und Oktober bis Dezember ausgewertet, wobei im Jahr 2002 bei allen Stationen der Zeitraum ab 16.1., dem Beginn der Messung in Imst, verwendet wird, um die Vergleichbarkeit mit Imst zu gewährleisten (bis 15.1. traten in Innsbruck hohe PM10-Konzentrationen auf, die bei Mittelbildung ab 1.1. die Vergleichbarkeit mit Imst beeinträchtigen würden).

stärkere Jahresgang bei NO_x widerspiegelt) und nahm im Jahr 2003 um 3% (Sommer) bzw. 7% (Winter) zu.

In Imst betrug das PM10-NO_x-Verhältnis im Winter 2002 0,43, im Sommer 2002 0,88; anders als in Innsbruck stieg dieses Verhältnis im Jahr 2003 um 23% (Winter) bzw. 25% (Sommer). Dies zeigt deutlich, dass in Imst nicht nur die NO_x-Belastung, sondern überproportional auch die PM10-Belastung angestiegen ist.

Dies zeigt auch Abbildung 23 in der das Verhältnis der PM10-Belastung in Imst zu der in Innsbruck Reichenau dargestellt ist. Beim gleitenden 30-Tages-Median zeigt sich ebenfalls ab März 2003 ein deutlicher Anstieg der Belastung in Imst, die an einzelnen Tagen bis zum 16-fachen der Belastung in Innsbruck Reichenau betrug. Während das Verhältnis Imst/Innsbruck Reichenau im Jahr 2002 0,81 betrug, stieg dieses im darauf folgenden Jahr auf 1,18.

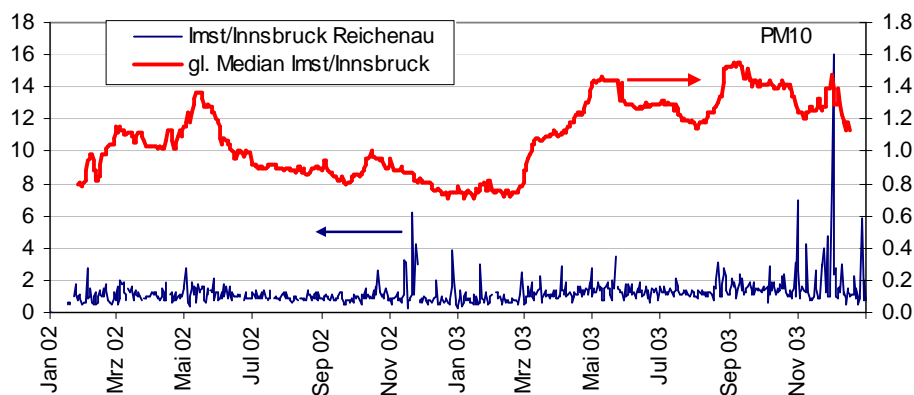


Abbildung 23: Verhältnis der PM10 Belastung Imst zur Belastung in Innsbruck Reichenau (tägliche Werte und gleitender 30 Tage Median)

Wie Abbildung 20 zu entnehmen ist, wären bei einem PM10-Jahresmittelwert von 39 µg/m³ wie er in Imst im Jahr 2003 auftrat, 79 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ zu erwarten. Gemessen wurden allerdings 92 Tage über 50 µg/m³. Ob die gegenüber dem durchschnittlichen Zusammenhang zwischen Jahresmittelwert und Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ in Österreich etwas höhere Anzahl an Überschreitungen durch die besondere Belastungssituation in Imst bedingt ist, kann aber nicht eindeutig festgestellt werden.

Die unterschiedliche Belastungssituation der Jahre 2002 und 2003 hinsichtlich PM10 zeigt sich auch in dem Vergleich der Abhängigkeit der PM10-Tagesmittelwerte von NO₂ der Stationen Imst und Innsbruck Reichenau (Abbildung 24).

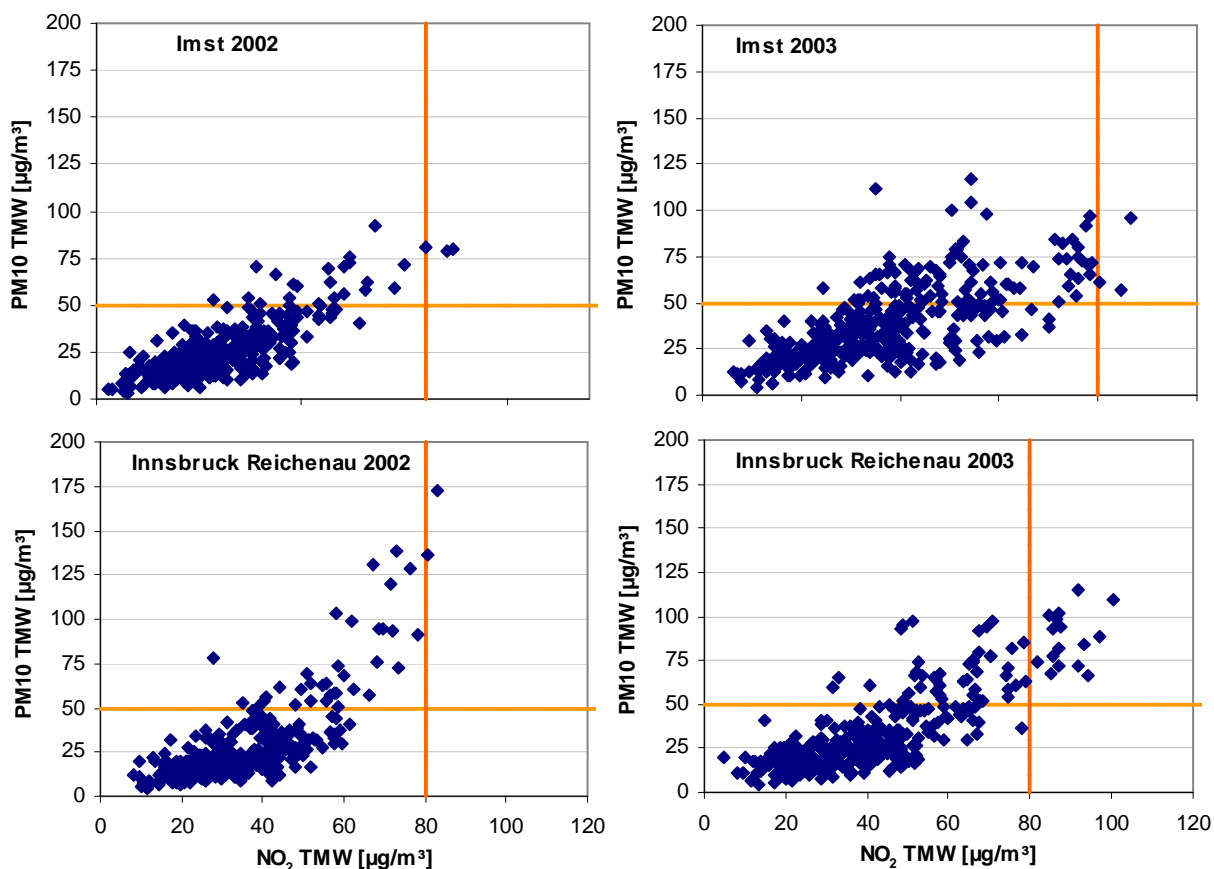


Abbildung 24: Abhängigkeit der PM10-Tagesmittelwert von NO₂ der Stationen Imst und Innsbruck Reichenau in den Jahren 2002 und 2003

Im Jahr 2003 zeigen sich in Imst im Unterschied zum Vorjahr häufig hohe PM10-Tagesmittelwerte mit vergleichsweise niedrigen NO₂-Tagesmittelwerten. Dies deutet auf veränderte Emissionen im Jahr 2003 hin, die durch hohe PM10, aber niedrige NO_x-Emissionen gekennzeichnet sind, wie z. B. diffuse Emissionen aus Bautätigkeit. Die Tage mit dem höchsten PM10/NO₂-Verhältnis sind der 5.3., 10. und 11.3., 30.4. und 8.5. 2003.

Betrachtet man die Häufigkeitsverteilung der Halbstundenmittelwerte (Abbildung 25 für 2002, Abbildung 26 für 2003), so zeigt sich, dass 2002 in Imst Konzentrationswerte ab ca. 120 µg/m³ deutlich seltener auftraten als in Innsbruck, im Jahr 2003 aber sogar noch häufiger als in Innsbruck Reichenau (der in den Jahren davor höchst belasteten Messstelle in Nordtirol). Wie in FULLER (2004) gezeigt wurde, spiegeln sich Emissionen aus Baustellentätigkeiten vor allem in kurzen, aber sehr hohen Konzentrationswerten nieder. Daher kann man schließen, dass die Messstelle Imst im Jahr 2003 (und auch in Kufstein) durch Bautätigkeit beeinflusst wurde.

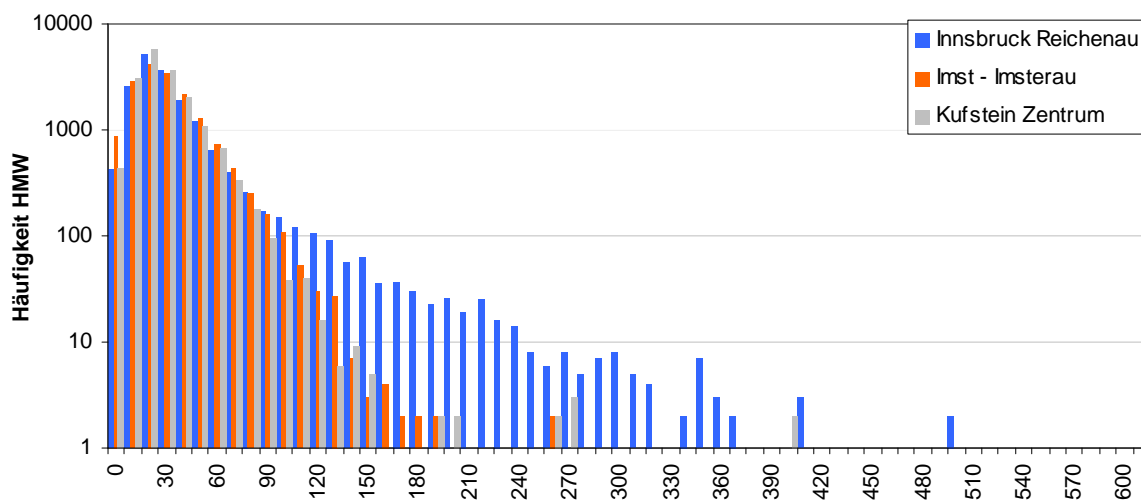


Abbildung 25: Häufigkeitsverteilung der Halbstundenmittelwerte der PM10-Konzentration, 2002

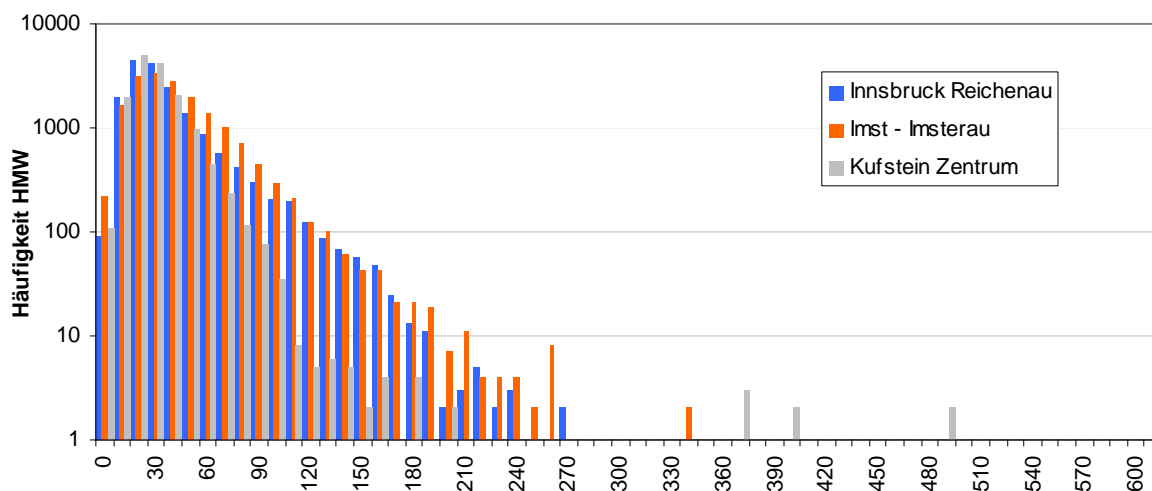


Abbildung 26: Häufigkeitsverteilung der Halbstundenmittelwerte der PM10-Konzentration, 2003

8.2 Diskussion der Belastungsepisoden mit PM10-TMW über 50 µg/m³ in den Jahren 2002 bis 2004

Die Detaildarstellung von Belastungsepisoden mit PM10-TMW über 50 µg/m³ in Imst von Beginn der Messung bis März 2004 findet man in Anhang 3. Tabelle 24 gibt eine Übersicht über die Charakteristika dieser Belastungsepisoden.

Tabelle 24: Interpretation der Belastungsepisoden

Datum	Windverhältnisse	Ursachen der PM10-Belastung
16.-19.1., 22.1.2002	Talwindzirkulation	PM10-Akkumulation im Inntal, „normale“ Emissionen ca. 50%
23.-24.1.2002	schwache Talwindzirkulation (West überwiegt)	PM10-Akkumulation und normale Emissionen im Oberen Inntal
26.1.2002	Talwindzirkulation	normale Emissionen, Transport aus dem Unterinntal
30.1.-1.2.2002	schwache Talwindzirkulation (West überwiegt)	normale Emissionen
4.-6.2.2002	schwache Talwindzirkulation (West überwiegt)	normale Emissionen
11.-12.12.2002	schwache Talwindzirkulation (West überwiegt)	normale Emissionen
8.-12.1.2003	Ostwind	PM10-Akkumulation im Inntal (Quellen östlich von Imst)
13.1.03	Westwind	normale Emissionen
14.1.03	Talwindzirkulation	normale Emissionen, Bautätigkeit?
15.-17.1.03	überwiegend Westwind	normale Emissionen
17.-21.2.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen
24.-28.2.2003	schwache Talwindzirkulation (West überwiegt)	normale Emissionen
5.3., 7.3. 2003	Talwindzirkulation	Bautätigkeit
6.3. 8.3., 2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen, verschmutzte Straße
10.-13.3.2003	Westwind	normale Emissionen, verschmutzte Straße
12.3.2003	Westwind	normale Emissionen, Bautätigkeit
17.-21.3.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen, verschmutzte Straße
19.-20.3.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen, Bautätigkeit
25.3.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen
27. und 29.3.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen, Bautätigkeit
28.3.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen
30.4.2003	Westwind	normale Emissionen, Aufwirbelung durch stärkeren Wind, Bautätigkeit?? ³⁷
5.5. – 9.5.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen + PM10-Akkumulation im Inntal
8. und 9.5. 2003	Talwindzirkulation	zeitweise Bautätigkeit
26.-28.8.03	Talwindzirkulation	zeitweise Bautätigkeit
18. – 19.9.2003	Talwindzirkulation	normale Emissionen + PM10-Akkumulation im Inntal
22.9.2003	Westwind	normale Emissionen + PM10-Akkumulation im oberen Inntal (Bautätigkeit??)
16. und 18.10.03	Talwindzirkulation	normale Emissionen, verschmutzte Straße?
17. und 20.10.03	Talwindzirkulation	normale Emissionen
28. – 29.10.03	schwacher Westwind	normale Emissionen (außergewöhnlicher Verkehr)
31.10.03	starker Westwind	normale Emissionen (außergewöhnlicher Verkehr)

³⁷ eher unklare Situation mit gleichzeitigen extrem hohen PM10-Konzentrationen in Imst und Vomp bei eher mäßigen NOx-Konzentrationen; möglicherweise Aufwirbelung von Bodenmaterial bei Windgeschwindigkeiten bis 4 m/s.

Datum	Windverhältnisse	Ursachen der PM10-Belastung
3.-5.11.03	Talwindzirkulation	normale Emissionen
6.-8.11.03	Ostwind	normale Emissionen
10.-12.11.03	Talwindzirkulation	normale Emissionen
22.-26.11.03	überwiegend Westwind	normale Emissionen
1.-5.12.03	überwiegend Westwind	normale Emissionen
8.-12.12.03	überwiegend Westwind	normale Emissionen
18.-20.12.03	überwiegend Westwind	normale Emissionen
24., 27.12.03	überwiegend Westwind	normale Emissionen
25.-27.12.03	überwiegend Westwind	Schadstoffanreicherung
23.-25.1.04	überwiegend Ostwind	Schadstoffanreicherung
26.-27.1.04	Westwind	normale Emissionen
2.-6.2.04	überwiegend Westwind	normale Emissionen
17.-18.2.04	überwiegend Ostwind	normale Emissionen, Schadstoffanreicherung
19.2.04	Ostwind	normale Emissionen
20.-21.2.04	Westwind	normale Emissionen
10.-11.3.04	Ostwind	normale Emissionen, Straße verschmutzt
12.-13.3.04	Westwind	normale Emissionen, Straße verschmutzt
14.3.04	Ostwind	normale Emissionen
15. bis 19.3.04	Talwindzirkulation	normale Emissionen, Straße verschmutzt
30.3.04	Talwindzirkulation	normale Emissionen
1.-2.4.04	Talwindzirkulation	normale Emissionen, Straße verschmutzt

Die PM10-Belastung weist in diesem Zeitraum ein sehr komplexes Muster mit teilweise deutlichen Unterschieden zu Messstellen im Unterinntal auf; sie dürfte im Verlauf des betrachteten Zeitraums von ca. zwei Jahren aus relativ unterschiedlichen Quellen stammen.

Ungeachtet dessen lassen sich folgende Gemeinsamkeiten (fast) aller Belastungsepisoden feststellen:

- ∅ sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen (wobei in Imst Inversionen häufig länger anhielten als im Inntal von Innsbruck abwärts bzw. sich, anders als dort, tagsüber nicht auflösten)
- ∅ fast alle TMW über 50 µg/m³ traten an Montagen bis Freitagen auf; Ausnahmen stellen u. a. Einkaufssamstage im Dezember dar.

Folgende unterschiedliche Belastungsmuster lassen sich erkennen:

- ◆ Regelmäßige Tagesgänge mit erhöhten PM10-Werten vormittags und nachmittags bis abends; der parallele Verlauf zu NO_x deutet darauf hin, dass Straßenverkehr die Hauptquelle der PM10-Belastung ist. Im Unterschied zu anderen Messstellen im Inntal steigt die PM10- und NO_x-Konzentration in Imst morgens etwas später an (die PM10-Konzentration folgt in Imst ungefähr jener von NO_x, während sie im Unterinntal verspätet ansteigt)³⁸ – was auf eine etwas spätere Morgenverkehrsspitze, verglichen mit dem Unterinntal, zurückgeführt werden kann – und steigt nachmittags früher an – was auf ein zeitigeres Einsetzen ungünstigerer Ausbreitungsbedingungen zurückgeführt werden kann.
- ◆ Räumlich einheitliche PM10-Belastung mit geringen Tagesgängen; diese lässt sich auf Schadstoffakkumulation in gesamten Inntal über mehrere Tage hinweg zurückführen, wobei Imst bei anhaltendem Ostwind in besonderem Ausmaß von Schadstofftransport aus dem weiter unten gelegenen Teil des Inntals betroffen ist, bei anhaltendem Westwind von Transport aus den oberhalb gelegenen Teilen des Inntals und dessen Seitentälern. Ein paralleler Verlauf zu NO₂, nicht aber zu NO könnte ein Hinweis auf gealterte Luftmassen mit hohem Anteil sekundärer Aerosole sein.
- ◆ Regelmäßige Tagesgänge mit erhöhten PM10-Werten vormittags und nachmittags bis abends, aber mit einem atypisch hohen PM10/NO_x-Verhältnis. Der Tagesgang deutet auf Straßenverkehr als Hauptquelle hin, mit vermutlich sehr hohen „Emissionsfaktoren“ für PM10 – diese könnten auf eine starke Verschmutzung der Straßen zurückzuführen sein, die durch Baustellenverkehr bedingt ist.
- ◆ Hohe PM10-Konzentrationen am Nachmittag bei niedriger NO_x-Konzentration. Dabei dürfte es sich um Fälle handeln, bei denen Bautätigkeit an der Imsterbergstraße für hohe PM10-Emissionen verantwortlich ist.

8.3 Schadstoffwindrosen

Windrosen stellen Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung dar, dargestellt in einem Kreisdiagramm. Im vorliegenden Bericht werden Windrichtungshäufigkeiten für Sektoren von 10° angegeben, wobei Fälle mit Windgeschwindigkeiten unter 0,5 m/s gesondert als Kalmen (Windstille) ausgewiesen werden. Wind aus 90° entspricht Ost, 180° Süd, 270° West und 360° Nord.

Schadstoffwindrosen geben für jeden Windrichtungssektor die mittlere Schadstoffkonzentration an. Den Mittelungszeitraum stellt dabei die Gesamtheit jener Fälle dar, in denen der Wind aus dem betreffenden Sektor wehte.

Die Schadstoffwindrosen für PM10, NO und NO₂ an der Messstelle Imst sind für den Winter 2002/03 (Okt. 2002 – März 2003) in Abbildung 27, für den Sommer (April – Sept.) 2003 in Abbildung 28 dargestellt.

³⁸ Dies deutet darauf hin, dass im Unterinntal Schadstoffakkumulation für die PM10-Belastung eine größere Rolle spielt, während in Imst – betrachtet man NO als Indikator für lokale Emissionen – Emissionen in einem engeren Bereich die PM10-Konzentration bestimmen und diese daher schneller auf Änderungen der Emissionen reagiert.



Abbildung 27: Schadstoffwindrosen für PM10, NO und NO₂ in Imst, Winter 2002/03. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (-----) bzw. einem HMW von 80 µg/m³ (—)



Abbildung 28: Schadstoffwindrosen für PM10, NO und NO₂ in Imst, Sommer 2003. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (-----) bzw. einem HMW von 80 µg/m³ (—)

Die PM10-Konzentration weist generell bei (seltenem) Nordwind die niedrigsten Konzentrationen, bei Westwind die höchsten auf, wobei im Winter West- und Südwind vergleichbare Belastungen aufweisen, im Sommer Westwind deutlich höhere. Die Konzentration ist bei Westwind im Winter und im Sommer mit ca. 50 µg/m³ etwa gleich hoch, bei Ostwind liegt sie im Winter um 40 µg/m³, im Sommer um 30 µg/m³.

Die NO-Konzentration weist einen vergleichsweise sehr starken Jahresgang auf; für die stark erhöhten NO-Konzentrationen im Winter sind

- ∅ langsamere Schadstoffverdünnung und
- ∅ langsamere Oxidation zu NO₂

verantwortlich. Mit ca. 75 µg/m³ ist die NO-Konzentration im Winter bei Westwind ca. doppelt so hoch wie bei Ostwind (40 µg/m³), während im Sommer die NO-Konzentration bei Westwind (d. h. tendenziell nachts) mit ca. 35 µg/m³ mehr als doppelt so hoch ist als bei Ostwind (um 15 µg/m³).

NO₂ weist im Winter nur eine geringe Windrichtungsabhängigkeit auf (West um 50 µg/m³, Ost um 40 µg/m³), wohingegen im Sommer Westwind mit einer mittleren NO₂-Konzentration um 35 µg/m³, Ostwind um 25 µg/m³ verbunden ist.

8.4 Abhängigkeit der Konzentration von der Windgeschwindigkeit

Aus der Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von der Windgeschwindigkeit lassen sich allgemein folgende Schlüsse ziehen:

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

Die Abhängigkeit der PM10-, NO- und NO₂-Konzentration in Imst von der Windgeschwindigkeit, gemessen am Westportal des Roppener Tunnels, ist in Tabelle 25 und Abbildung 29 für den Winter 2002/03 (Nov. – März) sowie den Sommer (April – Juni) 2003 angegeben.

Tabelle 25: Abhängigkeit der PM10-, NO- und NO₂-Konzentration in Imst von der Windgeschwindigkeit, Winter (Nov. 2002 – März 2003) und Sommer (April – Juni 2003)

Wige (m/s)	<0.5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5
Winter						
Häufigkeit	44%	30%	19%	6%	1%	
PM10 (µg/m ³)	36	42	46	47	46	
NO (µg/m ³)	61	63	47	37	38	
NO ₂ (µg/m ³)	47	50	45	39	41	
Sommer						
Häufigkeit	30%	26%	28%	11%	4%	1%
PM10 (µg/m ³)	22	32	33	40	43	73
NO (µg/m ³)	12	22	19	28	23	17
NO ₂ (µg/m ³)	20	28	25	29	29	29

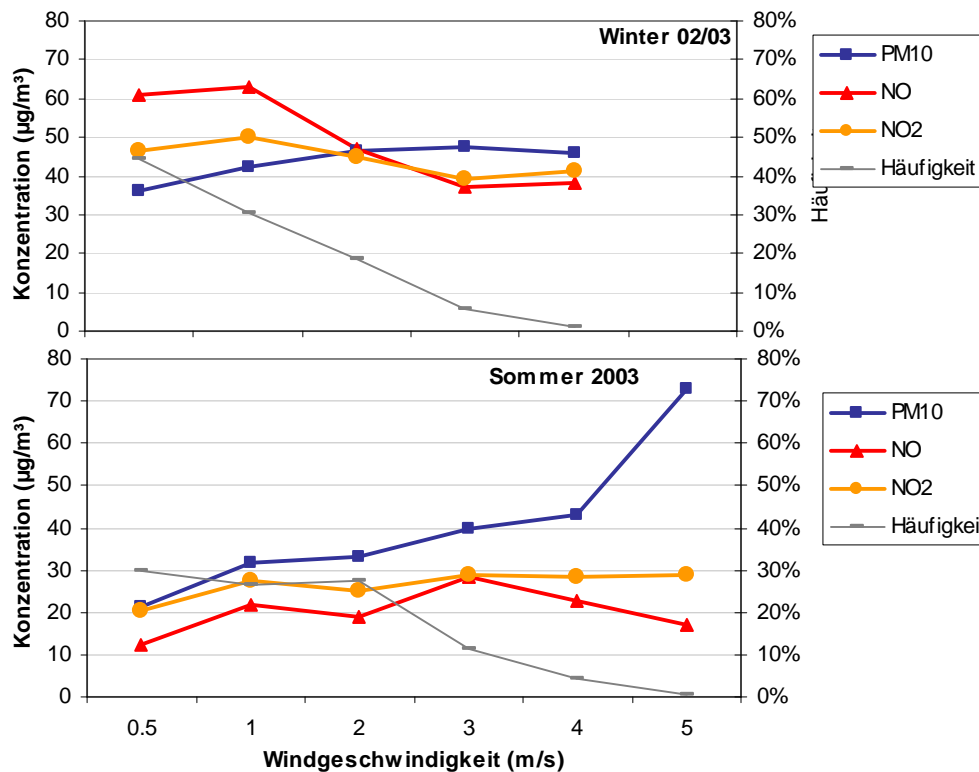


Abbildung 29: Abhängigkeit der PM10-, NO- und NO₂-Konzentration in Imst von der Windgeschwindigkeit, Winter (Nov. 2002 – März 2003) und Sommer (April – Juni 2003)

Die NO- und NO₂-Konzentration nimmt im Winter bei Geschwindigkeiten über 1 m/s ab. Die PM10-Konzentration nimmt im Winter leicht mit der Geschwindigkeit zu.

Im Sommer nehmen die Konzentrationen von NO und NO₂ mit der Geschwindigkeit zu. Bei 3 bis 4 m/s ist die NO-Konzentration um 130% höher als bei unter 0,5 m/s, die NO₂-Konzentration um 45%; die PM10-Konzentration nimmt ebenfalls mit der Windgeschwindigkeit deutlich zu und ist bei 3 bis 4 m/s um 80% höher als bei Kalme.

Dieser Befund deutet insgesamt darauf hin, dass lokale Quellen für die mittlere NO-, NO₂- und PM10-Belastung in Imst im Sommer nicht die dominierende Rolle spielen, sondern eher aus einem größeren Gebiet. Im Winter wird die mittlere NO-, nicht aber die PM10-Belastung von lokalen Quellen dominiert.

Die hohen PM10-Konzentrationen bei - sehr seltenen - Windgeschwindigkeiten zwischen 4 und 5 m/s könnten u. U. auf Aufwirbelung zurückzuführen sein.

8.5 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.

Der Diskussion der Wochengänge der PM10-Konzentration wird jene der des Straßenverkehrs und der NO_x-Konzentration vorangestellt, da die Quellen der NO_x-Belastung besser bekannt und das Belastungsmuster daher leichter interpretierbar ist.

8.5.1 Straßenverkehr

In Abbildung 31 ist der Wochengang des Verkehrs für KFZ, LKW und SLZ für das Jahr 2002 dargestellt, der von den Zählstellen Imst/A12 und Imst/B171 zur Verfügung stand. Die Gruppe der KFZ beinhaltet alle Fahrzeugkategorien, die Kategorie LKW beinhaltet Pkw mit Anhänger, Busse, Lkw ohne und mit Anhänger, Sattelzüge, die Kategorie SLZ beinhaltet Lkw mit Anhänger und Sattelzüge. An beiden Messstellen zeigt sich, dass die Gesamtzahl der KFZ an Samstagen ein Maximum hat, während der LKW und SLZ-Verkehr an den Wochenenden (Sa, So) deutlich (an der Zählstelle A12 auf weniger als die Hälfte) abnimmt. An Sonntagen entspricht der DTV bei den Gesamt-Kfz in etwa dem an Werktagen. Der Anteil der LKW und SLZ ist an der B171 mit 6% bzw. 0,3% deutlich geringer als an der A12 mit 12% bzw. 5%. Der Wochengang von NO_x korrespondiert daher eher mit dem Wochengang des LKW-Verkehrs (und anderen Tätigkeiten, die ein vergleichbares zeitliches Verhalten aufweisen, wie z. B. die Bautätigkeit). In Abbildung 31 ist der Wochengang des Verkehrs für das Jahr 2003 dargestellt, der an den Zählstellen Imst/A12 und Imst/B171 ermittelt wurde. An beiden Messstellen zeigt sich, dass die Gesamtzahl der Kfz an Samstagen ein Maximum hat, während der LKW und SLZ-Verkehr an den Wochenenden (Sa, So) deutlich (an der Zählstelle A12 auf weniger als die Hälfte) abnimmt (für Montag-Freitag steht nur der Mittelwert zur Verfügung). An Sonntagen entspricht der DTV bei den Gesamt-Kfz in etwa dem von Montag-Freitag. Der Anteil der LKW und SLZ ist an der B171 mit 6% bzw. 0,3% deutlich geringer als an der A12 mit 12% bzw. 5%. Der Wochengang von NO_x korrespondiert daher eher mit dem Wochengang des LKW-Verkehrs (und anderen Tätigkeiten, die ein vergleichbares zeitliches Verhalten aufweisen, wie z. B. die Bautätigkeit). Hohe PM10-Werte am Samstag dürften die Folge von Schadstoffakkumulation im Inntal sein.

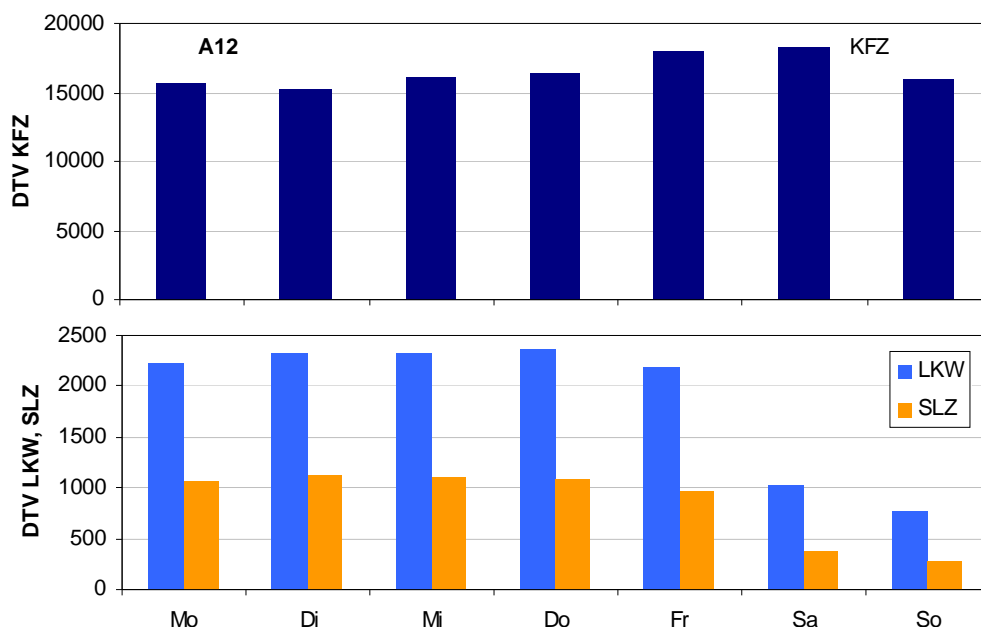


Abbildung 30: Wochengang des Verkehrs an der Zählstelle Imst A12 im Jahr 2002 für die alle KFZ (oben) sowie LKW und SLZ (unten)

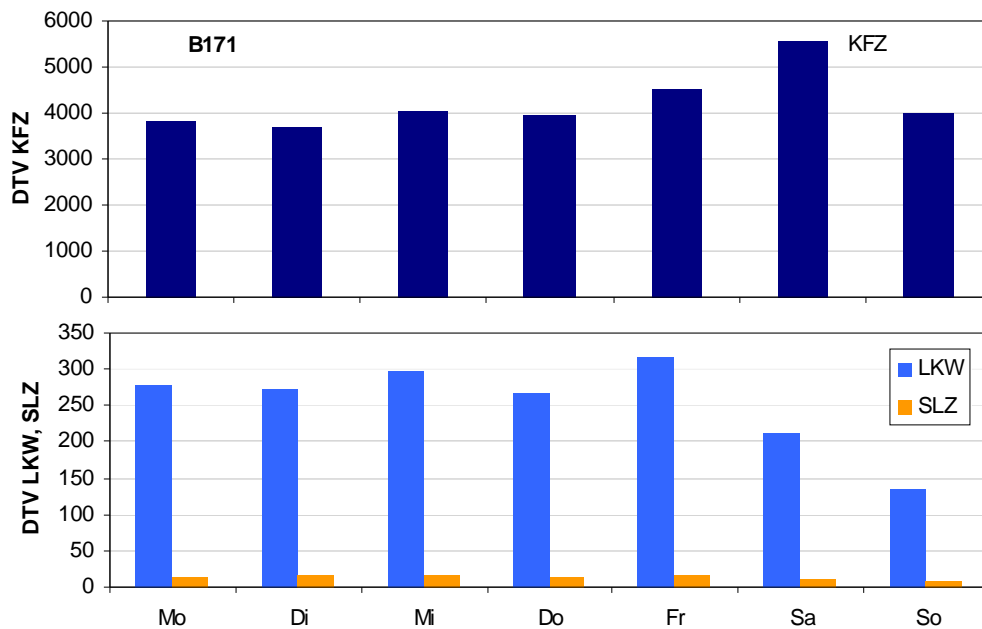


Abbildung 31: Wochengang des Verkehrs an der Zählstelle Imst B171 im Jahr 2002 für die alle KFZ (oben) sowie LKW und SLZ (unten)

Mit Hilfe der Wochengänge des Verkehrs auf der A12 wurden die Emissionen nach dem Handbuch der Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr, Version 2.1, berechnet [UMWELTBUNDESAMT, 2004a]. Abbildung 32 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen für PM10 (nur Abgasemissionen) und NOx.

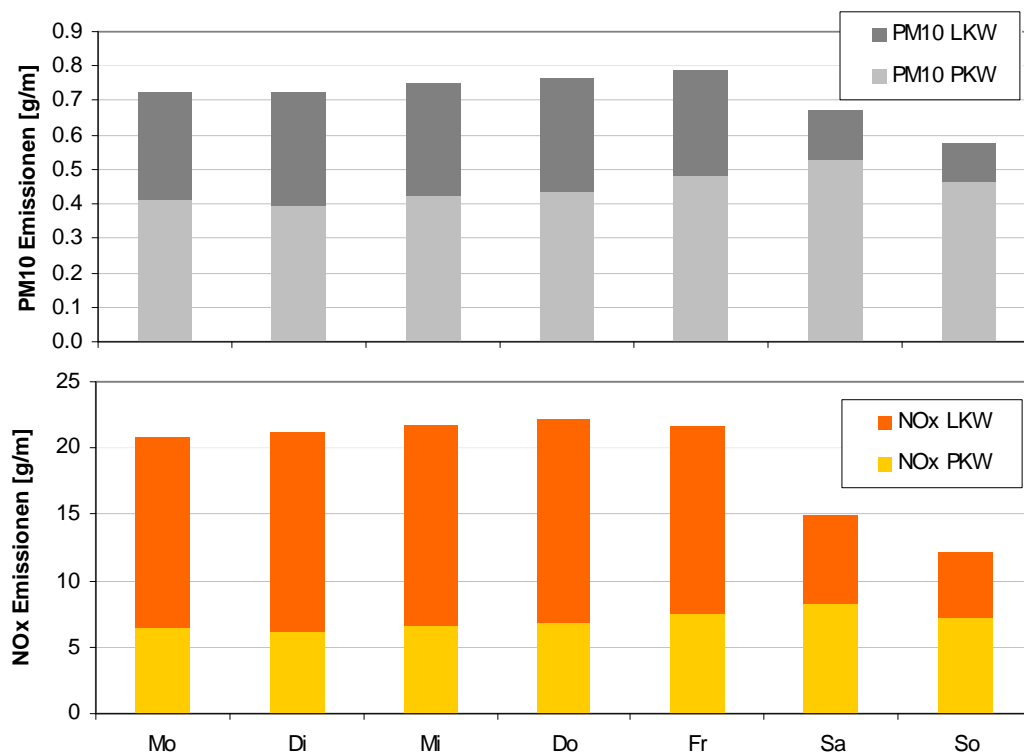


Abbildung 32: Wochengang der PM10 und NOx-Emissionen auf der A12

Die PM10-Emissionen sind freitags am höchsten (11% über dem Wochenmittel) und sonntags am niedrigsten (20% unter dem Wochenmittel). Bei NO_x ist die Abnahme gegenüber dem Wochenmittel mit 40% deutlich ausgeprägter als bei PM10. Tendenziell wird der Wochengang der PM10-Emissionen eher von PKW dominiert, bei NO_x dominiert der LKW-Verkehr.

8.5.2 Stickstoffoxide

Der Wochengang der NO_x-Belastung in Imst (Abbildung 33 und Abbildung 34) ist deutlich ausgeprägter als der bei PM10 (Abbildung 35 und Abbildung 36). Die Belastung ist in der Wochenmitte (Dienstag, Mittwoch) etwa 20-25% höher als im Durchschnitt, an Sonntagen beträgt sie dagegen nur etwa 40% der durchschnittlichen Belastung. Anders als bei PM10 sinkt die NO_x-Belastung an Samstagen deutlich unter das Niveau von Montag – Freitag. Verglichen mit Innsbruck Reichenau ist der Wochengang in Imst bei NO_x deutlich ausgeprägter, wobei in Imst an Montagen die NO_x-Konzentration vergleichsweise geringer ist als in Innsbruck.

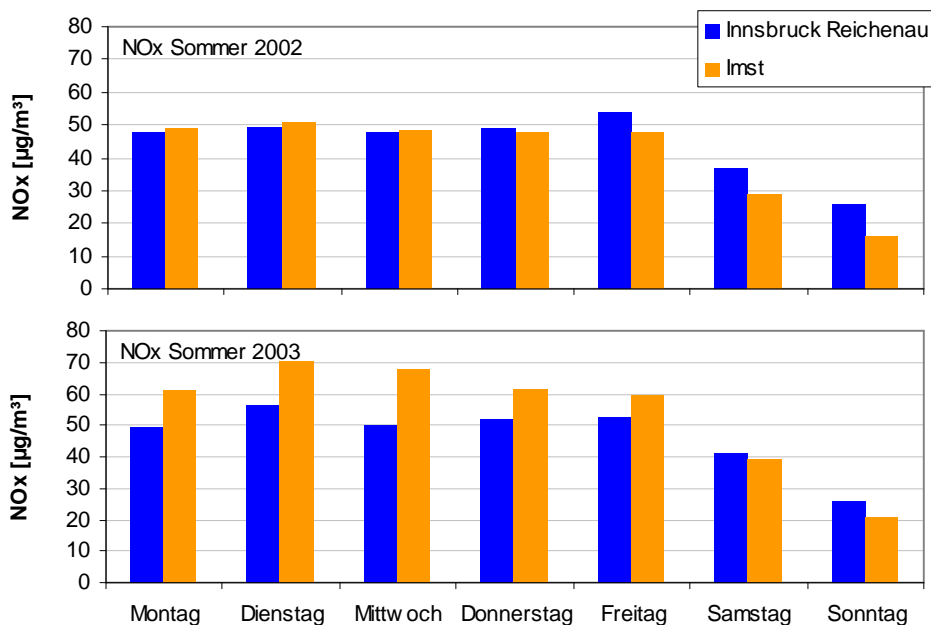


Abbildung 33: Wochengang der NO_x-Konzentration in Imst und Innsbruck Reichenau, Sommerhalbjahr 2002 und 2003

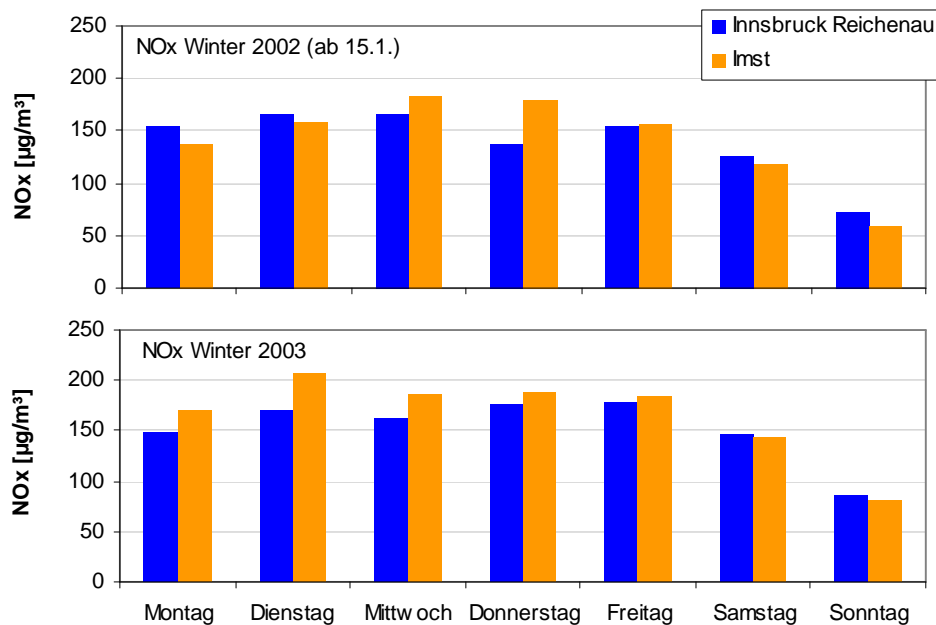


Abbildung 34: Wochengang der NO_x-Konzentration in Imst und Innsbruck Reichenau, Winterhalbjahr 2002 und 2003

Die Veränderung der NO_x-Konzentration in Imst zwischen 2002 und 2003 zeigt einen ähnlichen Wochengang wie bei PM₁₀ - mit den stärksten Zunahmen im Winter an Sonntagen (NO +37%, NO₂ +28%), gefolgt von Samstagen und Montagen. Im Sommer nahm die NO_x-Konzentration an Mittwochen, gefolgt von Samstagen am stärksten zu. Dabei treten die stärksten Zunahmen der NO-Konzentration – als Indikator für lokale Emissionen – im Winter an Sonntagen, im Sommer an Dienstagen, Mittwochen und Samstagen auf, was auch dem Verhalten der Emissionen selbst entspricht.

8.5.3 PM₁₀

In Abbildung 35 und Abbildung 36 sind die Wochengänge der PM₁₀-Werte für Imst und Innsbruck Reichenau für das Sommer- bzw. Winterhalbjahr der Jahre 2002³⁹ und 2003 dargestellt. Sowohl im Sommer als auch im Winter ist der Sonntag der am niedrigsten belastete Tag, während der Mittwoch die höchste Belastung aufweist. In Imst ist die Belastung im Mittel über das ganze Jahr, ebenso wie im Sommer- und Winterhalbjahr am Mittwoch um etwa 20% höher als der jeweilige Durchschnitt, am Sonntag um beinahe 40% niedriger. Der Montag und der Samstag weisen eine etwa gleich hohe Belastung auf, die ungefähr der durchschnittlichen Belastung entspricht.

Die relativ hohe PM₁₀-Konzentration an Samstagen – vergleichbar mit Montagen – dürften die Folge von PM₁₀-Akkumulation im Inntal sein.

³⁹ Damit die Auswertungen für Imst und Innsbruck vergleichbar sind, wurde an beiden Messstellen der Zeitraum ab 15.1.2002 ausgewertet, dem Beginn der Messung in Imst.

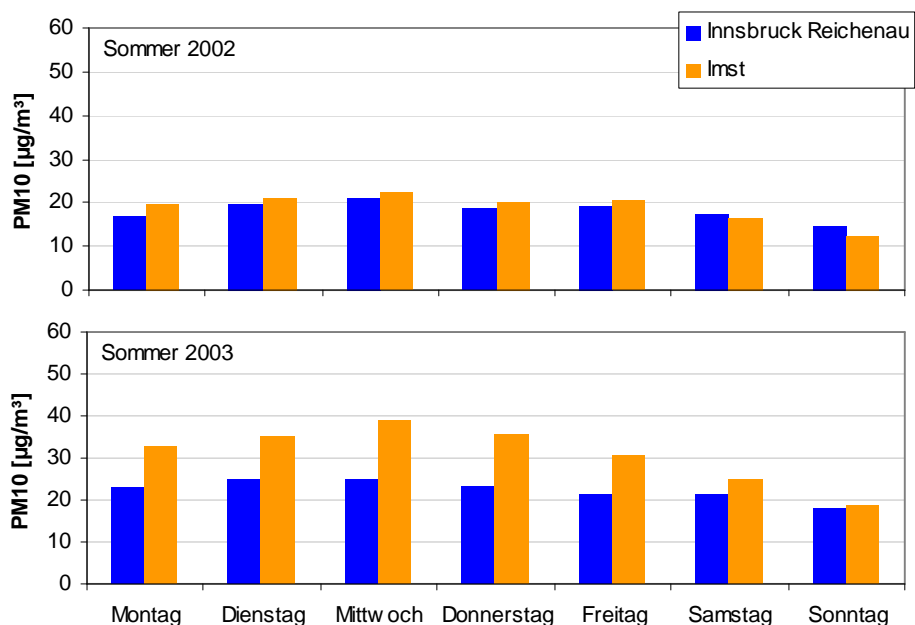


Abbildung 35: Wochengang der PM10-Konzentration im Sommer 2002 und 2003

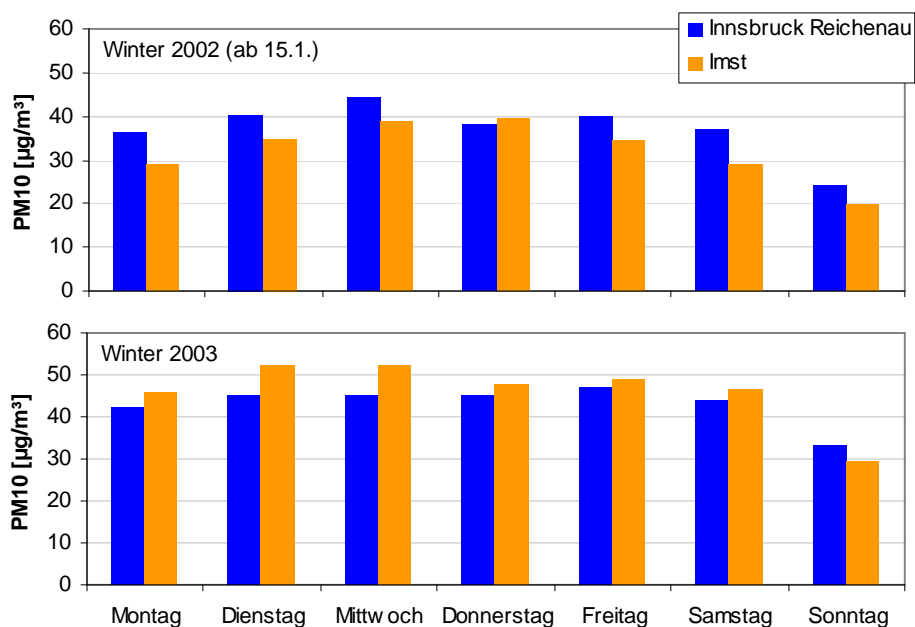


Abbildung 36: Wochengang der PM10-Belastung im Winter 2002 und 2003

Der Vergleich der Wochengänge in den Jahren 2002 und 2003 in Innsbruck und in Imst zeigt, dass an der Messstelle Imst besonders im Sommer 2003 gegenüber dem Vorjahr die Belastung überproportional angestiegen ist - im Mittel um 63%; im Winter betrug die Zunahme 41%.

Verglichen mit dem Winter 2002 stieg die PM10-Konzentration im Winter 2003 in Imst an Samstagen am stärksten (um 62%); Zunahmen um mehr als 40% sind an Montag, Dienstag, Freitag und Sonntag zu beobachten. Die besonders hohe Zunahme an Samstagen könnte mit einem Anstieg des lokalen Verkehrsaufkommens – gerade an Samstagen – nach der Eröffnung des Kinocenters an der Imsterbergstraße in Zusammenhang stehen (siehe Kapitel 10).

Im Sommer 2003 ist die Zunahme an Mittwochen mit 75% und Dienstagen mit 74% am höchsten, an Freitagen mit 46% am geringsten. Neben einer Zunahme des Verkehrs könnte v. a. verstärkte Bautätigkeit ein Faktor für diese Zunahmen sein.

Die wenig verkehrsbelastete Messstelle Innsbruck Zentrum registrierte von 2002 auf 2003 im Winter wie im Sommer besonders hohe Zuwächse der PM10-Belastung an Sonntagen (31 bzw. 23%), gefolgt von Samstagen.

Tabelle 26 gibt die Anzahl der TMW über 50 µg/m³ an den einzelnen Wochentagen an den Messstellen Imst, Innsbruck Zentrum (städtischer Hintergrund) und Vomp a.d.L. für die Jahre 2002 und 2003 an.

Die Tabelle zeigt nicht nur den deutlichen Anstieg der PM10-Belastung in Imst von 2002 auf 2003 (bei einem gleichzeitigen leichten Rückgang an den anderen Messstellen), sondern auch die starke Zunahme der Überschreitungen in Imst an Montagen, Dienstagen, Freitagen und Samstagen um das Vier- bis Achtfache, während sich diese an Mittwochen und Donnerstagen „nur“ verdoppelt haben. Auch dies ist ein Hinweis auf ein grundlegend verändertes Emissionsverhalten in Imst im Jahr 2003, wobei allerdings weiterhin die meisten Überschreitungen um die Wochenmitte auftraten.

Tabelle 26: Anzahl der TMW über 50 µg/m³ an den Wochentagen, 2002 und 2003

	2002				2003			
	Imst	Innsbruck Z	Innsbruck R	Vomp a.d.L.	Imst	Innsbruck Z	Innsbruck R	Vomp a.d.L.
Mo	2	7	7	3	13	5	7	3
Di	2	8	9	5	16	6	7	5
Mi	8	8	9	6	17	3	11	5
Do	6	4	7	7	17	7	11	6
Fr	3	4	6	8	19	7	11	8
Sa	2	5	8	5	9	6	8	5
So	0	4	4	3	1	5	5	2

8.6 Mittlere Tagesgänge

Die mittleren Tagesgänge der Schadstoffkonzentration werden durch tagesperiodische Muster der Schadstoffemission und der die Schadstoffkonzentration beeinflussenden meteorologischen Bedingungen – vertikale Durchmischung (bedeutet in der Regel Verdünnung), Transport und chemische Umwandlung – bestimmt.

Da die Kenntnis der PM10-Emissionen noch unzureichend ist, stellt der Vergleich der mittleren Tagesgänge von PM10 mit jenen der gasförmigen Schadstoffe und ihren Emissionen ein wesentliches Hilfsmittel zur Identifikation der dominanten Schwebestaubquellen dar.

Bei den primär emittierten gasförmigen Schadstoffen NO, CO und SO₂ ist das zeitliche Muster der anthropogenen Emissionen relativ gut bekannt. Die Emissionen weisen folgende Charakteristika auf:

- ∅ Raumheizung: tagsüber ein relativ konstantes Niveau, abends erhöht, nachts sinken sie ab.
- ∅ Straßenverkehr: im Stadtgebiet morgens und am späten Nachmittag entsprechend dem Verkehrsaufkommen ausgeprägte Maxima, während die Emissionen des Wirtschaftsverkehrs v. a. auf Überlandstraßen tagsüber kaum zurückgehen.
- ∅ Keinen systematischen Tagesgang weisen Emissionen aus größeren Industrieanlagen und Kraftwerken auf, wenn diese rund um die Uhr betrieben werden.
- ∅ Bautätigkeit und Bergbau findet i.d.R. tagsüber statt, mit u. U. sehrzeitigem Beginn

Bei den meteorologischen Einflussgrößen sind folgende Faktoren zu beachten:

- In der Regel treten nachts (im Winter bis in den Vormittag und bereits abends) ungünstige Ausbreitungsbedingungen (d. h. stabile Temperaturschichtung, niedrige Mischungshöhe) auf, sodass bei gleicher Emission in der Nähe von bodennahen Emittenten höhere Konzentrationen zu erwarten sind als tagsüber. Tagsüber treten in der Regel günstigere Ausbreitungsbedingungen auf, d. h. hohe Mischungshöhen und guter vertikaler Austausch, sodass die Konzentration von in Bodennähe emittierten Schadstoffen sinkt.
- Dagegen erreichen bei sehr stabiler Schichtung u. U. Emissionen aus hohen Schloten den Boden nicht, sondern nur bei guter vertikaler Durchmischung.
- Tagesperiodische Windsysteme (Tal- und Hangwind) können an Messstellen, die bei bestimmten Windrichtungen leeseitig von Emittenten liegen, ein tagesperiodisches Muster im Konzentrationsverlauf zur Folge haben.
- Für den Konzentrationsverlauf von NO_2 ist das Ausmaß der Oxidation von NO mit verantwortlich und damit wesentlich die Ozonkonzentration. Da an städtischen Standorten bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen der Überschuss an NO Ozon völlig zum Verschwinden bringen kann, erfolgt die Umwandlung von NO in NO_2 nachts sehr langsam. Setzt tagsüber vertikale Durchmischung ein, wird von oben Ozon „nachgeliefert“, wodurch eine schnellere NO_2 -Bildung ermöglicht wird.

Lediglich von der Verursachergruppe Straßenverkehr liegen Tagesgänge vor, diese werden im nachfolgenden Kapitel für die A12 und die B171 diskutiert. Die Tagesgänge der PM10-Belastung werden für den Winter bzw. Sommer der Jahre 2002 und 2003 dargestellt. Zum Vergleich sind neben den Tagesgängen der Messstelle Imst auch jene der Messstelle Innsbruck Reichenau angeführt, welche im Jahr 2002 die höchste PM10-Belastung in Tirol aufwies. Der Diskussion der PM10-Tagesgänge wird jene von NO_x vorangestellt, da die NO_x -Emissionen besser bekannt und daher leichter interpretierbar sind.

8.6.1 Tagesgänge des Straßenverkehrs an der A12 und der B171

Vom Verkehr liegen Tages- und Wochengänge der relativen Verkehrsstärken der Zählstellen A12-Imst (Zählstellen Nr. 126) und der Zählstelle B171-Imst (Zählstellen Nr. 44), vor. Abbildung 37 zeigt die Tagesgänge an der A12 getrennt nach KFZ, LKW und SLZ sowie nach Wochentage, Abbildung 38 zeigt die entsprechenden Tagesgänge an der B171. Die Gruppe der KFZ beinhaltet alle Fahrzeugkategorien, die Kategorie LKW beinhaltet Pkw mit Anhänger, Busse, Lkw ohne und mit Anhänger, Sattelzüge, die Kategorie SLZ beinhaltet Lkw mit Anhänger und Sattelzüge.

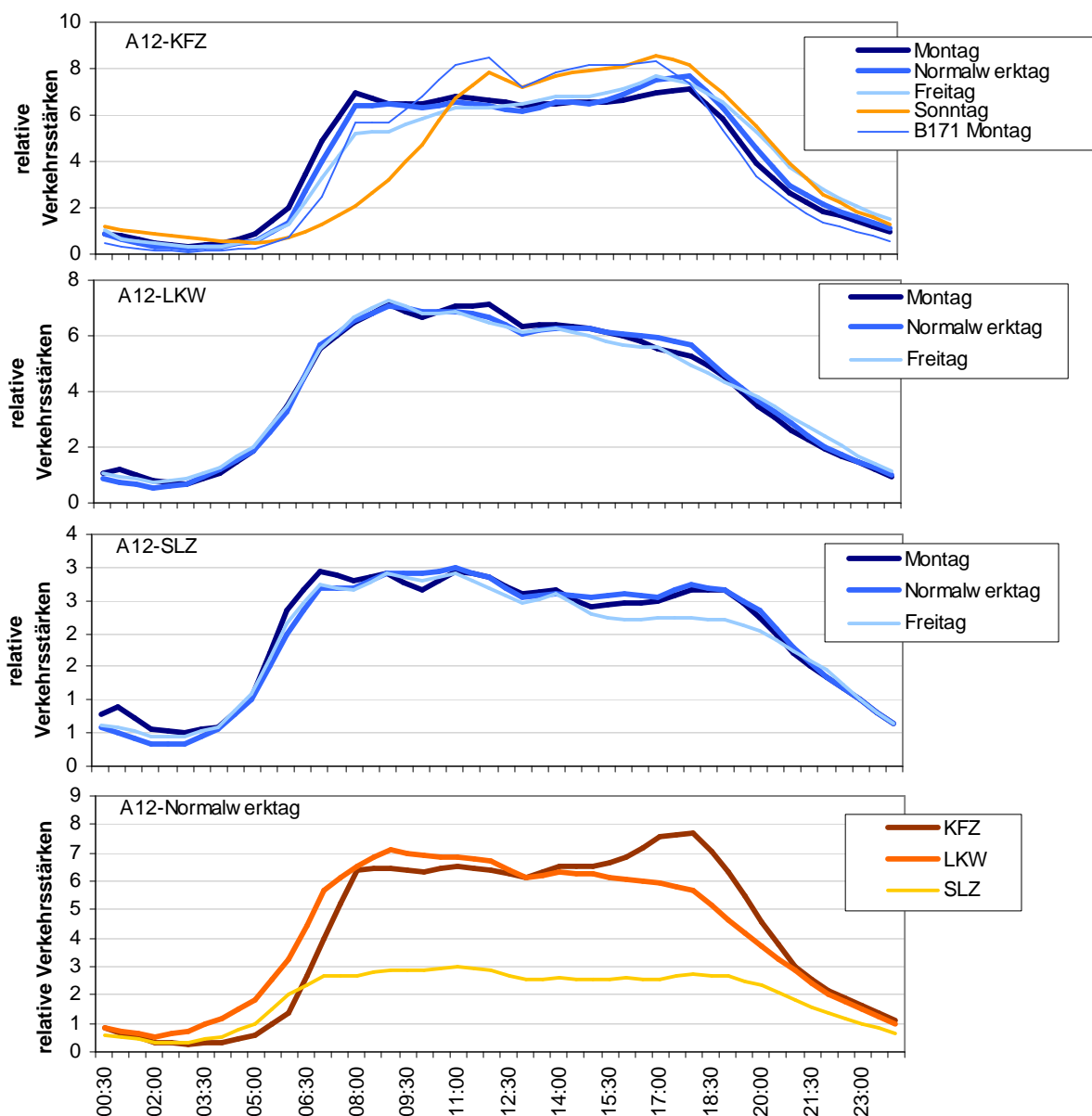


Abbildung 37: Tagesganglinien von KFZ, LKW und SLZ an Montagen, Normalwerktagen, Freitagen und Sonntagen der Verkehrszählstelle A12-Imst

Die Tagesgänge der A12 zeigen einen raschen Anstieg in den Morgenstunden, wobei der LKW und SLZ-Verkehr etwas früher als der KFZ Verkehr beginnt. LKW und SLZ zeigen das Maximum gegen 9 Uhr vormittags, die KFZ gegen 18:00. Sonntage zeichnen sich durch einen deutlich späteren Anstieg in den Morgenstunden mit einem Maximum um 12:00 aus.

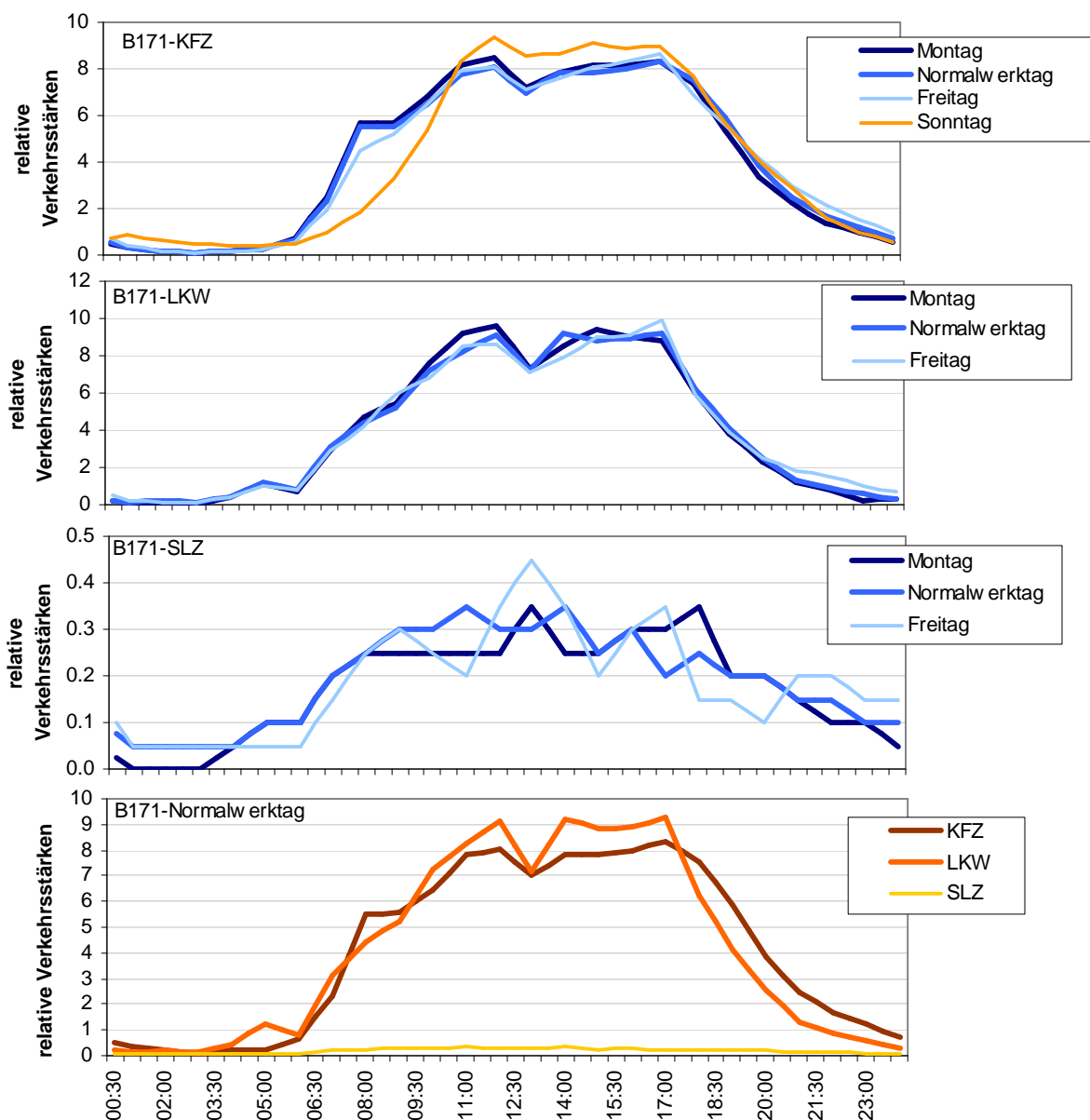


Abbildung 38: Tagesganglinien von KFZ, LKW und SLZ an Montagen, Normalwerktagen, Freitagen und Sonntagen der Verkehrszählstelle B171-Imst

Die Tagesgänge an der B171 zeigen einen zur A12 vergleichbaren Verlauf, allerdings beginnt der Verkehr um etwa eine Stunde später. Auch ist der Anteil an SLZ an der B171 deutlich geringer.

8.6.2 Stickstoffoxide

Die NO_x-Konzentration zeigt in **Innsbruck Reichenau** im Winter unter der Woche einen klar ausgeprägten zweigipfiligen Tagesgang mit erhöhten Konzentrationen am Morgen und am Abend, dessen Ursache die zu diesen Tageszeiten erhöhten NO_x-Emissionen aus dem Straßenverkehr parallel mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen sind. Die hohen NO_x-Konzentrationen in die erste Nachthälfte hinein sind Emissionen des Hausbrandes in Innsbruck zuzuordnen.

Im Sommer fehlt das abendliche Maximum der NO_x-Konzentration weitgehend, da in dieser Jahreszeit die abendliche Verkehrsspitze in einen Zeitraum mit noch günstigen Ausbreitungsbedingungen fällt und Hausbrandemissionen fehlen.

Verglichen mit Innsbruck ist in **Imst** an Wochentagen im Winter das abendliche NO_x-Konzentrationsmaximum wesentlich höher als das Konzentrationsniveau am Morgen, und die NO_x-Belastung nimmt tagsüber, anders als in Innsbruck, kaum ab. Der Straßenverkehr (Abbildung 39) auf der A12 bei Imst steigt morgens zwischen 6 und 8 Uhr stark an, weist tagsüber nur geringe Veränderungen mit einem weiteren leichten Anstieg bis zum Abend auf und geht ab zwischen 18 und 21 Uhr zurück. Das Maximum der NO_x-Konzentration fällt im Winter ungefähr mit dem höchsten Straßenverkehrsaufkommen am späten Nachmittag zusammen.

Für die auch nachmittags höhere NO_x-Belastung in Imst dürfte das insgesamt kleinere Talvolumen (verglichen mit dem Unterinntal), das für Schadstoffausbreitung zur Verfügung steht, mit verantwortlich sein.

Auffällig ist in Imst im Winter 2003 an Werktagen eine Verschiebung des Abendmaximums um etwa zwei Stunden nach vorne, die in Innsbruck Reichenau nicht zu beobachten ist.

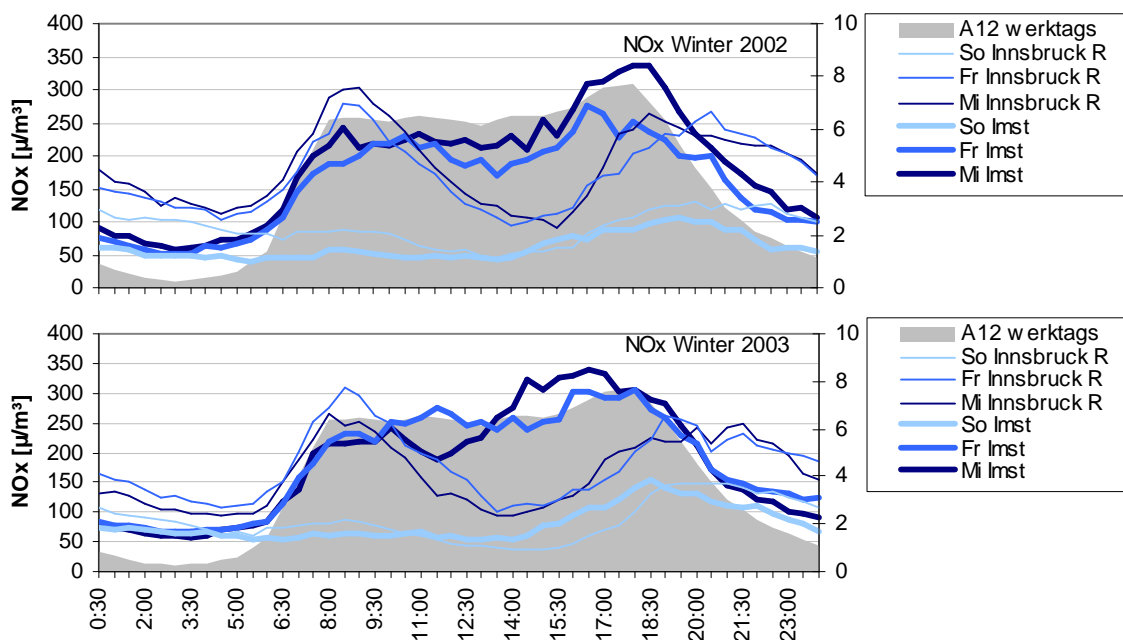


Abbildung 39: Mittlere Tagesgänge von NO_x für Mittwoch, Freitag und Sonntag der Messstellen Imst und Innsbruck Reichenau, Winter 2002 und 2003

Im Sommer zeigt Imst ein mit Innsbruck Reichenau vergleichbares Morgenmaximum, allerdings nimmt die Konzentration über Mittag langsamer ab und ist nachmittags höher als in Innsbruck.

Auffallend ist – bei ähnlicher Spitzenkonzentration am Morgen – im Sommer 2003 eine wesentlich höhere NO_x-Konzentration vom späten Vormittag bis zum Nachmittag gegenüber dem Sommer 2002. Die Messstelle Innsbruck Reichenau zeigt dagegen kaum Unterschiede zwischen 2002 und 2003.

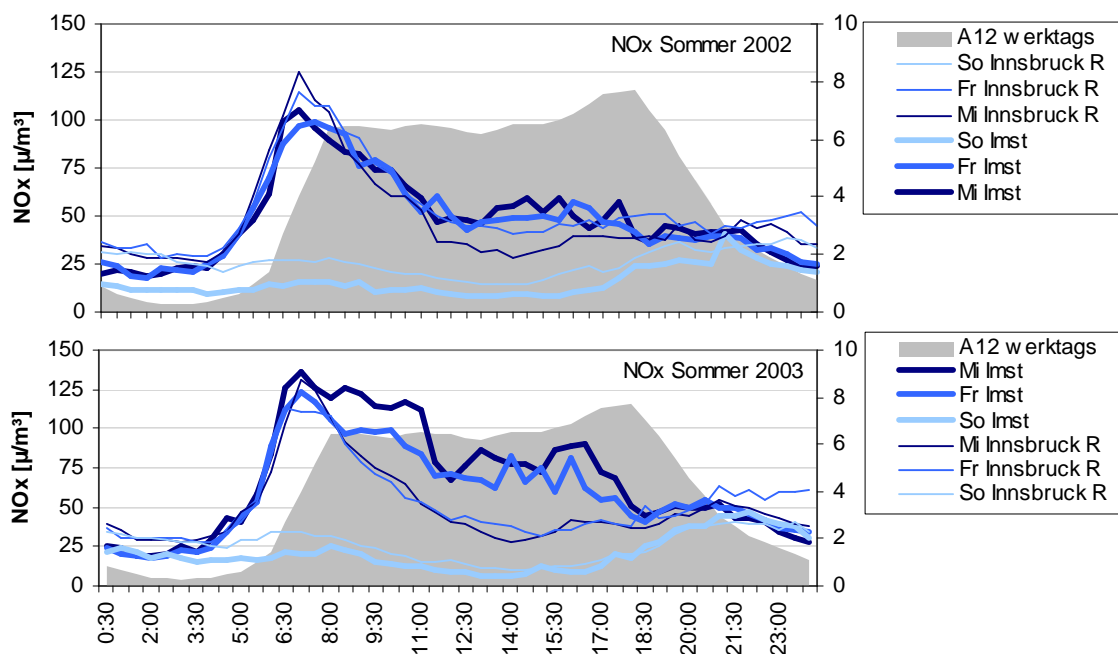


Abbildung 40: Mittlere Tagesgänge von NOx für Mittwoch, Freitag und Sonntag der Messstellen Imst und Innsbruck Reichenau, Sommer 2002 und 2003

8.6.3 PM10

PM10 zeigt im Winter (Abbildung 41) in **Innsbruck Reichenau** an Wochentagen einen zweigipfeligen Tagesgang mit Maxima am Vormittag (etwas später als NOx) und am späten Abend (deutlich später als NOx), wobei die Konzentration erst weit in die Nacht hinein abklingt. Bei PM10 dürften somit Emissionen des Hausbrandes einen ausgeprägteren Beitrag liefern als bei NOx.

Im Jahr 2002 war das Abendmaximum bei PM10 höher und trat früher auf als 2003.

Imst zeigt im Winter 2002 unter der Woche ebenfalls einen zweigipfeligen Tagesgang, wobei Vormittags- und Abendspitze etwa gleich hoch sind. Das Vormittagsmaximum tritt später auf als in Innsbruck.

Der wesentliche Unterschied im Winter 2003 ist das völlige Fehlen des (im Winter 2002 deutlich beobachtbaren) Konzentrationsrückganges am Nachmittag. Die PM10-Konzentration erreicht im Winter 2003 sogar ihr Maximum am späten Nachmittag, ca. 4 h früher als in Innsbruck.

Auch an Sonntagen ist die PM10-Belastung im Winter 2003 höher, v. a. am Vormittag.

Das – an allen Wochentagen einheitliche – PM10-Belastungsniveau in der Nacht war im Winter 2003 (anders als in Innsbruck) deutlich höher als 2002.

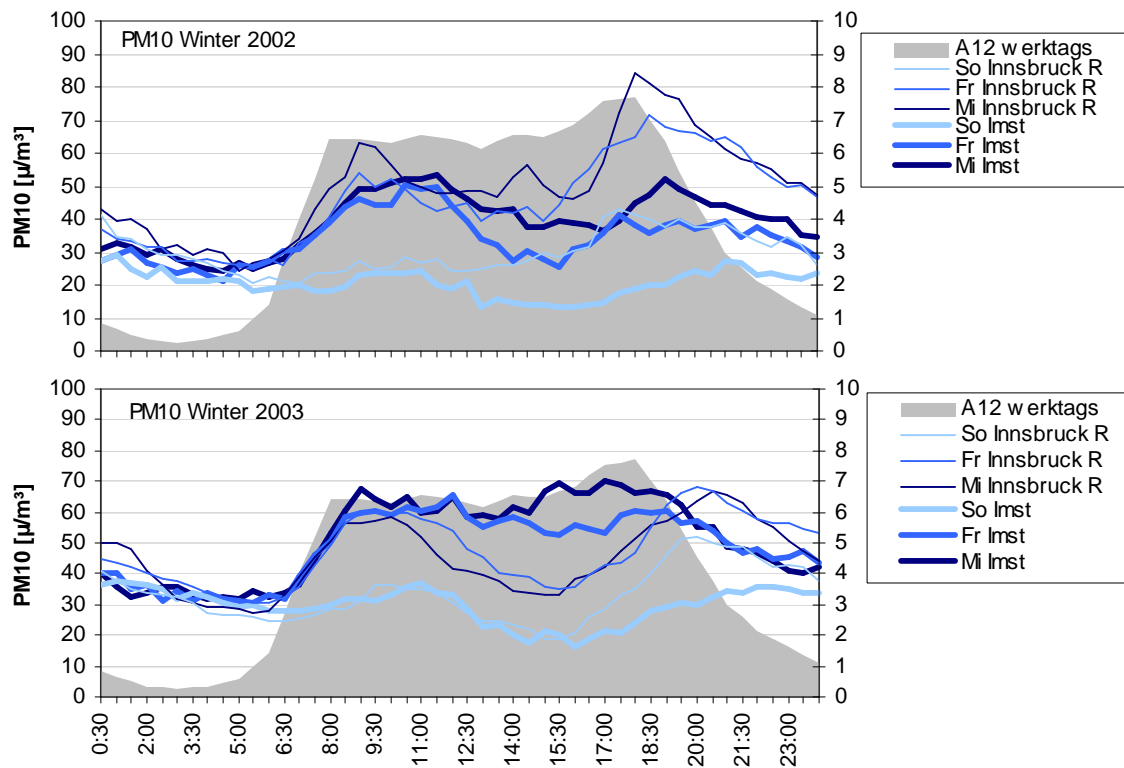


Abbildung 41: Mittlere Tagesgänge von PM10 für Mittwoch, Freitag und Sonntag der Messstellen Imst und Innsbruck Reichenau, Winter 2002 und 2003

Im Sommer (Abbildung 42) zeigen die PM10-Tagesgänge in **Innsbruck Reichenau** an Wochentagen ein – verglichen mit Winter sehr flaches – Maximum am Morgen und einen neuerlichen leichten Konzentrationsanstieg am späten Abend. An Sonntagen zeichnet sich nur ein schwaches Morgenmaximum ab. Nachmittags sind – dank der günstigen Ausbreitungsbedingungen – die PM10-Konzentrationen an allen Tagen niedriger als nachts.

Zwischen 2002 und 2003 zeigen sich kaum Unterschiede.

Demgegenüber verändert sich das PM10-Belastungsbild in **Imst** von Sommer 2002 auf 2003 deutlich. Während die Tagesgänge von Imst an Wochentagen im Sommer des Jahres 2002 an Werktagen nur ein mäßig ausgeprägtes Maximum am Vormittag aufweisen, zeigt der Tagesgang im Sommer 2003 von Montag bis Donnerstag ausgeprägte Maxima am späten Morgen sowie am späten Nachmittag – bereits 2 bis 3 h vor dem Höchstwert des Verkehrsaufkommens – und einen nur mäßigen Konzentrationsrückgang am frühen Nachmittag; die Belastung ist beinahe doppelt so hoch wie 2002. An Freitagen fehlt das nachmittägliche Konzentrationsmaximum.

An Wochenenden weist die PM10-Konzentration 2003 nur einen schwach ausgebildeten Tagesgang auf, allerdings bei durchwegs höherem Konzentrationsniveau als im Sommer 2002.

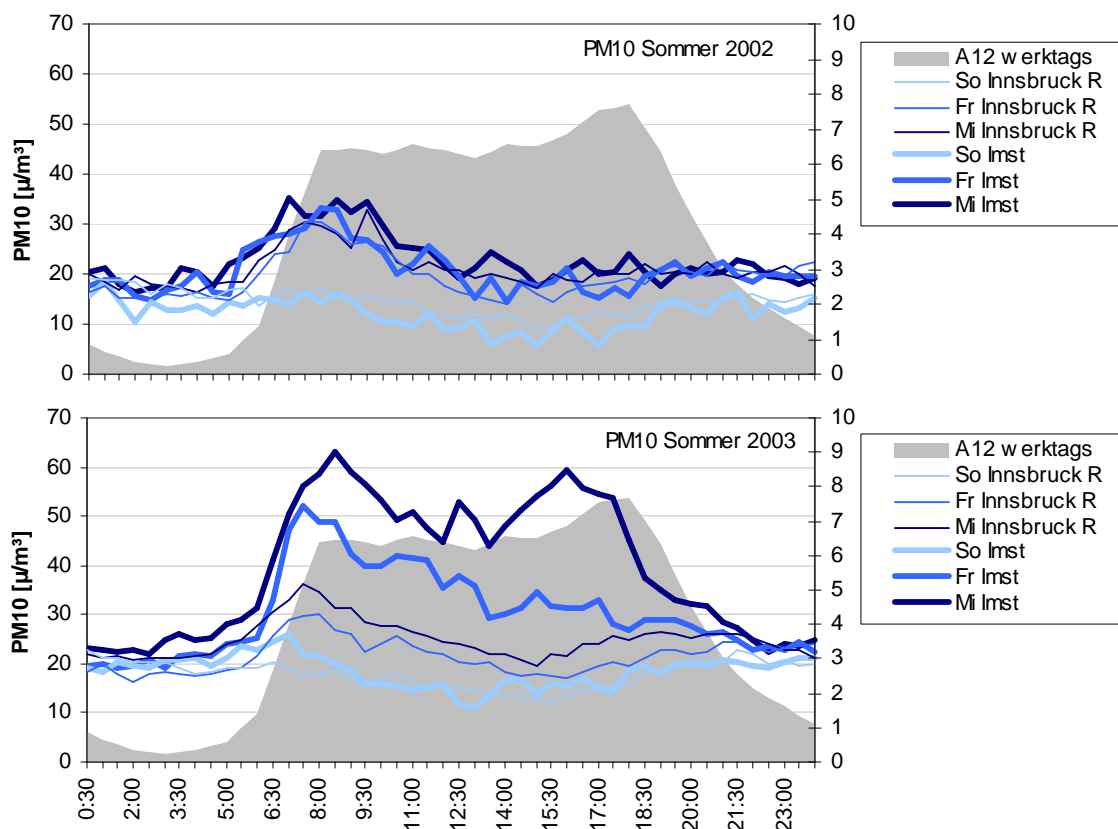


Abbildung 42: Mittlere Tagesgänge von PM10 für Mittwoch, Freitag und Sonntag der Messstellen Imst und Innsbruck Reichenau, Sommer 2002 und 2003

Aus dem Vergleich der PM10 und NO_x Tagesgänge der Jahre 2002 und 2003 lässt sich erkennen, dass im Jahr 2003 wesentliche Schadstoffquellen in Imst wirksam wurden, die vor allem PM10, aber auch NO_x emittieren.

8.7 Zusammenhang zwischen NO_x- und PM10-Konzentration

Wie bereits die Darstellung der Belastungssituation der Jahre 2002 und 2003 in Kapitel 8.1 zeigt, geht der Anstieg der PM10-Belastung in Imst mit einer deutlich geringeren Zunahme der NO_x-Belastung einher, sodass das PM10/NO_x-Verhältnis im Vergleich zu anderen Tiroler Messstellen deutlich zugenommen hat.

Zur Unterstützung der Herkunftsanalyse der gestiegenen PM10-Belastung wird im folgenden Kapitel das PM10/NO_x-Verhältnis detaillierter analysiert.

NO_x kann als Indikator für Emissionen aus dem Straßenverkehr betrachtet werden, wobei NO auf lokale Emissionen zurückzuführen ist, NO₂ aus einem weiteren Bereich, u. U. aus dem gesamten Inntal stammen kann.

Folgt der Belastungsverlauf von PM10 nicht jenem von NO_x, so sind jedenfalls andere Heizungen (bei PM10 spielen ganz überwiegend Festbrennstoffheizungen eine Rolle, bei NO_x auch noch Öl- und Gasheizungen) als Quellen zu erwarten. Der Einfluss von sich dabei auf die Wintermonate eingrenzen, wobei davon auszugehen ist, dass der Beitrag von Heizungsemissionen von 2002 auf 2003 nicht wesentlich gestiegen ist.

Die Untersuchung des PM10/NO_x-Verhältnis zielt primär darauf ab, einen möglichen Einfluss von Bautätigkeit abzuschätzen, da Bautätigkeit primär zu PM10-Emissionen und nur in vergleichsweise geringem Ausmaß zu NO_x-Emissionen beiträgt.

8.7.1 Zeitlicher Verlauf

Abbildung 43 zeigt, neben der PM10-Konzentration in Imst, die Tagesmittelwerte des PM10/NO- und des PM10/NO_x-Verhältnis sowie das zehntägige gleitende Mittel des PM10/NO_x-Verhältnis in Imst.

Klar erkennbar sind die höheren PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnisse im Sommerhalbjahr (beginnend bereits im März), aber auch relativ starke zeitliche Variationen – die in analoger Weise auch in Innsbruck Reichenau zu beobachten sind und offenbar einen Einfluss meteorologischer Verhältnisse widerspiegeln. Die Unterschiede zwischen 2002 und 2003 betreffen im wesentlichen den Hochsommer und Frühherbst; in diesem Zeitabschnitt war 2003 das PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnis höher als 2002, während Frühling (ab März) und Frühsommer vergleichsweise ähnliche Verhältniszahlen aufwiesen. Ähnliche, wenn auch geringere Unterschiede treten in Innsbruck auf.

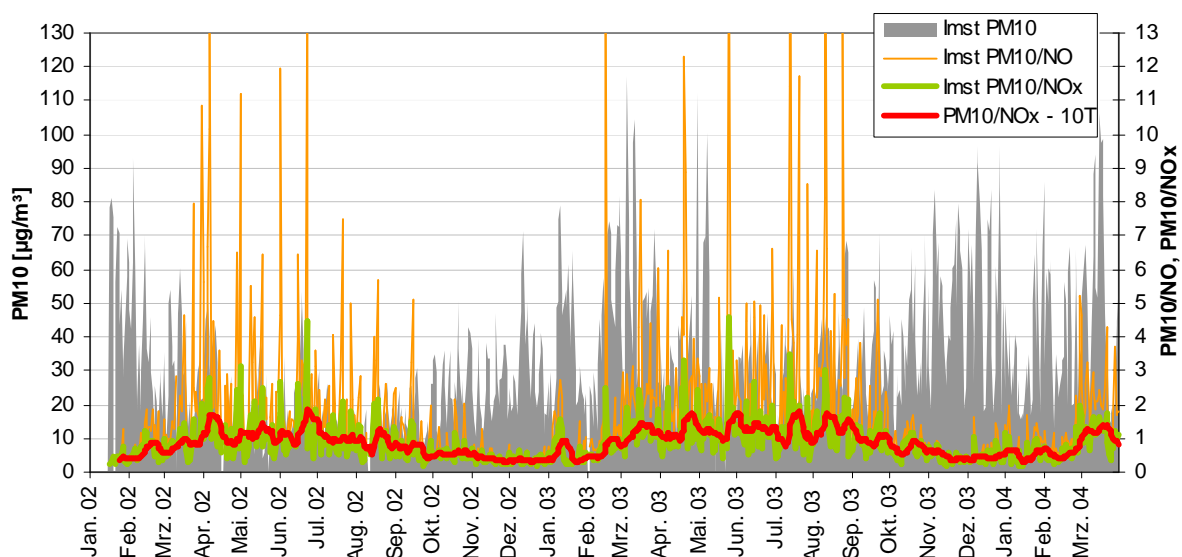


Abbildung 43: PM10, PM10/NO und PM10/NO_x-Verhältnis in Imst, Jänner 2002 – März 2004

Das PM10/NO-Verhältnis nimmt im Mittel mit zunehmender PM10-Belastung ab, das PM10/NO_x-Verhältnis zeigt keinen statistischen Zusammenhang mit der PM10-Konzentration; für beide Größen ist allerdings die Streuung sehr groß.

Etwas „aus der Reihe“ fallen einige Tage mit extrem hoher PM10-Konzentration über 100 µg/m³ mit relativ hohen PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnissen; alle diese Tage fallen in den Zeitraum März bis Mai 2003.

8.7.2 Wochen- und Tagesgänge

Tabelle 27 und Abbildung 44 zeigen den Wochengang des PM10/NO- und PM10/NO_x-Verhältnisses für Winter und Sommer 2002 und 2003. Deutlich erkennbar sind die wesentlich höheren PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnisse im Sommer gegenüber Winter (siehe auch Abbildung 43) und die Zunahme der PM10-Konzentration relativ zur NO- und NO_x-Konzentration im Sommer von 2002 auf 2003, während die Winterhalbjahre kaum Unterschiede aufweisen.

Im Wochengang zeigen jeweils Sonntage die höchsten PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnisse. Darin spiegelt sich der ausgeprägtere Wochengang von NO_x gegenüber PM10 wider. An Samstagen unterscheidet das PM10/NO_x-Verhältnis 2002 kaum von jenem der Wochentage Mo – Fr, im Sommer 2003 ist es deutlich höher.

Tabelle 27: Wochengang des Verhältnisses PM10/NO und PM10/NO_x

	Winter 02		Winter 03		Sommer 02		Sommer 03	
	PM10/NO	PM10/NO _x	PM10/NO	PM10/NO _x	PM10/NO	PM10/NO _x	PM10/NO	PM10/NO _x
Montag	0,7	0,5	0,8	0,6	2,4	0,9	3,6	1,2
Dienstag	0,7	0,5	0,8	0,6	3,2	1,0	3,7	1,2
Mittwoch	0,5	0,5	0,8	0,6	2,7	1,0	3,9	1,3
Donnerstag	0,5	0,5	0,7	0,6	2,6	1,0	3,7	1,2
Freitag	0,6	0,5	0,7	0,6	2,4	1,0	2,8	1,1
Samstag	0,6	0,5	0,8	0,7	4,0	1,3	4,2	1,3
Sonntag	1,0	0,7	1,1	0,8	5,1	1,7	6,9	2,1

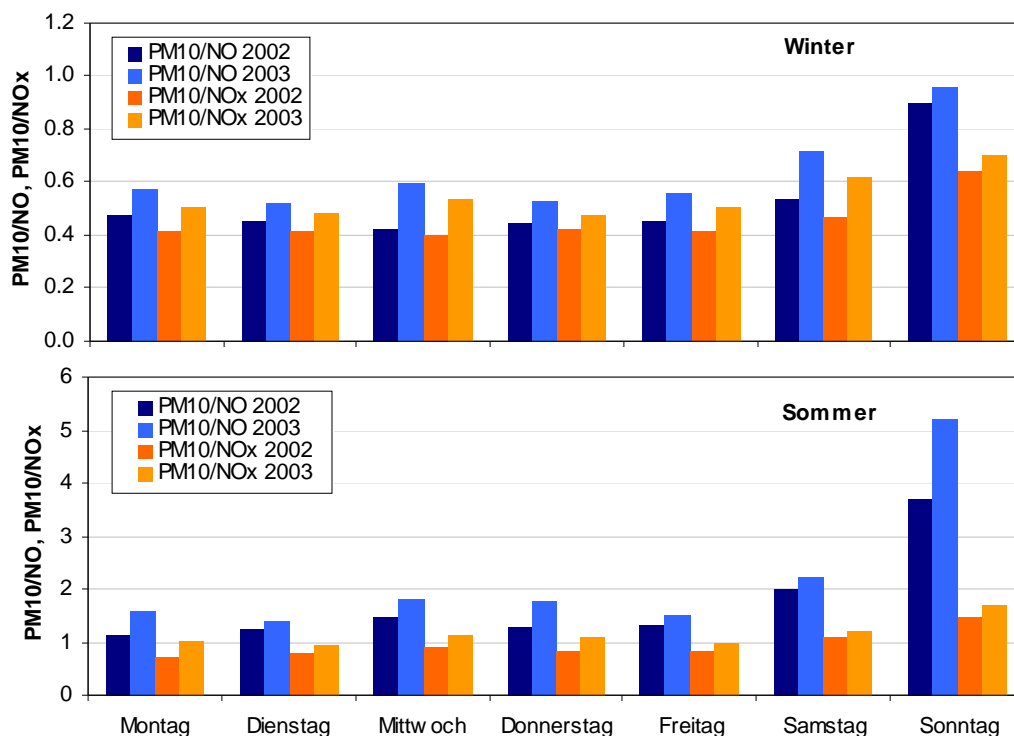


Abbildung 44: Wochengang des Verhältnisses PM10/NO und PM10/NO_x in den Jahren 2002 und 2003

Im Tagesgang (nicht dargestellt) ist das PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnis nachts wesentlich größer als tagsüber, da NO und NO_x wesentlich ausgeprägtere Tagesgänge mit vergleichsweise niedrigen Konzentrationen in der Nacht aufweisen als PM10.

Im Tagesverlauf weist das PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnis im Winter vormittags bis mittags etwas höhere Werte auf als nachmittags bis abends; ungeachtet der absoluten Zunahme dieser Verhältniszahlen verändert sich die Struktur der Tagesgänge von 2002 auf 2003 nicht.

Im Sommer 2002 wies das PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnis tagsüber praktisch keine zeitliche Variation auf, im Sommer 2003 stieg es zum Nachmittag hin an.

Ein Grund für die beobachteten Veränderungen zwischen 2002 und 2003 v. a. im Sommer könnte Bautätigkeit gewesen sein (siehe Kapitel 8.2 und 5.8).

Die verglichen mit Innsbruck sehr hohen PM10/NO_x-Verhältniszahlen in Imst an Sonntagen im Sommer (sowohl 2002 als auch 2003) zeigen, dass in Imst an Sonntagen PM10-Quellen wirksam sind, die höhere spezifische PM10-Emissionen haben als unter der Woche. Eine mögliche Ursache könnte – wie in Kapitel 8.2 ausgeführt – Staubeintrag von Baustellen auf die Imsterbergstraße sein, mit anschließender Aufwirbelung auch ohne gleichzeitig stattfindende Bautätigkeit.

8.7.3 Abhängigkeit des PM10/NO_x-Verhältnis von der Niederschlagsmenge

In Tabelle 28 wird das PM10/NO_x-Verhältnis für die Sommerhalbjahre in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge (Innsbruck) dargestellt. Dadurch soll der mögliche Einfluss von der Aufwirbelung von Straßenstaub oder Bodenmaterial untersucht werden, welche bei Niederschlag herabgesetzt wird (siehe Kapitel 8.9).

Das PM10/NO_x-Verhältnis (und noch stärker das PM10/NO-Verhältnis) nimmt im Sommer – erwartungsgemäß – mit zunehmender Niederschlagsmenge ab, wobei der Sommer 2003 deutlich trockener war als 2002. Allerdings ist ungeachtet dessen in allen Niederschlags-Klassen eine Zunahme des PM10/NO_x-Verhältnis von 2002 auf 2003 zu verzeichnen.

Tabelle 28: Abhängigkeit des PM10/NO_x-Verhältnis im Sommer von der Niederschlagsmenge

Niederschlag	Niederschlag (mm)		PM10/NO _x	
	2002	2003	2002	2003
0 mm	0	0	1,1	1,3
1 – 5 mm	123	109	0,9	1,1
> 5 mm	507	389	0,8	1,1

8.7.4 Windrichtungsabhängigkeit

Die Windrichtungsabhängigkeit des PM10/NO- bzw. PM10/NO_x-Verhältnis ist in Abbildung 45 für jenen Zeitraum, aus dem Winddaten vom Roppener Tunnel-Westportal vorliegen, dargestellt. Westwind ist in der Regel mit höheren PM10/NO-Verhältnissen verbunden, da Westwind überwiegend nachts auftritt, wenn die NO-Konzentration niedrig ist. Ausgenommen ist Juni 2003 mit einem höheren PM10/NO-Verhältnis bei Ostwind. Weniger ausgeprägt sind die windrichtungsabhängigen Unterschiede beim PM10/NO_x-Verhältnis, das aber auch zumeist bei Westwind höher ist.

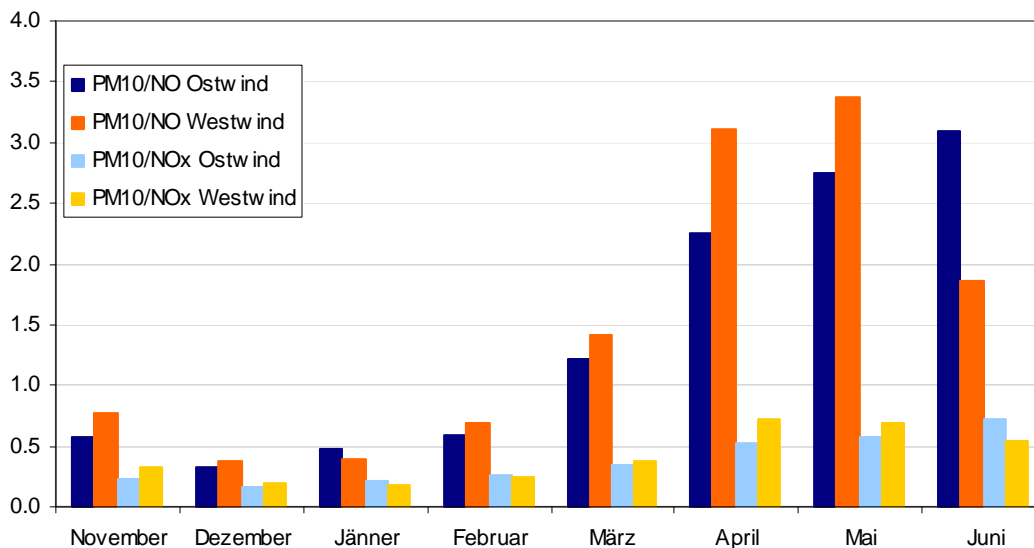


Abbildung 45: Windrichtungsabhängigkeit des PM10/NO- und PM10/NOx-Verhältnisses in Imst, Nov. 2002 – Juni 2003

8.8 Schadstoffkonzentration und Ausbreitungsklasse

Als Maßzahl für die Ausbreitungsbedingungen stehen für Imst nur Ausbreitungsklassen (siehe Kapitel 6.2) für den Zeitraum von 20.11.2002 bis 12.6.2003 zur Verfügung [PIRINGER, 2004], die anhand von meteorologischen Messungen am Westportal des Roppener Tunnels abgeleitet wurden.

Die Abhängigkeit der Halbstundenmittelwerte von PM10, NO und NO₂ an den Messstellen Imst, Innsbruck Reichenau und Innsbruck Zentrum von der Ausbreitungsklasse ist in Tabelle 29 angegeben.

Dabei zeigt sich das durchwegs überraschende Ergebnis, dass die Schadstoffkonzentrationen keineswegs bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen am höchsten sind. Die NO-Konzentration weist in Imst bei neutralen Ausbreitungsbedingungen (Klasse 4) im Mittel die höchste Belastung auf, die NO₂-Konzentration bei neutralen ebenso wie sehr stabilen Bedingungen (Klassen 4 und 7). Bei PM10 tritt die höchste Konzentration bei labilen Verhältnissen (Klassen 2 und 3) auf, die niedrigste bei mäßig stabilen (Klasse 6).

Lässt man die seltene Ausbreitungsklasse 5 außer Acht, so treten in Innsbruck die höchsten PM10-Konzentrationen bei neutralen und stark stabilen Ausbreitungsbedingungen auf, wobei die Abhängigkeit in Innsbruck Zentrum nur schwach ausgeprägt ist. Bei NO zeigen beide Messstellen bei neutralen Bedingungen deutlich überdurchschnittliche Konzentrationen, bei NO₂ treten die höchsten Belastungen im Mittel bei neutralen und stark stabilen Verhältnissen auf. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Ausbreitungsbedingungen, die für Imst berechnet wurden, u. U. für Innsbruck nur wenig repräsentativ sind.

Tabelle 29: Abhängigkeit der Konzentration von PM10, NO und NO₂ (HMW) an den Messstellen Imst, Innsbruck Reichenau und Innsbruck Zentrum von der Ausbreitungsklasse für Imst, 20.11.2002 – 12.6.2003, µg/m³

Klasse	Anzahl	Imst PM10	Innsbruck R PM10	Innsbruck Z PM10	Imst NO	Innsbruck R NO	Innsbruck Z NO	Imst NO ₂	Innsbruck R NO ₂	Innsbruck Z NO ₂
2	1407	48	33	32	38	24	30	34	31	39
3	509	48	38	35	56	39	43	39	37	44
4	2404	35	42	36	63	68	66	45	51	54
5	98	38	49	46	21	19	27	35	39	45
6	2092	29	32	28	39	38	36	34	40	43
7	1699	40	44	36	30	32	29	45	51	54

Ein wesentlicher Faktor für dieses Ergebnis, das – wider Erwarten – keine Zunahme der PM10-Konzentration mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zeigt, liegt daran, dass ungünstige Ausbreitungsbedingungen zumeist nachts auftreten, wenn die Emissionen von PM10 und NO_x und damit auch deren Konzentrationen niedriger sind als morgens und abends.

Schließt man den Nachtzeitraum aus der Auswertung aus, so ergibt sich für das Zeitfenster von 5:00 bis 20:00 die in Tabelle 30 und Abbildung 46 dargestellte Abhängigkeit der PM10-, NO- und NO₂-Konzentration von der Ausbreitungsklasse. Für diesen Zeitraum zeigt sich analog zum Gesamtzeitraum die höchste NO- und NO₂-Konzentration in Imst bei neutralen und sehr stabilen Ausbreitungsbedingungen, bei PM10 bei labilen.

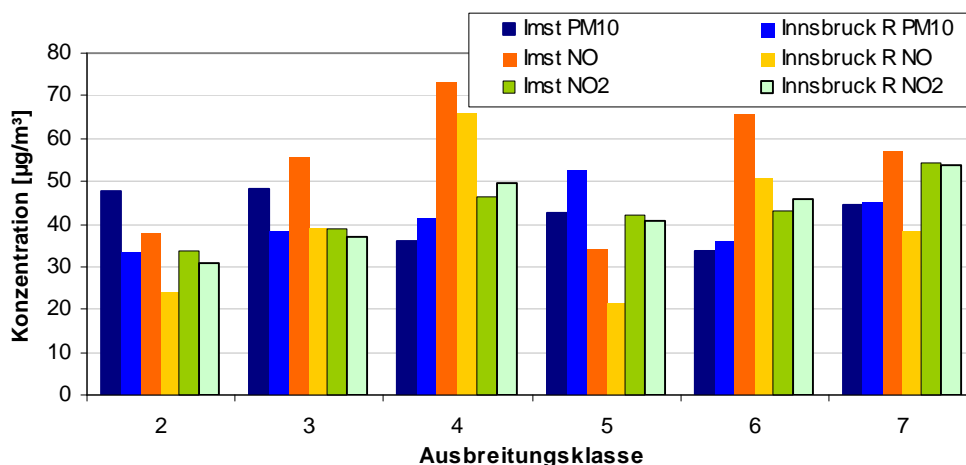


Abbildung 46: Abhängigkeit der Konzentration von PM10, NO und NO₂ (HMW) an den Messstellen Imst, Innsbruck Reichenau und Innsbruck Zentrum von der Ausbreitungsklasse für Imst, 20.11.2002 – 12.6.2003, tagsüber (5:00 bis 20:00), µg/m³

Auch in Innsbruck nimmt die PM10- und die NO-Konzentration nicht bei stabilen Ausbreitungsbedingungen zu, sondern NO weist die höchsten Konzentrationen bei neutralen Verhältnissen auf; lediglich NO₂ zeigt in Innsbruck eine Zunahme bei stabilen Bedingungen.

Die ungewöhnliche Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Ausbreitungsklasse steht in Zusammenhang mit den „ungewöhnlichen“ Tagesgängen von PM10 in Imst, die, ausgeprägter noch als jene von NO_x, hohe Werte am Nachmittag bei günstigen Ausbreitungsbedingungen kennzeichnen.

Tabelle 30: Abhängigkeit der Konzentration von PM10, NO und NO₂ (HMW) an den Messstellen Imst, Innsbruck Reichenau und Innsbruck Zentrum von der Ausbreitungsklasse für Imst, 20.11.2002 – 12.6.2003, tagsüber (5:00 bis 20:00), µg/m³

Klasse	Anzahl	Imst PM10	Innsbruck R PM10	Innsbruck Z PM10	Imst NO	Innsbruck R NO	Innsbruck Z NO	Imst NO ₂	Innsbruck R NO ₂	Innsbruck Z NO ₂
2	1407	48	33	32	38	24	30	34	31	39
3	509	48	38	35	56	39	43	39	37	44
4	1743	36	41	35	73	66	68	46	50	53
5	49	43	53	50	34	21	34	42	41	51
6	890	33	36	32	66	50	54	43	46	50
7	696	44	45	39	57	38	42	54	54	60

Eine gänzlich andere Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse zeigen die Tagesmittelwerte der Konzentration von PM10, NO und NO₂ (Tabelle 31). Im Tagesmittel treten die höchsten PM10-Konzentrationen in Imst bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (Ausbreitungsklasse > 5,5) auf, die niedrigsten bei neutralen (Ausbreitungsklasse < 4,5). Ein analoges Bild zeichnet sich bei NO₂ ab, wohingegen die höchsten NO-Konzentrationen bei mäßig stabilen Bedingungen auftreten und sehr stabile Ausbreitungsbedingungen niedrigere NO-Konzentrationen aufweisen.

Dieses an sich überraschende Ergebnis könnte mit der Methode der Berechnung der Ausbreitungsklassen zusammen hängen, wonach stabile Ausbreitungsbedingungen nur nachts während Zeiträumen mit niedrigeren Emissionen auftreten.

Auch in Innsbruck nimmt die PM10-Konzentration bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zu, während mäßig stabile Verhältnisse die höchsten NO- und NO₂-Konzentrationen aufweisen.

Tabelle 31: Abhängigkeit der Konzentration von PM10, NO und NO₂ (TMW) an den Messstellen Imst, Innsbruck Reichenau und Innsbruck Zentrum von der Ausbreitungsklasse (AKL) für Imst, 20.11.2002 – 12.6.2003, µg/m³

AKL	Anzahl	Imst PM10	Innsbruck R PM10	Innsbruck Z PM10	Imst NO	Innsbruck R NO	Innsbruck Z NO	Imst NO ₂	Innsbruck R NO ₂	Innsbruck Z NO ₂
bis 4,4	56	30	28	25	34	33	32	29	32	36
4,5 bis 5	57	40	41	35	53	54	52	44	50	54
5,1 bis 5,5	40	42	45	39	49	44	47	45	50	55
> 5,5	14	44	46	40	37	36	36	46	47	52

8.9 Zusammenhang zwischen PM10 und Niederschlag

Um der in der Literatur (siehe z. B. SCHULZE, 2002) vielfach diskutierten, aber nicht eindeutig beantwortbaren Frage nachzugehen, ob Niederschlag die PM10-Konzentration herabsetzt, werden in Tabelle 32 und Abbildung 47 die Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Imst und Innsbruck von der täglichen Niederschlagsmenge (gemessen in Innsbruck; aus dem Raum Imst standen keine Niederschlagsdaten zur Verfügung) dargestellt.

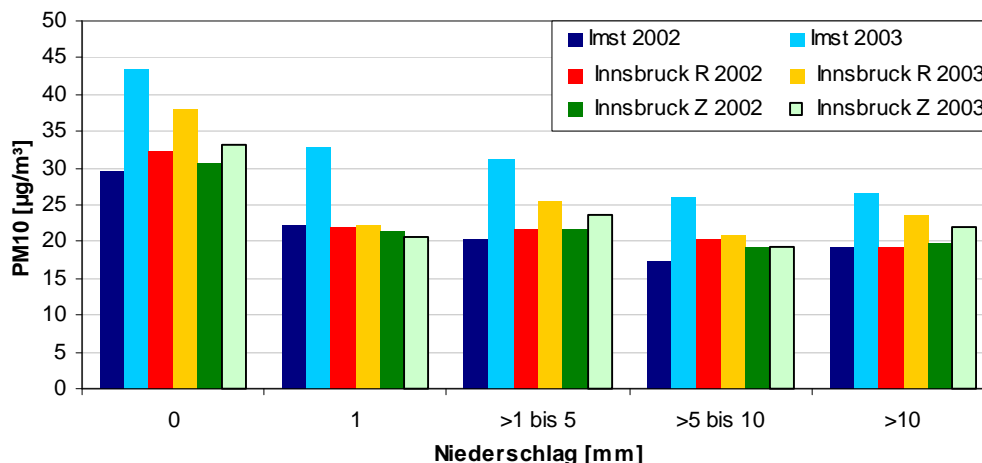


Abbildung 47: Abhängigkeit der Konzentration von PM10 in Imst und Innsbruck von der Niederschlagsmenge in Innsbruck, 2002 und 2003

Tabelle 32: Abhängigkeit der Konzentration von PM10 in Imst und Innsbruck von der Niederschlagsmenge in Innsbruck, 2002 und 2003

Niederschlag	2002			2003		
	Imst	Innsbruck R	Innsbruck Z	Imst	Innsbruck R	Innsbruck Z
0 mm	30	32	31	44	38	33
1 mm	22	22	21	33	22	21
bis 5 mm	20	22	22	31	25	24
>5 bis 10 mm	17	20	19	26	21	19
>10 mm	19	19	20	27	24	22

Eine deutliche Abnahme der PM10-Konzentration mit zunehmender Niederschlagsmenge kann ein Hinweis darauf sein, dass Aufwirbelung von Straßenstaub, aber auch von Staub aus Baustellen, Schüttgutumschlag, Abbaubetrieben oder Feldern einen wesentlichen Beitrag zur PM10-Belastung beisteuert.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die tägliche Niederschlagsmenge in Innsbruck u. U. nicht für Imst repräsentativ ist, dessen Niederschlagssumme niedriger ist als in Innsbruck. Verzerrt wird die Auswertung zudem dadurch, dass Tage ohne Niederschlag überwiegen (2002 55%, 2003 63%). Zu berücksichtigen ist auch, dass Tage ohne mit Niederschlag im Mittel ungünstigere Ausbreitungsbedingungen aufweisen als Tage mit viel Niederschlag.

An allen drei Messstellen ist die PM10-Konzentration im Mittel an niederschlagsfreien Tagen höher als an Tagen mit mindestens 1 mm Niederschlag.

Darüber hinaus zeichnet sich in Innsbruck keine, in Imst nur eine geringe Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge ab – an Tagen mit viel Niederschlag ist die PM10-Konzentration im Mittel kaum niedriger als an Tagen mit wenig Niederschlag.

Eine Differenzierung in Sommer- und Winterhalbjahr zeigt, dass die PM10-Konzentration im Winter 2003 an allen drei Messstellen bei Niederschlagsmengen über 5 mm um ca. 40 bis 45% niedriger ist als an Tagen ohne Niederschlag, wobei sich in Innsbruck keine deutliche Abhängigkeit von der Höhe der Niederschlagsmenge abzeichnet. Lediglich Imst zeigt bei

geringen Niederschlagsmengen etwas höhere PM10-Konzentrationen als bei hohen Niederschlagsmengen.

Im Sommer ist die PM10-Konzentration an allen drei Messstellen bei Niederschlagsmengen über 5 mm im Mittel um 24% niedriger als an Tagen ohne Niederschlag, wobei sich auch im Sommer in Imst, anders als in Innsbruck, eine leichte Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge (an Tagen mit Niederschlag) abzeichnet.

Ein möglicher Einfluss von Splittstreuung (Winterdienst) auf die PM10-Belastung kann nicht untersucht werden. Von Seiten der Gemeinde Imst wurden Mengenangaben über den Splittverbrauch ab Jänner 2002 zur Verfügung gestellt. Da diese auf Monatsbasis beruhen, ist keine Zuordnung zu PM10-Tagesmittelwerten möglich.

Eine eindeutige Abhängigkeit der PM10-Belastung von der Niederschlagsmenge lässt sich aus den vorliegenden Daten somit nicht ableiten. Der Unterschied der Konzentration zwischen Tagen ohne und solchen mit Niederschlag kann auch auf andere meteorologische Einflussfaktoren zurückzuführen sein, die an Tagen mit Niederschlag geringere PM10-Konzentrationen zur Folge haben. Dazu gehören neben den im Mittel günstigeren Ausbreitungsbedingungen an Tagen ohne Niederschlag die Tatsachen, dass Niederschläge häufig an Tagen mit Frontdurchgängen fallen, an denen maritime Luftmassen mit niedriger PM10-Belastung Tirol erreichen, und dass Niederschlag nicht nur zum Binden von aufwirbelbarem Staub am Boden, sondern auch zum Auswaschen von Staub aus der Luft beiträgt.

9 ELEKTRONENMIKROSKOPISCHE UNTERSUCHUNGEN

Als Hilfsmittel der Quellzuordnung der in Imst gemessenen PM10-Belastung wurden drei gravimetrische PM10-Filter einer rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung unterzogen. Es handelt sich um den 12.12.2002 sowie den 10. und 11.1.2003.

Die PM10-Filter von Dezember 2002 und Jänner 2003 entstammen der gravimetrischen PM10-Messung mittels Digital DHA80 durch das Umweltbundesamt, welche der Ermittlung eines Standortfaktors für die kontinuierliche PM10-Messung in Imst diene.

Die Probenahme der Wischprobe erfolgte durch einen Messstellenbetreuer des Amtes der Tiroler Landesregierung und wurde vom Dach einer Trafostation unmittelbar neben der Messstelle in der Imsterau genommen.

9.1 Prüfverfahren

Probenvorbereitung

Unter dem Stereomikroskop erfolgte die lichtmikroskopische Durchsicht und Grobidentifizierung der auf den Filtern vorliegenden Phasen.

Repräsentative Filterteile wurden ausgestanzt, mittels Kohleklebeband auf Aluminiumträgerförmchen montiert, mit einer leitenden Goldschicht versehen und anschließend im Rasterelektronenmikroskop untersucht.

Analyse

Die Staubpartikel wurden elektronenoptisch hinsichtlich ihrer Morphologie und Größe untersucht und die elementare Zusammensetzung mittels Energie-dispersiver Röntgenmikroanalyse (EDX) qualitativ bestimmt. Charakteristische Staubphasen wurden sowohl fotografisch als auch durch EDX-Spektren dokumentiert.

Gleichzeitig mit der Bestimmung der Phasen wurden Korngrößenbestimmungen mittels einer digitalen Messeinrichtung durchgeführt.

Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der PM10-Filter und der Wischprobe sind in Anhang 7 zusammen gestellt.

9.2 Donnerstag, 12. Dezember 2002

Der **12.12.2002** fiel in eine anhaltende Hochdruckwetterlage mit Einfließen kontinentaler Kaltluft. In den Nächten bildete sich stets eine Bodeninversion aus.

Im Inntal wehte ab 9.12. abends überwiegend westlicher Wind.

Der Tagesmittelwert der kontinuierlichen PM10-Messung betrug $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der gravimetrische Wert betrug $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Abbildung 48).

Das Belastungsmuster von PM10 und NO_x unterschied sich in Imst von jenem in Innsbruck durch einen deutlich verspäteten Konzentrationsanstieg am Vormittag mit einem ersten PM10-Konzentrationsmaximum ca. um 12:00. Eine morgige NO- und NO₂-Spitze vergleichbar den Messstellen in Innsbruck und im Unterinntal fehlte dagegen. Dafür ging die Konzentration von PM10 und NO_x in Imst nachmittags kaum zurück und stieg bereits deutlich früher

als an den anderen Messstellen an, wobei die PM10-Maxima ungefähr zeitgleich mit den NO- und NO₂-Maxima am späten Nachmittag auftraten. Auffallend sind die extrem hohen NO-Spitzen in Imst (1000 µg/m³ am 12.12.), die damit in einer ähnlichen Größe lagen wie in Vomp A12.

Der parallele Verlauf von PM10 und NO_x zeigt, dass die hohen PM10-Konzentrationen in Imst damit durchaus „normalen“ Emissionen zuzuordnen sind, die allerdings einen anderen Tagesverlauf aufwiesen als in Innsbruck und im Unterinntal.

Zudem zeigen die hohen PM10- und NO_x-Konzentrationen in Imst am 12.12., dass die Inversion, die sich in Innsbruck auflöste, hier bestehen blieb und – wie die außerordentlich hohen NO-Konzentrationen zeigen – vermutlich sehr flach war.

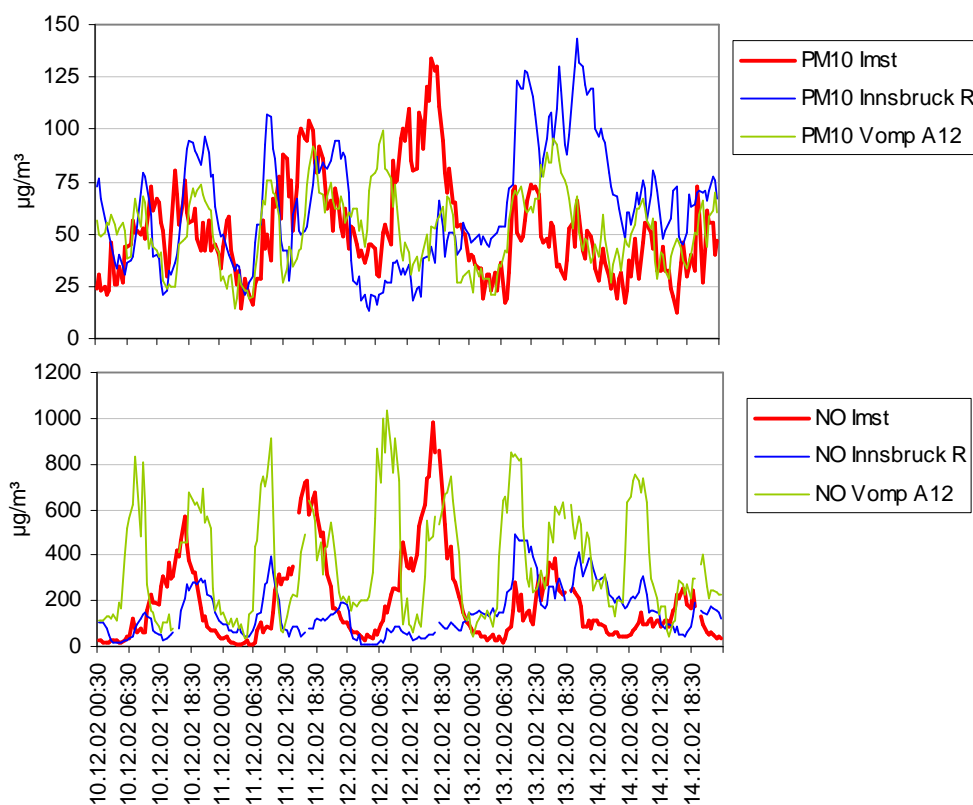


Abbildung 48: Konzentrationsverlauf von PM10 und NO in Imst, Innsbruck Reichenau und Vomp A12, 10.-14.12.2002

Auf dem PM10-Filter wurde als dominierende Phase Dieselruß identifiziert, daneben geogene Partikel (Carbonate, Feldspat), kohliges Material (pyrogen) und Holzfasern (Tabelle 33).

Tabelle 33: Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung der PM10-Probe in Imst, 12.12.2002

Geogener Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Feldspat	+	30 µm	Ca-Na-Feldspat
Calcit	++	1.5 – 10 µm	
Anthropogener / Technogener Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Dieselruß	+++++	< 0.5 µm bis 10 µm	Überwiegend als Einzelpartikel auf Filterfasern, wenige Rußaggregate
Kohlige Material (Ruß, Restkohle)	++	bis 35 µm	Meist tafelige z. T. globulare Kohlepartikel – Verbrennungsrückstände (Hausbrand, Gewerbe, Industrie)
Globulare Glasphase	+	1-5 µm	Quellen: Verbrennungsanlagen, Verkehr
Kunststoff	+	bis 35 µm	
Holzfasern	++	bis 120 µm Länge	
Salz	+	50 µm	Mischsalz (K-Na-Chlorid, Quellen: Einsatz von Auftausalz, Luftverfrachtung)

Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...wenig, +++...mittel, ++++...häufig, +++++...sehr häufig

9.3 Freitag, 10. und Samstag, 11. Jänner 2003

Österreich lag ab 8.1.2003 in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung mit kalter kontinentaler Luft.

Der Tagesmittelwert der kontinuierlichen PM10-Messung betrug am 10.1.2003 75 µg/m³, am 11.1.2003 79 µg/m³, der gravimetrische Wert betrug am 10.1. 83 µg/m³, am 11.1. 85 µg/m³ (siehe Abbildung 49).

Der Ozonkonzentrationsverlauf zeigt bis 12.12. morgens eine sehr massive hochreichende Inversion mit geringfügiger Labilisierung über Mittag.

Im Inntal stellte sich von 9. bis 11.1. sehr beständiger Ostwind ein, dessen Geschwindigkeit bis 4 m/s in Hall und 3,5 m/s am Roppener Tunnel anstieg.

Die PM10-Belastung wies von 8. bis 12.1. im ganzen Inntal von Innsbruck abwärts ein sehr einheitliches Niveau und einen sehr strukturlosen Verlauf auf. Zeitweise registrierte Innsbruck Reichenau höhere Konzentrationen, v. a. am 11. und 12.1. Imst wies zeitweise niedrigere PM10-Konzentrationen auf.

Die NO-Konzentration war im ganzen Inntal, ausgenommen Vomp A12, mit Spitzen um 200 µg/m³ eher niedrig. Nur mäßig hoch, relativ strukturlos und räumlich relativ einheitlich war die NO₂-Konzentration mit Spitzen um 70 µg/m³ (ausgenommen Vomp A12 etwas über 100 µg/m³). Am NO-Verlauf in Imst fällt das Fehlen einer morgendlichen NO-Konzentrationsspitze – vergleichbar den anderen Nordtiroler Messstellen – auf, wohingegen hier die höchsten NO-Werte über Mittag auftraten, die höchsten NO₂-Werte meist am späten Nachmittag.

Das Belastungsbild deutet insgesamt auf ein starkes Überwiegen von Schadstoffakkumulation im gesamten Inntal bei mäßig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen hin, wobei die höchsten PM10-Konzentrationen am Freitag und Samstag (10. und 11.1.) beobachtet wurden.

Da beständiger Ostwind wehte, liegen die Quellen der PM10- und NO_x-Belastung, die in Imst gemessen wurde, im Inntal unterhalb von Imst.

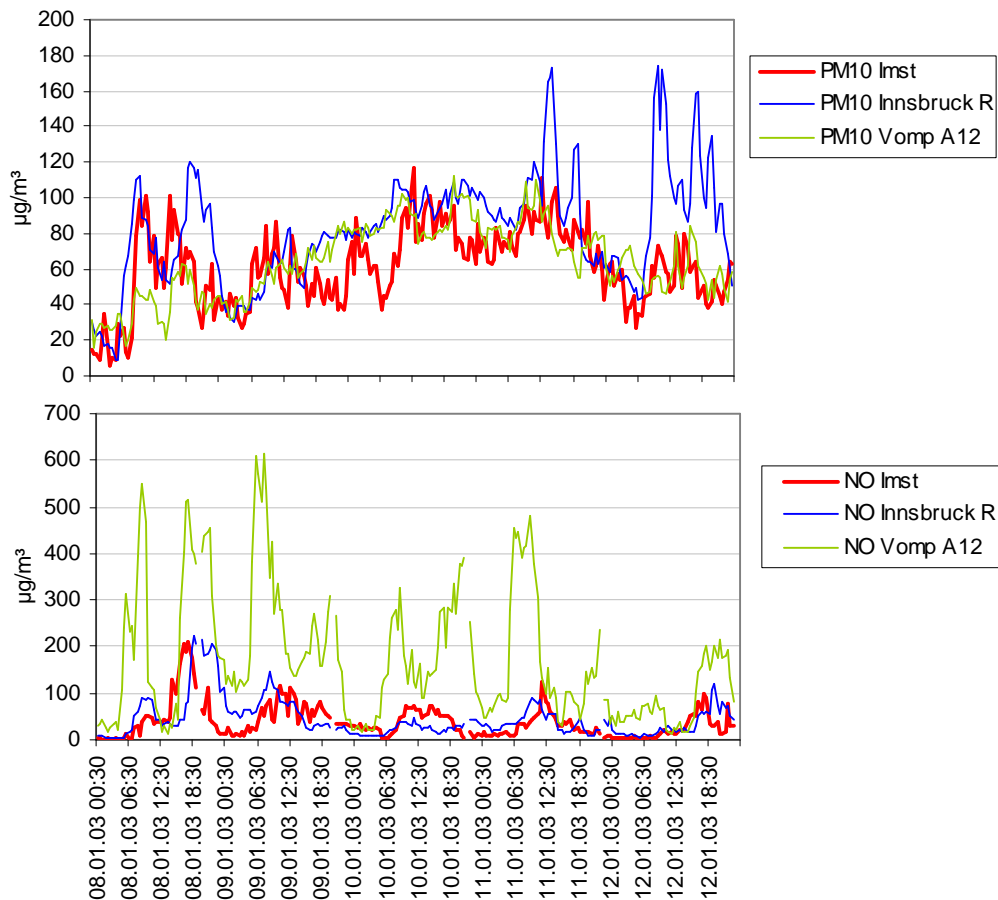


Abbildung 49: Konzentrationsverlauf von PM10 und NO in Imst, Innsbruck Reichenau und Vomp A12, 8.-12.01.2003

Auf den PM10-Filtern (Tabelle 34 und Tabelle 35) wurde als dominierende Phase Dieselruß (weniger als am 12.12.2002) identifiziert, daneben Natriumcarbonat, Gips und Natriumsulfat. Das gemeinsame Auftreten dieser technologischen Phasen ist ein Indiz für eine gemeinsame Quelle; die Homogenität der Na-Sulfatkristalle in Größe und Struktur weisen darauf hin, dass es sich um Immissionen und nicht um sekundäre Ausblühungen auf dem Filter handelt.

Tabelle 34: Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung der PM10-Probe in Imst, 10.1.2003

Geogener Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Feldspat	+	15-30 µm	Ca-Na-Feldspat
Glimmer	++	10 µm	
Quarz	+	15-30 µm	
Anthropogener / Technologischer Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Dieseruß	++++	< 0.5 µm bis 10 µm	überwiegend als Einzelpartikel auf Filterfasern, wenige Rußaggregate
Kohlige Material (Ruß, Restkohle)	+	bis 45 µm	meist globulare, hohlkugelige Kohlepartikel – Verbrennungsrückstände (Hausbrand, Gewerbe, Industrie)
Globulare Glasphase	+	1-5 µm	Quellen: Verbrennungsanlagen, Verkehr
Na-Carbonat (Soda)	+++	8 µm	Quellen: Glas- & Silikatindustrie, chem. Industrie, zur Fettverseifung in der Waschmittelindustrie, Petrochemie, Zellstoff- & Papierindustrie (Aufschluss, Neutralisation, Bleichen), Textilindustrie (Woll- & Baumwollveredelung, Färben, Bleichen) in Eisenhütten, Kokereien Gaswerken, in der Keramik- & Emailindustrie (Herstellung von Glasuren), zur Wasserreinigung und Metallentfettung in versch. Industriezweigen
Na-Sulfat	++++	10-25 µm	Tritt gemeinsam mit Soda und Gips auf Filter auf. Quellen: Waschmittelzusatz, Papier-, Glas-, Photo- & Textilindustrie
K-Na-Sulfat	+++	10 µm	
Gips	+++	5-15 µm	Tritt gemeinsam mit Soda und Na-Sulfat auf Filter auf. Häufig auch Teil von Aggregaten mit globularen Glasphasen und kohligem Material

Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...wenig, +++...mittel, ++++...häufig, +++++...sehr häufig

Tabelle 35: Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung der PM10-Probe in Imst, 11.1.2003

Geogener Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Feldspat	+	15-30 µm	Ca-Na-Feldspat
Glimmer	++	10 µm	
Quarz	+	15-30 µm	
Anthropogener / Technologischer Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Dieselfuß	++++	< 0.5 µm bis 10 µm	überwiegend als Einzelpartikel auf Filterfasern, wenige Rußaggregate
Kohlige Material (Ruß, Restkohle)	++	bis 45 µm	meist globulare, hohlkugelige Kohlepartikel – Verbrennungsrückstände (Hausbrand, Gewerbe, Industrie)
Globulare Glasphase	+	1-5 µm	Quellen: Verbrennungsanlagen, Verkehr
Na-Carbonat (Soda)	+++	8 µm	Quellen: Glas- & Silikatindustrie, chem. Industrie, zur Fettverseifung in der Waschmittelindustrie, Petrochemie, Zellstoff- & Papierindustrie (Aufschluss, Neutralisation, Bleichen), Textilindustrie (Woll- & Baumwollveredelung, Färben, Bleichen) in Eisenhütten, Kokereien Gaswerken, in der Keramik- & Emailindustrie (Herstellung von Glasuren), zur Wasserreinigung und Metallentfettung in versch. Industriezweigen
Na-Sulfat	++++	10-25 µm	Tritt gemeinsam mit Soda und Gips auf Filter auf. Quellen: Waschmittelzusatz, Papier-, Glas-, Photo- & Textilindustrie
K-Na-Sulfat	+++	10 µm	
Gips	+(+)	5-15 µm	Tritt gemeinsam mit Soda und Na-Sulfat auf Filter auf. Häufig auch Teil von Aggregaten mit globularen Glasphasen und kohligem Material

Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...wenig, +++...mittel, ++++...häufig, +++++...sehr häufig

9.4 Wischprobe Dienstag, 7.12.2004

Eine Wischprobe wurde am 7.12.2004 um 12:00 in unmittelbarer Nähe der Luftgütemessstelle genommen.

Der 7.12. lag in einer langen niederschlagsfreien Periode, zuletzt regnete es in Nordtirol am 23.11. An den Tagen vor dem 7.12. überwogen Südwest- und Hochdruckwetterlagen. Bei teilweise föhnigen Verhältnissen herrschten über dem Inntal meist ungünstige Ausbreitungsbedingungen.

In Imst bestand ab 3.12. während einer anhaltenden Hochdruckwetterlage eine massive hochreichende Inversion, die sich auch über Mittag nicht auflöste. Auf dem Patscherkofel

wehte zumeist Südwind, der am 7.12. bis über 10 m/s auffrischte. Im Inntal wehte schwacher Wind aus westlicher Richtung, der nachmittags zeitweise auf Ost drehte

Zwei Drittel der Wischprobe (Tabelle 36) waren Holzfasern, der Rest geogen, dazwischen Pyrogene Phasen.

Tabelle 36: Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung der Wischprobe in Imst, 7.12.2004

Geogener Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Glimmer	+++	bis 200 µm L	
Calcit	++	10-50 µm	
Dolomit	+++	25-70 µm	
Quarz	++	40-50 µm	
Fe-Silikat	+	bis 100 µm	
Amphibol	+	80 µm	
Anthropogener / Technogener Phasenbestand			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Holzfasern	+++++	bis 500 µm	
Kohlige Material (Ruß, Restkohle)	++	50-200 µm	C+Mg, Si, Ca, Mn, Fe, meist hohlkugelige Kohlepartikel, z.T aufgebroschen – Verbrennungsrückstände (Hausbrand, Gewerbe, Industrie)
Globulare Glasphase	++	15-25 µm	Oft mit Ti und Fe, Quellen: Verbrennungsanlagen, Verkehr
Ca-Ferrit	+	50 µm	O, Mg, Al, Si, K, Ca, Mn, Fe, Quellen: Verbrennungsanlagen (nicht Hausbrand)
Salz	+	40 µm	Quellen: Einsatz von Auftausalz, Luftverfrachtung

Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...wenig, +++...mittel, ++++...häufig, +++++...sehr häufig

9.5 Resümee

Die drei untersuchten PM10-Proben zeigen als ganz überwiegende Partikelfraktion Dieselruß.

Am 12.12.2002 wurden zudem in mäßiger Häufigkeit kohlige Material, das aus Hausbrand stammen kann, Holzfasern – möglicherweise aus dem Betrieb der Fa. Pfeifer westlich der Messstelle – und geogenes Material gefunden.

Die Proben am 10. und 11.1.2003 enthielten neben Dieselruß in großer Häufigkeit Carbonate und Sulfate mit Na, K und Ca eindeutig technogenen Ursprungs. Da an diesen und den vorangegangenen Tagen beständiger Ostwind wehte, ist eine Quellzuordnung praktisch nicht möglich; die relevanten Emittenten können im gesamten Tiroler Inntal östlich von Imst liegen.

10 FAKTOREN, DIE ZU DEN ÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN – PM10

10.1 Mögliche Quellen der PM10-Belastung 2002 bis 2004

In diesem Kapitel werden die Ursachen bzw. Quellen der PM10-Belastung in Imst an Tagen mit mehr als 50 µg/m³ untersucht.

Die Aussagen stützen sich auf folgende Informationen:

- ◆ PM10-Emissionen und ihre räumliche Verteilung (Kapitel 5);
- ◆ zeitliche Belastungsmuster (Kapitel 8.1, 8.2 und 8.5 bis 8.7);
- ◆ Abhängigkeit von meteorologischen Einflussgrößen (Kapitel 8.3, 8.4, 8.8 und 8.9).

Als mögliche Quellen werden in Betracht gezogen (siehe Kapitel 10.2 und 10.3):

- Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand (gemäß Kapitel 5.3 und 5.4 berechnet) und Industrie an der Imsterbergstraße (Abschätzung gemäß Kapitel 5.5); einschließlich der unbekanntem Emissionen aus anderen Gewerbebetrieben sowie Off-Road-Geräten werden als „normale“ Emissionen bezeichnet;
- Emissionen, die durch Bautätigkeit verursacht wurden (die sich durch ein irreguläres zeitliches Muster kennzeichnen);
- Schadstoffakkumulation im Oberen Inntal oder im ganzen Tiroler Inntal mit geringen Beiträgen aus dem näheren Umkreis der Messstelle.

In Kapitel 10.4 wird versucht, die Beiträge unterschiedlicher Herkunftsgebiete zur PM10-Belastung in Imst abzuschätzen.

Wie in Kapitel 8.2 dokumentiert wird, zeigt die PM10-Belastung in Imst – auch im Zusammenhang mit der lokalen NO_x-Belastung und mit der PM10-Belastung im Inntal unterhalb von Imst – relativ unterschiedliche Strukturen, die auf sehr unterschiedliche Quellen bzw. Transportprozesse zurückzuführen sind. Eine Klassifikation der in Kapitel 8.2 ausgewerteten Tage mit PM10-TMW über 50 µg/m³ des Zeitraums von Jänner 2002 bis Juni 2004 – wobei es sich um die höchst belasteten Tage handelt – ist in Tabelle 37 zusammen gestellt.

Die Auswertung der hoch belasteten Tage in Tabelle 37 zeigt in keinem Fall im **Jahr 2002** einen möglichen Einfluss von Bautätigkeit. Die 15 untersuchten Tage (von insgesamt 23 Tagen mit PM10-TMW über 50 µg/m³) weisen zum überwiegenden Teil einen hohen Beitrag von Schadstoffakkumulation im Inntal östlich von Imst auf.

Unter den 89 untersuchten Tagen des **Jahres 2003** (von 92 Tagen mit TMW über 50 µg/m³) lässt sich an 26 Tagen (29%) ein deutlicher Einfluss von **Bautätigkeit** erkennen. Davon weisen 13 Tage ein Belastungsmuster auf, das auf bedeutende Beiträge von Staubaufwirbelung bei **verschmutzter Fahrbahn** der Imsterbergstraße schließen lässt. Weitere 13 Tage zeigen einen „atypischen“ Belastungsverlauf, der auf Beiträge durch **Aufwirbelung von Aushubmaterial oder Baustoffen** hindeutet.

Der überwiegende Teil der 89 untersuchten Tage mit TMW über 50 µg/m³ im Jahr 2003 (50 Tage) zeigt einen Belastungsverlauf, der auf **normale Emissionen** hindeutet; der Tagesgang dürfte überwiegend dem **Straßenverkehr** zuzuordnen sein, zu diesem sind aber auch der Baustellenverkehr und die Abgasemissionen der Baumaschinen zu zählen. Dabei handelt es sich um die meisten der in den Monaten Jänner und Februar sowie Ende Oktober

bis Ende Dezember 2003 registrierten Grenzwertüberschreitungen. Gegenüber dem Jahr 2002 fällt die starke Zunahme der PM10-, aber auch NOx-Emissionen im Herbst auf. Die Ursache dieser Zunahme könnte in der **Eröffnung des FMZ Kinozentrums** an der Imsterbergstraße Ende Oktober 2003 liegen, wodurch der Straßenverkehr in der Imsterbergstraße stark zugenommen haben könnte.

Im Zeitraum von Jänner bis Juni 2004 traten in Imst 34 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. 27 Tage wurden einer genaueren Untersuchung unterzogen, von diesen zeigen 10 Tage einen Einfluss von Bautätigkeit, der auf Staubeintrag auf die Imsterbergstraße und Aufwirbelung durch regulären Straßenverkehr zurückgeführt werden kann.

Tabelle 37: Herkunftszuordnung der PM10-Belastung an den höchst belasteten Tagen, Jänner 2002 bis Juni 2004

	2002	2003	1. – 6.2004
Schadstoffakkumulation im Inntal östlich von Imst (Ostwind)		5	3
Schadstoffakkumulation westlich von Imst (Westwind)		2	
Normale Emissionen	4	49	11
Normale Emissionen und Aufwirbelung durch Wind		1	
Schadstoffakkumulation östlich von Imst + normale Emissionen	9		
Schadstoffakkumulation westlich von Imst + normale Emissionen	2	1	
Schadstoffakkumulation im ganzen Inntal + normale Emissionen		5	2
Normale Emissionen, verschmutzte Straße		13	8
Normale Emissionen + Bautätigkeit		6	
Schadstoffakkumulation + normale Emissionen + Bautätigkeit		2	
Bautätigkeit		5	
Summe	15	89	27
davon ohne Baustelleneinfluss	15	63	17
davon mit Baustelleneinfluss	0	26	10
<i>TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im gesamten Zeitraum</i>	23	92	34

Die obigen Auswertungen zeigen, dass der PM10-Grenzwert (maximal 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Imst aller Wahrscheinlichkeit nach auch ohne den Einfluss von Bautätigkeit im Jahr 2003 überschritten worden wäre.

Die Abschätzung der Beiträge zur PM10-Belastung stützt sich auf folgende Vorgangsweise:

1. Für die Situationen „normalen“ Emissionen, d. h. ohne direkt feststellbaren Einfluss lokaler Baustellen, die nach Tabelle 37 etwa 80% der Tage des Jahres 2003, an denen TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftraten, werden die mittleren Tagesgänge im Winter zur Aufteilung in einen lokalen und in einen regionalen Beitrag herangezogen;
2. der Beitrag von Bautätigkeit wird gemäß Tabelle 37 abgeschätzt, wonach an 30% der Tage mit TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2003 ein Einfluss von Baustellen auf die PM10-Belastung festzustellen war.

10.2 Beiträge von „normalen“ Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand und Industrie einschließlich Schadstoffakkumulation

Als „normale Emissionen“ werden in Tabelle 37 jene Situationen klassifiziert, in denen die PM10-Konzentration jener von NO_x parallel läuft und das PM10/NO_x-Verhältnis (siehe Kapitel 8.7 und

Tabelle 43) Werte um 1 aufweist (niedriger tagsüber, höher nachts). Es handelt sich i.d.R. um Situationen mit einem „typischen“ Tagesgang der PM10- und NO_x-Konzentration mit erhöhten Werten vormittags und nachmittags bis abends; im Unterschied zu Messstellen im Unterinntal erfolgt, wie in Kapitel 8.2 ausgeführt, der Konzentrationsanstieg morgens etwas später, dafür nachmittags etwas früher. Dieser Tagesgang entspricht jenen an verkehrsnahen Standorten; ein langsamer Konzentrationsrückgang am späten Abend deutet auf einen zusätzlichen Beitrag von Hausbrandemissionen hin.

Als „Schadstoffakkumulation“ werden Situationen bezeichnet, bei denen die PM10-Konzentration im gesamten Inntal relativ einheitlich ist und vergleichsweise geringe zeitliche Variationen aufweist. Dabei handelt es sich i.d.R. um mehrtägige Belastungsepisoden mit einheitlichem Wind.

Ein paralleler Verlauf der PM10-Konzentration mit jener von NO₂, nicht aber NO deutet dabei auf gealterte Luftmassen hin, die möglicherweise auch einen hohen Anteil sekundärer anorganischer Aerosole aufweisen.

Für die Situationen „normalen“ **Emissionen** einschließlich Schadstoffakkumulation im (ganzen) Inntal basiert die regionale Herkunftszuordnung auf der Analyse der **mittleren Tagesgänge im Winter** (siehe Kapitel 8.6 und 8.2).

Der Anteil der PM10-Belastung, welcher keinen Tagesgang aufweist – in der Folge als „**Grundbelastung**“ bezeichnet – wird Quellen zugeordnet, die keine oder nur eine geringe zeitliche Variation der PM10-Konzentration verursachen. Dies können folgende Quellen sein:

1. PM10-Emittenten mit zeitlich konstanter Emission;
2. weiter entfernte PM10-Emittenten, bei denen der Transport bis zur Messstelle die zeitliche Variabilität verwischt wird oder die im weiteren Umkreis der Messstelle akkumuliert werden.
3. Bildung sekundärer anorganischer Aerosole aus NO_x, SO₂ und NH₃.

Weiter entfernt gelegene PM10-Emittenten sowie die Bildung sekundärer Aerosole aus NO_x, SO₂ und NH₃ können dem gesamten „Einzugsgebiet“ der Messstelle (Untersuchungsgebiet, siehe Kapitel 4.1) zugeordnet werden.

Die darüber hinausgehende Belastung, die den Tagesgang verursacht, wird Emissionen zugeordnet, die

1. eine deutliche zeitliche Variation aufweisen: dies sind v. a. Emissionen des Straßenverkehrs, aber auch des Hausbrandes und die
2. im Nahbereich der Messstelle lokalisiert sind.

Da der weitaus größte Teil der Grenzwertüberschreitungen im Winter an Werktagen (Mo-Fr) registriert wurde, werden die mittleren Tagesgänge der PM10-Konzentration dieses Zeitraums für die Abschätzung herangezogen.

Es wird angenommen, dass Bautätigkeit nur an wenigen Tagen einen dominierenden Beitrag zur PM10-Belastung liefert und der mittlere Tagesgang daher Bautätigkeit nicht widerspiegelt, sondern nur die „normalen“ Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand und Industrie/Gewerbe, die ein kontinuierliches Emissionsverhalten und regelmäßiges zeitliches Muster aufweisen. Zu den anhand des mittleren Tagesganges abgeschätzten Beiträgen „normaler“ Emissionen ist in der Gesamtbewertung noch der Einfluss von Bautätigkeit hinzuzurechnen.

Die „**Grundbelastung**“ wird als minimale Konzentration des Tagesganges, welche in der zweiten Nachthälfte beobachtet wird, abgeschätzt. Diese beträgt im Winter 2003 für Mo-Fr ca. **30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Die mittlere PM10-Konzentration an Mo-Fr im Winter beträgt 49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der „**lokale Beitrag**“ lässt sich damit mit ca. **20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** abschätzen. Dabei wird davon ausgegangen, dass der Einfluss von Bautätigkeit sich in den mittleren Tagesgängen des Winterhalbjahres nicht wesentlich auswirkt. An Tagen mit TMW über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist die PM10-Belastung in Imst noch höher, es wird aber davon ausgegangen, dass an diesen Tagen die Grundbelastung und die lokalen Beiträge in ähnlichem Verhältnis stehen. Die PM10-Belastung setzt sich gemäß dieser Abschätzung zu 60% aus der Grundbelastung – zurückzuführen auf die Emissionen im gesamten Untersuchungsgebiet – und zu 40% aus einem lokalen Beitrag zusammen.

10.2.1 Herkunftsgebiet der Grundbelastung

Das Herkunftsgebiet für die Grundbelastung stellt das anhand der Winddaten abgrenzbare „Einzugsgebiet“ der Messstelle Imst dar. Es umfasst

1. das gesamte Einzugsgebiet von Talabwind im Inntal oberhalb (westlich) der Messstelle Imst innerhalb Tirols⁴⁰ - d. h. das Inntal und seine Seitentäler Stanzertal, Paznaun und Kaunertal;
2. das Inntal unterhalb der Messstelle bis Telfs;
3. möglicherweise die Stadt Imst (das Ausmaß der Beeinflussung der Messstelle Imst durch den Talauswind des Gurgltales lässt sich mit den vorliegenden Daten schwer eingrenzen).

Nicht im Einzugsgebiet der Messstelle Imst liegen die Seitentäler des Inntals östlich (unterhalb) von Imst.

Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes im Inntal unterhalb von Imst bis einschließlich Telfs folgt folgenden Überlegungen:

- Ø während ca. 60% der Tage mit dominierendem Einfluss „normaler“ Emissionen bei Talwindzirkulation weht Ostwind über einen Zeitraum, der Luftmassentransport aus dem Inntal unterhalb von Telfs, häufig auch aus Innsbruck erwarten lässt;
- Ø an drei Tagen mit Einfluss lokaler Emissionen wehte durchgehend Ostwind, dazu kommen fünf Tage mit Schadstoffanreicherung im gesamten Inntal bei durchgehendem Ostwind; an diesen Tagen dürften Emissionen im gesamten Tiroler Inntal für die PM10-Belastung in Imst verantwortlich gewesen sein. Da eine tageweise Differenzierung der Beiträge von Emissionen in unterschiedlichen Bereichen des Inntals östlich von Imst schwierig ist (und in Hinblick auf die geringe Anzahl der auswertbaren Tage statistisch auch wenig aussagekräftig ist), erscheint es realistisch, den Beitrag von Emissionen im Inntal östlich von Imst auf den Bereich zwischen Imst und Telfs einzugrenzen.

10.2.2 Emissionen, die zur Grundbelastung beisteuern

Die Grundbelastung im gesamten Untersuchungsgebiet setzt sich aus den quantifizierbaren Emissionen des Straßenverkehrs und des Hausbrandes (siehe Kapitel 5.3 und 5.4), den

⁴⁰ d. h. nicht mehr das Inntal im Schweizer Engadin – diese Abgrenzung ist nicht nur von der Verfügbarkeit von Emissionsdaten motiviert, sondern auch in Hinblick auf die mittlere Transportdistanz bei Talabwind während ca. 15 h am Tag gerechtfertigt

teilweise abschätzbaren Emissionen aus Industrie und Gewerbe sowie unbekanntem Emissionen Mineralrohstoffabbau, Off-Road-Geräten, Landwirtschaft und Bautätigkeit (nicht jener an der Imsterbergstraße) zusammen.

10.2.2.1 Straßenverkehr

Gemäß Kapitel 5.3 betragen die PM10-Emissionen des Straßenverkehrs im Untersuchungsgebiet 123 t/Jahr, davon entfallen 69% auf den PKW-Verkehr. Die Abgasemissionen machen – bei Verwendung der in Kapitel 5.3 dokumentierten Methode zur Abschätzung der Wiederaufwirbelungsemissionen – knapp 60% der Verkehrsemissionen aus. Die höchsten Emissionsdichten entfallen dabei auf die A12.

Innerhalb des Einzugsgebietes der Messstelle Imst entfallen 43% der Emissionen des Straßenverkehrs auf den Bereich des Inntals zwischen Imst und Telfs, 6% auf die Gemeinde Imst, 18% auf den Bereich des Inntals zwischen Imst und Landeck, 14% auf das Inntal oberhalb von Landeck, 14% auf das Stanzertal, 4% auf das Paznaun und 1% auf das Kautertal.

Nachdem näher an der Messstelle gelegene Quellgebiete stärker zur PM10-Belastung beitragen als entfernter gelegene, tragen Emissionen im Inntal zwischen Telfs und Landeck besonders stark zur PM10-Belastung in Imst bei. Gewichtet man die Emissionen in diesem Teil des Inntals gegenüber den anderen Teilen des Einzugsgebietes mit einem Faktor 2, so tragen Emissionen zwischen Telfs und Imst über 50% bei, Emissionen zwischen Imst und Landeck ca. 20%.

Der großräumige Verkehr auf der A12 und dem übrigen hochrangigen Straßennetz lässt sich u. a. folgenden (nicht quantifizierbaren) Verkehrsströmen zuordnen: Freizeitverkehr: Anreise von Touristen (überwiegend aus Deutschland, aber auch aus Ostösterreich) in Fremdenverkehrsregionen in den Tiroler Alpen, Pendlerverkehr nach Imst und Innsbruck sowie Lkw-Verkehr auf der Arlberg-Route.

10.2.2.2 Hausbrand

Die PM10-Emissionen des Hausbrandes betragen gemäß Kapitel 5.4 im gesamten Untersuchungsgebiet ca. 53 t/Jahr.

Im Einzugsgebiet der Messstelle entfallen 44% der Hausbrandemissionen auf das Inntal zwischen Telfs und Imst, 8% auf die Gemeinde Imst, 13% auf das Inntal zwischen Imst und Landeck, 8% auf das Stanzertal, 10% auf das Paznaun, 15% auf das Inntal oberhalb von Landeck und 2% auf das Kautertal. Gewichtet man die Emissionen in diesem Teil des Inntals gegenüber den anderen Teilen des Einzugsgebietes mit einem Faktor 2, so tragen Emissionen zwischen Telfs und Imst ca. 55% bei, Emissionen zwischen Imst und Landeck ca. 15%.

10.2.3 Holzverarbeitende Industrie

Als mögliche PM10-Quelle kommt das holzverarbeitende Werk der Fa. Pfeifer westlich der Messstelle Imsterau in Frage (siehe Kapitel 5.5). Auf der Grundlage einer Abgasmessung aus dem Jahr 1994 – deren Aussagekraft für die aktuellen Emissionen nicht beurteilt werden kann – wird die Staub- bzw. PM10-Emission mit etwa 9 t/Jahr abgeschätzt.

Die elektronenmikroskopische Untersuchung der PM10-Probe vom 9.12.2002 bei beständigem Westwind zeigte neben der dominierenden PM10-Komponente Dieselruß einen nennenswerten Anteil an Holzfasern. Ebenso ergab die Wischprobe vom 7.12.2004 bei

Westwind einen hohen Anteil an Holzfasern (siehe Kapitel 9). Diese Untersuchungen sind ein Hinweis, dass das westlich der Messstelle gelegene Werk der Fa. Pfeifer bei Westwind einen Beitrag zur erhöhten PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau liefern kann.

Der Ofen der Fa. Pfeifer ist praktisch das ganze Jahr über permanent in Betrieb. Es liegen keine Informationen über den zeitlichen Verlauf der Staub-Emissionen vor. Es wird daher angenommen, dass diese Emissionen zeitlich konstant sind, sodass sie der „Grundbelastung“ zugeordnet werden können.

Nicht quantitativ anzugeben sind Emissionen aus anderen Industriebetrieben, aus Mineralrohstoffabbau, Off-Road-Geräten, Landwirtschaft und Bautätigkeit.

10.2.3.1 Beiträge sekundärer Aerosole

Nachdem in Imst keine chemischen Analysen von PM10-Proben vorliegen, sind keinerlei Aussagen über die Anteile einzelner Inhaltsstoffe, insbesondere nicht von sekundären anorganischen Ionen möglich, die u. U. einen nennenswerten Anteil an der PM10-Belastung ausmachen. Diese sekundären anorganischen Partikel sind nicht auf primäre PM10-Emissionen, sondern auf chemische Umwandlung aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen NO_x, SO₂ und NH₃ zurückzuführen.

Als plausibelste Annahme zur Abschätzung der Beiträge sekundärer anorganischer Ionen können die Ergebnisse der Untersuchungen im Unterinntal [UMWELTBUNDESAMT, 2004] herangezogen werden. Diese ergeben einen Beitrag von Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat (inkl. Wasser) an der Grundbelastung (bezogen auf den Winter) von ca. 10 µg/m³ oder ein Drittel der „Grundbelastung“.

Diese Belastung ist Emissionen von NO_x, SO₂ und NH₃ im gesamten Herkunftsgebiet der PM10-Belastung zuzuordnen; sie dürfte besonders in jenen Fällen, in denen Schadstoffakkumulation im Oberen Inntal oder im gesamten Inntal über mehrere Tage hinweg wirksam ist, einen relevanten Beitrag liefern.

10.2.4 Abschätzung des Herkunftsgebietes lokaler, zeitlich variabler Emissionen

Als Herkunftsgebiet des lokalen Beitrags der PM10-Belastung wird ein Bereich im Inntal im Umkreis von etwa 5 km Radius um die Messstelle abgeschätzt, quer zum Inntal bis 1 km. Die Erstreckung von 5 km entlang des Inntales wird sehr grob anhand einer mittleren Windgeschwindigkeit um 1 km/h und einer zeitlichen Struktur der mittleren Tagesgänge von 1 h abgeschätzt.

10.2.5 Emissionen, die zum lokalen, zeitlich variablen Beitrag beisteuern

Als Herkunftsgebiet des lokalen Beitrags der „normalen“ Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand und gegebenenfalls Industrie/Gewerbe wird ein Bereich entlang Inntals im Umkreis von etwa 5 km, quer zum Inntal bis 1 km abgeschätzt.

Gemäß Kapitel 5.3 betragen die PM10-Emissionen des Straßenverkehrs in diesem Umkreis, die für den lokalen Beitrag verantwortlich sind, ca. 8 t/Jahr, davon knapp zwei Drittel von PKW.

Diese Emissionen entfallen v. a. auf die A12, daneben auf die Imsterbergstraße. Der Verkehr auf der Imsterbergstraße ist ganz überwiegend

- Ø Einkaufsverkehr zu den ansässigen Fachmärkten

- ∅ Freizeitverkehr zu dem ansässigen Kino- und Freizeitcenter
- ∅ Lkw-Lieferverkehr zu ansässigen Industrie- und Gewerbebetrieben
- ∅ Temporär begrenzter Baustellenverkehr

Eine quantitative Angabe der Hausbrandemissionen in dem für den lokalen Beitrag relevanten Umkreis der Messstelle ist – da die Basisdaten auf Gemeindeebene vorliegen – nicht möglich. Da die PM10-Emissionen des Hausbrandes der Gemeinde Imst (8700 Einwohner) 4,5 t/Jahr betragen und im Umkreis der Messstelle die Bevölkerungszahl deutlich geringer ist, lassen sich die Hausbrandemissionen, die zum lokalen Anteil der PM10-Belastung beisteuern, grob mit ca. 1 t/Jahr abschätzen.

Nicht quantitativ anzugeben sind Emissionen aus Industrie und Gewerbe, Mineralrohstoffabbau, Off-Road-Geräten, Landwirtschaft und Bautätigkeit.

Die rasterelektronenmikroskopischen Analysen von PM10-Proben geben einen einzelnen Hinweis auf einen Beitrag der Holzverarbeitenden Industrie.

10.3 Bautätigkeit

Zur Abschätzung des Einflusses von Bautätigkeit an der Imsterbergstraße auf die PM10-Belastung (Tabelle 37) werden folgende Informationen herangezogen:

- ◆ Das PM10/NO_x-Verhältnis: diese Verhältniszahl weist zumeist Werte um 1 auf (im Sommer höher als im Winter); eine starke Erhöhung dieses Verhältnisses deutet darauf hin, dass „untypische“ PM10-Emissionen wirksam sind, die deutlich höher sind als üblich.
- ◆ Untypische Tagesgänge: die PM10-Konzentration weist üblicherweise hohe Werte vormittags und abends auf. Hohe PM10-Konzentrationen am Nachmittag deuten auf atypische Emissionen hin.
- ◆ Meteorologische Randbedingungen: Bautätigkeit findet bei Minusgraden (v. a. bei Temperaturen unter -5°C) nur in eingeschränktem Umfang statt

Bautätigkeit kann, wie in Kapitel 5.8 ausgeführt, auf verschiedene Arten erhöhte PM10-Belastungen verursachen:

1. Aufwirbelung von Bodenmaterial (Bodenaushub) und Baustoffen (Sand, Zement) durch Graben oder Verladen
2. Eintrag von staubendem Material auf Straßen und anschließende Aufwirbelung durch normalen Straßenverkehr
3. Abgas- und Nicht-Abgasemissionen von Baufahrzeugen auf Straßen
4. Aufwirbelung von losem Material durch starken Wind.

Bautätigkeit fand 2003 und 2004 im wesentlichen an der Nordseite der Imsterbergstraße westlich der Messstelle statt. Eintrag von staubendem Material (und anschließende Aufwirbelung durch „normalen“ Straßenverkehr) kann – wie auch von Seiten des Messnetzbetreibers dokumentiert (siehe z. B. Abbildung 18) – auf der Imsterbergstraße in erheblichem Ausmaß stattfinden; die A12 dürfte davon in geringem Maße betroffen sein.

Bei der Beurteilung des möglichen Einflusses von Bautätigkeit wird davon ausgegangen, dass der Beitrag der Abgasemissionen von Baufahrzeugen ein ähnliches PM10/NO_x-Verhältnis aufweist wie der normale Straßenverkehr (und darüber hinaus mengenmäßig gegenüber dem normalen Verkehr auf der Imsterbergstraße und der A12 nicht ins Gewicht fällt). Lokal können aber auch diese Emissionen u. U. einen bedeutenden Einfluss haben,

der aber mangels Daten nicht quantifiziert werden kann. Da die Abgasemissionen aus Baufahrzeugen und Baumaschinen nicht von denen des normalen Straßenverkehrs unterschieden werden können, wird der Beitrag der Bautätigkeit insgesamt zur PM10-Belastung tendenziell unterschätzt.

Situationen mit **Staubaufwirbelung bei stark verschmutzter Straße** lassen sich an einem Tagesverlauf der PM10-Konzentration identifizieren, der jenem von NO_x parallel läuft und dem „üblichen“ Verlauf der PM10-Konzentration an verkehrsnahen Standorten entspricht. Daraus lässt sich schließen, dass „normaler“ Straßenverkehr für die erhöhte PM10-Belastung verantwortlich ist, allerdings mit erheblich erhöhtem Emissionsfaktor für PM10. Auch Situationen, bei denen während ca. 1 bis 2 h nach dem Rückgang der NO-Belastung die PM10-Belastung hoch ist oder noch ansteigt und dann ebenfalls zurückgeht, könnten auf Staubaufwirbelung von verschmutzter Straße zurückgehen.

Aufwirbelung von Bodenmaterial und Schüttgut durch Bautätigkeit selbst ist in jenen Situationen die wahrscheinlichste PM10-Quelle, in denen die PM10-Konzentration nicht mit der NO_x-Konzentration parallel läuft, sondern häufig am Nachmittag bei niedriger NO_x-Konzentration hohe Werte aufweist.

Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Abgasemissionen aus Baufahrzeugen und Baumaschinen zu den "normalen Emissionen" gezählt werden, da sich diese nicht von den Emissionen des übrigen Straßenverkehrs unterscheiden lassen. Der angegebene Einfluss aus Baustellentätigkeit stellt somit eine untere Grenze dar.

Einfluss von Bautätigkeit an der Imsterbergstraße lässt sich an ca. 30% der Tage, an denen im Jahr 2003 TMW über 50 µg/m³ auftraten, feststellen (Tabelle 37). Nachdem an diesen Tagen auch andere PM10-Quellen wirksam waren, wird der Beitrag von Bautätigkeit an der PM10-Belastung in Imst (an Tagen mit über 50 µg/m³) sehr grob mit ca. 20% abgeschätzt.

10.4 Abschätzung der Immissionsbeiträge PM10

Mit den in den obigen Kapiteln abgeschätzten Beiträgen verschiedener Emissionen zur PM10-Belastung in Imst (bezogen auf Tage mit über 50 µg/m³ im Jahr 2003) ergeben sich folgende Anteile:

- Ø 50% Emissionen primärer Partikel und sekundärer Aerosole aus dem gesamten Einzugsgebiet der Messstelle
- Ø 30% Emissionen aus Straßenverkehr und Hausbrand im lokalen Umkreis der Messstelle
- Ø 20% Emissionen durch Bautätigkeit an der Imsterbergstraße.

Die (grob abschätzbaren) Emissionen des Werkes der Fa. Pfeifer im westlichen Teil der Imsterbergstraße werden, da sie als zeitlich konstant betrachtet werden, der Grundbelastung zugeordnet. Aufgrund der Nähe dieses Emittenten zur Messstelle tragen sie einen vergleichsweise hohen Beitrag zur PM10-Belastung an der Messstelle bei, verglichen mit den über einen größeren Bereich verteilten Emissionen aus Straßenverkehr und Hausbrand sowie (unbekannten) Emissionen anderer Industriebetriebe, von Off-Road-Geräten, Mineralrohstoffabbau und Landwirtschaft.

Auf Basis der „bekannten“ Emissionen aus Straßenverkehr und Hausbrand wird in Tabelle 38 versucht, den Beitrag der einzelnen Verursacher zur 2003 in Imst gemessenen PM10-Belastung anzugeben. Naturgemäß unterliegen die Abschätzungen einer gewissen Unsi-

cherheit, da die zur Verfügung stehende Datenbasis lückenhaft ist; dies betrifft v. a. die Emissionen durch Bautätigkeit und Industrie⁴¹. Zudem ist es nicht möglich, die relativen Beiträge von Emittenten in unterschiedlicher Entfernung, wenn diese kein charakteristisches zeitliches Verhalten aufweisen, zu trennen. In der Abschätzung in Tabelle 38 werden daher die Emissionen des Werkes der Fa. Pfeifer nicht berücksichtigt.

Wie in Kapitel diskutiert, wurde der Beitrag von lokaler Bautätigkeit mit ca. 20% abgeschätzt. Der Beitrag sekundärer anorganischer Aerosole wurde anhand der Untersuchungen im Unterinntal [UMWELTBUNDESAMT, 2004] abgeschätzt und dürfte ca. ein Drittel der Grundbelastung bzw. 15% der gesamten Belastung ausmachen.

Tabelle 38: Geschätzte Beiträge der Emissionen des Straßenverkehrs und des Hausbrandes zur PM10-Belastung in Imst. Alle Beiträge wurden auf 5% gerundet.

	PKW	LKW	Hausbrand	Bautätigkeit	Sekundär
Gesamtes Untersuchungsgebiet	20%	5%	10%		15%
Imsterbergstraße und A12 bei Imst	15%	10%	<5%	>20%	

10.5 Von Grenzwertüberschreitungen möglicherweise betroffenes Gebiet

Die Auswertungen zeigen (Kapitel 10.2), dass ein Anteil von ca. 30 µg/m³ an Tagen mit TMW > 50 µg/m³ der PM10-Belastung in Imst Emissionen im gesamten Inntal oberhalb von Telfs (einschließlich der Seitentäler westlich von Imst) zuzuordnen ist. Eine mehr oder weniger einheitliche Grundbelastung dürfte im gesamten oberen Inntal zwischen Telfs und Landeck zu erwarten sein.

Die hohe PM10-Belastung an der Messstelle Imst wird wesentlich durch das Zusammenwirken der hohen Emissionen der Inntalautobahn A12 und der Imsterbergstraße bedingt. Die Messstelle Imst dürfte damit für einen Bereich rund um die gesamte Imsterbergstraße und den südlich davon verlaufenden Abschnitt der A12 (in einem Abstand von einigen 100 m zur A12) zwischen dem Westportal des Roppener Tunnels (Siedlung Brennbichl) und der Siedlung Imsterberg repräsentativ sein.

Unterhalb von Telfs sind einerseits wesentlich höhere Emissionen in Innsbruck und im Unterinntal wirksam, auf der anderen Seite steht hier ein größeres Talvolumen zur Verdünnung der Schadstoffe zur Verfügung, sodass vergleichbare Konzentrationen zu erwarten sind (siehe UMWELTBUNDESAMT, 2004).

Die vorliegenden Verkehrsangaben (siehe Kapitel 5.3) erlauben keine Quantifizierung der aktuellen Emissionen auf der Imsterbergstraße. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass vergleichbare PM10-Emissionen wie auf der Imsterbergstraße auch auf anderen Straßen im oberen Inntal auftreten. Daher ist zu erwarten, dass entsprechende lokale Emissionen auf Straßen, die in der Nähe der A12 liegen und von deren Emissionen wesentlich mit beeinflusst werden, auch in anderen Gebieten im Oberinntal zu Grenzwertüberschreitungen führen können.

Bautätigkeit und der damit verbundene Eintrag von Staub auf Straßen mit anschließender Aufwirbelung durch regulären Verkehr kann an allen Straßen auftreten. Baustellen können zu einer erheblichen Zunahme der lokalen PM10-Belastung und – bei bereits relativ hoher PM10-Belastung durch „reguläre“ Emissionen – zu Grenzwertüberschreitungen führen.

⁴¹ Hinsichtlich der Emissionsangaben des Werkes der Fa. Pfeifer an der Imsterbergstraße muss darauf hingewiesen werden, dass sich die Emissionsabschätzung auf eine einzige Abgasmessung aus dem Jahr 1994 stützt.

11 VORAUSSICHTLICHES SANIERUNGSGEBIET – PM10

Entsprechend den Ausführungen in Kapitel 10 teilen sich die Quellen der in Imst gemessenen PM10-Belastung auf folgende Herkunftsgebiete auf:

- Ø 50% gesamtes Einzugsgebiet der Messstelle Inntal oberhalb von Telfs einschließlich der Seitentäler des Inntals westlich von Imst (d. h. Stanzertal, Paznaun und Kaunertal; möglicherweise die Stadt Imst);
- Ø 30% lokale Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand (und möglicherweise Industrie) im Umkreis von wenigen Kilometern um die Messstelle;
- Ø 20% Bautätigkeit an der Imsterbergstraße.

Innerhalb des gesamten Einzugsgebietes der Messstelle entfällt der größte Teil der quantifizierbaren PM10-Emissionen aus Straßenverkehr und Hausbrand auf das Inntal: etwa 45% auf den Talabschnitt zwischen Telfs und Imst und etwa 20% auf den Abschnitt zwischen Imst und Landeck. Geht man davon aus, dass näher gelegene Herkunftsgebiete stärker zur PM10-Belastung in Imst beitragen, so ist der überwiegende Beitrag dem **Inntal zwischen Telfs und Landeck** zuzuordnen, dieses Gebiet inkl. des Gemeindegebietes von Imst bis zu einer Höhe von etwa 150 m über dem Talboden wird daher als Sanierungsgebiet vorgeschlagen. Maßnahmen sollten sich folglich auf dieses Gebiet fokussieren⁴².

Die vorliegenden meteorologischen Informationen erlauben keine eindeutigen Aussagen über den Beitrag Emissionen im Stadtzentrum von Imst sowie der Betriebe am östlichen Stadtrand von Imst für die PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau. Die Messstelle Imst dürfte überwiegend im Bereich des Talwindes des Inntals liegen und damit weniger von Emissionen im Gurgltal beeinflusst werden. Möglicherweise könnte das Gurgltal oberhalb von Imst aus dem Sanierungsgebiet ausgenommen werden.

Aufgrund der Datenlage konnten im Untersuchungsgebiet nur die Emissionen von Straßenverkehr und Hausbrand quantifiziert werden. Emissionen aus Industrie und Gewerbe sowie Mineralrohstoffabbau könnten darüber hinaus einen nennenswerten Beitrag liefern. Die Auswertungen deuten nicht auf den Einfluss einzelner Punktquellen hin, ein solcher ist allerdings nicht auszuschließen; als wahrscheinlichste PM10-Quelle käme das Werk der Fa. Pfeifer im westlichen Bereich der Imsterbergstraße in Frage.

Maßnahmen sollten primär bei den Hauptverursachern

- ü Straßenverkehr (davon knapp 70% PKW)
- ü Bautätigkeit und
- ü Hausbrand

ansetzen.

Beim Straßenverkehr spielen die Emissionen auf der Inntalautobahn A12 sowohl für die Grundbelastung wie für die lokale Zusatzbelastung eine wesentliche Rolle. Die lokale Zusatzbelastung wird darüber hinaus von den PM10-Emissionen auf der Imsterbergstraße wesentlich mitbestimmt. Nachdem nicht auszuschließen ist, dass vergleichbare PM10-Belastungen wie an der Messstelle Imst auch im Bereich anderer stark befahrener Straßen im Nahbereich der A12 auftreten, sollte anhand geeigneter Emissionsdaten bzw. Messkampagnen geprüft werden, wo dies der Fall sein kann.

⁴² Relativ hohe Emissionen aus dem Straßenverkehr weist zudem auch das Stanzertal (S16) auf. Allerdings tragen u. U. auch Emissionen in den dünner besiedelten Talabschnitten – das Inntal oberhalb von Landeck, Paznaun - bei.

Neben PM10 spielen auch Emissionen von NO_x, SO₂ und NH₃ als Vorläufer sekundärer anorganischer Aerosole eine Rolle, die gemäß den vorliegenden, allerdings eher groben Abschätzungen (Kapitel 10.2.3.1) – gestützt auf Untersuchungen im Unterinntal [UMWELT-BUNDESAMT, 2004] – ca. 15% der PM10-Belastung in Imst (an Tagen über 50 µg/m³) ausmachen. Eine Aufteilung auf Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat ist nicht möglich; nachdem die NO_x-Emissionen im oberen Inntal wesentlich höher sind als die SO₂-Emissionen, sollten Maßnahmen primär bei den NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs ansetzen, die NO_x-Emissionen des Untersuchungsgebietes stammen ganz überwiegend aus dem Straßenverkehr (1437 t/Jahr); der Hausbrand macht 159 t/Jahr aus.

Die vorliegende Untersuchung legt nahe, dass Baustellen eine wesentliche lokale Zunahme der PM10-Belastung bewirken können, insbesondere in Situationen, in denen Staub auf eine stark befahrene Straße eingetragen und anschließend aufgewirbelt wird. Großbaustellen im gesamten voraussichtlichen Sanierungsgebiet verdienen folglich besondere Beachtung.

12 STAUBNIEDERSCHLAG

12.1 Darstellung der Belastungssituation

Die Staubniederschlagswerte aller Tiroler Messstellen der Jahre 2001 bis 2003 sind in Tabelle 39 zusammen gestellt; die Messstellen in Imst sind fett gedruckt (an der Messstelle Imst HTL-Garten reicht die Verfügbarkeit in keinem Jahr zur Angabe eines Jahresmittelwertes aus).

Der Grenzwert des IG-L für Schwebstaub – 210 mg/(m².Tag) als Jahresmittelwert – wurde in den Jahren 2001 und 2003 an der Messstelle Imst B171 Tankstelle sowie 2003 an zwei Messstellen in Oberndorf bei St. Johann i.T. überschritten.

Imst B171 Tankstelle weist im Tiroler Vergleich damit einen sehr hohen Staubniederschlag auf. Die anderen Imster Messstellen zeigen überdurchschnittliche Staubniederschlagswerte.

Abbildung 50 zeigt die Periodenmittelwerte des Staubniederschlags an den Imster Messstellen. Die Periodenmittelwerte weisen einen relativ unregelmäßigen Verlauf auf; in den Jahren 2002 und 2003 zeichnen sich höhere Werte im Sommer ab.

Der anorganische Anteil des Staubniederschlag (Tabelle 40, Abbildung 50 und Abbildung 51) ist an der Messstelle B171 Tankstelle durchwegs deutlich höher als an den anderen Messstellen in Imst. Er macht im Jahresmittel zwischen 59 und 64% des gesamten Staubniederschlags aus, womit der Relativanteil an der Messstelle B171 Tankstelle deutlich höher ist als an den anderen Imster Messstellen.

Wie Tabelle 40 zeigt, ist der organische Anteil des Staubniederschlags an allen Messstellen in Imst relativ ähnlich, sieht man von einem sehr hohen organischen Staubniederschlag (130 mg/(m².Tag)) an der Fabrikstraße 2002 ab. Der erhöhte Staubniederschlag an der B171 Tankstelle geht überwiegend auf anorganisches Material zurück.

Tabelle 39: Staubniederschlag in Tirol 2001 bis 2003, Jahresmittelwerte in mg/(m².Tag). Grenzwert-überschreitungen sind fett gedruckt.

Messstelle	2001	2002	2003
Brixlegg Bahnhof	114	106	109
Brixlegg Innweg	73	81	92
Brixlegg Kirche	103	59	65
Imst Auf Arzill	106	167	95
Imst B 171-Tankstelle	246	169	215
Imst Brennbichl	146	114	120
Imst Fabrikstraße			
Imst HTL-Garten	150	129	148
Innsbruck Höttinger Au	98	135	127
Innsbruck Hungerburg-Talstation	116	189	162
Innsbruck Innpromenade-Rennweg	61		95
Innsbruck Olympisches Dorf	83	108	112
Innsbruck Reichenau	95	128	106
Innsbruck Zentrum	119	118	104
Kramsach-Hagau	61	72	59
Kramsach-Volldöpp	91	74	74
Münster-Innufer	56	94	98
Oberndorf Apfeldorf	109	54	138
Oberndorf Griesbach	136	85	223
Oberndorf Siedlung Apfeldorf	121		73
Oberndorf Sommerer	100		319
Oberndorf Weiberndorf	153	101	190
Plansee 3	143		
Plansee 5	200		
Plansee 8	82		
Reith-Matzenau		138	
Reith-Matzenköpfl	110		144
Wörgl Ladestraße-Hochhaus Dach	94	91	97
Wörgl Peter-Anich-Straße		90	88
Wörgl Salzburgerstraße-Garten	113	152	112

Tabelle 40: Staubniederschlag und relative Anteile anorganischer Substanz am Staubniederschlag, Imst, Mittelwert 2001 - 2003

	HTL-Garten	B171 Tankstelle	Brennbichl	Fabrikstraße	Auf Arzill
Staubniederschlag (mg/(m ² .Tag))	142	213	127	150	122
Anorganische Substanz (mg/(m ² .Tag))	64	130	54	54	39
Organische Substanz (mg/(m ² .Tag))	77	83	73	69	79
Anteil anorganische Substanz (%)	44	62	45	40	35

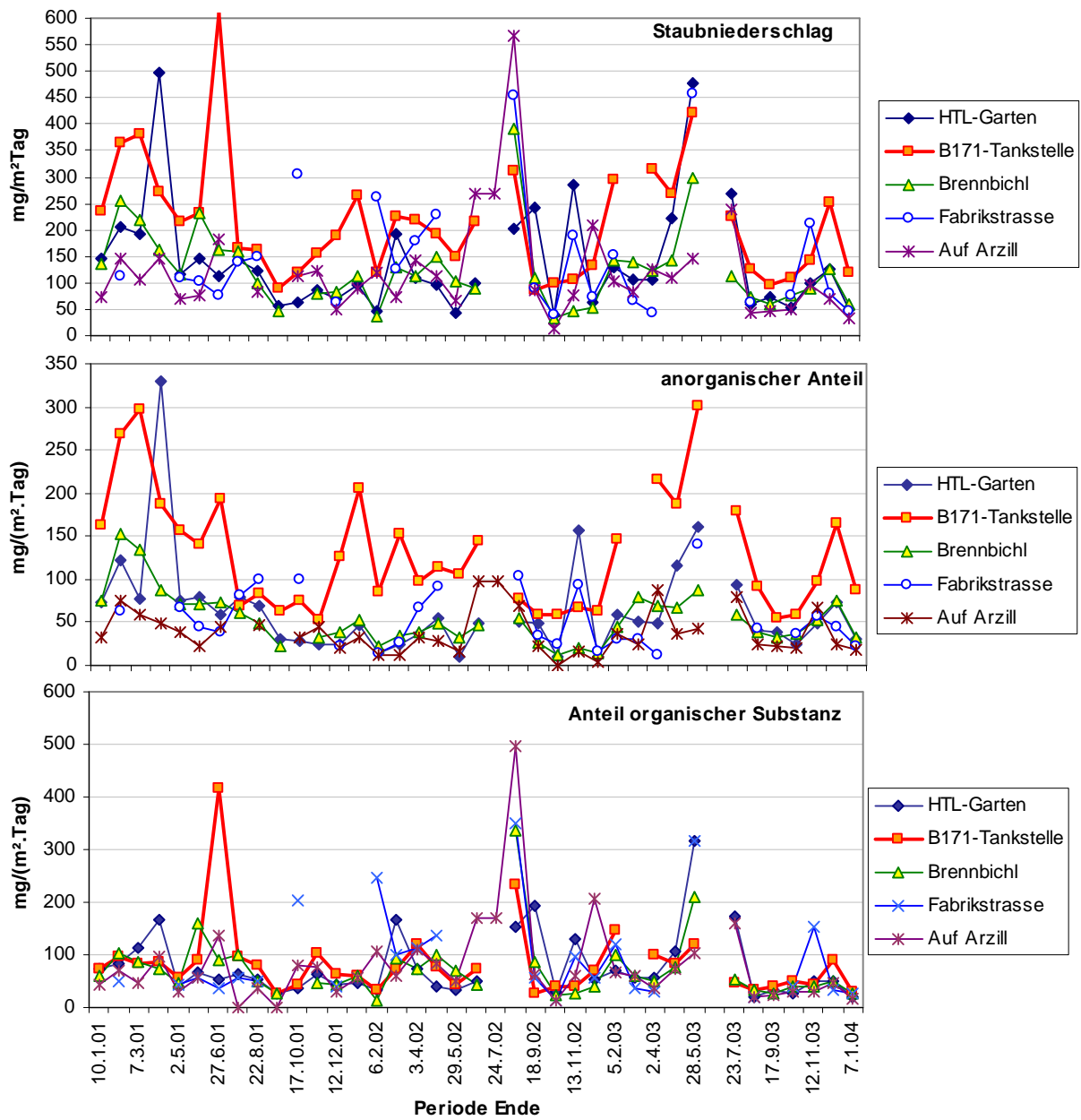


Abbildung 50: Staubniederschlag, anorganischer und organischer Anteil in Imst, Periodenmittelwerte 2001 bis 2003, mg/(m².Tag)

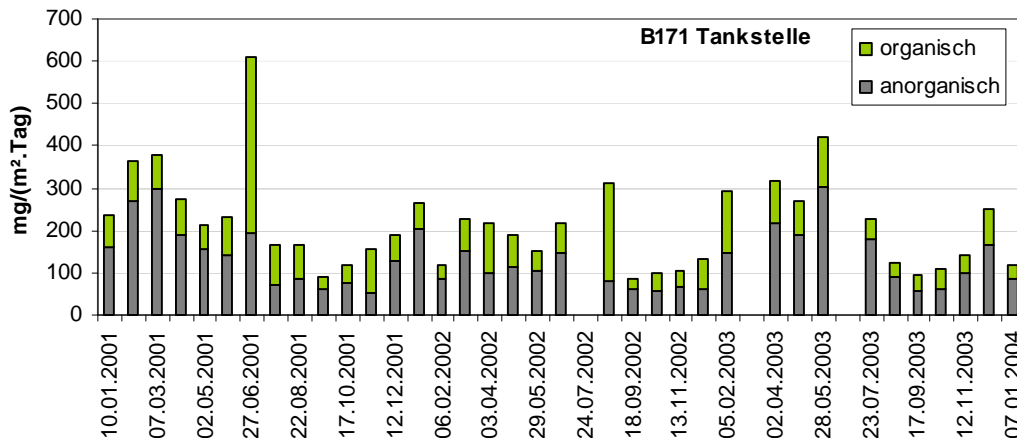


Abbildung 51: Staubniederschlag an der Messstelle B171 Tankstelle, organischer und anorganischer Anteil, 2001 bis 2003, mg/(m².Tag)

12.2 Herkunft der erhöhten Staub-Deposition an der Messstelle B171 Tankstelle

Möglicherweise relevante Quellen erhöhten Staubniederschlags in Imst sind die Straßen (Staubaufwirbelung) und Industriebetriebe (Holzverarbeitung). Entsprechende Informationen liegen nur in Form mündlicher Auskünfte von Seiten der zuständigen Stellen in Imst und von einem Lokalaugenschein vor Ort vor.

Die wesentliche Quelle der anorganischen Substanz im Staubniederschlag an der Messstelle B171 Tankstelle dürfte **vom Straßenverkehr aufgewirbelter Staub** sein.

Die Tatsache, dass – abgesehen von den ersten Monaten 2001 – höhere Anteile anorganischer Substanz im Sommer, nicht im Winter auftreten, deutet darauf hin, dass Splittstreuung im Winter nicht die dominierende Staubquelle ist, aber selbstverständlich einen Beitrag liefern kann.

Die aufgelassene Lehmgrube östlich der Messstelle stellt nach Auskunft der Gemeinde Imst keine relevante Staubquelle dar.

Für die organische Substanz im Staubniederschlag kann einerseits **biogenes Material** von Wiesen und Bäumen in der Umgebung der Messstelle verantwortlich sein, zum anderen Emissionen des **holzverarbeitenden Werkes** der Fa. Pfeiffer am östlichen Ortsrand von Imst.

Die räumlich relativ einheitliche Höhe des organischen Anteils des Staubniederschlags mit Dreijahresmittelwerten von 79 mg/(m².Tag) an der Messstelle Auf Arzill, die vom Werk der Fa. Pfeiffer vermutlich am unmittelbarsten betroffen ist, 83 mg/(m².Tag) an der B171 Tankstelle und 73 mg/(m².Tag) am Brennbichl deutet allerdings darauf hin, dass der organische Anteil auf mehr oder minder gleichmäßig verteilte, ubiquitäre Quellen zurückzuführen ist, d. h. auf einen diffusen Eintrag biogenen Materials.

Der Anteil organischer Substanz zeigt keinen Jahregang, der darauf schließen lassen könnte, dass Emissionen von Holz- oder Kohlefeuerungen einen dominierenden Einfluss hätten.

12.3 Voraussichtliches Sanierungsgebiet Staubniederschlag

Der Beitrag von aufgewirbeltem Straßenstaub (d. h. von anorganischem Material) an der Messstelle B171 Tankstelle macht im Mittel 130 mg/(m².Tag) oder 62% des Grenzwertes aus.

Es kann davon ausgegangen werden, dass vergleichbare Staubniederschlagswerte an weiten Teilen des österreichischen Straßennetzes auftreten.

Dies sollte durch ergänzende Staubniederschlagsmessungen überprüft werden.

Hinsichtlich des organischen Anteils am Staubniederschlag muss geprüft werden, wie weit dieser auf lokale Emissionen der Holzverarbeitenden Industrie zurückzuführen ist.

In Hinblick auf die relativ gleichmäßige räumliche Verteilung des organischen Anteils am Staubniederschlag wird es als relativ wahrscheinlich angesehen, dass dieser überwiegend von diffusem Eintrag biogenen Materials bestimmt wird.

Dieser Eintrag biogenen Materials dürfte in weiten Teilen Österreichs ein relativ ähnliches Ausmaß aufweisen.

Unter diesen Annahmen ist davon auszugehen, dass Grenzwertüberschreitungen bei Staubniederschlag infolge von Aufwirbelung durch Straßenstaub und Eintrag biogenen Materials an einem großen Teil des österreichischen Straßennetzes zu erwarten sind.

Eine Eingrenzung des von Grenzwertüberschreitungen betroffenen Gebietes in Imst wäre u. a. durch eine temporäre Messkampagne mit einem dichten Messnetz von Bergerhoff-Bechern möglich.

13 MÖGLICHE MAßNAHMEN – PM10

Soweit die Datenlage entsprechende Aussagen ermöglicht, sind die bedeutendsten quantifizierbaren Quellen der PM10-Belastung in Imst Straßenverkehr und Hausbrand. Keine quantitativen Angaben sind hinsichtlich des Beitrages von Bautätigkeit möglich, die Untersuchung des Belastungsmusters zeigt, dass in den Jahren 2003 und 2004 Bautätigkeit vermutlich für einen bedeutenden Teil der PM10-Belastung an der Messstelle Imsterau verantwortlich war (an ca. 30% der Tage mit TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$; nachdem an diesen Tagen auch andere PM10-Emissionen wirksam waren, wird der Beitrag von Bautätigkeit sehr grob mit ca. 20% abgeschätzt). Ebenso liegen keine Emissionsdaten für Industriebetriebe vor, die es erlauben würden, deren Anteil an der PM10-Belastung in Imst abzuschätzen, das Belastungsbild selbst (Tagesgänge, Windrichtungsabhängigkeit) erlaubt keine Eingrenzung des möglichen Beitrags industrieller Emissionen.

Bei allen Maßnahmen ist auf Synergieeffekte zu anderen umweltpolitischen Zielen

- ü Verminderung der NO_x-Emissionen zur Einhaltung der Grenzwerte (bzw. der Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge) für NO₂
- ü Emissionsobergrenzen für NO_x gemäß Emissionshöchstmengen-Gesetz bzw. NEC-Richtlinie
- ü Reduktion der Treibhausgasemissionen (Kyoto-Ziel)
- ü Verminderung der Lärmbelastung
- ü Verringerung der volkswirtschaftlichen Kosten des Straßenverkehrs

zu achten.

Das IG-L umreißt in §§ 13 bis 16 mögliche Maßnahmen, die allerdings nur einen Teil des Spektrums möglicher Maßnahmen zur Minderung der PM10-Belastung abdecken. Neben der Tiroler 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 Tirol mit dem Bund nützlich sein.

13.1 Straßenverkehr

Maßnahmen betreffend den Straßenverkehr können folgende Ansätze verfolgen:

- ü Generelle Reduktion der Emissionen des Straßenverkehrs durch österreichweit wirksame fahrzeugtechnische oder ökonomische Maßnahmen
- ü Gezielte Reduktion der Emissionen des Straßenverkehrs im Sanierungsgebiet durch spezielle verkehrsplanerische, raumplanerische oder ökonomische Maßnahmen.

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

1. Verringerung der PM10-Emission pro KFZ (d. h. der spezifischen Emissionen) durch fahrzeugtechnische Maßnahmen (Abgasnachbehandlung)
2. Verringerung der Verkehrsleistung (d. h. der Aktivität) auf der Straße

Die Erfahrungen aus den vergangenen Jahren haben gezeigt, dass Verbesserungen in der Fahrzeugtechnik durch das Ansteigen der Verkehrsleistung wieder wettgemacht werden. Der Schwerpunkt der Maßnahmen muss daher bei einer massiven Reduktion der Verkehrsleistung liegen. Das bedeutet eine radikale Umkehr des Trends der vergangenen Jahre und Jahrzehnte, der durch eine anhaltende Steigerung der Verkehrswerte in Österreich gekennzeichnet ist.

Das bedeutet aber auch eine Neuorientierung in der Infrastrukturentwicklung und der Raumplanung im Westen Tirols (Tiroler Oberland), die in den vergangenen Jahren durch einen verstärkten Ausbau des Straßennetzes gekennzeichnet war. Für die Zukunft ist daher 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 NO₂ und PM10) sind Straßenneuplanungen, die mittelfristig eine Steigerung des Verkehrs durch die Attraktivitätssteigerung für den motorisierten Individualverkehr erwarten lassen.

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

13.1.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

13.1.1.1 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 für

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

umfassen.

Um einer unerwünschten Verlagerung (etwa auf bestimmte Tageszeiten bzw. Strecken) entgegenzuwirken, sollte parallel zu den Verkehrsbeschränkungen ein attraktives Angebot für den Transport von Personen und Gütern im „Umweltverbund“ geschaffen bzw. ausgebaut werden. In Zeiten mit Verkehrsbeschränkungen kann die Verlagerung auf umweltfreundlichere Verkehrsmittel weiters durch Maßnahmen wie z. B. die Gratisbenützung von Öffentlichen Verkehrsmitteln unterstützt werden.

Erste Erfahrungen mit sehr weitreichenden Fahrverboten liegen u. a. aus zwei Regionen (Lombardei und Emilia Romagna) in Italien vor [CAFE, 2003], welche die Wirksamkeit derartiger Maßnahmen im ‚Realfall‘ bestätigen konnten. Die Ergebnisse beider Regionen zeigen aber auch, dass nur sehr weitreichende Verkehrsbeschränkungen eine spürbare Reduktion 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 NOx 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 Ausnahmegenehmigungen etc. nicht möglich).

Durch diese Maßnahme wurde ein Reduktionspotenzial von rund 20% für die NOx-Emissionen und rund 31 % für PM10 - Abgasemissionen ermittelt. Bei Berücksichtigung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen ergibt sich für die PM10-Gesamtemission ein Reduktionspotenzial von rund 26 %.

13.1.1.2 Geschwindigkeitsbeschränkungen

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

In HAUSBERGER (2003) wurde das Reduktionspotential von Geschwindigkeitsbeschränkungen verschiedener Luftschadstoffe inkl. PM berechnet⁴³. Bei PKW ergeben sich bei Tempo 80/100 km/h verglichen mit Tempo 100/130 PM-Abgasreduktionen auf Autobahnen um 17%, auf Freilandstraßen um 16%. Die Emissionen von NOx würden gleichzeitig um 36% reduziert.

Bei 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 PM10-Emissionen zu verringern. Entsprechend HAUSBERGER (2003a) stellte sich ein Tempolimit von 100 km/h für PKW und leichte Nutzfahrzeuge auf der A12 auch hinsichtlich der NOx-Emissionen als wirksame und realisierbare Maßnahme heraus. Mit dieser Maßnahme können die PM10-Abgas-Emissionen aus dem Verkehr auf der Autobahn⁴⁴ um rund 16% und die NOx-Emissionen um rund 11% reduziert werden.

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.

⁴³ Maßnahmenevaluierung basierend auf der für das Jahr 2010 prognostizierten Flottenzusammensetzung und mit gegenüber dem Handbuch der Emissionsfaktoren aus dem Jahr 2000 aktualisierten Emissionsfaktoren.

⁴⁴ berechnet für den Abschnitt der A12 zwischen Jenbach und Wattens

13.1.1.3 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_x-Emissionen und rund 35 % für PM₁₀-Abgasemissionen. Bei Berücksichtigung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen ergibt sich für die Gesamt-PM₁₀-Emissionen ein Reduktionspotenzial von rund 27 % der Abgasemissionen. Aufgrund dieses beachtlichen Reduktionspotenzials sind entsprechende Maßnahmen in Belastungsgebieten empfehlenswert.

13.1.1.4 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.:

- Anbieten von Gratisbenutzung Öffentlicher Verkehrsmittel (zumindest bei kurzfristig in Kraft gesetzten Maßnahmen).
- Erweitertes Angebot an Öffentlichen Verkehrsmitteln (Fahrplanverdichtung und zeitliche Ausweitung der Fahrzeiten) – insbesondere ist auf eine verstärkte Anbindung von benachbarten Gemeinden zu achten.
- Breite Information der Bevölkerung (Radio, Fernsehen, Zeitung, Internet,...) über die Ursachen und Wirkungen der Schwebstaubbelastung.

13.1.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Zur Minderung der Emissionen aus dem Verkehr sind generell

- technische, fahrzeugbezogene Maßnahmen,
- systembezogene (verkehrslenkende bzw. verkehrsvermeidende) Maßnahmen sowie
- bewusstseinsbildende Maßnahmen

notwendig.

Die Emissionen aus dem Straßenverkehr sind unterschiedlichen Verursachern zuzuordnen:

- dem örtlichen und regionalen Verkehr: Einkaufsverkehr zum/vom Fachmarktzentrum, Quell-Ziel-Verkehr von/nach Imst),
- dem überregionalen Verkehr: Das Untersuchungsgebiet liegt am Kreuzungspunkt hochrangiger Straßen mit überregionalem Verkehr: A12 – Inntalautobahn, B189 – Mieminger Straße, der Verbindung zur B179 - Fernpaß Straße

Aufgrund des unterschiedlichen räumlichen Bezuges der Verursacher sind auch die Maßnahmen auf unterschiedlichen räumlichen Bezugssebenen zu sehen. So sind einerseits Maßnahmen direkt im Gebiet von Imst notwendig wie z. B. Anbindung des Fachmarktzentrums an ein Öffentliches Verkehrsnetz, andererseits sind Maßnahmen notwendig, die über das Oberinntal bzw. in ganz Tirol zu setzen sind (z. B. Aufbau eines attraktiven ÖV-Netzes

im Oberinntal für unterschiedliche Nutzergruppen wie z. B. den Tourismus oder die Verlagerung des Güterverkehrs auf die Bahn).

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

13.1.2.1 Technische Maßnahmen - Abgasemissionen des Einzelfahrzeuges

13.1.2.1.1 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-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), wobei jedoch nicht PM10 sondern andere Luftschadstoffe untersucht wurden [BPA, 2003]. Ab 2005 soll mit dem remote-sensing-Gerät voraussichtlich auch die Messung von Partikelemissionen möglich sein. Das Gerät kann zur Vorselektion hochemittierender Fahrzeuge für die Fahrzeugüberprüfung herangezogen werden, wodurch der Prüfaufwand erheblich verringert wird. Nicht alle als hochemittierend 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.

13.1.2.1.2 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 bzw. mit Partikelfilter ausgestattet werden. Diese Maßnahme kann auch auf andere Dieselfahrzeuge mit hohen Kilometerleistungen und vorwiegend lokalem Einsatz, wie z. B. Taxis, lokale Lieferfahrzeuge, Skibusse etc., ausgedehnt werden. Aufgrund der geringeren spezifischen Emissionen sollten bei der Neuanschaffung insbesondere Erdgasfahrzeuge in Erwägung gezogen werden, falls die notwendige Infrastruktur vorhanden ist.

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 weiterreichende Maßnahmen beitragen kann. Voraussetzung ist allerdings auch eine entsprechende Öffentlichkeitsarbeit.

13.1.2.1.3 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.

13.1.2.2 Reduktion der Emissionen aus der Abluft-Anlage des Roppener Tunnels

Wie in Kapitel 5.3.2 ausgeführt, entsprechen die Emissionen aus der Abluftanlage des Roppener Tunnels der A12 etwa 12% der Abgasemissionen des Verkehrs im Gemeindegebiet von Imst und tragen damit nicht unerheblich zur PM10-Belastung in Imst bei. Eine Verminderung der PM10-Emissionen des Roppener Tunnels wäre durch entsprechende Filteranlagen zu erreichen. Wie in einem Pilotprojekt beim Plabutschunnel demonstriert wurde, weisen geeignete Filteranlagen einen Abscheidegrad von 94% auf [AIGNER, 2003].

13.1.2.3 Maßnahmen zur Verringerung der Wiederaufwirbelung

Die Abschätzung der Emissionen durch Wiederaufwirbelung unterliegt großen Unsicherheiten. Ebenso liegen nicht viele ‚harte‘ Daten über die Möglichkeiten zur Reduktion dieser Emissionen vor. Als Sofortmaßnahmen bieten sich technische und organisatorische Maßnahmen an, deren Wirkung allerdings schwer quantifizierbar ist:

Eine Verminderung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen kann generell über folgende Schritte erzielt werden:

- Ø einen Rückgang des Verkehrsvolumens, v. a. bei schweren Kfz;
- Ø prinzipiell würde auch ein flüssiger Verkehrsablauf den Reifen- und Bremsenabrieb vermindern. Letztere Maßnahme kann allerdings wiederum zu einer Verkehrssteigerung durch die damit gesteigerte Attraktivität des Kfz-Verkehrs führen.
- Ø Verringerung der Staubbeladung der Straßenoberfläche.

Hinsichtlich des letzten Punktes ist zwischen präventiven Maßnahmen und Minderungsmaßnahmen zu unterscheiden. Erstere umfassen Maßnahmen, die gegen eine Erhöhung der Staubbeladung der Straße gerichtet sind, etwa durch Verminderung des Eintrags von Staub von Baustellen, landwirtschaftlichen Flächen oder unbefestigten Verkehrswegen, die Abdeckung von Ladegut auf Lkws, oder Befestigung des Straßenbanketts. Diese Maßnahmen werden generell als kosteneffektiver angesehen als jene, welche die Staubbeladung der Straße nachträglich wieder vermindern sollen (Straßenreinigung).

13.1.2.3.1 Reduktion des Eintrages von Staub in Straßen

Die Reduktion des Eintrages von Staub auf die Straße kann zum Beispiel durch eine Reduzierung des Einsatzes von Streugut im Winterdienst erreicht werden.

Weiters zu beachten sind diffuse Emissionsquellen im Nahbereich von Straßen wie etwa

- Ø Baustellen (siehe Kapitel 13.4),
- Ø Manipulation von Schüttgütern,
- Ø Brachflächen im Nahbereich von Straßen,
- Ø unbefestigte Straßen und Parkplätze,

Ø Eintrag von Schmutz von z. B. Feldern, etc.

In Wien konnte beispielsweise im Winter 2003/04 aufgrund der neuen Winterdienstverordnung⁴⁵ der Einsatz von Streusplitt gegenüber früheren Wintern deutlich verringert werden, obwohl im Winter 2003/04 deutlich häufiger Schneefall auftrat als in den Jahren davor [siehe auch UMWELTBUNDESAMT, 2004b].

Eine Verminderung des Staubeintrages von unbefestigten Verkehrsflächen kann dadurch erreicht werden, dass diese Flächen mit einer entsprechenden Oberfläche versehen werden. Freilich ist festzuhalten, dass das Befestigen von unbefestigten Straßen und Parkplätzen eine Versiegelung des Bodens darstellt und mit negativen Auswirkungen auf die Umwelt (z. B. Wasserabfluss, Kleinklima,...) einhergehen kann. Sie ist daher entsprechend abzuwägen. Bei zeitlich beschränkter Verwendung von unbefestigten Verkehrswegen – wie zum Beispiel bei Baustellen – kann ein verstärkter Staubeintrag auf die befestigten Straßen z. B. durch Reifenwaschung verhindert werden.

13.1.2.3.2 Forcierung der Straßenreinigung

Eine weitere Maßnahme ist die Forcierung der Straßenreinigung in bestimmten Situationen, die eine besonders hohe Staubbelastung erwarten lassen, wie etwa an trockenen Wintertagen nach dem Einsatz von Streumitteln. Zwar zeigen aktuelle Studien, dass die Straßenreinigung nur einen sehr geringen Einfluss auf die PM10-Belastung hat [CAFE, 2003; LOHMEYER, 2003], in diesen Studien wurden aber nur Straßen untersucht, auf denen keine Streumittel ausgebracht wurden. Bei Einsatz von Streusplitt kann jedoch die Staubbelastung nach dem Schmelzen des Schnees oder Eis und dem Auftrocknen der Straße enorm ansteigen. Dies zeigen Untersuchungen in skandinavischen Städten (siehe z. B. JOHANSSON, 2003 und CAFE, 2003).

Der Einsatz von Streusplitt aus möglichst abriebfestem Streumaterial (Basaltsplitt, Dolomitsplitt etc.) sollte forciert werden. Weiters kann in Zeiten erhöhter Staubbelastung mineralisches Streugut durch die Verwendung von Feuchtsalz ersetzt werden, das im Vergleich zu Streusalz besser auf der Straße haftet – wodurch geringere Salzmengen nötig sind. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine vorhergehende Erhebung der Zusatzbelastung der Böden durch Salz in Straßennähe sowie eine darauf aufbauende Überprüfung der Umweltverträglichkeit dieser Maßnahme.

Die häufig angewendete Berechnungsmethode von der US EPA für die Wiederaufwirbelung von Staub zeigt eine starke Abhängigkeit der Emissionsmenge von der Staubbeladung der Straße. Entsprechend hoch kann das Reduktionspotenzial durch Verminderung der Staubbeladung sein. Da die Ergebnisse des US EPA-Berechnungsmodelles allerdings unplausibel hohe Wiederaufwirbelungsemissionen liefert wurden in der vorliegenden Untersuchung die Wiederaufwirbelungsemissionen (gemeinsam mit den Abriebsemissionen) auf Basis der von LOHMEYER (2004) angegebenen Emissionsfaktoren ermittelt. Mit Verwendung dieser Emissionsfaktoren kann eine forcierte Straßenreinigung rechnerisch nicht mehr abgebildet werden.

13.1.2.4 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 (verkehrsplanerische und raumplanerischer) sowie bewusstseinsbildender

⁴⁵„Verordnung des Magistrats der Stadt Wien betreffend das Verbot und die Einschränkung der Verwendung von bestimmten Auftaumitteln und bestimmten abstumpfenden Streumitteln (Winterdienst-Verordnung 2003)“.

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 Gebilde zu verstehen, die nur miteinander wirksam werden können. Sie umfassen u. a. folgende Maßnahmen:

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

13.1.2.4.1 Verbesserungen des Öffentlichen Verkehrs (ÖV) im Oberinntal

Das Untersuchungsgebiet befindet sich an der Bahnstrecke Innsbruck – St. Anton am Arlberg – Bludenz. Die Bahnstationen liegen teilweise siedlungsfern (Imst), von den Bahnstationen gibt es Busverbindungen in die Hauptorte und in die Nebentäler (Imst/Gurgltal, Ötztal, Pitztal ...).

Die nächstgelegene Bahnstation Imst-Pitztal ist 3 km vom Stadtzentrum von Imst entfernt, von hier besteht eine Busverbindung in das Zentrum der Stadt Imst, das Zentrum von Imst ist relativ gut an den Bahnhof angebunden, hier bestehen – im Gegensatz zu den umliegenden Ortschaften – Busverbindungen mit direktem Anschluss zu den Zügen.

Ein Vergleich der Reisezeiten mit öffentlichen Verkehrsmitteln (gemäß www.vvt.at) und PKW (gemäß www.tiscover.at)⁴⁶ in Tiroler Freizeitregionen in Tabelle 41 macht deutlich, dass für „typische“ Reiserouten für den Freizeitverkehr die öffentlichen Verkehrsmittel – i.d.R. eine Kombination aus Bahn und Bus (und ggf. städtischen Verkehrsmitteln in Innsbruck) – um das Eineinhalb- bis Zweieinhalbfache langsamer sind als der PKW. Besonders ungünstig sind die öffentlichen Verkehrsverbindungen bei Anreise aus Deutschland über den Fernpass (über Reutte), aber auch die Anreise aus Deutschland über Kufstein z. B. ins Ötztal ist mit dem PKW deutlich schneller als mit öffentlichen Verkehrsmitteln.

⁴⁶ VVT: Verkehrsverbund Tirol

Tabelle 41: Fahrzeiten (Minuten) in Tiroler Freizeitregionen mit öffentlichen Verkehrsmitteln und mit dem PKW

von	nach	VVT kürzeste	VVT längste	PKW	Unterschied PKW gegenüber Mittel VVT
Innsbruck Bürgerstraße ⁴⁷	St. Leonhard im Pitztal Gemeindeamt	115	145	70	186%
Innsbruck Bürgerstraße	Schnann im Stanzertal	108	138	64	192%
Innsbruck Bürgerstraße	Obergurgl	148	183	86	192%
Imst Oberstadt	Obergurgl	130	142	59	231%
Kufstein	Obergurgl	182	222	129	157%
Reutte	St. Leonhard im Pitztal	160	309	102	230%

Für die Region Imst – Landeck inkl. der Seitentäler des Inntals sollte ein **regionales ÖV – Konzept** erstellt werden, das neben Angeboten für Wege des täglichen Bedarfs insbesondere folgende Zielgruppen anspricht:

- **Pendler: Imst** ist eine starke Einpendler-Gemeinde, sowohl für Berufstätige als auch für Schüler⁴⁸, dar. Der Großteil der Einpendler kommt aus dem Bezirk Imst. Das regionale Busangebot sollte daher derart gestaltet werden, dass sowohl für Berufstätige als auch Schüler ein attraktives Netz (mit geringen Fahrzeiten) und Fahrplan (abgestimmt auf Öffnungszeiten, Schulzeiten etc.) ausgerichtet ist.

Weiters sind Auspendler in andere Bezirke (v. a. **Innsbruck**) zu verzeichnen. Hier sollte das Busangebot zur/von der Bahn besonders von den Ortschaften im Umfeld von Imst stark ausgeweitet werden sowie bedarfsgerichtete öffentliche Verkehrsmittel (z. B. Anrufsammeltaxis u. dgl.) eingerichtet werden.

- **Freizeit & Tourismus:** Durch seine Lage am Kreuzungspunkt von Oberinntal, Gurgltal, Pitztal und Ötztal ist das Verkehrsgeschehen im Untersuchungsgebiet stark durch den zweisaisonalen Tourismus geprägt. Um PKW-Fahrten zu vermeiden, sollten Angebote geschaffen werden, die vorrangig eine autofreie Anreise, aber gegebenenfalls auch das „Stehen lassen“ des PKWs vor Ort ermöglichen; hierzu zählen u. a. Gratis-Abholung von der Bahn und Gepäckdienste, Verleih von umweltfreundlichen Fahrzeugen (z. B. Solar- oder Elektromobile), ein regelmäßiger, kostengünstiger Orts(bus)verkehr, attraktive Busverbindungen zur/von der Bahn sowie zu den Tourismusgebieten, aber auch Information über die Möglichkeiten der autofreien Anreise (z. B. über die Tourismusverbände, die regionalen Webseiten u. dgl.) – hier wäre auch die Einrichtung einer regionalen (bzw. einer Tirolweiten) Mobilitätszentrale zu prüfen. Als Beispiel für die „Autofreie Anreise“ ist das Pilotprojekt in Werfenweng, Salzburg, zu nennen (Informationen hierzu unter <http://umwelt.lebensministerium.at/>). Für das Oberinntal sowie die Nebentäler sollte weiters ein ÖV-Netz ausgearbeitet werden, dass die Tourismusregionen im Umfeld miteinander verbindet (ähnlich dem Talerbuskonzept im Dreiländereck Steiermark/Salzburg/Kärnten, vgl. www.taalerbus.at) und dessen Betrieb auf die speziellen Bedürfnisse des Tourismus eingeht (Schibusse, Wanderbusse u. dgl.).
- **Einkaufsverkehr:** Südlich von Imst ist in den vergangenen Jahren ein Fachmarktzentrum entstanden. Dieses ist rein autoorientiert; die Anreise mit öffentlichen Bussen auch aus relativ nahe gelegenen Orten wie Landeck oder Nassereith ist, vergli-

⁴⁷ Stadtzentrum von Innsbruck, gut mit öffentlichen Verkehrsmitteln versorgt

⁴⁸ <http://www.statistik.at/blickgem/vz5/g70203.pdf>

chen mit den Reisezeiten mit dem PKW, absolut unattraktiv. Für das Fachmarktzentrum sollte ein Shuttlebusdienst vorgesehen werden, der sowohl die Siedlungszentren der Umgebung als auch den Bahnhof mit diesen Zentren verbindet.

Um eine flächenmäßige Erschließung mit öffentlichen Verkehrsmitteln zu erreichen, sollten weiters bedarfsgerichtete, flexible Betriebsformen eingerichtet werden, wie z. B. Rufbusse oder Anrufsammeltaxis. Diese haben den Vorteil, dass der Aufwand nur bei tatsächlichem Bedarf entsteht, dadurch wird eine wirtschaftlichere Betriebsführung ermöglicht.

Überprüft werden sollte im Zuge einer Verkehrskonzeption weiters eine Anbindung des Imster Raumes an den Regionalverkehr des Tiroler Zentralraums.

Die Planungen, welche den öffentlichen Verkehr betreffen, sollen jedenfalls mit Bedacht auf die positiven Auswirkungen auf die PM10-Belastung betrieben und in entsprechendem Ausmaß forciert werden.

Wesentlich für die Nutzung des Öffentlichen Verkehrs ist eine **Marketing- und Informationskampagne** für den ÖV, die vor allem auch die Bevölkerung mit Informationen über die ÖV-Angebote in der Region versorgt. Ein Teil hierfür kann auch die Einrichtung einer Mobilitätszentrale sein.

13.1.2.5 Parkraum

Bewirtschaftung privater Verkehrserzeuger und Querfinanzierung für den Umweltverbund

Eine Möglichkeit, öffentliche Verkehrsmittel attraktiver zu gestalten, liegt in der Parkraumbewirtschaftung, auch von privaten Verkehrserzeugern (Einkaufs-, Freizeitzentren, Parkplätze von Schigebieten etc.). Um die Anreise mit öffentlichen Verkehrsmitteln konkurrenzfähig zu machen, sollten daher die Parkflächen des Fachmarktzentriums bewirtschaftet werden, die Einnahmen sollten über Querfinanzierung dem Betrieb geeigneter öffentlicher Verkehrsmittel zugute kommen.

Park&Ride

An den Bahnstationen der Strecke St. Anton am Arlberg – Innsbruck sollten Park&Ride-Anlagen errichtet werden, die das Umsteigen vom Auto auf die Bahn ermöglichen. Als notwendige Ausbaumaßnahmen werden im Tiroler Verkehrsbericht [AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 2004] für diese Bahnstrecke die Standorte Landeck, Imst-Pitztal, Ötztal, Telfs und Kematen genannt.

13.1.2.6 Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene

Besonders zur Reduktion des Güterverkehrs auf der A12 – Inntalautobahn sollten Maßnahmen zur Verlagerung auf die Schiene getroffen werden, z. B. über kombinierten Verkehr oder der Rollenden Landstraße sowie Förderung von Infrastruktureinrichtungen, die einen raschen Umschlag vom LKW auf die Bahn – auch in regionalen Güterbahnhöfen, ermöglichen.

Weiters sollte die Verpflichtung zum Transport mit der Eisenbahn für bestimmte Fahrzeuge (u. U. abhängig von der Schadstoffemission) und/oder zu bestimmten Zeiten überprüft werden

Da hier besonders auch eine Verlagerung des überregionalen LKW-Verkehrs anzustreben ist, sollten diese Maßnahmen nicht nur in der Region, sondern in ganz Tirol forciert werden.

13.1.2.7 Betriebliches Mobilitätsmanagement fördern

Ziel von betrieblichem Mobilitätsmanagement ist u. a. die Änderung des Mobilitätsverhaltens der Mitarbeiter bei der Anreise zugunsten des „Umweltverbundes“, die Transportrationalisierung und Optimierung der Logistik und von Fuhrparks sowie bewusstseinsbildende Maßnahmen und Sensibilisierung der Unternehmen und ihrer Mitarbeiter gegenüber dem Thema „Verkehr und Umwelt“.

Solche Projekte sollen hinkünftig vermehrt gefördert werden.

13.1.2.8 Begutachtung der Auswirkungen der geplanten Straßeninfrastrukturprojekte insbesondere in Hinblick auf PM10

Bauvorhaben im überregionalen Straßennetz des Oberinntales sollten hinkünftig besonders in Hinblick auf verkehrserzeugende Wirkung und in Hinblick auf die PM10-Belastung überprüft werden.

In diesem Zusammenhang ist aus lufthygienischer Sicht festzuhalten, dass der geplante Tschirgant-Tunnel als Verbindung von Nassereith (Fernpass) nach Haiming im Inntal vermutlich keine Auswirkungen auf die Verkehrssituation im Bereich Imsterau und damit auf die PM10-Belastung an der Messstelle Imst haben dürfte. Er führt zu einer Entlastung der B189 zwischen Imst und Nassereith sowie möglicherweise zwischen Nassereith und Mieming; allerdings tragen – bedingt durch die Windverhältnisse im Bereich der Messstelle Imst – Emissionen im Gurgltal und damit auf der B189 kaum zur PM10-Belastung an der Messstelle Imst bei. Eine Verlagerung des Verkehrs vom Fernpass Richtung Inntal oberhalb von Imst sowie Richtung Pitztal von der B189 weg in den Tschirgant-Tunnel würde u. a. ein Anwachsen des Verkehrs auf der A12 zwischen Haiming und Imst bedeuten und damit u. U. eine Zunahme der Emissionen im Einzugsgebiet der Messstelle.

13.1.2.8.1 Maßnahmen im Bereich der Raumordnung

Fachmarktzentrum Imst – Standortplanung von Einkaufszentren

Ein regionaler Verkehrserzeuger ist das Fachmarktzentrum Imst, das sich in den vergangenen Jahren im Süden von Imst an der Imsterbergstraße entwickelt hat. Dieses ist mit öffentlichen Verkehrsmitteln schwierig zu erreichen, wie Tabelle 42 deutlich macht. Die Anreise mit öffentlichen Verkehrsmitteln zum FMZ Imst ist deutlich langsamer als jene mit dem PKW und erfordert mindestens einmaliges Umsteigen in Imst (Stadtzentrum).

Tabelle 42: Anreise mit öffentlichen Verkehrsmitteln zum FMZ Imst.

Reisezeiten mit öffentlichen Verkehrsmitteln gemäß www.vvt.at zwischen 7 und 17 Uhr sowie mit dem PKW gemäß www.tiscover.at.

von	öffentliche Verkehrsmittel	PKW
Landeck Kirche	6 Busse, Reisezeit 56min bis 1h 47min	17min
Telfs Obermarkt	5 Busse, Reisezeit 1h 9min bis 2h 11 min	21 min
Pettneu am Arlberg	7 Busse, Reisezeit 1h 2 min bis 2h	31 min
Nassereith	6 Busse, Reisezeit 37min bis 1h 22min	12 min

Einer Schweizer Studie zufolge sind rund 10% der Verkehrsleistung in der Schweiz auf derlei publikumswirksame Einrichtungen zurückzuführen [BUWAL, 2002b]. Mangelnde oder eine unattraktive Anbindung mit Öffentlichen Verkehrsmitteln verstärkt die Anreise mit dem PKW. Abgesehen von der Verkehrserzeugung schwächen diese Einrichtungen die Nahversorgung bzw. die fußläufig erreichbare Wirtschaft in den Orts- bzw. Stadtzentren.

Um die Verkehrserzeugung des Fachmarktzentrums so gering wie möglich zu halten, werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Einrichten einer attraktiven ÖV-Verbindung vom Stadtzentrum von Imst, von den umliegenden (größeren) Ortschaften und vom Bahnhof durch Imsterbergstraße. Für die Routenführung bzw. zusätzliche Routen sollte der Kundeneinzugsbereich untersucht werden.
- Zur Finanzierung einer ÖV-Verbindung sollte die Einhebung der Verkehrsanschlussabgabe beim Betreiber entsprechend Öffentliches Personennah- und Regionalverkehrsgesetz (ÖPNRV-G, BGBl. I 204/1999 idF 32/2002) Anwendung finden. Diese Abgabe kann von der Gemeinde von dezentralen Betriebsansiedlungen (mehr als 10.000 m²) eingehoben werden.
- Parkraumbewirtschaftung der Parkflächen, auch diese Einnahmen sollten der Querfinanzierung des ÖV dienen.

Um eine weitere Zunahme der lokalen PM10- und NOx-Emissionen zu vermeiden und Maßnahmen zur Verringerung der lokalen Emissionen zu erleichtern, sollte ein weiterer Ausbau des Einkaufszentrums und Gewerbegebietes an der Imsterbergstraße in jedem Fall auf seine Verkehrserzeugung und damit auf die zu erwartenden Emissionen untersucht werden. Aufbauend auf die Ergebnisse sind Maßnahmen wie z. B. Auflagen (diese können z. B. die Bereitstellung von ÖV-Mitteln, die Einhaltung eines festgelegten Modal Splits⁴⁹ oder die Parkraumbewirtschaftung beinhalten) zu setzen oder sollte gegebenenfalls auf den weiteren Ausbau verzichtet werden.

Obwohl die negativen Begleiterscheinungen von Einkaufszentren hinlänglich bekannt sind, wurden bislang keine Maßnahmen gesetzt, die dieser Entwicklung entgegenwirken. Um einer Verlagerung der Entwicklung von Verkaufsflächen auf Nachbargemeinden und in der Folge einer Verlagerung der Verkehrsproblematik entgegenzuwirken, sollte in jedem Fall eine **regionale Lösung** angestrebt werden.

Im Rahmen des ÖROK-Projektes ZORE wurden Lösungsansätze vorgestellt, mit deren Hilfe dieser negative Entwicklung entgegengesteuert werden soll, hierzu zählen regionalen Raumordnungsprogramme (Sachprogramm), wie am Beispiele Stuttgart und Hannover oder das Governance-Modell (privatrechtliche Vereinbarungen), Beispiel Regionales Einzelhandelskonzept Ostwestfalen-Lippe [WEICHHART, 2004]. In Anlehnung an diese Erkenntnisse sollte für das Tiroler Oberland ein **Einzelhandelskonzept** erstellt werden, das eine gezielte standörtliche Entwicklung des Einzelhandels ermöglicht und von sämtlichen Beteiligten auch getragen wird. Besonderes Augenmerk sollte dabei auf die Verkehrserzeugung gelegt werden. Im Zuge dieses Konzeptes sollten auch Fragen der Parkraumbewirtschaftung von Einkaufszentren sowie die Einhebung einer Verkehrserschließungsabgabe zur Querfinanzierung von Öffentlichen Verkehrsmitteln geklärt werden.

Vermeidung von Zersiedelung, kompakte Siedlungsformen

Durch die zunehmende Zersiedelung wird die wirtschaftliche Führung öffentlicher Verkehrsmittel zunehmend schwieriger. Um die Voraussetzungen hierfür zu schaffen, sollte daher bei der künftigen Siedlungsentwicklung **Zersiedelung vermieden** werden. Die zukünftige Siedlungsentwicklung sollte in erster Linie entlang des bestehenden Öffentlichen Verkehrsnetzes und im Nahbereich von Haltestellen passieren.

⁴⁹ Die Forderung nach einem festgelegten Modal Split (Verkehrsmittelwahl) ist bereits in der Schweiz Praxis. So wurde z. B. im Rahmen der UVP zum Kino- und Fachzentrum im Grüt in Adliswil / ZH ein ÖV-Anteil von 32 % als Auflage gefordert. [SAGER, SCHENKER, 2003]

Standortentscheidungen von Gewerbe- und Industriebetrieben in bahnaher Lage

Weiters sollte bei Standortentscheidungen von Gewerbe- und Industriebetrieben die Anbindung an die Bahn und die mögliche Verlagerung der Transporte auf die Bahn im Vordergrund stehen. Des weiteren sollte besonderes Augenmerk auf eine geringe Zunahme der notwendigen Fahrleistungen gesetzt werden, z. B. durch eine entsprechende Standortplanung (Lage an Transportrouten und in Abhängigkeit von den zu erwartenden Fahrtströmen).

Zur Reduktion des Anreiseverkehrs von Beschäftigten in Gewerbe- und Industriebetrieben ist weiters die Anbindung mit Öffentlichen Verkehrsmitteln notwendig. D. h. bei Standortentscheidungen sollte auch die ÖV-Anbindung mitberücksichtigt werden. Bei bestehenden Standorten sollte die ÖV-Erreichbarkeit gesichert oder geschaffen werden. Hierbei sind besonders Maßnahmen im Betrieblichen Mobilitätsmanagement zu fördern.

Funktionsmischung

Die funktionelle Gliederung des Raumes und die damit verbundene Aufteilung der Funktionen Wohnen, Arbeiten, Einkaufen und Freizeit sollte 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.

13.1.2.9 Bewusstseinsbildende Maßnahmen

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

- Fahrverhalten (Ökonomische Fahrweise, Geschwindigkeiten)
- Verkehrsmittelwahl (Nutzung des „Umweltverbundes“, z. B. Freizeit- und Einkaufsverkehr sowie generell kurze Strecken mit dem Fahrrad, Kinder zu Fuß oder mit öffentlichen Verkehrsmitteln zum Kindergarten zu bringen etc.)

Bewusstseinsbildende Maßnahmen können auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen, hierzu zählen Aufklärungsbroschüren, Medienoffensive (Radio, Fernsehen,...), Veranstaltungen z. B. im Rahmen des Autofreien Tages im September. Bei all diesen Maßnahmen sollten die Zusammenhänge zwischen dem Fahrverhalten eines jeden einzelnen und den Umweltbelastungen erläutert werden. Zu bewusstseinsbildenden Maßnahmen zählen aber auch Aktionen wie z. B. „Verkehrssparen Wienerwald“.

13.1.2.10 Lobbying für bundesweite Maßnahmen mit hoher Wirksamkeit

Für eine Verringerung der PM10- und NOx-Emissionen des Straßenverkehrs sind neben Maßnahmen auf Landesebene auch bundesweite Maßnahmen zielführend. Eine Reihe von möglichen Maßnahmen sind in der Studie „Schwebestaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung“, zusammengefasst [UMWELTBUNDESAMT, 2004c]. Als effizienteste Maßnahmen im Verkehrsbereich sind zu nennen:

- ü Fahrleistungsabhängige Maut - auch für Pkw

- ü Anpassung der Mineralölsteuer
- ü Förderung von Entwicklung und Anwendung alternativer Fahrzeug- und Antriebskonzepte (alternative Kraftstoffe, Hybridkonzepte, etc.)
- ü Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen und von Partikelfiltern oder Partikelkatalysatoren bei Gebrauchtfahrzeugen
- ü Dieselpartikelfilter bei land- und forstwirtschaftlichen Geräten
- ü Einbau von Dieselpartikelfiltern bzw. Partikelkatalysatoren im Off-Road Bereich
- ü Lobbying auf EU-Ebene, um eine möglichst hohe und rasche Absenkung der Emissionsgrenzwerte für Neufahrzeuge zu erreichen
- ü Kontrolle der Einhaltung von Emissionsstandards
- ü generelle Geschwindigkeitsbeschränkung 80/100 in belasteten Gebieten
- ü Anpassung der NOVA
- ü Strategische Umweltprüfung des Generalverkehrsplanes mit einem hohen Stellenwert für lufthygienische Belange
- ü Förderung des Öffentlichen Personenverkehrs
- ü Förderung des Güterverkehrs auf der Schiene
- ü Bewusstseinsbildende Maßnahmen - Informationskampagnen
- ü Koordinierung der Kompetenzen in der Verkehrs- und Raumplanung
- ü rasche Umsetzung der NEC-Strategie

Derlei Maßnahmen liegen prinzipiell nicht im Zuständigkeitsbereich des Landes. Sowohl auf nationaler als auch internationaler Ebene sollte Lobbyingarbeit betrieben werden und auf eine rasche Umsetzung all dieser Maßnahmen gedrängt werden.

13.2 Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)

13.2.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Lt. § 27 IG-L können Begrenzungen der Emissionen aus Heizungsanlagen durch landesrechtlich Maßnahmen festgelegt werden.

Vorstellbar wäre hier die Festlegung eines Staubgrenzwertes auch für Heizungsanlagen <400 kW Brennstoffwärmeleistung für feste Brennstoffe. Derzeit ist in der Tiroler Heizungsanlagenverordnung 2000, LGBL. Nr. 66, ein Staubgrenzwert von 150 mg/m³ nur für Heizungsanlagen für feste Brennstoffe mit einer Brennstoffwärmeleistung > 400 kW festgesetzt.

Eine weitere Maßnahme wäre eine Verschärfung der wiederkehrenden Überprüfungen. Obwohl gemäß Tiroler Heizungsanlagengesetz, LGBL. Nr. 34, wiederkehrende Überprüfungen von Heizungsanlagen durch den Rauchfangkehrer oder eines befugtes Prüforgan vorgeschrieben sind und die Durchführung dieser Maßnahmen im so genannten Kheirbuch 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 in Tirol nicht quantifizierbar, und andererseits ist kein einheitlicher Vollzug für das Land Tirol 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 zur Zeit an einer bundesweiten Harmonisierung auf Basis der ÖNORM M 7510-4 gearbeitet.

13.2.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Die Minderung der PM10-Emissionen aus Biomasseheizungen ist durch eine Optimierung der Verbrennungstechnologie möglich.

Die Tiroler Kesseltauschförderung ist primär auf den Klimaschutz und eine nachhaltige Energiewirtschaft ausgerichtet und fördert den Einbau von Biomasse- Zentral- oder -Etagenheizungen in neu errichteten Wohngebäuden sowie den Ersatz von Elektro-, Gas-, Kohle-, Öl-, Holz- oder sonstiger Heizungen durch eine moderne Biomassezentral- oder Etagenheizung als Hauptheizung in einem bestehenden Gebäude. Jedoch sollten im Hinblick auf die Gewährleistung der laut Tiroler Heizungsanlagenverordnung geforderten Brennstoffqualität vor allem automatische Biomasseanlagen wie Pellets- und Hack-schnitzelanlagen 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 Potential für den unsachgemäßen Einsatz von Brennstoffen in automati-schen Feuerungen ist deutlich geringer. In Einzelfällen kann bei offensichtlichen Übertretun-gen des Abfallwirtschaftsgesetzes eine Analyse der Asche durchgeführt werden.

Generell ist der Anteil von Einzelöfen (v. a. Herde, Kachelöfen, Kaminöfen, Badeöfen), die mit Festbrennstoffen betrieben werden, zu vermindern.

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).

13.3 Anlagen (Industrie, Gewerbe)

Emissionsdaten aus Industrie und Gewerbe liegen nur für die Betriebe der Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG vor. Da v. a. die Emissionen des Betriebs im Nahbereich der Messstelle u. U. erheblich sind, sollte bei diesem die Möglichkeit des Einbaus eines Gewe-befilters überprüft werden.

Nachdem der Beitrag von Emissionen der Industrie aus anderen Betrieben zur PM10-Belastung in Imst nicht abgeschätzt werden kann, können hier keine konkreten Maßnah-menvorschläge zusammengestellt werden.

13.3.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Die Maßnahmen für Anlagen nach §13 sind im Wesentlichen das Anwenden des Standes der Technik (Abs. 1 Z1), der Einsatz emissionsarmer Brennstoffe, Stoffe, Zubereitungen und Produkte, die Vorschreibung eines maximalen Abgasmassenstroms oder Beschränkungen oder Verbote beim Einsatz von Maschinen mit hohen spezifischen Emissionen (Abs. 1 Z2). Allerdings dürfen diese Maßnahmen nicht auf bestimmte Anlagen angewandt werden (Abs. 2).

Ob die Anlagen der Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG unter diese Ausnahmebestimmungen fallen, das IG-L daher keine Anwendung findet, müsste noch geprüft werden.

13.3.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Zum Thema Mineralrohstoffabbau siehe Kapitel 13.5.

13.4 Bauwirtschaft - Maßnahmen außerhalb des IG-L

Wie in WINIWARTER (2001), PISCHINGER (2000) und BUWAL (2001c) dargelegt wurde, trägt die Bautätigkeit in erheblichem Ausmaß zu den PM10-Emissionen bei.

Auf Baustellen können verschiedene Tätigkeiten zu einer Staubbelastung führen, wobei die wichtigsten Quellen die folgenden sind:

- Abgasemissionen der verschiedenen Baugeräte und Fahrzeuge. In BUWAL 2002 wurde gezeigt, dass 25% der Schweizer Dieselrußemissionen auf Baustellenmaschinen zurückzuführen sind, lt. PISCHINGER 2000 betragen in Österreich die Abgasemissionen der Baumaschinen etwa 20% (855 t) der des gesamten Straßenverkehrs.
- Staubaufwirbelung beim Befahren von unbefestigten Straßen
- Abbruchvorgänge und Winderosion
- Schütt- und Schneidvorgänge
- Staub- und Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen
- Emissionen des zu- und abfahrenden LKW-Verkehrs
- Eintrag von Staub auf Straßen und anschließende Wiederaufwirbelung durch den regulären Straßenverkehr.

Da bei diesen Emissionen ein großes Minderungspotential besteht, wurde vom BUWAL für die Schweiz mit 1. September 2002 eine Richtlinie in Kraft gesetzt, welche die Reduktion von Luftschadstoffen auf Baustellen zum Ziel hat [BUWAL, 2002].

Kernpunkte dieser Verordnung sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen⁵⁰, definierte Anforderungen an mechanische, thermische und chemische Arbeitsprozesse sowie an Maschinen und Geräte. Ein Teil dieser Maßnahmen kann jedoch auch bei kleineren Baustellen angewandt werden.

Kurzfristig zu realisieren und auch auf kleinere Baustellen anwendbar scheinen demnach u. a. folgende Maßnahmen (siehe auch UMWELTBUNDESAMT (2004c):

- Falls dieselbetriebene Geräte, Fahrzeuge oder Maschinen verwendet werden, sollten diese mit einem Rußfilter ausgestattet sein. Im unteren Inntal (Sanierungsgebiet gemäß Stuserhebung für PM10, UMWELTBUNDESAMT (2004)) und in Lienz [SPANGL&NAGL, 2003] wird in einem Entwurf einer Verordnung gemäß §13 IG-L die Verwendung von Partikelfiltersystemen für Baumaschinen von 18-37 kW ab dem 1.1.2008, von Baumaschinen über 37 kW ab dem 1.1.2006 festgeschrieben. Eine

⁵⁰ Diese sind in Städten Baustellen, die länger als ein Jahr dauern, mehr als 4000 m² Fläche beanspruchen und eine Kubatur von mehr als 10.000 m³ haben. In ländlichen Gebieten gelten als Großbaustellen solche mit einer Fläche größer 10.000 m², einer Kubatur von mehr als 20.000 m³ und mehr als 1,5 Jahre Bauzeit

entsprechende Verordnung sollte auch für das Sanierungsgebiet betreffend PM10 in Imst erlassen werden.

- Einhausungen und Staubbindung zur Vermeidung von Staubbefreiungen beim Schüttgutumschlag und durch Winderosion
- Wenn möglich Verwendung von Geräten mit elektrischem Antrieb
- Regelmäßige Wartung der Fahrzeuge und Geräte
- Bei öffentlichen Ausschreibungen sind emissionsarme Fahrzeuge zu bevorzugen, die jeweils den aktuellen Abgasvorschriften (Euro 3, Euro 4 etc.) genügen
- Bei Straßenarbeiten auf die Verwendung von emissionsarmen Bitumen und richtige Verarbeitungstemperatur achten
- Unterbindung des Schmutzeintrags auf öffentliche Straßen
- Transport von staubenden Materialien nur in feuchtem Zustand oder abgedeckt
- Befeuchten unbefestigter Straßen

Von BÜSSER (2003) wurde die Vorbildwirkung der öffentlichen Verwaltung betont. So werden z. B. im Kanton Zürich ab Beginn 2004 auf öffentlichen Baustellen nur noch Fahrzeuge und Maschinen mit Partikelfilter zugelassen.

13.5 Mineralrohstoffabbau und Schüttgutumschlag – Maßnahmen außerhalb des IG-L

Wie in Kapitel 5.6 sowie in UMWELTBUNDESAMT (2004) ausgeführt, ist der Mineralstoffabbau im Inntal eine möglicherweise bedeutende Staubquelle, wenngleich die Abschätzung dieser Emissionen hohen Unsicherheiten unterliegt. Der Einfluss dieser Emissionen auf die PM10-Belastung an der Messstelle Imst ist nicht zu quantifizieren.

Im ersten Schritt müsste daher die Emissionen der relevanten Betriebe detaillierter erfasst werden. Im nächsten Schritt sollten bei den wesentlichen Emittenten gezielt staubmindernde Maßnahmen gesetzt werden.

13.6 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.

13.7 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.

13.8 Maßnahmen zur Verminderung der NO_x-Emissionen

Die wesentlichste Emissionsquelle von NO_x ist im Inntal der Straßenverkehr. Aufgrund von Überschreitungen der Grenzwerte für den Halbstundenmittelwert und den Jahresmittelwert an verschiedenen Messstellen im Inntal, wurden im Auftrag der Tiroler Landesregierung Studien und Statuserhebungen durchgeführt, in denen u. a. verschiedene Szenarien zur Reduktion der Immissionsbelastung analysiert wurden (siehe dazu <http://www.tirol.gv.at/themen/umwelt/luft/statuserhebungen.shtml>). Eine Studie über die Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen zur NO_x-Reduktion auf der Inntalautobahn wurde im Auftrag der Wirtschaftskammer Tirol durch die FVT durchgeführt [HAUSBERGER, 2003a]. Die in diesen Berichten angeführten Maßnahmen sollten auch zu einer Reduktion der NO_x-Emissionen – und damit zu einer Reduktion einer der Vorläufersubstanzen für sekundäre anorganische Aerosole – beitragen. Zu beachten ist allerdings, dass Maßnahmen wie z. B. das Nachtfahrverbot für LKW, die lediglich zu einer zeitlichen Verlagerung der Emissionen führen, weniger wirksam sind, als Maßnahmen, die die Emissionen selbst verringern (wie z. B. eine generelle Geschwindigkeitsbeschränkung auf Tempo 80/100 für PKW).

13.9 Zusammenfassung der wesentlichen Maßnahmen

Als wesentliche Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung im Inntal erscheinen folgende Maßnahmen zielführend zu sein:

Verkehr:

- zeitlich begrenzte Verkehrsbeschränkungen, u. U. für bestimmte Fahrzeugkategorien (z. B. abhängig vom Schadstoffausstoß), u. a. bei länger andauernden Belastungsepisoden.
- Einführung einer durchgehenden Geschwindigkeitsbeschränkung von 100 km/h auf der Inntal- und Brennerautobahn sowie 80 km/h auf Landtrassen für PKW und LNF.
- Förderung alternativer Antriebstechnologien mit geringen spezifischen PM10-Emissionen
- Einbau von Partikelfiltern oder Umstellung auf Gasbetrieb (u. a. bei kommunalen Fahrzeugen)
- Eliminieren technisch nicht einwandfreier Fahrzeuge mit erhöhten Emissionen (z. B. durch Abgaskontrollen bei Ausleitung Kundl)
- Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene, v. a. auf der A12 im Oberinntal
- Verlagerung des regionalen Pendlerverkehrs nach Imst und nach Innsbruck auf öffentliche Verkehrsmittel durch entsprechende Angebotsverbesserungen im Bereich Bahn und Bus
- Verlagerung des Freizeitverkehrs (Anreise und lokaler Verkehr) auf öffentliche Verkehrsmittel durch entsprechende Angebotsverbesserungen im Bereich Bahn und Bus; Förderung von Angeboten im „autofreien Tourismus“
- Verlagerung des Einkaufsverkehrs zum FMZ Imst auf öffentliche Verkehrsmittel
- Raumplanerische Maßnahmen: Verkehrsvermeidung durch kompakte Nutzungsstrukturen mit kurzen Wegen zwischen Wohnen, Arbeiten, Ausbildung, Freizeit, Einkaufen.
- Kein weiterer Ausbau der Einkaufszentren und Freizeiteinrichtungen sowie des Gewerbegebietes an der Imsterbergstraße.
- Verkehrsverminderung durch ökonomische Steuerungsinstrumente: „Kostenwahrheit“ zur Vermeidung volkswirtschaftlich nicht nutzbringender Fahrten.
- Verminderung der Aufwirbelungsemissionen durch Verringerung des Staubeintrags auf Straßen
- Verminderung der Salz- und Splittstreuung.

Hausbrand:

- Festlegung von Emissionsgrenzwerten
- Regelmäßige Überprüfung von Heizungsanlagen und zentrale Erfassung dieser Daten
- Verminderung des Anteils von mit Festbrennstoffen betriebenen Einzelöfen
- Förderung emissionsarmer Heizungsanlagen
- Förderung von Fernwärme

Industrie, Gewerbe

- Einbau eines Gewebefilters bei der Fa. Holzindustrie Pfeifer GmbH & Co KG
- Anlagenspezifische Maßnahmen nach Erhebung der Staubemissionen

Bauwirtschaft

- Verminderung des Staubeintrags von Baustellen auf Straßen
- Verminderung der spezifischen PM10-Emissionen von Baumaschinen
- Verminderung der Staubaufwirbelung bei Erdarbeiten, beim Schuttgutumschlag und von unbefestigten Flächen
- Verringerung des Zufahrts- und Abfahrtsverkehrs von Baustellen
- Maßnahmen nach Vorbild der Schweizer Baurichtlinie

Mineralstoffabbau

Nach Quantifizierung der Emissionen wären anlagenspezifische Maßnahmen auszuarbeiten.

Landwirtschaft

Verminderung der spezifischen Emissionen von Traktoren und anderen landwirtschaftlichen Geräten

14 MÖGLICHE MAßNAHMEN - STAUBNIEDERSCHLAG

Die Grenzwertüberschreitung an der Messstelle B171-Tankstelle ist nach vorliegendem Kenntnisstand überwiegend durch Staubaufwirbelung von Straßen bedingt.

Maßnahmen müssten daher auf die Verminderung der Staubaufwirbelung fokussieren:

- ü Verminderung des Staubeintrags auf Straßen von Baustellen, Feldern, Banketten und anderen unbefestigte Flächen
- ü Verstärkte Straßenreinigung auch im Sommer (die höchsten Staubniederschlagswerte treten im Sommer auf)
- ü Verminderung des Verkehrsaufkommens
- ü Verminderung des Eintrags von biogenem Material auf Straßen

15 INFORMATIONEN GEMÄß EU-RL 1996/62/EG, ANHANG IV, PM10

Nach Artikel 8 (3), EU-RL 1996/62/EG müssen die Mitgliedsstaaten Maßnahmen ergreifen, um zu gewährleisten, dass ein Plan oder Programm ausgearbeitet wird, aufgrund dessen innerhalb der festgelegten Frist die Grenzwerte eingehalten werden können. Die Öffentlichkeit muss dabei zumindest über die nachfolgend aufgelisteten Punkte informiert werden.

Ort des Überschreitens

- Region: Tirol
- Ortschaft: Imst
- Messstation: Imsterau

Allgemeine Informationen

- Art des Gebietes (Stadt, Industrie- oder ländliches Gebiet):
Siedlungs- und Gewerbegebiet
- Schätzung des verschmutzten Gebietes (km²) und der der Verschmutzung ausgesetzten Bevölkerung:
Größe des Gebietes: ca. 2 km²
Bevölkerung: ca. 1.200 Einwohner
- zweckdienliche Klimaangaben:
siehe Kapitel 6.
- zweckdienliche topographische Daten:
siehe Kapitel 4.1
- ausreichende Informationen über die Art der in dem betreffenden Gebiet zu schützenden Ziele:
Die von den Grenzwertüberschreitungen betroffenen Messstellen befinden sich alle in Wohngebieten und dienen daher zum Schutz des Menschen
- Verhütung von schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit:
Da die Grenzwertüberschreitungen 2003 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt. Daher stellt die aktuelle Situation die Belastung vor Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen dar.

Zuständige Behörden

- Name und Anschrift der für die Ausarbeitung und Durchführung der Verbesserungspläne zuständigen Personen:
 Amt der Tiroler Landesregierung
 Abt. Umweltschutz
 Eduard Wallnöfer Platz 1
 A-6020 Innsbruck

Art und Beurteilung der Verschmutzung

- in den vorangehenden Jahren (vor der Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen) festgestellte Konzentrationen:
 Da die Grenzwertüberschreitungen 2003 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt. Daher stellt die aktuelle Situation die Belastung vor Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen dar.
- seit dem Beginn des Vorhabens gemessene Konzentrationen:
 siehe Kapitel 7.1.
- angewandte Beurteilungstechnik:
 Messung der PM10-Konzentration mittels kontinuierlicher Messgeräte (Kapitel 4.2.3).

Ursprung der Verschmutzung

Liste der wichtigsten Emissionsquellen, die für die Verschmutzung verantwortlich sind (Karte):

- Verkehr
- Hausbrand
- Bauwirtschaft
- Industrie und Gewerbe

Gesamtmenge der Emissionen aus diesen Quellen (Tonnen/Jahr):

Verkehr	123 t/Jahr
Hausbrand	53 t/Jahr

Die PM10-Emissionen anderer Quellen können derzeit nicht quantitativ abgeschätzt werden.

Informationen über Verschmutzungen, die aus anderen Gebieten stammen:

Die verantwortlichen Emissionen stammen aus dem oberen Inntal und dessen Seitentälern

Lageanalyse

- Einzelheiten über Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben (Verfrachtung, einschließlich grenzüberschreitende Verfrachtung, Entstehung):
siehe Kapitel 10.
- Einzelheiten über mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität:
siehe Kapitel 12.

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

örtliche, regionale, nationale und internationale Maßnahmen:

festgestellte Wirkungen:

Da die Grenzwertüberschreitungen erst 2003 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt.

Angaben zu den nach dem Inkrafttreten dieser Richtlinie zur Verminderung der Verschmutzung beschlossenen Maßnahmen oder Vorhaben

Auflistung und Beschreibung aller im Vorhaben genannten Maßnahmen:

Zeitplan für die Durchführung

Schätzung der zu erwartenden Verbesserung der Luftqualität und der für die Verwirklichung dieser Ziele vorgesehenen Frist

Dieser Bericht dient dem Land Tirol als Grundlage für die Ausarbeitung von Maßnahmenplänen. Die konkreten Maßnahmen, Zeitpläne und Abschätzungen der erzielbaren Verbesserungen werden Teil dieser zukünftigen Maßnahmenpläne sein.

Angaben zu den geplanten oder langfristig angestrebten Maßnahmen oder Vorhaben

Maßnahmen werden auf Grundlage dieses Berichtes vom Land Tirol und auf nationaler Ebene zu beschließen sein.

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

siehe Kapitel 16.

16 LITERATUR

- AIGNER, H. (2003): Pilotprojekt Elektrofilter zur Abluftreinigung im Straßentunnel Plabutsch Graz, FSV aktuell, März 2003 (<http://www.fsv.at/publikationen/getfsvaktuell.aspx?ID=899>).
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG: Verkehr in Tirol. Bericht 2003. Innsbruck, Mai 2004.
- BAT-NF (2001): Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries, European Commission, December 2001.
- 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, Abt. V/4.
- BÖHMER (2002): Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich, Umweltbundesamt Wien.
- BÜSSER (2003): PM-Belastung in Zürich – Massnahmen zur Reduktion. Vortrag beim Symposium Particulate Matter der Österreichischen Akademie der Wissenschaften vom 15.12. bis 16.12.2003, Wien.
- BUWAL (2001a): Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen, BUWAL Umwelt-Materialien Nr. 136.
- BUWAL (2001b): Luftschadstoff-Emissionen von Strassenbaustellen, Teil II: Aerosole und Partikel, BUWAL Umwelt-Materialien Nr. 127.
- BUWAL (2001c): Luftreinhaltung bei Bautransporten. 2001. VU-5021-D.
- BUWAL (2002): BUWAL, 2002, Richtlinie Luftreinhaltung auf Baustellen
http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/d/BauRLL_Bericht_d.pdf
- BUWAL, 2002: PM10 Emissionen des Verkehrs, Statusbericht Teil Schienenverkehr, Umwelt-Materialien Nr. 144, Bern, 2002.
- CAFE (2003): Second Position Paper on Particulate Matter – draft for discussion. CAFE Working Group on Particulate Matter, August 20th, 2003.
- CEPMEIP. (2003): SNAP Code 070700 und 070800, Road Vehicle Tyre & Break Wear, & Road Surface Ware, Emission Inventory Guidebook B770.
- DAVIS, D. L., BELL, M. J., FLETCHER, T. (2002): A Look Back at the London Smog of 1952 and the Half Century Since, Environmental Health Perspectives Volume 110, Number 12.
- DEFRA (2002): Ammonia in the UK, Booklet,
http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/ammonia/pdf/ammonia_uk.pdf
- DURBIN, T. D.; SMITH, M. R.; NORBECK, J. M.; TRUEX, T. J. (1999) Population density, particulate emission characterization, and impact on the particulate inventory of smoking vehicles in the South Coast Air Quality Management District. J. Air Waste Manage. Assoc. 49: 28-38. 31
- EMPA (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs, Forschungsprojekt ASTRA 2000/415.
- FRÖHLICH, M. (2003): Ermittlung eines Standortfaktors für die Bestimmung der PM10-Konzentration an den Messstellen Innsbrucker Zentrum/Fallmerayerstraße und Vomp. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Wien.
- FRÖHLICH, M. (2004): Ermittlung von Standortfaktoren für die Bestimmung der PM10-Konzentration an den Messstellen: Gärberbach A13, Heiterwang B179, Kufstein Zentrum und Wörgl Stelzhammerstrasse. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Wien.

- FULLER, G. W. (2004): The impact of local fugitive PM10 from building works and road works on the assessment of the European Union Limit Value, *Atmospheric Environment* 38 (2004) 4993–5002.
- HACKL, A. & MAUSCHITZ, E. (2001): Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie III, Wien.
- HAUSBERGER, S. (2003): Entwicklung von Luftschadstoffemissionen aus dem Verkehr bis 2010 und Abschätzung von Maßnahmenwirkungen, Bericht Nr. I-03/2003 Haus 2002-16-679 vom 9.9.2003, erstellt im Auftrag des BMLFUW.
- 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.
- <http://www.ZAMG.ac.at>: Klima-Monatsübersicht, laufend publiziert.
- HÜGLIN, C. (2000): Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen, Schlussbericht Projekt C4, NFP 41 Verkehr und Umwelt, EMPA Dübendorf.
- IMAD (2003): Mobilitätsanalyse 2002/2003 Innsbruck Stadt und Umlandgemeinden – Kurzbericht, Im Auftrag der Magistratsabteilung III, Verkehrsplanung, Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Gesamtverkehrsplanung, Innsbruck 2002/2003.
- INNSBRUCK (1998): Energie- und Emissionsbilanz der Stadt Innsbruck (1998), im Rahmen des Umweltplans Innsbruck, erstellt von ENERGIE TIROL und der Arbeitsgruppe Energie.
- JOHANSSON, C. (2003): Source contributions of PM in Sweden — implications for abatement strategies, Beitrag bei dem International Workshop on Air Pollution Abatement Planning in Europe, Berlin, 1-3. April 2003.
- KÖLL, H., BADER, M. und LOIDL, R. (2001): Verkehrsmodell Wörgl – im Auftrag der Stadtgemeinde Wörgl, Stadtbauamt, Wörgl.
- KOUMITZIS, H. & SAMARA, C. (Hrsg.) (1995): Airborne Particulate Matter, Springer Verlag, Berlin.
- KUNZLI, N., et al. (2000): Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 356: 795 – 801.
- LENSCHOW, P., et al (2000): Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment* 35 Suppl. no 1 (2001) S23-33.
- LOHMEYER, A. & DÜRING, I. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Strassen und der Quantifizierung der Feinstaubbildung von Strassen, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer. Karlsruhe und Dresden.
- LOHMEYER, A. et al. (2003): Feinstaub und Schadstoffbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer. Karlsruhe und Dresden., Projekt 1847.
- LOIBL, W. & ORTHOFER, R. (1999): Modelling the regional exposure of the Austrian population to NO₂, TSP and PM10, Austrian Research Centers, OEFZS-S-0007.
- LOIBL, W. & ORTHOFER, R. (2001): From National Emission Totals to Regional Ambient Air Quality Information for Austria *Advances in Environmental Research*. Vol 5, pp. 395-404.
- LONDON (2002): Cleaning London's air: The Mayor's Air Quality Strategy, Greater London Authority, London 2002 (http://www.london.gov.uk/mayor/strategies/air_quality/index.jsp).
- MOROWSKA, L. (2002): Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures, *Chemosphere* 49, S1045-1058.
- PISCHINGER, R. (2000): Emissionen des Off-Road-Verkehrs im Bundesgebiet Österreich für die Bezugsjahre 1990 bis 1999, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, TU-Graz, Bericht Nr. Pi-67/2000 Haus-10/679.
- PIRINGER, M., M. BAUER (2004): Erläuterung der Wind- und Ausbreitungsverhältnisse in Roppen und Lermoos, ZAMG
- PITTERMANN, R. (2002): Ermittlung von Basisemissionsdaten des dieselbetriebenen Schienenverkehrs, Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 299 43 111, WTZ Roßlau GmbH.

- PUTAUD, J.-P., et al (2002): A European Aerosol Phenomenology. European Commission (EUR 20411 EN).
- 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.
- SAEFL (2003): Modelling of PM10 and PM2.5 concentrations in Switzerland 2000 and 2010, Environmental Documentation No. 169, published by the Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne, 2003.
- SAGER, F., SCHENKEL, W. (2003): Evaluation der Umweltverträglichkeitsprüfung, Schlussbericht, Arge Evaluation UVP, Büro Vatter – synergo – Infrac, Bern 2003.
- SCHNEIDER, J. (1999): Exposure of the Austrian population to PM10 in 1998. UBA-R-163, Umweltbundesamt Wien.
- 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 Schwebstaub an den Messstellen Wien Liesing, Laaerberg und Rinnböckstraße am 10.12.2001. Umweltbundesamt Wien.
- SCHULZE, E (2002): Diplomarbeit "Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin - Einfluss von Regen und Luftfeuchtigkeit auf die PM10- Emission und Immission.“.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.
- SPANGL, W (2003c): Erhebung der Schwermetall-Immissionsbelastung im Raum Schwechat und in Leoben Donawitz, Roh-Endbericht (Publikation 2004 vorgesehen). Umweltbundesamt, Wien
- SPANGL, W. & NAGL, C (2003): Statuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 und Schwebstaub an der Messstelle Lienz Amlacherkreuzung im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung.
- SPANGL, W. & NAGL, C (2003a): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002. Umweltbundesamt, Wien.
- SPANGL, W. & NAGL, C (2003b): Statuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 an der Messstelle Klagenfurt Völkermarkterstraße im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung.
- SPANGL, W., & SCHNEIDER, J. (2002): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2001, Umweltbundesamt, Wien, 2002.
- SPANGL, W., SCHNEIDER, J. und NAGL, C (2004): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2003, Umweltbundesamt, Wien, 2004.
- SPITZER, J. et al. (1998): Endbericht Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe, Joanneum Research, Projekt Nr. IEF.95.017, Bericht Nr. IEF-B-07/98.
- SZEDNYI, I. (2003): persönliche Mitteilung, Abteilung Integrierte Anlagentechnologien, Umweltbundesamt, Wien.
- THUDIUM, J. (2001): Bericht. Beiträge zu einer immissionsklimatisch abgestützten Lenkung der Verkehrsströme auf der Inntalautobahn, ökoscience, Zürich
- THUDIUM, J. (2002): Einhaltung der Grenzwerte für das NO₂-Jahresmittel an der Messstelle Vomp: Szenarien der zukünftigen Entwicklung des Schweren Güterverkehrs 2002-2012, ökoscience, Zürich
- THUDIUM, J. (2002a): Immissionsklimatische Analyse der Grenzwertüberschreitungen für NO₂ an der Messstelle Vomp im Dezember 1999 und Szenarien zu deren Vermeidung, ökoscience, Zürich

- TRENKER, C. & HÖFLINGER, W. (2001): Endbericht zum Projekt „Quantitative Abschätzung für den Schüttgutumschlag in Österreich, Proj. Nr. NU 55/F-2000, TU-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.
- TÜV BAYERN (1996): Emissions-/Immissionsbilanz für den Großraum Hall/Tirol unter besonderer Berücksichtigung der NO_x-Emissionen der Tiroler Röhren- und Metallwerke AG
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Keller M., Hausberger St., „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“, Version 1.1A, Umweltbundesamt Wien, 1998.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Stand der Technik in der Sekundärkupfererzeugung im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie, Umweltbundesamt Wien, 1999.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): 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 (2003): Luftschadstofftrends in Österreich 1980 – 2001. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Stuserhebung betreffend Überschreitungen der IG-L-Grenzwerte für PM₁₀ und Schwebstaub, Blei und Cadmium im Staubniederschlag im Inntal, 2002; im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Fachgrundlagen für eine Stuserhebung zur PM₁₀-Belastung in Wien - Grenzwertüberschreitungen an den Messstellen Belgradplatz, Gaudenzdorf, Liesing, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Stadlau in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung, MA 22 – Umweltschutz, 2004., in Druck.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Schwebstaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM₁₀-Belastung, Bericht im Auftrag des BMLFUW, Umweltbundesamt Wien, in Druck.
- UMWELTBUNDESAMT (2004d): Standortfaktoren für die PM₁₀-Messung in Tirol. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.
- VERGEINER, I. (1983): Dynamik alpiner Windsysteme. Universität Innsbruck
- WATSON, J.G. & CHOW, J. C. (2000): Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research, DRI Document No. 6110.4F.
- WHO (2002): World health report 2002. Geneva, World Health Organisation.
- WHO (2003): Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Kopenhagen, WHO Europe.
- WILSON, R. & SPENGLER, J. (1996): Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects, Harvard University Press.
- WINIWARTER, W., TRENKER, C., HÖFLINGER, W., (2001): Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, ARC-S-0151.
- ZAMG: Wettermeldungen aus Österreich, laufend publiziert.

ANHANG 1: TAGESMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION IN IMST, 2003

Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Datum	PM10				
01.01.03	27	13.02.03	46	29.03.03	55
02.01.03	16	14.02.03	58	30.03.03	27
03.01.03	30	15.02.03	43	31.03.03	26
04.01.03	11	16.02.03	34	01.04.03	38
05.01.03	6	17.02.03	61	02.04.03	23
06.01.03	20	18.02.03	70	03.04.03	31
07.01.03	28	19.02.03	74	04.04.03	22
08.01.03	49	20.02.03	71	05.04.03	20
09.01.03	51	21.02.03	51	06.04.03	12
10.01.03	75	22.02.03	47	07.04.03	22
11.01.03	79	23.02.03	43	08.04.03	28
12.01.03	53	24.02.03	59	09.04.03	38
13.01.03	47	25.02.03	73	10.04.03	34
14.01.03	50	26.02.03	73	11.04.03	32
15.01.03	54	27.02.03	82	12.04.03	30
16.01.03	49	28.02.03	64	13.04.03	11
17.01.03	61	01.03.03	44	14.04.03	28
18.01.03	41	02.03.03	25	15.04.03	43
19.01.03	37	03.03.03	21	16.04.03	39
20.01.03	57	04.03.03	48	17.04.03	46
21.01.03	66	05.03.03	117	18.04.03	58
22.01.03	48	06.03.03	75	19.04.03	23
23.01.03	30	07.03.03	59	20.04.03	30
24.01.03	19	08.03.03	47	21.04.03	17
25.01.03	21	09.03.03	35	22.04.03	22
26.01.03	27	10.03.03	98	23.04.03	33
27.01.03	31	11.03.03	104	24.04.03	42
28.01.03	24	12.03.03	62	25.04.03	52
29.01.03	22	13.03.03	25	26.04.03	45
30.01.03	17	14.03.03	32	27.04.03	8
31.01.03	23	15.03.03	40	28.04.03	32
01.02.03		16.03.03	20	29.04.03	41
02.02.03		17.03.03	50	30.04.03	112
03.02.03		18.03.03	51	01.05.03	8
04.02.03	26	19.03.03	52	02.05.03	32
05.02.03	22	20.03.03	53	03.05.03	13
06.02.03	13	21.03.03	45	04.05.03	16
07.02.03	30	22.03.03	54	05.05.03	68
08.02.03	23	23.03.03	29	06.05.03	69
09.02.03	12	24.03.03	48	07.05.03	66
10.02.03	32	25.03.03	52	08.05.03	100
11.02.03	46	26.03.03	50	09.05.03	58
12.02.03	32	27.03.03	72	10.05.03	22
		28.03.03	55	11.05.03	12

12.05.03	27
13.05.03	27
14.05.03	17
15.05.03	17
16.05.03	24
17.05.03	23
18.05.03	12
19.05.03	42
20.05.03	13
21.05.03	35
22.05.03	
23.05.03	24
24.05.03	32
25.05.03	29
26.05.03	26
27.05.03	28
28.05.03	31
29.05.03	12
30.05.03	30
31.05.03	16
01.06.03	12
02.06.03	34
03.06.03	34
04.06.03	32
05.06.03	38
06.06.03	20
07.06.03	17
08.06.03	11
09.06.03	15
10.06.03	33
11.06.03	38
12.06.03	51
13.06.03	24
14.06.03	35
15.06.03	17
16.06.03	32
17.06.03	41
18.06.03	26
19.06.03	16
20.06.03	21
21.06.03	12
22.06.03	15
23.06.03	33
24.06.03	36
25.06.03	47
26.06.03	42
27.06.03	25
28.06.03	20
29.06.03	13

30.06.03	32
01.07.03	29
02.07.03	12
03.07.03	15
04.07.03	17
05.07.03	11
06.07.03	13
07.07.03	27
08.07.03	30
09.07.03	43
10.07.03	38
11.07.03	33
12.07.03	28
13.07.03	31
14.07.03	38
15.07.03	61
16.07.03	50
17.07.03	23
18.07.03	17
19.07.03	21
20.07.03	22
21.07.03	31
22.07.03	25
23.07.03	16
24.07.03	25
25.07.03	15
26.07.03	21
27.07.03	18
28.07.03	10
29.07.03	17
30.07.03	23
31.07.03	25
01.08.03	25
02.08.03	24
03.08.03	21
04.08.03	35
05.08.03	36
06.08.03	42
07.08.03	46
08.08.03	39
09.08.03	45
10.08.03	40
11.08.03	52
12.08.03	42
13.08.03	43
14.08.03	33
15.08.03	19
16.08.03	28
17.08.03	16

18.08.03	35
19.08.03	24
20.08.03	37
21.08.03	47
22.08.03	27
23.08.03	24
24.08.03	21
25.08.03	45
26.08.03	63
27.08.03	69
28.08.03	65
29.08.03	21
30.08.03	11
31.08.03	7
01.09.03	19
02.09.03	23
03.09.03	29
04.09.03	30
05.09.03	40
06.09.03	37
07.09.03	20
08.09.03	40
09.09.03	32
10.09.03	49
11.09.03	26
12.09.03	23
13.09.03	16
14.09.03	16
15.09.03	27
16.09.03	38
17.09.03	42
18.09.03	57
19.09.03	55
20.09.03	45
21.09.03	36
22.09.03	71
23.09.03	45
24.09.03	22
25.09.03	25
26.09.03	36
27.09.03	33
28.09.03	26
29.09.03	24
30.09.03	34
01.10.03	46
02.10.03	38
03.10.03	42
04.10.03	18
05.10.03	4

06.10.03	29
07.10.03	22
08.10.03	25
09.10.03	20
10.10.03	45
11.10.03	40
12.10.03	24
13.10.03	38
14.10.03	32
15.10.03	33
16.10.03	51
17.10.03	54
18.10.03	66
19.10.03	41
20.10.03	62
21.10.03	40
22.10.03	23
23.10.03	30
24.10.03	24
25.10.03	33
26.10.03	23
27.10.03	45
28.10.03	60
29.10.03	70
30.10.03	25
31.10.03	55
01.11.03	31
02.11.03	19
03.11.03	56
04.11.03	71

05.11.03	83
06.11.03	65
07.11.03	58
08.11.03	68
09.11.03	42
10.11.03	58
11.11.03	55
12.11.03	52
13.11.03	36
14.11.03	26
15.11.03	32
16.11.03	41
17.11.03	39
18.11.03	49
19.11.03	57
20.11.03	60
21.11.03	62
22.11.03	75
23.11.03	49
24.11.03	79
25.11.03	72
26.11.03	66
27.11.03	61
28.11.03	20
29.11.03	19
30.11.03	25
01.12.03	66
02.12.03	72
03.12.03	59
04.12.03	52

05.12.03	67
06.12.03	41
07.12.03	26
08.12.03	71
09.12.03	96
10.12.03	92
11.12.03	80
12.12.03	66
13.12.03	64
14.12.03	19
15.12.03	18
16.12.03	19
17.12.03	47
18.12.03	75
19.12.03	71
20.12.03	84
21.12.03	35
22.12.03	18
23.12.03	30
24.12.03	61
25.12.03	46
26.12.03	84
27.12.03	96
28.12.03	50
29.12.03	17
30.12.03	51
31.12.03	24

ANHANG 2: GRENZWERTE GEMÄß RL 1999/30/EG

Grenzwert für PM10 (Stufe 1) gemäß Anhang II der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Erlaubte Überschreitungen
Menschliche Gesundheit	1 Tag	50 µg/m ³	35
Menschliche Gesundheit	Kalenderjahr	40 µg/m ³	

Toleranzmarge für den Tagesmittelwert: 25 µg/m³ (50% des Grenzwertes) im Jahr 2001, lineare Reduzierung um jeweils 5 µg/m³ mit 1.1. jedes Kalenderjahres bis 0 im Jahr 2005.

Toleranzmarge für den Jahresmittelwert: 8 µg/m³ (20% des Grenzwertes) im Jahr 2001, lineare Reduzierung um jeweils 2 µg/m³ mit 1.1. jedes Kalenderjahres bis 0 im Jahr 2005.

ANHANG 3: BESCHREIBUNG DER BELASTUNGSEPIDEMEN

Im folgenden werden jene Tage, während derer im Jahr 2002 in Nordtirol PM10-Konzentrationen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftraten, genauer dargestellt.

16.1. bis 19.1.2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ab Anfang Jänner besteht eine stabile Hochdrucklage. Am 20.1. erreicht eine okkludierte Frontalzone von Westen mit Niederschlag, bringt maritime subpolare Luftmassen, dann Westwetter;

Von 15. bis 19.1. lag die Morgentemperatur in Innsbruck um -10°C , tagsüber wurden um $+2^\circ\text{C}$ erreicht. Am 20.1. drehte die großräumige Strömung auf West und brachte etwas wärmere Luft.

Die *Temperaturschichtung* zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach war zumeist stabil, ausgenommen kurze Labilisierung am 16., 17. und 20.1. mittags. Besonders deutliche Inversionen bildeten sich in den Nächten 15/16., 18./19. und 19./20.1.

Der Gradient der *Ozonkonzentration* zwischen Inntal, Sadrach und Nordkette deutet auf das weitestgehende Fehlen von Durchmischung der bodennahen Luftschicht hin. Stärkere vertikale Durchmischung trat ab 18.1. jeweils über Mittag auf.

In Innsbruck fiel an diesen Tagen kein Niederschlag.

Immission

Die PM10-Konzentration war an diesen Tagen in ganz Tirol stark erhöht (auch in der ersten Jännerhälfte vor Beginn der PM10-Messung in Imst am 16.1.). Die PM10-Konzentration zeigt in Imst, sowohl was Höhe und zeitlichen Verlauf betrifft, ein außerordentlich ähnliches Belastungsbild wie die beiden Messstellen in Vomp, aber deutlich niedrigere Belastungen als in Innsbruck.

An der NO-Belastung fällt in Imst ein - verglichen mit Vomp - höheres Konzentrationsniveau über Mittag und ein wesentlich früherer Anstieg am Nachmittag auf, wobei in Imst sogar höhere NO-Spitzen erreicht wurden als in Vomp A12. Die NO_2 -Belastungsspitzen waren in Imst am 16. bis 18.1. nachmittags wesentlich höher als in Vomp A12. Verglichen mit den anderen Messstellen ging die NO- und NO_2 -Konzentration in Imst relativ früh wieder zurück.

Die PM10-Belastung stieg an allen Messstellen, besonders aber in Imst später an als jene von NO. Dies sowie der vergleichsweise einheitliche Konzentrationsverlauf im gesamten Inntal deuten darauf hin, dass PM10-Akkumulation im gesamten Inntal für das hohe PM10-Konzentrationsniveau wesentlich verantwortlich war und lokale Emissionen relativ wenig beitrugen. So lag in Imst, aber auch an den anderen Nordtiroler Messstellen die PM10-Konzentration nachts um $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und stieg morgens und am Nachmittag auf Werte um $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$; die täglichen Amplituden waren bei NO und NO_2 wesentlich größer mit nächtlichen NO-Werten in Imst um $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und Spitzen über $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Alle Nordtiroler Messstellen registrierten am 18.1. vormittags eine besonders hohe, kurze PM10-Spitze, die in Imst mit bis $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ besonders hoch ausfiel. Dies dürfte auf Schadstoffanreicherung unter einer relativ flachen Inversion zurückzuführen sein, die sich im Unteren Inntal mittags auflöste – in Vomp ging die Konzentration bis $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zurück – nicht aber in Imst und Innsbruck, wo die PM10-Konzentration „nur“ auf ca. $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absank.

22. bis 26.1.2002

Meteorologie

Die Hochdruckwetterlage hielt an. Am 20.1. drehte die großräumige Strömung auf West und brachte etwas wärmere Luft; die Frühtemperatur in Innsbruck stieg auf -2°C , die Tagesmaxima auf um 5°C . Am 23.1. setzte nochmals deutliche Erwärmung ein, die Tagesmaxima stiegen auf um 10°C , die Morgenminima auf 0°C . Das Auffrischen des Windes im Inntal am 23.1. kennzeichnet das Eindringen wärmerer Luft ins Inntal. Eine Kaltfront, die den Alpenraum von Nordwesten erreichte und mit Niederschlägen verbunden war, führte am 27.1. zu kurzzeitiger Auflösung der bis dahin vorherrschenden bodennahen Inversion.

Ab 21.1. morgens stellte sich dann zwischen Flughafen und Sadrach nur leicht stabile bis neutrale Schichtung ein, ehe sich am 23.1. abends wieder eine ausgeprägte Bodeninversion bildete, die sich bis 25.1. vormittags hielt. Neutrale Schichtung in Bodennähe bestand bis 26.1. nachmittags, danach bis 28.1. mittags eine Inversion. Die Inversion oberhalb von Sadrach löste sich am 23.10. mittags rasch auf, als die Temperatur im Tal, nicht aber im Gipfelniveau rasch anstieg. Bis 25.1. nachmittags herrschte neutrale bis leicht labile Schichtung, danach wieder stabile Verhältnisse bis 27.1. mittags.

Der starke Wind, mit dem wärmere Luft ins Inntal eindrang, brachte am 23.1. bis mittags nicht nur eine deutliche Erwärmung, sondern eine völlige Durchmischung der Atmosphäre über Innsbruck, nicht aber über dem unteren Inntal. Ab 24.1. morgens zeigt auch das Ozonprofil über Innsbruck wieder eine sehr stabile Schichtung an. Neuerliche starke vertikale Durchmischung trat dann am 25.1. tagsüber auf. In den Morgenstunden des 27.1. setzte Durchmischung oberhalb von Sadrach ein, die ab 8:00 teilweise auch Innsbruck Reichenau erreichte, im unteren Inntal noch weniger ausgeprägt war. Diese Durchmischung spiegelt kaum eine Labilisierung der Talatmosphäre wieder, sondern ist primär durch den starken Wind (bis 4 m/s in Jenbach, 6 m/s am Flughafen) bedingt.

Im Jänner 2002 fiel in Innsbruck fast kein *Niederschlag*, lediglich am 21.1. 2 mm , am 27.1. 7 mm .

Immission

Die PM₁₀-Konzentration wies in Imst bis 23.1. morgens einen ähnlichen Verlauf auf die die übrigen Nordtiroler Messstellen; sie war höher als in Vomp, aber niedriger als in Innsbruck.

Die Inversionsauflösung brachte am 23.1. vormittags einen deutlichen Konzentrationsrückgang an allen Nordtiroler Messstellen (bis unter $20\text{ }\mu\text{g/m}^3$ in der Nacht 23./24.1.), nicht aber in Imst. Daraus kann geschlossen werden, dass in Imst die Inversion bestehen blieb. Am Vormittag des 23.1. wurden hier PM₁₀-Konzentrationen bis $130\text{ }\mu\text{g/m}^3$, in der Nacht 23./24.1. von 60 bis $100\text{ }\mu\text{g/m}^3$ registriert.

Dafür ging die PM₁₀-Konzentration in Imst in der Nacht 24./25.1. bis nahe 0 zurück, während Innsbruck am Abend des 24.1. Konzentrationen bis über $150\text{ }\mu\text{g/m}^3$ und in der Nacht um $50\text{ }\mu\text{g/m}^3$ registrierte. In Innsbruck deutet das Ozonkonzentrationsprofil auf eine sehr seichte Bodeninversion hin, von der Imst sehr wahrscheinlich nicht betroffen war.

Am 25.1. nachmittags wies Imst eine PM₁₀-Spitze bis $130\text{ }\mu\text{g/m}^3$ auf, während die anderen Nordtiroler Messstellen – bei zeitweise günstigeren Ausbreitungsbedingungen – niedrige PM₁₀-Konzentrationen (um $40\text{ }\mu\text{g/m}^3$) registrierten. Die hohen PM₁₀-Werte am Nachmittag sind – in Hinblick auf die niedrigen NO-Konzentrationen – nicht lokalen Emissionen (v. a. Verkehr) zuzuordnen. Bautätigkeit erscheint wegen der niedrigen nächtlichen Temperaturen (-2°C , mittags bis 10°C) wenig wahrscheinlich. Da die hohen PM₁₀-Werte vermutlich in ein Zeitfenster mit Ostwind fallen könnten sie – worauf u. U. die hohe NO₂-Konzentration hindeutet – auf PM₁₀-Transport (etwas gealterter und damit NO-ärmerer) Luft aus dem Unterinntal zurückzuführen sein.

30.1. bis 1.2.2002

Meteorologie

Österreich lag am 30.1. am Nordrand eines ausgedehnten Hochdruckgebiets im Bereich mediterraner Luftmassen. Am 1.2. näherte sich von Norden eine Warmfront mit maritimer Luft.

Im Inntal war es meist sonnig und mit Tageshöchsttemperaturen um 10°C in Innsbruck Flughafen relativ warm, wobei sich aber eine sehr massive Bodeninversion hielt – in Innsbruck Sadrach wurden Temperaturen bis 13°C erreicht.

Im Inntal wehte meist Westwind, der nachmittags zeitweise auf Ost drehte. Die Windgeschwindigkeit war mit um 1 m/s durchwegs niedrig.

Immission

Im Inntal wurden sehr hohe PM10- und NO_x-Konzentrationen registriert, wobei die beiden Messstellen in Innsbruck PM10-Werte deutlich über dem großräumigen Belastungsniveau registrierten.

Der Konzentrationsverlauf folgte in Imst weitgehend jenem in Hall oder Vomp mit Maxima morgens und abends, wobei das Abendmaximum in Imst länger anhielt als in Vomp A12 und noch bis Mitternacht ein langsamer Konzentrationsrückgang zu beobachten war, ähnlich Hall und Vomp a.d.L.

4. bis 6.2.2002

Meteorologie

Am 4.2. überquerte eine Kaltfront die Alpen, hinter der marine subpolare Luftmassen Mitteleuropa erreichten. Die Alpen lagen ab 4.2. zwischen einem Hochdruckgebiet über Süd- und Südosteuropa und einem Bereich zügiger Westströmung im nördlichen Mittel- und in Westeuropa. Am 6.2. überquerten von Westen eine Warm- und anschließend eine Kaltfront Mitteleuropa, wonach es über Norditalien zu Tiefbildung kam.

Nach dem Nachlassen des Föhns am 3.2. erreichte die *Temperatur* zwischen 4. und 6.2. in Innsbruck Maxima um +10°C und morgendliche Minima um –3°C bis 5.2. In der Nacht 5./6.2. setzte sich Warmluft im Inntal durch, wobei es in der zweiten Nachthälfte zu sehr komplexen Temperaturschichtungen kam. Während sich unmittelbar am Talboden meist kühlere Luft (+2°C) hielt, setzte in höheren Schichten massive Warmluftadvektion ein, wobei in Sadrach bis +11°C erreicht wurden.

Die *Temperaturschichtung* war in Bodennähe bis 5.2. von einer Inversion gekennzeichnet, die sich jeweils über Mittag auflöste. Mit der Warmluftadvektion knapp oberhalb des Talbodens bildete sich ab 5.2. abends eine ganz massive Bodeninversion aus (Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach bis –8°C), die ab 6.2. vormittags in neutrale Schichtung überging. Das Temperaturprofil oberhalb Sadrach wies bis 5.2. ebenfalls eine Inversion mit mittäglicher leichter Labilisierung auf. Die Erwärmung der mittleren Talatmosphäre ab 5.2. mittags bei gleichzeitiger Abkühlung am Patscherkofel führte zu neutraler Schichtung oberhalb von Sadrach bis 8.2. morgens.

Das *Ozonprofil* zeigt nach dem Abflauen des Windes am 4.2. morgens wieder einen deutlichen Vertikalgradienten mit gewissem Austausch am 4. und 5.2. mittags v. a. im unteren Inntal, kaum in Innsbruck. In der Nacht 5./6.2. setzte ab ca. 20:00 in Innsbruck, nicht aber im unteren Inntal vollständige vertikale Durchmischung ein – trotz der meist bestehenden massiven Bodeninversion, aber bedingt durch die hohen Windgeschwindigkeiten (bis

5 m/s) am Flughafen. Mit dem Abflauen des Windes bildete sich ab ca. 8:00 am 6.2. wieder ein starker Vertikalgradient der Ozonkonzentration aus, obwohl die bodennahe Luftschicht fast neutral geschichtet war.

Am 6.2. fielen in Innsbruck 16 mm *Regen*.

Immission

Mit dem Abflauen des Windes und der Ausbildung einer massiven Bodeninversion stieg die PM10-Belastung in ganz Nordtirol am 4.2. morgens, zusätzlich u. U. bedingt durch erhöhte Emissionen am Montag, an allen Messstellen stark an. Die meisten Nordtiroler Messstellen wiesen am 4. und 5.2. einen ähnlichen Verlauf mit hohen Konzentrationen morgens und abends und einem deutlichen Rückgang in der Nacht auf. Am 6.2. ging die PM10-Konzentration – dank starken Windes und guter Durchmischung – gegenüber den Vortagen zurück. Der Frontdurchgang am Abend des 6.2. bewirkte dann einen generellen starken Abfall der PM10-Belastung (in der Nacht zum 7.2. bis unter 20 µg/m³).

Imst wies ein von den anderen Nordtiroler Messstellen abweichendes Belastungsmuster mit hohen Konzentrationen jeweils am frühen Nachmittag auf, die nicht mit NO-Spitzen parallel gingen. Die NO₂-Konzentration ging allerdings in Imst, anders als NO, am frühen Nachmittag gegenüber der Morgenspitze kaum zurück.

Die hohen PM10-Werte am frühen Nachmittag sind – in Hinblick auf die niedrigen NO-Konzentrationen – nicht lokalen Emissionen (v. a. Verkehr) zuzuordnen. Bautätigkeit erscheint wegen der niedrigen nächtlichen Temperaturen (-3°C, mittags bis 12°C) wenig wahrscheinlich. Da die hohen PM10-Werte vermutlich in ein Zeitfenster mit Ostwind fallen könnten sie – worauf u. U. die hohe NO₂-Konzentration hindeutet – auf PM10-Transport (etwas gealterter und damit NO-ärmerer) Luft aus dem Unterinntal zurückzuführen sein.

11. bis 12.12. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ab 8.12. befand sich Österreich im Bereich kontinentaler Luftmassen polaren Ursprungs, wobei in den folgenden Tagen weiterer Kaltluftzustrom von Nordosten erfolgte und sich das Hoch südwärts verlagerte und verstärkte. Die Hochdrucklage hielt bis 17.12. an.

Die Tageshöchsttemperatur lag in Innsbruck durchwegs bei 3 bis 5°C; die Morgentemperatur sank von 3°C am bedeckten 8.12. auf -7°C am 11.12. Von 10. bis 14.12. war es relativ sonnig mit starken täglichen Temperaturamplituden.

In den Nächten bis 14./15.12. bildete sich stets eine Bodeninversion aus. Zudem führte stärkere Erwärmung in Höhen oberhalb von Sadrach am 11.12. tagsüber zu stabiler Schichtung in Bodennähe. Zwischen Sadrach und Rosshütte bestand stets stabile Schichtung. Mit starker Erwärmung auf der Rosshütte ab der Nacht 11/12.12. bildete sich hier eine Inversion aus, auch an den folgenden Tagen blieb eine sehr stabile Schichtung mit zeitweisen Inversionen bestehen.

Im Inntal wehte ab 9.12. abends überwiegend westlicher Wind. Ein der Talwindzirkulation entsprechender Wechsel auf Ost war in Innsbruck nur am 11.12. zu beobachten.

Die *Ozonkonzentration* war in Innsbruck Reichenau, Kramsach und Kufstein nachts praktisch immer null, in Innsbruck Sadrach in den meisten Nächten außer 10/11. und 11./12.12. Über mittags stieg am 10. und 12.12. die Ozonkonzentration in Innsbruck Reichenau, Kramsach und Kufstein mäßig an, am 11. und 14.12. ein wenig – am 13.12., 15. und 16.12. nicht. Demgegenüber geriet Sadrach über längere Zeiträume, auch nichts, in eine etwas

ozonreichere Luftmasse, allerdings stieg die Ozonkonzentration auch hier kaum über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (gegenüber $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf der Seegrube).

Immission

In Innsbruck wies die PM10-Konzentration zwischen 9. und 16.12. – ebenso wie NO, NO₂ und CO – ausgeprägtes Tagesgänge mit erhöhten Werten am Morgen sowie von Nachmittag bis in die Nacht hinein auf. Die leichte Durchmischung der bodennahen Atmosphäre, die im Ozonkonzentrationsverlauf in der zweiten Nachthälfte 11./12.12. zum Ausdruck kommt, spiegelt sich auch in einem deutlichen Rückgang der Konzentration von PM10 in Innsbruck wieder.

Das Belastungsmuster von PM10 und NO_x unterschied sich in Imst demgegenüber durch einen deutlich verspäteten Konzentrationsanstieg am Vormittag mit einem ersten PM10-Konzentrationsmaximum ca. um 12:00. Eine morgige NO- und NO₂-Spitze vergleichbar den Messstellen in Innsbruck und im Unterinntal fehlte dagegen. Dafür ging die Konzentration von PM10 und NO_x in Imst nachmittags kaum zurück und stieg bereits deutlich früher als an den anderen Messstellen an, wobei die PM10-Maxima ungefähr zeitgleich mit den NO- und NO₂-Maxima am späten Nachmittag auftraten. Auffallend sind die extrem hohen NO-Spitzen in Imst ($700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 11.12., $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 12.12.), die damit in einer ähnlichen Größe lagen wie in Vomp A12.

Der parallele Verlauf von PM10 und NO_x zeigt, dass die hohen PM10-Konzentrationen in Imst damit durchaus „normalen“ Emissionen zuzuordnen sind, die allerdings einen deutlich anderen Tagesverlauf aufwiesen als in Innsbruck und im Unterinntal.

Zudem zeigen die hohen PM10- und NO_x-Konzentrationen in Imst am 12.12., dass die Inversion, die sich in Innsbruck auflöste, hier bestehen blieb und – wie die außerordentlich hohen NO-Konzentrationen zeigen – vermutlich sehr flach war.

8. bis 12.1. 2003

Meteorologie

Österreich lag ab 8.1. in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung mit kalter kontinentaler Luft. Ein Höhentief, das am 8.1. über Südwestdeutschland lag, verlagerte sich an den folgenden Tagen westwärts. Über Italien bildete sich am 9.1. ein Tiefdruckgebiet aus, das am 9. und 10.1. im Ostalpenraum starke Bewölkung und Schneefall an der Alpennord- und – Ostseite verursachte. In Nordtirol fiel kein Niederschlag. Dieses Tief verlagerte sich am 10.1. zur Adria und am 11.1. zur Ukraine und verlor damit an Wetterwirksamkeit im Ostalpenbereich. Dafür näherte sich am 11.1. eine Kaltfront von Norden mit arktischer Luftmasse, die am 12.12. Österreich erreichte. Am 12.12. setzte sich über Mitteleuropa Hochdruckeinfluss durch.

Die Temperatur lag am 8.1. im Inntal morgens bei -10°C und auf der Rosshütte bei -17°C . Das Ox. Italien-Tief führte zu starker Warmluftadvektion in der Höhe und damit zur Ausbildung hochreichend stabiler Schichtung über dem Inntal. Der Ozonkonzentrationsverlauf zeigt am 8.1. bis zum Nachmittag mäßige vertikale Durchmischung, danach bis 12.12. morgens eine sehr massive hochreichende Inversion mit geringfügiger Labilisierung über Mittag. Dabei wurde in größerer Höhe durchaus ozonreiche Luft herangeführt (auf der Nordkette bis $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Im Inntal wehte von 8.1. morgens bis 9.1. morgens sehr schwacher, unbeständiger westlicher Wind, dann stellte sich sehr beständiger Ostwind ein, dessen Geschwindigkeit am 9.1. bis 4 m/s in Hall und $3,5 \text{ m/s}$ am Roppener Tunnel anstieg. Auch an den folgenden Tagen bis 11.1. morgens blieb es mit Geschwindigkeiten von 2 bis 4 m/s vergleichsweise windig.

Am 12.1. morgens endete der beständige Ostwind und wechselte auf eher variablen westlichen Wind.

Immission

Die PM10-Belastung wies von 8. bis 12.1. im ganzen Inntal von Innsbruck abwärts ein sehr einheitliches Niveau und einen sehr strukturlosen Verlauf auf, wobei am 10.1. die höchsten Konzentrationen (um $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auftraten. Zeitweise registrierte Innsbruck Reichenau höhere Konzentrationen, v. a. am 11. und 12.1. Imst wies zeitweise niedrigere PM10-Konzentrationen auf, v. a. in der Nacht 9./10.1.

Die NO-Konzentration war in ganzen Inntal, ausgenommen Vomp A12, mit Spitzen um $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eher niedrig, lediglich Vomp A12 registrierte bis $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nur mäßig hoch, relativ strukturlos und räumlich relativ einheitlich war die NO_2 -Konzentration mit Spitzen um $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ausgenommen Vomp A12 etwas über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Am NO-Verlauf in Imst fällt das Fehlen einer morgendlichen NO-Konzentrationspitze – vergleichbar den anderen Nordtiroler Messstellen – auf, wohingegen hier die höchsten NO-Werte über Mittag auftraten, die höchsten NO_2 -Werte meist am späten Nachmittag.

Das Belastungsbild deutet insgesamt auf ein starkes Überwiegen von Schadstoffakkumulation im gesamten Inntal bei mäßig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen hin, wobei die höchsten PM10-Konzentrationen am Freitag und Samstag (10. und 11.1.) beobachtet wurden.

Da beständiger Ostwind wehte, liegen die Quellen der PM10- und NO_x -Belastung, die in Imst gemessen wurde, im Inntal unterhalb von Imst.

17. bis 21.2.2003

Österreich lag ab 16.2. am Südrand eines ausgedehnten Hochdruckgebietes mit Kern über der Ostsee im Bereich kalter kontinentaler Luftmassen, die von Nordosten herangeführt wurden. In den außeralpinen Niederungen war es zumeist nebelig bis bewölkt, im Inntal sonnig. Das Hochdruckgebiet hielt sich mit Kern über Skandinavien bis 21.2.

Im oberen Inntal bildete sich eine Talwindzirkulation mit Westwind vom Abend bis mittags auf, Ostwind wehte am Nachmittag. Im oberen Inntal setzte der Wechsel von West- auf Ostwind damit später ein als in Innsbruck und im unteren Inntal.

Die Tageshöchsttemperatur stieg in Innsbruck von -2°C am 17.2. auf $+6^\circ\text{C}$ am 20.2. Die Schichtung der Atmosphäre war nachts stets stabil, über Mittag setzte deutliche Labilisierung ein.

In Nordtirol fiel kein Niederschlag.

Immission

Die PM10-Konzentration zeigte im gesamten Inntal ausgeprägte Tagesgänge – Maxima am frühen Vormittag und am Abend – bei weitgehend parallelem Verlauf an den meisten Messstellen; über das allgemeine Niveau ging v. a. in Innsbruck Reichenau die Konzentration hinaus.

Die PM10-Maxima wurden in Imst jeweils am Morgen registriert und waren mit über $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher als sogar in Vomp A12. Deutlich niedriger als an den übrigen Messstellen war die PM10-Konzentration in Imst am Nachmittag. Abends wies die PM10-Belastung in Imst ähnliche Werte auf wie in Vomp, aber deutlich geringere als in Innsbruck.

Die NO- und NO_2 -Konzentration stieg in Imst sowohl morgens wie abends ca. 2 Stunden später an als an den Messstellen im Unterinntal. Die PM10-Spitzen traten damit in Imst

ungefähr gleichzeitig mit jenen von NO auf, während sie im Unterinntal gegenüber jenen um ca. 2 Stunden versetzt beobachtet wurden.

Dies deutet darauf hin, dass die PM10-Belastung in Imst vergleichsweise stärker von lokalen Emissionen bestimmt wurde als im Unterinntal, wo PM10-Akkumulation offenbar eine größere Rolle spielte und einen gegenüber NO_x verzögerten Konzentrationsanstieg bedingte (und auch für vergleichsweise höhere PM10-Konzentrationen am Nachmittag während niedrigerer Emissionen verantwortlich ist). Während der Ostwindphase mit günstigeren Ausbreitungsbedingungen ging die PM10-Konzentration in Imst stärker zurück als im Unterinntal.

24. bis 28.2.2003

Meteorologie

Das Hochdruckgebiet, welches sie vorher beschriebene Episode bestimmte, verlagerte am 23.2. sein Zentrum nach Ostmitteleuropa und bestimmte bis 26.2. das Wetter in Österreich. Am 27.2. verlagerte es sich nordostwärts, worauf in den folgenden Tagen flache Druckverteilung über Mitteleuropa herrschte.

Das sonnige Wetter hielt an, die Temperatur lag in Innsbruck aber um +13°C, morgens um – 3°C.

Nachts bestanden jeweils mäßig stabile Ausbreitungsbedingungen, tagsüber setzte deutliche Labilisierung ein; das Ozonprofil zeigt relativ gute vertikale Durchmischung. In Imst waren die Ausbreitungsbedingungen deutlich ungünstiger als in Innsbruck, vom späten Nachmittag bis zum Morgen wird Ausbreitungsstufe 7 (sehr stabil) ausgewiesen.

Im unteren Inntal wehte zumeist schwacher westlicher Wind. Am Roppener Tunnel bildete sich von 24. bis 26.2. und 28.2. nachmittags kurzzeitig Ostwind aus.

In Nordtirol fiel kein Niederschlag.

Immission

Die PM10-Konzentration war im Inntal von Innsbruck abwärts den eher günstigen Ausbreitungsbedingungen entsprechend relativ niedrig. In Vomp wurden Spitzen bis ca. 120 µg/m³ registriert, lediglich in Innsbruck wurden am 24. und 25.2. wesentlich höhere PM10-Werte erreicht.

Imst wies von 24. bis 27.2. ein von den anderen Messstellen stark abweichendes Muster auf. Am 24. und 25.2. traten wesentlich höhere PM10-Konzentrationen als in Vomp – aber niedrigere als in Innsbruck – auf, während an den beiden folgenden Tagen die PM10-Belastung in Imst vor allem am Vormittag, aber auch am Abend deutlich höher war als in Innsbruck und im unteren Inntal. Der Tagesgang von PM10 entsprach dabei dem durchaus „üblichen“ Verhalten mit Maxima am frühen Vormittag und am Abend, wobei der Konzentrationsrückgang am Nachmittag nur wenig ausgeprägt war.

Die NO-Konzentration war in Imst relativ niedrig (Spitzen unter 200 µg/m³, in Vomp A12 über 500 µg/m³) und zeigt einen „üblichen“ Verlauf mit Maxima am Morgen und am Abend und – gegenüber den Messstellen im Unterinntal – einen ca. 2 h verspäteten Anstieg.

Ebenso wie die NO-Konzentration war jene von NO₂ in Imst ab 25.2. nachmittags deutlich höher als in Innsbruck und vergleichbar mit Vomp a.d.L. Verglichen mit den anderen Nordtiroler Messstellen ging die NO₂-Konzentration – ebenso wie PM10 – nachts und nachmittags relativ wenig zurück.

Der relativ parallele Verlauf von NO, NO₂ und PM10 in Imst – auch am 26. und 27.2., als Imst wesentlich höhere PM10-Konzentrationen registrierte als die anderen Nordtiroler

Messstellen – bei einem „üblichen“ Tagesverlauf deutet auf „normale“ PM10-Quellen in Imst hin.

Die vergleichsweise sehr hohe PM10-Belastung in Imst kann mit den ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen – verglichen mit Innsbruck – und möglicherweise Schadstoffakkumulation im oberen Inntal bei überwiegendem Westwind erklärt werden.

5. bis 7.3.2003

Meteorologie

Österreich lag ab 4.3. im Bereich flacher Luftdruckverteilung mit kontinentaler Kaltluft; ein massives Höhentief über Ostmitteleuropa bedingte eine starke nördliche Höhenströmung über den Ostalpen. Zwischen 5. und 8.3. verstärkte sich ein Bodenhoch über Osteuropa. Am 7.3. erreichte von Westen eine okkludierte Frontalzone Österreich, mit der die kontinentale Kaltluft durch maritime Kaltluft abgelöst wurde, die mit verbreitetem Regen und Schneefall verbunden war.

In Innsbruck war es von 4. bis 6.3. sonnig mit Tageshöchsttemperaturen um 12°C und Minima um 0°C. Nachts bildete sich, wie das Ozonprofil zeigt, jeweils eine starke Bodeninversion aus, am frühen Nachmittag labilisierte sich die Talatmosphäre weitgehend. Der Frontdurchgang am 7.3. brachte eine leichte Abkühlung, führte aber nicht zu einer Durchmischung der Talatmosphäre; die Bodeninversion blieb sowohl in der Nacht 6./7. als auch 7./8.3. bestehen. Die höhere Ozonkonzentration in Innsbruck Sadrach in der Nacht 6./7.3. zeigt allerdings eine bessere Durchmischung in höheren Schichten an.

Im Inntal bildete sich bis 6.3. eine Talwindzirkulation aus; am Roppener Tunnel wehte dabei bereits ab dem Vormittag Ostwind. Ostwind setzte in Roppen in der zweiten Nachthälfte am 6./7.3. infolge des Ox. Frontdurchganges ein, bis zum Abend des 7.3. wehte Wind aus Ost bis Südost mit bis 3 m/s (in Innsbruck 4 m/s), ehe sich in der Nacht 7./8.3. wieder Westwind einstellte.

Immission

Die PM10-Konzentration zeigte von 4. bis 6.3. in Innsbruck und im Unterinntal einen „üblichen“ Verlauf mit Maxima am Morgen und am Abend, wobei Innsbruck Reichenau mit Abstand die höchsten Konzentrationen erfasste. Das abendliche PM10-Maximum fehlte am 7.3. in Vomp, was mit dem Aufkommen starken Nordostwindes erklärt werden kann; die Atmosphäre war hier sehr wahrscheinlich bereits labiler geschichtet als in Innsbruck. In der Nacht 6./7.3. und am 7.3. war die PM10-Belastung vergleichsweise niedrig, was auf den stärkeren Wind und die günstigeren Ausbreitungsbedingungen zurückgeführt werden kann, möglicherweise auch auf den Transport niedriger belasteter Luft aus dem Alpenvorland mit beständigem Taleinwind am 7.3.

Imst zeigte einen davon zeitweise stark abweichenden Verlauf mit extrem hohen PM10-Konzentrationen am 5.3. vom späten Vormittag bis zum Abend mit maximal 334 µg/m³ (TMW 117 µg/m³). Das Belastungsniveau des Inntals übersteigende PM10-Konzentrationen traten in Imst am 6.3. nachmittags bis abends sowie am 7.3. von Mittag bis Abend auf. Einen „üblichen“ und mit den anderen Nordtiroler Messstellen parallelen PM10-Verlauf registrierte Imst am 5.3. und 6.3. morgens. In der Nacht 6./7.3. war die PM10-Konzentration hier niedriger als im Unterinntal.

Die NO-Konzentration zeigte an allen Nordtiroler Messstellen zumeist einen üblichen Verlauf mit Maxima morgens und abends, wobei in Imst i.d.R. die NO-Konzentration 1 bis 2 h später anstieg als im Unterinntal. Mit Spitzen meist knapp über 100 µg/m³ war die NO-Konzentration mäßig hoch.

NO₂ zeigte in Imst am 5.3. mittags eine kurzzeitige Spitze (um 80 µg/m³) parallel zu erhöhter PM10-Konzentration; nachmittags, während der Zeit besonders hoher PM10-Konzentration, sank die NO₂-Konzentration aber auf 40 µg/m³. Die extreme PM10-Konzentration am Nachmittag des 5.3. muss somit anderen Emissionen als jenen von NO_x zugeordnet werden, möglicherweise Bautätigkeit.

Die hohen nachmittäglichen PM10-Konzentrationen (bis 212 µg/m³) am 6.3. fallen dagegen mit erhöhter NO- und NO₂-Konzentration (bis 119 bzw. 91 µg/m³) zusammen. Ein Grund für den relativ zeitigen und starken Konzentrationsrückgang bei PM10 und NO_x um 19:00 lässt sich nicht angeben. Die hohe PM10-Belastung am 6.3. lässt sich jedenfalls den gleichen Quellen zuordnen wie NO_x.

Am 7.3. fallen die hohen PM10-Konzentrationen zwischen 13:00 und 19:00 (mit starken zeitlichen Variationen) mit relativ niedrigen NO_x-Konzentrationen zusammen. Die hohe PM10-Konzentration am 7.3. muss somit anderen Emissionen als jenen von NO_x zugeordnet werden, möglicherweise Bautätigkeit.

10. bis 12.3.2003

Meteorologie

Nach dem Durchzug einer okkludierten Front am 9.3. lag Österreich ab 10.3. am Rand eines flachen Hochdruckgebietes über Südwesteuropa im Bereich starker nördlicher Höhenströmung. Von Westen gelangten kalte maritime Luftmassen nach Mitteleuropa. Die Strömung drehte an den folgenden Tagen auf West, die Luftmassen, die Österreich erreichten, wurden, bei weiterhin atlantischer Herkunft, wärmer (die Tageshöchsttemperatur stieg in Innsbruck ab 9.3. bis 11.3. von 12 auf über 18°C).

Von 10.3. bis 12.3. nachmittags war es meist sonnig, danach brachte eine Kaltfront von Nordwesten Bewölkung und Regen (5 mm am 12.3.).

Die Temperaturschichtung war bis 12.3. nachmittags von nächtlichen Bodeninversionen und weitgehender Labilisierung tagsüber gekennzeichnet.

Am Roppener Tunnel wurde bis 12.3. mittags sehr schwacher westlicher Wind gemessen, der tagsüber kaum je auf Ost drehte. Im Unterinntal bildete sich nachmittags zeitweise Ostwind aus. Die Talwindzirkulation (Ostwind tagsüber) war vermutlich wegen der starken großräumigen Westströmung derart schwach ausgebildet. Der o. g. Frontdurchgang brachte am 12.3. mittags im Unterinntal eine Drehung des Windes auf östliche Richtung; in Imst hielt sich fast durchwegs Westwind, der allerdings zeitweise bis 4 m/s auffrischte.

Immission

Die PM10-Konzentration wies in Innsbruck und im Unterinntal von 9.3. abends bis 12.3. morgens einen „üblichen“ Verlauf mit Maxima morgens und abends auf, wobei die höchsten Konzentrationen in Innsbruck Reichenau auftraten.

Parallel dazu traten auch in Imst jeweils morgens hohe PM10-Konzentrationen (Spitzen 150 bis 200 µg/m³) auf. Davon abweichend registrierte Imst am 10. und 11.3. nachmittags sehr hohe PM10-Konzentrationen (11.3. bis 282 µg/m³). Am 12.3. ging die Konzentration in Imst später als im Unterinntal zurück, weil der von der o. g. Front bewirkte Luftmassenwechsel das Obere Inntal erst später erreichte.

Die hohen PM10-Konzentrationen (Maximum 207 µg/m³) am Nachmittag des 10.3. fallen mit erhöhten NO_x-Konzentrationen zusammen (Max. NO 134 µg/m³, NO₂ 97 µg/m³), ebenso am 11.3. (NO 170 µg/m³, NO₂ 92 µg/m³).

Am 12.3. folgte auf eine morgendliche PM10-Spitze in Imst ein neuerlicher Anstieg über Mittag bei bereits fallender NO_x-Konzentration, der möglicherweise auf andere Quellen, u. U. Bautätigkeit, zurückgeführt werden kann.

17. bis 20.3.2003

Meteorologie

Ein Hochdruckgebiet bestimmte das Wetter über Mitteleuropa, in welches am 21.3. von Norden eine Frontalzone eindrang.

In Nordtirol herrschte durchwegs sonniges Wetter, im Inntal bildete sich eine klare Talwindzirkulation aus.

Nachts bildete sich stets eine Bodeninversion aus, tagsüber herrschten günstige Ausbreitungsbedingungen.

Immission

Die PM10-Belastung war in Nordtirol räumlich relativ einheitlich, in Innsbruck überstieg sie kaum das großflächige Niveau.

In Imst fallen allerdings einige Situationen mit stark erhöhter PM10-Belastung auf, so am 17.3. vormittags, am 19.3. am frühen Nachmittag und am 20.3. nachmittags. Diese Fälle zeichnen sich durch stark überdurchschnittliche PM10/NO_x-Verhältnisse aus, was darauf hindeutet, dass „außerordentliche“ PM10-Emissionen, möglicherweise Bautätigkeit, zum Tragen kamen.

25. bis 29.3.2003

Meteorologie

Österreich lag im nördlichen Bereich eines ausgedehnten Hochdruckgebietes im Bereich eher mediterraner Luftmassen. Der Hochdruckeinfluss verstärkte sich am 26.3. durch den Aufbau eines Hochs über Nordeuropa (Britische Inseln – Finnland), dessen Zentrum sich bis 29.3. nach Südostrussland verlagerte. Am 30.3. drang ein kleinräumiges Tief nach Mitteleuropa vor, dessen okkludierte Front von Norden die Alpen erreichte.

Von 25. bis 29.3. war es in Nordtirol zumeist sonnig bei Tageshöchsttemperaturen um 20°C, aber Morgenminima bei 0°C.

Die Temperaturschichtung war nachts stabil, allerdings zeigt das Ozonprofil auch nachts noch mäßigen Luftmassenaustausch zwischen Innsbruck Sadrach und Nordkette an und auch keine durchgehend bestehende Bodeninversion in Innsbruck. Tagsüber war die Schichtung labil mit vollständiger Vertikaldurchmischung der Talatmosphäre.

Der Zeitraum 25. bis 29.3. wies ein gut ausgebildetes Talwindssystem mit relativ lang anhaltenden Taleinwindphasen – am Roppener Tunnel vom späten Vormittag bis zum Abend – auf; die Windgeschwindigkeit lag nachts um 0,5 m/s und erreichte Nachmittags 2 bis 3 m/s.

Immission

Die PM10-Belastung war in Nordtirol räumlich ziemlich einheitlich. Die – verglichen mit dem Hochwinter – günstigeren abendlichen Ausbreitungsbedingungen (infolge größerer Tageslänge) führten zu einer deutlichen Verflachung der abendlichen Konzentrationsspitze sowohl bei PM10 und NO_x gegenüber der morgendlichen Spitze. Anders als im Hochwinter wies

auch Innsbruck – v. a. am Abend – keine erhöhte PM10-Belastung auf, was auf die geringeren Emissionen aus Hausbrand zurückgeführt werden kann.

Imst wies am 25.3. zunächst ein Morgenmaximum parallel zur PM10-Konzentration an den anderen Nordtiroler Messstellen auf, dem eine weitere Spitze um 11:00 bis $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ folgte. Da die NO_x-Konzentration erst nach 11:00 zurückging, dürften dafür „normale“ Emissionen (vermutl. Straßenverkehr) verantwortlich gewesen sein.

Am 27.3. folgte auf eine morgendliche PM10-Spitze ($101 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Imst ein neuerlicher Anstieg über Mittag bis $236 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei bereits fallender NO_x-Konzentration, der auf andere Quellen, u. U. Bautätigkeit, zurückgeführt werden muss.

Die hohen PM10-Konzentrationen am 29.3. den ganzen Vormittag über (max. $147 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um 11:00) fallen mit erhöhter NO_x-Belastung zusammen, allerdings traten die höchsten PM10-Konzentrationen nicht gleichzeitig mit den kurzen NO_x-Spitzen (NO $311 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um 12:00) auf. Wie weit das außergewöhnliche Belastungsbild bei NO_x und die hohe PM10-Belastung am Vormittag des 29.3. auf Einkaufsverkehr (Samstag) oder Bautätigkeit zurückzuführen ist, lässt sich nicht sagen.

30.4.2003

Meteorologie

Nach einem Kaltfrontdurchgang am 29.4. gelangte Österreich in eine kalte maritime Luftmasse. Ein weiterer Kaltfrontdurchgang folgte am Abend des 30.4., der eine markante Abkühlung brachte.

Im Inntal wehte am 30.4. zumeist Westwind, die Geschwindigkeit lag am Roppener Tunnel zunächst um 1 m/s und stieg ab 10:00 auf 4 bis 5 m/s. Am späten Abend drehte der Wind auf östliche Richtung und flaute ab.

Das Ozonprofil über Innsbruck zeigt durchwegs gute vertikale Durchmischung an, während die Ausbreitungsklassen für den Roppener Tunnel nachts sehr stabile Schichtung und über Mittag Labilisierung ausweisen.

Immission

Der 30.4. wies eine sehr heterogene PM10-Belastung in Nordtirol auf. Während die Spitzen in Innsbruck und Hall unter $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ blieben, wurden in Imst und beiden Messstellen in Vomp über $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert. Dabei war die PM10-Konzentration am Morgen in Vomp mit unter $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vergleichsweise niedrig, während in Imst bis zu $257 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert wurden. Parallel dazu zeichnen sich Imst und Vomp auch durch eine sehr hohe NO_x-Konzentration aus, die in Innsbruck vergleichsweise sehr viel niedriger blieb. Imst registrierte eine ähnliche NO_x-Belastung wie Vomp a.d.L., während Vomp A12 deutlich höhere NO_x-Konzentrationen (NO über $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$) erfasste (NO in Imst bis $179 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Nach einem kurzen Konzentrationsrückgang am Vormittag stieg die PM10-Belastung in Imst und Vomp mittags wieder an (Max. in Imst $253 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Vomp a.d.L. $311 \mu\text{g}/\text{m}^3$). und sank erst am späten Abend unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Am Nachmittag war allerdings die NO-Konzentration sowohl in Imst wie in Vomp relativ niedrig (Imst unter $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), die NO₂-Konzentration war mäßig hoch (Imst um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Die gleichzeitige sehr hohe PM10-Konzentration in Imst und Vomp deutet auf gleichartige und „normale“ Quellen – d. h. Straßenverkehr – als Ursache der hohen PM10-Belastung in Imst hin; die relativ niedrige NO-Konzentration spricht eher dagegen; der Verdacht auf Bautätigkeit als relevante PM10-Quelle in Imst ist nicht auszuschließen.

5. bis 9.5.2003

Meteorologie

Ab 4.5.2003 lag ein Hochdruckgebiet mit kalten maritimem Luftmassen über Mitteleuropa, das für wolkenloses Wetter sorgte. Es verlagerte sich in den folgenden Tagen ostwärts, sodass von Nordwesten mehrere Frontalzonen nach Mitteleuropa vordringen konnten, die Österreich aber bis zum 7.5. nicht erreichten. Am 8.5. beeinflusste dann ein Tief über Spanien mit von Süden vordringen Frontalzonen das Wetter im Alpenraum, das sich am 9.5. über Mitteleuropa verlagerte, im Ostalpenraum aber wenig wetterwirksam war; hier fielen keine Niederschläge. Erst am 10.5. erreichte von Nordwesten ein komplexes Frontsystem die Alpen und leitete eine regenreiche Phase ein.

In Nordtirol war es bis 8.5. durchwegs sonnig, es bildete sich eine regelmäßige Talwindzirkulation aus. Am 9.5. ging die Temperatur zurück und es wehte im Inntal beständiger Ostwind.

Das Ozonkonzentrationsprofil zeigt tagsüber vollständige vertikale Durchmischung an und in der zweiten Nachthälfte eine teilweise Abtrennung der bodennahen Luftschicht vom Niveau der Nordkette. Die Ausbreitungsklassen für den Roppener Tunnel geben nachts sehr stabile, tagsüber labile Schichtung an.

Immission

In Nordtirol wurde an diesen Tagen eine räumlich relativ einheitliche PM10-Belastung registriert, die einen „üblichen“ Tagesgang mit Maxima morgens und abends aufwies.

Davon abweichend traten in Imst – zusätzlich zu den „normalen“ Morgen- und Abendmaxima – zeitweise wesentlich höhere PM10-Konzentrationen auf, so v. a. am 5.5. morgens, am 6.5. nachmittags, am 8.5. nachmittags und am 9.5. morgens und mittags.

Der erhöhten PM10-Belastung entsprachen zeitweise erhöhte NO_x-Konzentrationen, doch traten auch Zeiträume hoher PM10-Konzentration bei sehr niedrigen NO_x-Konzentrationen auf, so v. a. am 5.5. abends, am 8.5. nachmittags bis in die Nacht und am 9.5. mittags. Außergewöhnlich ist die hohe PM10-Belastung von 8.5. mittags bis 9.5. früh morgens, die, bei sehr niedriger NO-Konzentration, mit erhöhter NO₂-Belastung zusammen fiel. Dabei fällt auf, dass auch die Messstellen in Vomp eine deutlich erhöhte nächtliche NO₂-Belastung aufweisen, und zwar auch in den vorangegangenen Nächten.

Der Konzentrationsverlauf von PM10, NO und NO₂ lässt den Schluss zu, dass die hohen PM10-Konzentrationen in Imst am 5.5., am 6.5. morgens und nachmittags, am 7.5. morgens und spät abends, am 8.5. morgens und von 8.5. abends bis 9.5. morgens mit Schadstoffanreicherung im Inntal (PM10 und NO₂) in Zusammenhang stehen; lokale Quellen (die auch NO-Quellen sind) kommen zudem jeweils bei der morgendlichen Verkehrsspitze in Frage. Andersartige Quellen – bei niedriger NO_x-Belastung – müssen für die hohen PM10-Belastungen am 8.5. nachmittags und möglicherweise am 9.5. vormittags verantwortlich gewesen sein.

18. bis 22.9.2003

Meteorologie

Der 18. und 19.9.2003 fallen in eine lang anhaltende Hochdruckwetterlage, wobei sich der Kern des Hochs langsam von Mittel- nach Südosteuropa verlagerte. Am 21.9. drang eine Frontalzone von Nordwesten nach Mitteleuropa vor; sie erreichte Nordtirol erst am 23.9., beeinflusste aber bereits am 22.9. die Windverhältnisse im Inntal.

In Nordtirol war das Wetter sonnig und warm mit Temperaturmaxima um 27°C. Im Inntal bildete sich bis 21.9. eine regelmäßige Talwindzirkulation aus. Am 22.9. wehte tagsüber schwacher, unbeständiger Westwind.

Das Ozonkonzentrationsprofil über Innsbruck zeigt über Mittag gute vertikale Durchmischung, nachts bis 22.9. eine Bodeninversion, wobei Innsbruck Sadrach stets oberhalb dieser Inversion lag. In der Nacht 22./23.9. war die Talatmosphäre homogen durchmischt.

Immission

Die PM10-Belastung war im Inntal regional ziemlich einheitlich und wies am 18. und 19.9. (Do, Fr) Maxima morgens und abends auf, am 20.9. und 22.9. nur morgens.

Davon abweichend traten am 18. und 19.9. sowie am 22.9. in Imst wesentlich höhere PM10-Konzentrationen weit in den Vormittag hinein auf, die auch mit erhöhten NO- und NO₂-Konzentrationen zusammen fielen, aber auch über Mittag bei bereits niedriger NOx-Konzentration.

In Imst und Innsbruck stieg die NO₂-Konzentration jeweils ab 17:00, bei relativ moderater NO-Konzentration, rasch an, vermutlich – wie das Ozonprofil über Innsbruck andeutet – mit der Ausbildung der Bodeninversion. Noch früher, kurz nach Mittag, stieg die NO₂-Konzentration in Gärberbach und Vomp an. Hohe PM10-Konzentrationen in Imst, nicht aber an den anderen Messstellen, fallen am 18., 19. und 22.9. mit erhöhter NO₂-Konzentration zusammen.

Sehr hoch blieb die PM10-Konzentration am Abend des 22.9. bis weit in die Nacht hinein, wobei auch die Konzentration von NO₂-, nicht aber NO in der Nacht hoch war.

Insgesamt deutet das Belastungsmuster am 18. und 19.9. und am 22.9. morgens auf „normale“ PM10-Quellen mit einem u. U. beträchtlichen Ausmaß von Schadstoffakkumulation hin. Bautätigkeit als PM10-Quelle ist am 22.9. nicht auszuschließen, derart spät abends aber wenig wahrscheinlich.

28. bis 31.10. 2003

Meteorologie

Ab 27.10. baute sich über Mitteleuropa ein flaches Hochdruckgebiet (eher kontinentale, kalte Luftmassen) auf, das bis zum 29.10. nach Osten abwanderte. Am 30.10. erreichten zwei okkludierte Frontalzonen, ausgehend von einem Tief über der Nordsee, von Westen Österreich, die in Nordtirol wenig Niederschlag verursachten. Am 31.10. lag Österreich im Bereich maritimer Luftmassen mit südwestlicher Strömung, ehe am 1.11. wieder eine Kaltfront von Westen ankam und stärkeren Regen verursachte.

Der Zeitraum bis 31.10. mittags war von sehr schwachem, unbeständigem, meist westlichem Wind um 1 m/s gekennzeichnet, ehe die o. g. Kaltfront ab 31.10. mittags zu starkem Westwind bis 6 m/s beitrug.

Das Ozonkonzentrationsprofil deutet nachts bis 30./31.10. stets auf eine hochreichend stabile Schichtung mit Bodeninversion hin. Bis 29.10. setzte tagsüber relativ gute vertikale Durchmischung ein, nicht aber am 30.10. Der starke Wind brachte dann ab 31.10. mittags vollständige vertikale Durchmischung.

Immission

Die Nordtiroler Messstellen wiesen von 28. bis 31.10. ein räumlich relativ einheitliches PM10-Belastungsbild mit Tagesgängen auf, bei denen abends zumeist höhere Konzentrationen als morgens auftraten. Über dem großflächigen Belastungsniveau lag die PM10-Belastung in Innsbruck Reichenau und vor allem in Imst.

Deutlich erhöhte PM10-Konzentrationen wurden in Imst v. a. am 28.10. vormittags und abends, am 29.10. nachmittags und am 31.10. vom Morgen bis in die folgende Nacht hinein registriert.

Die NO_x-Belastung verlief in Imst zumeist parallel zu PM10, d. h. auch die das großflächige Belastungsniveau deutlich übersteigende PM10-Belastung am 29.10. nachmittags und am 31.10. dürfte auf „normale“ Emissionen zurückzuführen sein. Auffallend ist, dass am 31.10. bis weit in die Nacht hinein bei günstigen Ausbreitungsbedingungen und starkem Wind die NO- und die NO₂-Belastung hoch blieben (NO bis 200 µg/m³).

Aufwirbelung oder Bautätigkeit dürften somit nicht die Hauptquellen der hohen PM10-Belastung gewesen sein, eher Straßenverkehr.

3. bis 7.11.2003

Meteorologie

Eine okkludierte Front erreichte am 3.11. von Nordwesten Österreich und führte an der Alpennordseite zu verbreitetem Regen; im Inntal blieb das Wetter trocken und nur mäßig bewölkt. Danach geriet Österreich in den Einflussbereich eines flachen Hochdruckgebietes mit Zentrum über Südwesteuropa, das sich am 5.11. verstärkte und nach Mitteleuropa verlagerte, am 7.11. lag sein Kern über dem Baltikum. Das Wetter war in Nordtirol bis 6.11. meist wolkenlos, am 7.11. führte ein Höhentief mit Kern über Südosteuropa zu stärkerer Bewölkung und am 8.11. für leichten Regen.

Bis 6.11. bildete sich im Inntal eine schwach ausgeprägte Talwindzirkulation mit Geschwindigkeiten um 1 m/s aus; ab 6.11. mittags wehte starker Ostwind (bis 6 m/s in Vomp), der am Morgen des 7.11. abflaute.

Die Ausbreitungsbedingungen über dem Inntal waren durchgehend ungünstig, nur über Mittag setzte leichte Labilisierung ein.

Immission

Die PM10-Belastung war im gesamten Inntal hoch, räumlich relativ einheitlich und wies ausgeprägte Tagesgänge mit den höchsten Werten zumeist am Abend auf.

Imst wies zusätzlich einige Episoden wesentlich höherer PM10-Belastung auf, so v. a. am 3.11. nachmittags, am 4.11. von Mittag bis zum Abend, am 5.11. von Mittag bis zum Abend und am 6.11. mittags.

Die hohen PM10-Konzentrationen gingen jeweils mit stark erhöhter NO- und NO₂-konzentration parallel; am 5.11. traten nachmittags NO-Konzentrationen bis 451 µg/m³ und NO₂-Konzentrationen bis 111 µg/m³ auf.

22. bis 26.11.2003

Meteorologie

Am 22.11. lag Österreich am Rand eines flachen Hochdruckgebietes mit Kern über Südosteuropa im Bereich milder maritimer Luftmassen; die Tageshöchsttemperatur erreichte bis 20°C. Im Hochgebirge wehte starker Westwind, im Inntal Westwind mit ca. 2 m/s. Mehrere Fronten, die Mitteleuropa von Nordwesten erreichten, führten in den folgenden Tagen zu stärkerer Bewölkung in Nordtirol, nicht aber zu Niederschlag. Am 26.11. beeinflusste ein Tief westlich von Italien Österreich; eine von diesem Tief ausgehende Front überquerte am 27.11. Nordtirol von Osten und führte zu Regen.

Der Wind drehte im Inntal am 25.11. auf Ost und flaute ab (unter 1 m/s), am 27.11. drehte er wieder auf West.

Die Ausbreitungsbedingungen waren bis 24.11. relativ gut, nachts bildeten sich mäßig stabile Verhältnisse aus. Ab 24.11. abends deutet das Ozonprofil auf eine stärkere Abtrennung der Talatmosphäre von höheren Luftschichten hin, ab 25.11. nachmittags auf eine massive hochreichende Inversion.

Immission

Die PM10-Belastung war im Inntal, abgesehen von Imst, von 22. bis 26.11. räumlich relativ einheitlich (mit höheren Konzentrationen in Innsbruck Reichenau), wobei sie am Sonntag 23.11. am niedrigsten war.

Imst zeichnete sich bis 25.11. morgens durch eine wesentlich über dem allgemeinen Belastungsniveau liegende PM10-Konzentration aus, der aber auch eine stark erhöhte NO- und NO₂-konzentration entsprach. Mit NO-Konzentrationen fast bis 600 µg/m³ am 25.11. und NO₂-konzentrationen bis 130 µg/m³ übertraf Imst zeitweise sogar die NO_x-Belastung von Vomp A12. Die NO_x-Belastung wies teilweise ungewohnte Tagesgänge mit hohen Konzentrationen bis weit in die Nacht hinein auf. Das PM10/NO_x-Verhältnis war insgesamt sehr niedrig. Am 26.11. lag die NO_x-Belastung dann deutlich unter dem Niveau von Vomp A12, die PM10-Belastung wies in Imst ein ähnliches Niveau auf wie im Unterinntal.

1. bis 5.12. 2003

Meteorologie

Österreich lag Anfang Dezember im Übergangsbereich zwischen einer ausgedehnten Tiefdruckzone im Westen und einem Hochdruckgebiet im Osten. Es herrschte zügige südwestliche Höhenströmung; milde maritime Luftmassen gelangten nach Österreich, die Tageshöchsttemperatur lag in Innsbruck um 15°C. Diese Wetterlage mit Eindringen mehrerer Frontalzonen von Westen hielt bis 3.12. an, ab 4.12. verstärkte sich Hochdruckeinfluss von Osten.

Im Inntal wehte bis 3.12. mittags relativ starker Westwind (3 bis 4 m/s), der danach zeitweise aus Ost drehte und abflaute. Es bildete sich keine Talwindzirkulation.

Das Ozonkonzentrationsprofil deutet bis 3.12. mittags auf relativ gute vertikale Durchmischung hin; hochreichende Inversionen bildeten sich vermutlich am 3.12. nachmittags sowie ab der Nacht 4./5.12.

Immission

Das Belastungsbild war in Imst, wie schon bei den vorangegangenen Episoden, von – im Vergleich zu den anderen Nordtiroler Messstellen – sehr hohen PM10- und NO_x-Konzentrationen bestimmt. Am 1. und 2.12. wurden in Vomp meist höhere NO-Konzentrationen als in Vomp A12 gemessen, am 2.12. Spitzen bis 767 µg/m³; gleichzeitig stark erhöht war die NO₂-Konzentration mit bis 131 µg/m³. Die PM10-Belastung folgte in Imst weitgehend der NO_x-Konzentration, das PM10/NO_x-Verhältnis lag meist unter 0,5. Bei PM10 wie bei NO_x traten relativ unregelmäßige Tagesgänge mit hohen Konzentrationen am Nachmittag und teilweise bis in die Nacht hinein auf.

8. bis 12.12. 2003

Meteorologie

Ein ausgedehntes Hochdruckgebiet mit Kern über Mitteleuropa bestimmte ab 7.12. das Wetter in Österreich; es verlagerte sich bis 10.12. nach Osten, worauf Österreich in einem Bereich flacher Luftdruckverteilung und zunehmender Westströmung lag.

In Nordtirol war es meist sonnig und relativ warm (über 10.°C am 10.12.).

Im Inntal wehte überwiegend schwacher Westwind, der am 11. und 12.12. tagsüber auf Ost drehte; an den Tagen zuvor bildete sich kaum eine Talwindzirkulation aus.

Das Ozonprofil deutet die meiste Zeit auf eine massive hochreichende Inversion hin. Gute vertikale Durchmischung herrschte zwischen 10.12. vormittags und 11.12. früh morgens, mäßige Durchmischung am 8.12. nachmittags.

Immission

Wie bei den vorangegangenen Episoden wies Imst eine sehr hohe PM10- und NOx-Belastung auf, wobei PM10, NO und NO₂ einen meist parallelen Verlauf zeigten. Das PM10/NOx-Verhältnis lag zumeist unter 0,5. Mit NO-Konzentrationen bis 982 µg/m³ am 9.12. erreichte Imst ein ähnliches Belastungsniveau wie Vomp A12.

Auffällig am Belastungsmuster in Imst waren sehr hohe Konzentrationen am Nachmittag und weit in die Nacht hinein. Die sehr hohen PM10- und NOx-Konzentrationen am 10.12. zeigen, dass in Imst, anders als in Innsbruck und im Unterinntal, die Inversion bestehen blieb.

18. bis 20.12. 2003

Meteorologie

Am 17.12. verlagerte sich ein Hochdruckgebiet ostwärts nach Mitteleuropa und an den folgenden Tagen nach Südosteuropa. Österreich lag an seinem Nord- bzw. Nordwestrand, im Inntal herrschte teilweise sonniges, teilweise nebeliges, aber für die Jahreszeit relativ warmes Wetter.

Im Inntal wehte zumeist sehr schwacher westlicher Wind (um 0,5 m/s), Taleinwind bildete sich nur ansatzweise aus.

Das Ozonprofil deutet auf eine durchgehend bestehende starke Bodeninversion über dem Inntal hin. Lediglich in der Nacht 18./19.12. kam es zu teilweiser Durchmischung zwischen Sadrach und Nordkette. Stärkerer Wind bedingte dann am 21.12. bessere Ausbreitungsbedingungen.

Immission

Den ungünstigen Ausbreitungsbedingungen entsprechend wurden im Inntal hohe PM10- und NOx-Konzentrationen registriert, wobei sich Imst durch sehr hohe PM10- und NOx-Konzentrationen am Nachmittag von den anderen Messstellen unterschied, an denen nachmittags die Belastung zurückging. Besonders auffällig war die NOx- und PM10-Belastung am 18. und 20.12. nachmittags, wobei die NO-Werte in Imst mit Maxima über 600 µg/m³ nur noch von Vomp A12 übertroffen wurden.

Die außerordentlich hohe NOx- und PM10-Belastung am Nachmittag des 20.12. (Samstag) kann mit Einkaufsverkehr erklärt werden, auch die anderen Fälle mit nachmittäglich erhöhter NOx- und PM10-Belastung gehen vermutlich auf lokalen Einkaufsverkehr zurück.

24. bis 28.12.2003

Meteorologie

Ein Hochdruckgebiet bestimmte ab 24.12. das Wetter in Österreich, das sich an den folgenden Tagen nach Südosten verlagerte. Am 28.12. erreichte eine ausgeprägte okkludierte Front von Nordwesten Mitteleuropa und brachte ergiebigen Regen.

Im Inntal wehte bis 28.12. morgens sehr schwacher, unbeständiger westlicher Wind (um 0,5 m/s), der dann mit dem o. g. Frontdurchgang auf bis 7 m/s (Vomp) auffrischte.

Die Temperatur stieg von 24. bis 28.12. kontinuierlich an und erreichte im Zuge des Frontdurchganges bis 12°C.

Bis zum 28.12. zeitig in der Früh herrschten über dem Inntal sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen, meist bestand eine Bodeninversion, die sich über Mittag etwas auflöste. Der Frontdurchgang brachte am 28.12. homogene Durchmischung der Talatmosphäre.

Immission

Hohe PM10-Belastung bei relativ niedriger NO-Belastung (NO-Spitzen in Vomp A12 nur um 400 µg/m³) kennzeichneten das Belastungsbild im Inntal. Die PM10- und NOx-Belastung in Imst unterschied sich in der Höhe nur wenig von den anderen Nordtiroler Messstellen, allerdings fallen am 24.12. nachmittags ungewöhnlich hohe PM10- und NOx-Konzentrationen in Imst auf, die vermutlich Weihnachtseinkaufsverkehr zuzuordnen sind.

Über dem allgemeinen Belastungsniveau war die PM10-konzentration in den Nächten 25./26. und 26./27.12, in denen auch die NOx-Konzentration relativ hoch blieb. Möglicherweise spielten zu diesen Zeiten (bei sehr schwachem Wind) Schadstoffanreicherung im Inntal sowie Hausbrandemissionen eine Rolle.

Am 27.12. fallen dann wieder ungewöhnlich hohe PM10- und NOx-Konzentrationen am Nachmittag auf. Dies könnte wieder Einkaufsverkehr gewesen sein.

Am 28.12. ging die PM10-Konzentration in Imst erst nach 13:00, d. h. wesentlich später als im Unterinntal, zurück; die o. g. Front erreichte Imst offenbar erst mit Verspätung.

2. bis 6.2.2004

Meteorologie

Österreich lag am Nordrand eines Hochdruckgebietes mit Zentrum über dem Mittelmeer im Bereich milder ozeanischer Luftmassen (Temperatur in Innsbruck bis 15°C); über dem nördlichen Mitteleuropa bewegten sich Fronten und Tiefdruckgebiete ostwärts.

Im Inntal wehte überwiegend schwacher Westwind unter 1 m/s, zeitweise bildete sich eine schwache Talwindzirkulation (Ostwind nachmittags) aus.

Die Ausbreitungsbedingungen über dem Inntal waren sehr ungünstig, meist bestand hochreichend sehr stabile Schichtung.

In Innsbruck fiel kein Niederschlag.

Immission

Von 2. bis 6.2. war das ganze Inntal von erhöhten PM10-Belastungen betroffen, wobei Innsbruck Reichenau (wie bei vielen hochwinterlichen Belastungsepisoden) die höchsten Konzentrationen aufwies.

Die PM10-Belastung lag in Imst in einem ähnlichen Bereich wie an anderen Nordtiroler Messstellen. Im Tagesverlauf fällt ein relativ später Anstieg am Morgen sowie vergleichswei-

se hohe Konzentrationen am Nachmittag auf, denen auch hohe NO- und NO₂-Konzentrationen entsprechen.

15. bis 19.3.2004

Meteorologie

Am 15.3. überquerte – bei flacher Luftdruckverteilung über Mitteleuropa – eine okkludierte Frontalzone die Ostalpen von Nordwesten, hinter der kalte maritime Luftmassen nach Österreich gelangten. Am folgenden Tag verstärkte sich der Hochdruckeinfluss, ab 17.3. lag Österreich im Bereich eines ausgedehnten Hochdruckgebietes, das sich über Südeuropa und das südliche Mitteleuropa erstreckte. Am 20.3. beendete eine von Westen ankommende Warmfront die Hochdrucklage.

Im Inntal war es mit Tageshöchsttemperaturen um 20°C relativ warm; bei durchwegs sonnigem Wetter bildete sich eine Talkwindzirkulation mit einer längeren Ostwindphase mittags und nachmittags aus.

Nachts bestand stets eine starke Bodeninversion, tagsüber setzte, wie das Ozonprofil zeigt, nur teilweise Labilisierung ein; es kam bis 18.3. auch zwischen Sadrach und Nordkette zu keiner vollständigen Durchmischung der Talatmosphäre. Bessere Ausbreitungsbedingungen (bei stärkerem Wind) wies der 19.3. auf.

In Innsbruck fiel bis 20.3. kein Niederschlag.

Immission

Vom 15. bis 18.3. wies Imst eine wesentlich höhere PM10-Belastung als die anderen Nordtiroler Messstellen auf; die Spitzen lagen in Imst über 250 µg/m³, verglichen mit knapp unter 100 µg/m³ in Innsbruck. Dabei wies Imst einen durchaus „üblichen“ Tagesgang mit erhöhten Werten am Vormittag und am Abend auf, wobei die abendlichen Spitzen wesentlich höher waren als jene am Morgen. Verglichen mit anderen Messstellen stieg die PM10-Belastung morgens etwas später an. Nachmittags ging die PM10-Konzentration in Imst deutlich zurück und stieg ca. ab 17:00 rasant an. Dieser Anstieg erfolgte – soweit die Daten aus Innsbruck eine Beurteilung erlauben – bei noch günstigen Ausbreitungsbedingungen und Ostwind.

Am 19.3. war die PM10-Belastung in Imst niedriger als an den Vortagen; im Unterschied zu diesen blieb die Belastung nachmittags relativ hoch (allerdings vergleichbar mit dem Niveau am Nachmittag der Vortage) und stieg abends nur vergleichsweise wenig an.

NO und NO₂ wiesen jeweils „normale“ Tagesgänge ungefähr parallel zu PM10 auf.

Möglicherweise spielten am 15. bis 18.3. die Ausbreitungsbedingungen in Imst eine wesentliche Rolle und waren hier ungünstiger als in Innsbruck mit einer früheren Ausbildung einer Bodeninversion am Nachmittag als in Innsbruck.

Das sehr hohe PM10/NO-Verhältnis bei durchaus „normalen“ Tagesverläufen deutet darauf hin, dass Straßenverkehr die Ursache der PM10-Belastung war, wobei die spezifischen PM10-Emissionen aber stark erhöht waren. Möglicherweise war starke Verschmutzung der Fahrbahn (Imsterbergstraße) eine Ursache.

Tabelle 43: PM10/NO- und PM10/NOx-Verhältnis sowie Windrichtung bei erhöhter PM10-Belastung in Imst (NO in µg/m³, NOx in ppb)

		PM10/NO	PM10/NOx	Wind
16.1.02	mittags	0,2	0,2	variabel
16.1.02	abends	0,2	0,2	W
17.1.02	mittags	0,3 – 0,5	0,3 – 0,5	W
18.1.02	mittags	0,3 – 0,5	0,4	W
18.1.02	abends	0,2	0,2	W
19.1.02	abends	0,3 – 0,5	0,3 – 0,5	W
23.1.02	mittag	0,3 – 0,7	0,3 – 0,7	W
24.1.02	morgens	0,3	0,3 – 0,5	W
25.1.02	abends	0,6	0,6	O
26.1.02	mittags	0,4 – 0,8	0,4 – 0,7	O
30.1.02	vormittags	0,3 – 0,4	0,3 – 0,4	variabel
30.1.02	abends - nachts	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	W
31.1.02	vormittags	0,2 – 0,6	0,2 – 0,6	O
31.1.02	nachmittags - abends	0,2 – 0,8	0,2 – 0,7	W
1.2.02	morgens - mittags	0,3 – 0,5	0,4 – 0,5	variabel
1.2.02	nachts	0,4 – 1,0	0,4 – 0,1	W
4.2.02	mittags - nachmittags	0,8 – 1,5	0,7 – 1,2	W
5.2.02	mittags - abends	0,3 – 1,3	0,5 – 1,2	variabel
6.2.02	nachmittags	1,2 – 3,6	1,0 – 2,4	O
11.12.02	nachmittags - abends	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	O
12.12.02	mittags - abends	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	W
8.1.03	vormittags - nachmittags	1,4 – 2,7	1,0 – 2,1	variabel
8.1.03	abends	0,4 – 0,6	0,5	variabel
10.1.03	vormittags - nachmittags	1,3 – 1,8	1,0 – 1,5	O
10.1.03	abends	2,2 – 4,4	1,4 – 2,1	O
11.1.03	vormittags - nachmittags	1,0 – 2,3	0,6 – 1,6	O
11.1.03	abends	2,4 – 3,3	1,7 – 2,3	O
17.2.03	morgens	0,9 – 2,8	1,0 – 1,9	W
17.2.03	mittags	1,3 – 2,2	1,0 – 1,5	W
18.2.03	morgens - mittags	0,9 – 2,3	0,7 – 1,6	W
18.2.03	spät abends	1,8 – 2,9	1,1 – 1,6	W
19.2.03	morgens - mittags	0,7 – 1,7	0,6 – 1,3	W
19.2.03	spät abends	0,8 – 1,6	0,6 – 1,0	W
20.2.03	morgens - mittags	0,8 – 2,2	0,7 – 1,2	W
24.2.03	morgens - mittags	0,8 – 1,8	0,4 – 1,3	W
25.2.03	morgens - mittags	0,8 – 2,6	0,8 – 1,8	W
25.2.03	spät abends	0,4 – 1,1	0,4 – 0,8	variabel
26.2.03	morgens - mittags	1,0 – 2,3	0,5 – 1,6	W
26.2.03	abends	0,7	0,6	W
27.2.03	morgens - nachmittags	0,6 – 2,8	0,5 – 1,9	W
27.2.03	abends	0,6	0,5 – 0,6	W
28.2.03	vormittags	0,8 – 2,9	0,7 – 1,8	W
4.3.03	mittags	2,0 – 2,6	1,5 – 1,9	O
4.3.03	abends	2,6 – 4,1	1,3 – 1,7	O
5.3.03	morgens	0,8 – 1,7	0,7 – 1,3	O
5.3.03	mittags - abends	0,7 – 12,3	0,6 – 5,4	variabel
5.3.03	nachts	5,5 – 8,5	1,9 – 2,6	W
6.3.03	vormittags	1,0 – 1,9	0,8 – 1,5	W
6.3.03	mittags	2,5 – 10,4	1,6 – 3,6	O
6.3.03	abends	1,2 – 5,7	1,0 – 3,0	variabel
7.3.03	mittags - abends	2,0 – 17,9	1,2 – 11,4	O
8.3.03	mittags	3,7 – 8,1	^2,7 – 5,3	O

		PM10/NO	PM10/NOx	Wind
10.3.03	morgens	1,0 – 2,5	0,8 – 1,8	W
10.3.03	mittags - nachmittags	1,4 – 4,9	1,1 – 3,0	W
10.3.03	abends	1,3 – 2,9	1,0 – 2,0	W
10.3.03	nachts	11,7 – 13,3	2,4 – 2,9	W
11.3.03	morgens	1,1 – 2,0	1,0 – 1,7	W
11.3.03	vormittags	2,1 – 3,9	1,6 – 2,6	W
11.3.03	nachmittags - nachts	0,9 – 2,9	0,8 – 2,4	variabel
12.3.03	morgens	0,7 – 2,8	0,7 – 2,3	W
12.3.03	mittags - nachmittags	1,3 – 9,6	1,0 – 5,2	W
13.3.03	vormittags	1,7 – 2,9	1,5 – 2,3	variabel
17.3.03	morgens	0,8 – 1,6	0,7 – 1,3	W
18.3.03	morgens	1,0 – 2,2	0,9 – 1,7	W
18.3.03	abends	0,9 – 3,6	0,6 – 1,5	O
19.3.03	morgens	1,3	1,1	W
19.3.03	nachmittags	2,0 – 4,1	1,5 – 2,8	O
20.3.03	morgens	1,1 – 1,9	0,9 – 1,3	W
20.3.03	abends	1,0	0,6	O
21.3.03	morgens	1,1 – 3,1	0,9 – 1,7	variabel
25.3.03	morgens	0,9 – 2,2	0,7 – 1,4	W
26.3.03	morgens	1,1 – 1,5	0,9 – 1,1	W
27.3.03	morgens	0,8 – 1,5	0,7 – 1,1	W
27.3.03	mittags	1,9 – 8,5	1,2 – 4,5	O
27.3.03	abends	1,1 – 1,3	0,7	O
28.3.03	morgens	0,9 – 2,9	0,7 – 2,0	W
29.3.03	morgens - mittags	0,7 – 6,2	0,3 – 3,6	variabel
29.4.03	morgens	1,0 – 1,9	0,9 – 1,0	W
30.4.03	morgens	1,1 – 2,1	1,1 – 1,8	W
30.4.03	nachmittags	8 - 16	5 - 10	W
5.5.03	morgens	0,3 – 2,8	0,3 – 1,7	W
5.5.03	nachmittags	0,2 – 2,3	0,2 – 1,7	W
5.5.03	abends	2,6 – 6,6	1,4 – 3,8	W
6.5.03	morgens	0,9 – 1,6	0,8 – 1,3	W
6.5.03	nachmittags	0,5 – 5,1	0,5 – 3,0	W
7.5.03	morgens	1,2 – 1,6	1,0 – 1,2	W
8.5.03	morgens - mittags	0,4 – 2,8	0,4 – 1,6	W
8.5.03	nachmittags	2,4 – 4,2	1,7 – 2,5	O
8.5.03	abends - nachts	4,4 – 28,4	2,5 – 11,7	variabel
9.5.03	morgens	1,1 – 1,4	0,8 – 1,0	variabel
9.5.03	mittags	3,7 – 9,6	2,4 – 5,1	O
18.9.03	morgens	0,8 – 1,0	0,9	W
18.9.03	vormittags - mittags	1,3 – 2,7	1,1 – 1,8	variabel
18.9.03	abends	1,5 – 4,4	0,9 – 2,3	O
19.9.03	morgens	0,7 – 1,1	0,7 – 1,0	W
19.9.03	vormittags	0,9 – 1,3	0,7 – 1,0	variabel
20.9.03	morgens	1,4 – 2,4	1,1 – 1,7	W
22.9.03	morgens	0,9 – 1,7	0,9 – 1,4	W
22.9.03	vormittags - mittags	1,1 – 4,6	1,0 – 2,3	variabel
22.9.03	nachmittags - abends	2,2 – 38,0	1,5 – 11,1	W
22.9.03	nachts	33 - 66	8,5 – 15,3	W
28.10.03	vormittags	0,1 – 0,8	0,4 – 0,7	variabel
28.10.03	abends	0,5 – 0,6	0,5	W
29.10.03	nachmittags - abends	0,5 – 1,3	0,4 – 1,2	variabel
31.10.03	morgens - abends	0,4 – 1,5	0,4 – 1,2	variabel, W
3.11.03	nachmittags	0,4 – 0,7	0,4 – 0,7	W

		PM10/NO	PM10/NOx	Wind
4.11.03	vormittags	0,4 – 1,0	0,4 – 1,0	variabel
4.11.03	nachmittags - abends	0,4 – 0,5	0,4 – 0,5	W
5.11.03	morgens - abends	0,4 – 0,7	0,4 – 0,7	variabel
5.11.03	nachts	0,5 – 1,3	0,6 – 1,2	W
6.11.03	morgens - nachmittags	0,4 – 1,0	0,4 – 1,0	variabel
7.11.03	morgens - mittags	0,5 – 1,1	0,5 – 1,0	variabel
7.11.03	abends - nachts	0,4 – 1,4	0,4 – 1,2	variabel
22.11.03	vormittags - mittags	0,4 – 0,6	0,4 – 0,6	W
24.11.03	vormittags	0,2 – 0,4	0,2 – 0,4	W
24.11.03	mittags - nachts	0,2 – 0,6	0,3 – 0,6	W
25.11.03	morgens - mittags	0,1 – 0,4	0,2 – 0,4	variabel
25.11.03	abends	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	variabel
26.11.03	vormittags	0,5	0,5	variabel
26.11.03	nachmittags	0,5	0,5	W
1.12.03	morgens	0,6 – 1,1	0,6 – 1,2	W
1.12.03	vormittags	0,2 – 0,5	0,2 – 0,5	W
2.12.03	vormittags - abends	0,1 – 0,4	0,2 – 0,4	W
3.12.03	vormittags	0,2	0,2	W
3.12.03	abends	0,2 – 0,4	0,2 – 0,4	W
4.12.03	abends	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	O
5.12.03	vormittags	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	W
5.12.03	mittags - nachmittags	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	variabel
5.12.03	abends - nachts	0,2 – 0,9	0,2 – 0,9	variabel
8.12.03	vormittags - nachts	0,2 – 0,7	0,4 – 0,6	variabel
9.12.03	vormittags - nachts	0,2 – 1,1	0,2 – 1,0	variabel
10.12.03	vormittags - nachts	0,2 – 0,6	0,2 – 0,6	variabel
11.12.03	morgens - mittags	0,2 – 0,4	0,2 – 0,5	variabel
11.12.03	nachmittags - abends	0,1 – 0,3	0,1 – 0,4	variabel
12.12.03	morgens - nachmittags	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	variabel
18.12.03	mittags - nachts	0,2 – 0,8	0,2 – 0,7	variabel
19.12.03	vormittags	0,3 – 0,6	0,3 – 0,6	variabel
19.12.03	nachmittags - nachts	0,2 – 0,4	0,2 – 0,4	W
20.12.03	vormittags - abends	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	W
24.12.03	mittags	0,4 – 1,4	0,4 – 1,1	W
26.12.03	vormittags - abends	0,3 – 0,7	0,3 – 0,7	variabel
26./27.12.03	nachts	0,3 – 0,6	0,4 – 0,6	variabel
27.12.03	vormittags - abends	0,3 – 0,8	0,3 – 0,8	variabel
27./28.12.03	nachts	0,5 – 0,8	0,6 – 0,7	variabel
28.12.03	vormittags	0,9 – 1,1	0,8 – 1,0	W
2.2.04	mittags - nachts	0,2 – 1,0	0,2 – 0,8	variabel
3.2.04	abends	0,2 – 0,8	0,2 – 0,7	variabel
4.2.04	mittags	0,9 – 1,3	0,7 – 1,0	variabel
5.2.04	mittags	0,7 – 1,0	0,5 – 0,8	variabel
5.2.04	abends - nachts	0,3 – 2,1	0,3 – 1,2	variabel
6.2.04	mittags	0,3 – 0,5	0,3 – 0,5	variabel
15.3.04	morgens - nachmittags	0,9 – 6,3	0,8 – 3,9	variabel
15.3.04	abends - nachts	1,1 – 13,4	0,8 – 3,0	W
16.3.04	morgens - nachts	0,9 – 4,1	0,8 – 2,5	W – O
17.3.04	morgens - mittags	0,7 – 3,1	0,7 – 2,3	W
17.3.04	nachmittags - nachts	0,9 – 6,7	0,7 – 2,4	O – W
18.3.04	morgens - nachts	0,8 – 5,3	0,8 – 2,2	W – O
19.3.04	morgens	1,1 – 3,4	1,0 – 2,3	W
19.3.04	mittags - nachts	1,0 – 2,6	0,7 – 1,6	O – W

ANHANG 4: ÜBERSICHT ÜBER DIE PM10-DATEN IN ÖSTERREICH 2003

Im Jahr 2003 wurden in Österreich 90 PM10-Messstellen gemäß IG-L betrieben; davon wiesen 70 Messstellen eine Verfügbarkeit über 90% auf, 10 Messstellen eine Verfügbarkeit zwischen 75% und 90% sowie 10 Messstellen eine Verfügbarkeit unter 75%.

Weitere 6 Messstellen wurden ohne Gesetzliche Grundlage des IG-L betrieben, davon wiesen je 3 eine Verfügbarkeit über 90% bzw. unter 75% auf.

Grenzwertüberschreitungen sind fett gedruckt.

Messgerät: *g* Gravimetrische Methode, *β* beta-Absorption, *T* TEOM. fett: Grenzwert gemäß IG-L überschritten

Gebiet	Messstelle	Messziel	Messgerät	Faktor	Verfügbarkeit (%)	max. TMW (µg/m ³)	TMW > 50 µg/m ³	JMW (µg/m ³)
B	Eisenstadt	IG-L	β	1,30	96%	151	53	33
B	Illmitz	IG-L	g		100%	137	48	31
B	Kittsee	IG-L	β	1,30	95%	147	48	29
B	Oberwart	IG-L	β	1,30	90%	89	37	28
K	Arnoldstein Kugi	IG-L	g		93%	87	6	21
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.	IG-L	g		98%	99	74	38
K	Villach	IG-L	g		100%	119	36	30
K	Vorhegg	IG-L	g		89%	83	2	12
K	Wolfsberg	IG-L	g		100%	123	70	37
N	Amstetten	IG-L	T	1,20	100%	112	91	39
N	Brunn am Gebirge	IG-L	T	1,20	68%	129	25	
N	Forsthoft	IG-L	T	1,10	84%	79	10	22
N	Groß Enzersdorf	IG-L	T	1,10	99%	128	36	32
N	Hainburg	IG-L	T	1,10	100%	98	25	29
N	Heidenreichstein	IG-L	β	1,10	100%	92	18	25
N	Himberg	IG-L	T	1,10	87%	117	28	30
N	Klosterneuburg	IG-L	T	1,10	98%	108	34	30
N	Krems	IG-L	b	1,20	3%	59	1	
N	Mannswörth	IG-L	T	1,20	97%	134	43	33
N	Mistelbach	IG-L	T	1,10	100%	119	29	29
N	Mödling	IG-L	T	1,20	100%	127	43	31
N	Pillersdorf		g		59%	95	11	
N	Pöchlarn	IG-L	T	1,20	65%	74	24	
N	Purkersdorf	IG-L	T	1,10	59%	69	8	
N	Schwechat	IG-L	T	1,20	98%	137	50	35
N	St. Pölten Europaplatz	IG-L	T	1,30	65%	63	8	
N	St. Pölten Eybnerstraße	IG-L	T	1,30	96%	131	58	34
N	St. Valentin	IG-L	β	1,10	79%	78	8	24
N	Stixneusiedl	IG-L	β	1,10	99%	125	30	26
N	Stockerau	IG-L	T	1,20	97%	124	45	33
N	Vösendorf	IG-L	T	1,20	78%	97	52	36
N	Wiener Neustadt	IG-L	T	1,30	95%	125	38	31
O	Bad Ischl	IG-L	β	1,30	98%	92	25	25
O	Braunau	IG-L	T	1,30	99%	115	24	28

Gebiet	Messstelle	Messziel	Messgerät	Faktor	Verfügbarkeit (%)	max. TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	JMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
O	Grünbach	IG-L	T	1,30	94%	77	13	22
O	Enns Kristein	IG-L	g		83%	83	38	34
O	Lenzing	IG-L	T	1,30	99%	114	27	26
O	Steyr	IG-L	T	1,30	99%	131	37	29
O	Vöcklabruck	IG-L	T	1,30	98%	117	25	27
O	Wels	IG-L	g		100%	131	57	33
O	Zöbelboden		g		99%	74	3	14
BG Linz	Linz 24er-Turm	IG-L	T	1,20	99%	193	44	32
BG Linz	Linz Neue Welt	IG-L	g		100%	165	76	37
BG Linz	Linz ORF-Zentrum	IG-L	T	1,15	99%	172	80	38
BG Linz	Linz Römerberg	IG-L	T	1,15	99%	161	75	39
BG Linz	Steyregg	IG-L	g		100%	167	49	32
BG Linz	Traun	IG-L	T	1,20	97%	103	35	30
S	Hallein Hagerkreuzung	IG-L	g		100%	105	49	32
S	Salzburg Lehen	IG-L	ß	1,00	98%	119	27	26
S	Salzburg Mirabellplatz		ß	1,00	95%	82	18	23
S	Salzburg Rudolfsplatz	IG-L	g		99%	109	62	37
S	St. Koloman	IG-L	g		98%	73	3	14
S	Tamsweg	IG-L	ß	1,00	94%	58	6	20
S	Zederhaus	IG-L	g		98%	61	7	19
St	Bruck a.d.M.	IG-L	T	1,30	100%	113	46	32
St	Deutschlandsberg	IG-L	T	1,30	56%	76	17	
St	Gratwein	IG-L	T	1,30	91%	111	35	33
St	Hartberg	IG-L	T	1,30	99%	157	85	41
St	Judenburg	IG-L	T	1,30	79%	109	8	25
St	Köflach	IG-L	T	1,30	100%	129	97	42
St	Leoben Donawitz	IG-L	T	1,30	100%	86	42	32
St	Liezen	IG-L	T	1,30	94%	97	33	30
St	Masenberg	IG-L	T	1,30	99%	69	6	18
St	Niklasdorf	IG-L	ß	1,30	89%	115	49	33
St	Peggau	IG-L	T	1,30	99%	154	63	37
St	Voitsberg Mühlgasse	IG-L	T	1,30	55%	99	21	
St	Weiz	IG-L	T	1,30	24%	99	23	
BG Graz	Graz Don Bosco	IG-L	ß	1,30	98%	156	131	52
BG Graz	Graz Mitte	IG-L	T	1,30	98%	143	129	48
BG Graz	Graz Nord	IG-L	T	1,30	97%	134	69	37
BG Graz	Graz Ost	IG-L	ß	1,30	99%	151	82	39
BG Graz	Graz Platte		T	1,30	53%	63	3	
BG Graz	Graz Süd Tiergartenweg	IG-L	ß	1,30	66%	144	49	
T	Brixlegg	IG-L	ß	1,30	100%	142	45	32
T	Gärberbach	IG-L	ß	1,30	98%	94	15	27
T	Hall i.T.	IG-L	ß	1,30	99%	103	55	31
T	Heiterwang	IG-L	ß	1,30	92%	57	4	18
T	Imst	IG-L	ß	1,30	99%	117	92	39
T	Innsbruck Reichenau	IG-L	ß	1,30	100%	115	60	33
T	Innsbruck Zentrum	IG-L	ß	1,30	99%	102	38	29

Gebiet	Messstelle	Messziel	Messgerät	Faktor	Verfügbarkeit (%)	max. TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	JMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
T	Kufstein	IG-L	β	1,30	85%	340	16	26
T	Lienz	IG-L	β	1,30	100%	111	41	29
T	Vomp a.d.L.	IG-L	β	1,30	99%	91	34	29
T	Vomp A12 Raststätte	IG-L	β	1,30	98%	93	35	30
T	Wörgl	IG-L	β	1,30	97%	97	46	30
V	Dornbirn Stadtstraße	IG-L	g		90%	114	38	31
V	Feldkirch Bärenkreuzung	IG-L	g		98%	139	66	36
V	Höchst Gemeindeamt	IG-L	g		69%	78	11	
V	Lustenau Wiesenrain	IG-L	g		92%	100	30	27
V	Lustenau Zollamt Au	IG-L	g		61%	90	17	
W	Belgradplatz	IG-L	g		100%	183	65	35
W	Gaudenzdorf	IG-L	g		100%	148	58	33
W	Liesing	IG-L	g		87%	174	66	38
W	Rinnböckstr.	IG-L	g		100%	187	95	43
W	Schafbergbad	IG-L	g		100%	118	40	26
W	Stadlau		g		98%	173	60	34

ANHANG 5: MONATSMITTELWERTE DER PM10-KONZENTRATION 2002 UND 2003

Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	2002	2003
Jän.	60	37
Feb.	37	47
Mär.	29	51
Apr.	26	34
Mai.	19	30
Jun.	22	27
Jul.	16	25
Aug.	16	35
Sep.	16	34
Okt.	26	37
Nov.	25	51
Dez.	32	55

ANHANG 6: BESTIMMUNG VON STANDORTFUNKTIONEN FÜR DIE PM10-MESSUNG

Das folgende Kapitel wurde aus SPANGL (2004) übernommen.

Die Messkonzept-Verordnung zum IG-L legt basierend auf die europäische Norm EN12341 als Referenzmethode für die PM10-Messung die Gravimetrie fest. Bei dieser Messmethode werden Filter vor und nach der Besaugung, die zumeist über 24 h geht, gewogen. Aus der Differenz der Filterbelegung und dem durchsaugten Luftvolumen ergibt sich die PM10-Konzentration. Die PM10-Konzentration liegt daher nur mit einer gewissen Zeitverzögerung und nur als Tagesmittelwert vor. In einigen Bundesländern⁵¹ und europäischen Staaten werden daher auch kontinuierlich registrierende Geräte (β -Absorption⁵² oder TEOM⁵³) eingesetzt, die eine aktuelle Beurteilung – und damit Information der Bevölkerung⁵⁴ – der Luftqualität und Aussagen über tageszeitliche Änderungen der PM10-Konzentration ermöglichen. Allerdings sind die Messergebnisse der kontinuierlichen Geräte mittels einer Standortfunktion in gravimetrie-äquivalente Daten umzurechnen. Derartige Standortfunktionen sind erforderlich, da die PM10-Messung mittels kontinuierlich registrierender Geräte aus messtechnischen Gründen andere – in der Regel niedrigere – Konzentrationen liefert als die gravimetrische Messung der Referenzmethode [SPANGL & NAGL, 2003b].

Die Standortfunktion zur Umrechnung kontinuierlicher Messwerte (x) in gravimetrie-äquivalente Daten (y) hat die allgemeine Form $y = k \cdot x + d$, wobei k und d aus Parallelmessungen von Gravimetrie und kontinuierlicher Messung zu bestimmen sind. Für jene Fälle, in denen (noch) keine Standortfunktion zur Verfügung steht, kann gemäß Messkonzept-VO bis Ende 2002 bis zum Vorliegen von Parallelmessungen ein Default-Faktor $k = 1,3$ (und $d=0$) angewandt werden. Dieser Faktor wird auch in dem im Folgenden erwähnten Guidance Report erwähnt.

Die technischen Rahmenbedingungen zur Ableitung dieser Standortfunktion werden im „Guidance Report“ der Europäischen Kommission⁵⁵ unverbindlich festgelegt:

- Parallelmessungen müssen sowohl im Winterhalbjahr wie im Sommerhalbjahr durchgeführt werden;
- es müssen jeweils mindestens 30 Wertepaare vorliegen;
- das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden muss mindestens 0,8 betragen;
- der y-Abschnitt der Regressionsgeraden muss unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen.

Anstelle von zwei jahreszeitlich unterschiedlichen Standortfunktionen kann eine Funktion für das ganze Jahr verwendet werden, wenn der Unterschied der mit der Winter- und Sommerfunktion umgerechneten Werte im Bereich des Grenzwertes (d. h. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) unter 10% liegt.

⁵¹ ausschließlich mit kontinuierlichen Geräten wird die PM10-Konzentration im Burgenland, in Niederösterreich, der Steiermark und in Tirol gemessen, in Oberösterreich, Salzburg und Vorarlberg wird sowohl mit Gravimetrie als auch mit kontinuierlichen Geräten gemessen, in Kärnten und Wien wird ausschließlich die Gravimetrie verwendet.

⁵² Das Messprinzip beruht auf der Abschwächung von β -Strahlung durch einen besaugten Filter

⁵³ Tapered Element Oscillating Microbalance

⁵⁴ Diese aktuelle Information der Bevölkerung ist gemäß EU-Richtlinie 1999/30/EG verpflichtend vorgesehen.

⁵⁵ A Report on Guidance to Member States on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method, EC Working Group on Particulate Matter, 2001

Es sollte jedoch erwähnt werden, dass Messwerte, die gemäß diesen Vorgaben mit Hilfe von kontinuierlich registrierenden Messgeräten ermittelt wurden, nicht notwendigerweise die Datenqualitätsziele der EU-Richtlinie 1999/30/EG für die PM10-Messung einhalten.

Andernfalls wird der Übergang zwischen Winter- und Sommer-Funktion in Form gleitender Mittelwerte vorgeschlagen.

Der Guidance Report schlägt drei Standortfunktionen vor:

- A: Steigung k und Achsenabschnitt d der Regressionsgeraden: $y = k \cdot x + d$
- B: Steigung k der Regressionsgeraden, die durch den Koordinatenursprung führt: $y = k \cdot x$
- C: Mittleres Verhältnis k der einzelnen TMW: $y = k \cdot x$

Derartige Parallelmessungen sind für die Messnetze in Oberösterreich und Salzburg abgeschlossen, wobei in diesen Ländern an mehreren Messstellen über ein Jahr oder länger mit beiden Messverfahren Daten erhoben wurden, sodass die Standortfunktionen relativ gut abgesichert sind. Diese Standortfunktionen wurden für die Daten von 2002 und 2003 angewandt.

Parallelmessungen wurden in Niederösterreich und Tirol durchgeführt, teilweise aber noch nicht abgeschlossen. In diesen Bundesländern wurde daher für das Jahr 2002 der Default-Faktor 1,30 verwendet, in Tirol auch 2003.

Auch in den restlichen Messnetzen (Burgenland, Steiermark) wurde 2002 und 2003 der Faktor 1,30 verwendet.

In Wien und Kärnten erfolgte die PM10-Messung gemäß IG-L ausschließlich mittels Gravimetrie.

In Tabelle 44 werden die in den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg abgeleiteten Standortfaktoren mit Angabe der für die Vergleichsmessungen verwendeten Messgeräte und des Zeitraums der Messung im Jahr 2002 angeführt.

Tabelle 44: Standortfaktoren für PM10 entsprechend den Angaben der Messnetzbetreiber

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Standortfaktor	Art der Funktion
Niederösterreich					
Amstetten	Partisol Plus 2025	TEOM	Juni, Sept./Okt., Dez. 2001, April 2002	1,20	B
Forsthof	Partisol Plus 2025	TEOM	Juni/Juli, Sept./Okt., Nov./Dez. 2001, April/Mai 2002, Jän./Feb. 2003	1,10	B
Klosterneuburg	Partisol Plus 2025	TEOM	April/Mai, Juli/Aug., Aug./Sept., Okt./Nov. 2001, Feb. 2002	1,10	B
Mistelbach	Partisol Plus 2025	TEOM	Juni, Aug./Sept., Nov./Dez. 2001, März 2002	1,10	B
Schwechat	Partisol Plus 2025	TEOM	April/Mai, Juli/Aug., Okt./Nov. 2001, Feb. 2002	1,20	B
Stixneusiedl	Partisol Plus 2025	TEOM	Mai/Juni, Aug./Sept., Nov./Dez. 2001, Feb./März 2002	1,10	B
St. Pölten Eybnerstr.	Partisol Plus 2025	TEOM	Nov. 2002, Feb./März, Mai, Juli 2003	1,30	B
Wiener Neustadt	Partisol Plus 2025	TEOM	Sept./Okt. 2002, Jän, April, Juni 2003	1,30	B
Oberösterreich					
Steyregg (auch verwendet für Linz Freinberg, Steyr, Traun)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,18	C
Linz Neue Welt (auch verwendet für Linz 24er Turm, Linz Römerberg)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,16	C
Linz ORF-Zentrum	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,09	B
Wels (auch verwendet für Braunau)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,16	mittleres Verhältnis der TMW; TEOM: 40 – 60 µg/m ³
St. Peter (auch verwendet für Bad Ischl, Grünbach, Lenzing, Vöcklabruck)	Digitel DHA80	TEOM	Jän. – Juli 2002	1,19	C
Salzburg					
Salzburg Lehen (auch verwendet für Mirabellpl.)	Digitel DHA80	FH62I-N	8.11.-11.12.2002	1,00	B
Hallein Hagerkreuzung	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,04	B
Salzburg Rudolfsplatz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,07	B
Zederhaus	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,00	B

Darüber hinaus liegen Parallelmessungen an den vom Umweltbundesamt betriebenen Messstellen Illmitz, St. Koloman und Vorhegg für 2002 und 2003 sowie von Wien Erdberg von Mai 2001 bis Mai 2002 vor. In Tabelle 45 sind jene Standortfaktoren angeführt, die sich aus diesen Messungen⁵⁶ ergeben. Das Umweltbundesamt verwendet jedoch ausschließlich die gravimetrischen Daten für die Bewertung der Luftgüte in Relation zu den Grenzwerten des IG-L.

Aufgrund der Tatsache, dass der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert für PM10 deutlich stringenter ist als der Jahresmittelwert, sollte der realitätsnahen Ermittlung der Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die oberste Priorität bei der Auswahl der Standortfunktion sein. Dabei sollte jeweils jene Standortfunktion (Variante A, B oder C) angewandt werden, die für die Reproduktion der Anzahl der TMW $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am besten geeignet ist. Da für die Messstellen St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg die Kriterien für die Anwendung einer Standortfunktion über das ganze Jahr erfüllt sind, wird die Jahres-Funktion verwendet. Hingegen wird für Illmitz die Anzahl der TMW $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit entsprechenden Halbjahres-Funktionen für Winter und Sommer am besten abgebildet.

Tabelle 45: Standortfunktionen für PM10 der Umweltbundesamt-Messstellen

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Variante/ Standortfunktion
Illmitz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	B : $y = 1,54 \cdot x$
St. Koloman	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	A : $y = 1,13 \cdot x + 1,15$
Vorhegg	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	B : $y = 1,30 \cdot x$
Wien Erdberg	Digitel DHA80	FH62-IN	20.5.2001-20.5.2002	A : $y = 1,35 \cdot x + 2,5$

Unsicherheiten bei der Bestimmung der Standortfaktoren

Eine detaillierte Analyse der längeren Zeitreihen paralleler gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messdaten – siehe Tabelle 46 und Abbildung 52 – zeigt, dass das Verhältnis zwischen gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messung erheblich variieren kann, nicht nur von Tag zu Tag, sondern auch nach Bildung des Mittelwerts oder des Medians über 30 Tage. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die Verwendung einer Standortfunktion, welche auf 30 Tagesmittelwerten beruht, zu erheblichen Unsicherheiten bei der Umrechnung kontinuierlicher in gravimetrie-äquivalente PM10-Werte führen kann.

In Tabelle 46 sind der Mittelwert, die Standardabweichung sowie das Minimum und Maximum des gleitenden 30 Tage Median dargestellt (der Median wurde anstelle des Mittelwertes verwendet, da bei dem Median der Einfluss von atypisch hohen oder niedrigen Verhältnissen geringer ist). Der Mittelungszeitraum beträgt entsprechend den Vorgaben der Messkonzept-VO 30 Tage, wobei der Median nur berechnet wurde, falls mehr als 24 Tagesmittelwerte zur Verfügung stehen. Die Variationsbreite (Min, Max) der Faktoren beträgt, bezogen auf den Mittelwert 2001-2003, in Linz Neue Welt $-23\%/+33\%$, in Salzburg Rudolfsplatz $-20\%/+21\%$, in Illmitz $-18\%/+27\%$.

⁵⁶ Die parallele PM10-Messung mittels Gravimetrie und β -Absorption in Illmitz, St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg dient u. a. dem Zweck des Vergleichs der beiden Messmethoden.

Tabelle 46: Mittelwert und Standardabweichung, sowie Minimum und Maximum des gleitenden 30-Tage Median des Verhältnisses gravimetrischer zu kontinuierlicher Messung der Jahre 2001 bis 2003, sowie der Sommer- und Winterhalbjahre 2001 bis 2003

	Illmitz	Linz Neue Welt	Linz ORF-Zentrum	Salzburg Rudolfsplatz	St. Koloman	Vorhegg
Mittelwert	1,53	1,14	1,12	1,00	1,28	1,30
Standardabweichung	0,21	0,17	0,14	0,09	0,15	0,14
Mittelwert Sommerhalbjahr	1,46	1,04	1,05	0,94	1,33	1,27
Standardabweichung Sommer	0,17	0,10	0,12	0,06	0,12	0,12
Mittelwert Winterhalbjahr	1,63	1,27	1,18	1,07	1,22	1,32
Standardabweichung Winter	0,21	0,14	0,12	0,08	0,15	0,16
Max	2,01	1,68	1,42	1,23	1,82	1,67
Min	1,15	0,87	0,92	0,80	0,88	0,98
Max Sommer	1,93	1,34	1,34	1,13	1,82	1,53
Min Sommer	1,17	0,87	0,92	0,80	1,05	0,99
Max Winter	2,01	1,68	1,42	1,23	1,82	1,67
Min Winter	1,15	0,93	0,95	0,92	0,88	0,98

In Abbildung 52 ist der gleitende Median des Verhältnisses der gravimetrischen zu den kontinuierlich bestimmten Tagesmittelwerten dreier Messstellen in Österreich dargestellt. Wie man der Abbildung entnehmen kann, sind die Schwankungen auch innerhalb des Sommer- bzw. Winterhalbjahres beträchtlich.

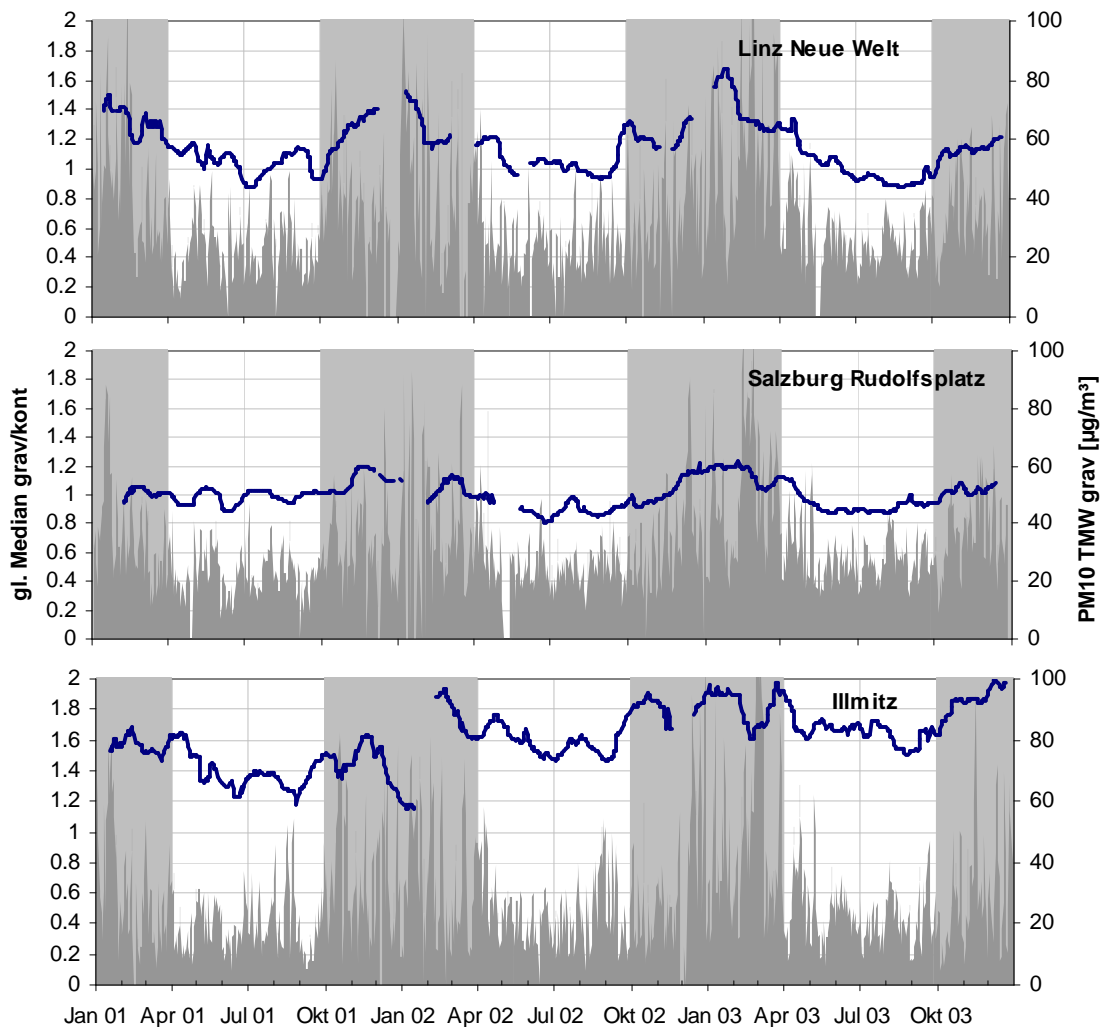


Abbildung 52: Gleitender 30-Tage Median des Verhältnisses gravimetrischer zu kontinuierlicher Messung sowie grav. PM10 Tagesmittelwerte der Messstellen Linz Neue Welt, Salzburg Rudolfsplatz und Illmitz, 2001 bis 2003. Grau schattiert sind die Wintermonate

Die Gründe, die für diese z. T. erheblichen Unterschiede zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen Messwerten führen, sind vielfältig, sie werden u. a. verursacht durch:

- die unterschiedlichen Messprinzipien der kontinuierlichen und des gravimetrischen Verfahren mit unterschiedlicher Vorbehandlung (z. B. Erwärmung) der Probeluft
- der Einfluss der Meteorologie (v. a. der Luftfeuchtigkeit und der Temperatur)
- die Variation der Staubzusammensetzung, die sich bei den Messverfahren unterschiedlich auswirkt.

Ein wesentlicher Faktor für zeitlich variierende Unterschiede zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messdaten ist der Anteil flüchtiger PM10-Anteile – u. a. Ammoniumnitrat, flüchtige organische Bestandteile⁵⁷ und Wasser – die das kontinuierliche Messgerät,

⁵⁷ Hier sind prinzipiell positive und negative Artefakte möglich.

dessen Ansaugleitung bzw. Messkammer in Österreich gemäß einer Vereinbarung der Länder und dem Umweltbundesamt auf 40°C beheizt ist, nicht erfasst.

Aus diesen Gründen sind Standortfunktionen, welche aus Messungen von nur je 30 Tagen im Winter und im Sommer abgeleitet wurden, mit erheblichen Unsicherheiten behaftet; aber es ist auch klar festzuhalten, dass selbst eine (konstante) aus einer jahrelangen Parallelmessung abgeleitete Standortfunktion die zeitlichen Variationen des Gravimetrie/FH-Verhältnisses nicht adäquat abzubilden vermag.

Daraus ist die Empfehlung abzuleiten, insbesondere an solchen Standorten, an denen die Anzahl der TMW über 50 µg/m³ im Bereich des Grenzwertes (35 TMW) liegt, bevorzugt mit der Referenzmethode zu messen.

Bei kontinuierlicher Messung zur Überwachung der Einhaltung der Grenzwerte sollten zumindest unterschiedliche Standortfunktionen im Winter und im Sommer angewandt werden.

Außer Frage steht dabei, dass kontinuierliche PM10-Messgeräte aufgrund der hohen zeitlichen Auflösung u. U. essentielle Zusatzinformation zur Ermittlung der Herkunft der Schadstoffe liefern.

ANHANG 7: RASTERELEKTRONENMIKROSKOPISCHE AUFNAHMEN

Nachfolgend werden ausgewählte Abbildungen der Rasterelektronenmikroskopuntersuchungen von PM10-Proben in Imst vom 12.12.2002, 10. und 11.1.2003, sowie einer Wischprobe vom 7.12.2004 dargestellt.

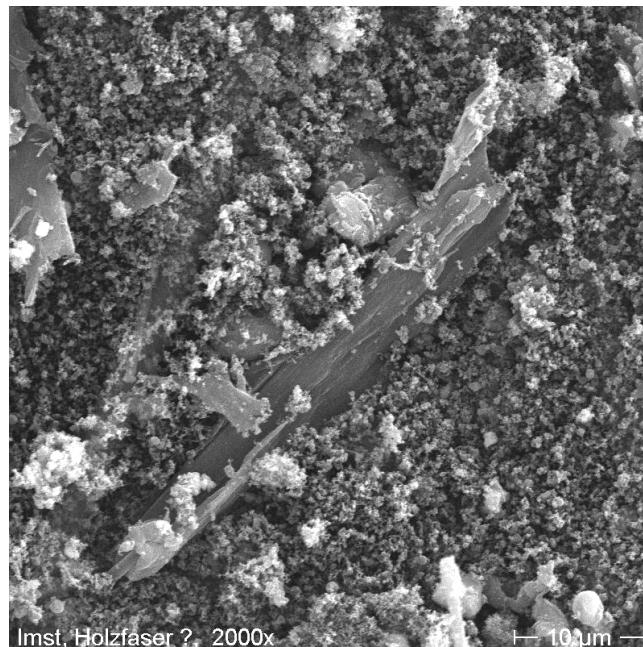


Abbildung 53: PM10-Filter Imst vom 12.12.02, zwischen Dieselrußpartikeln liegt ein Holzfaserfragment. Vergrößerung: 2000fach

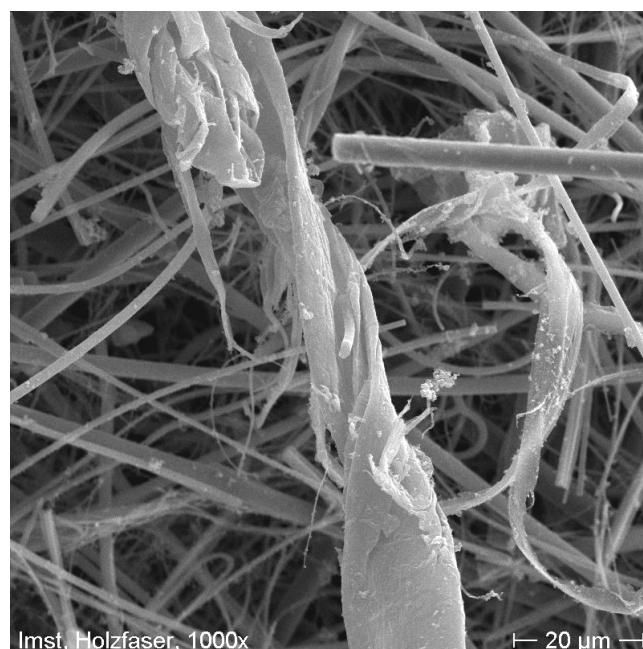


Abbildung 54: PM10-Filter Imst vom 12.12.02, Holzfaserfragment auf Filterrand. Vergrößerung: 1000fach

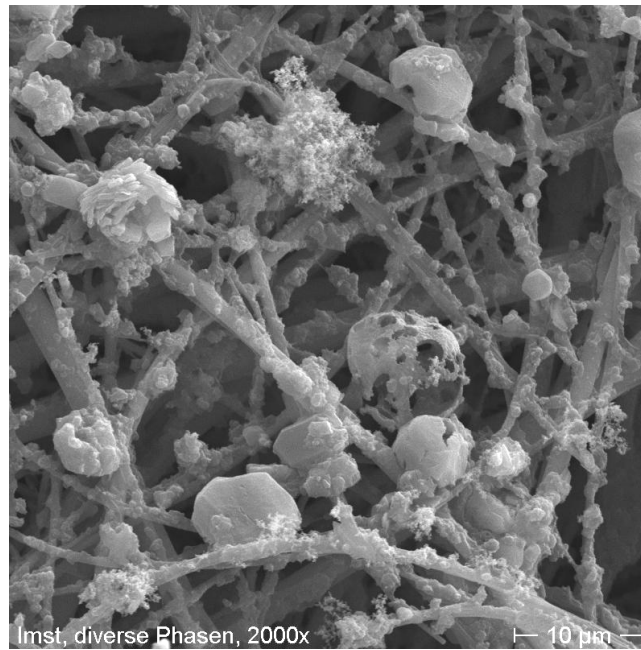


Abbildung 55: PM10-Filter Imst vom 10.01.03 mit charakteristischen Phasen: Dieselrußaggregat (obere Bildhälfte Mitte), Gipsrosette (linke obere Bildhälfte), pyrogener hohlkugeliger Kohlepartikel (Bildmitte), mehrere Na-Sulfatkristalle (untere Bildhälfte), Vergrößerung: 2000fach

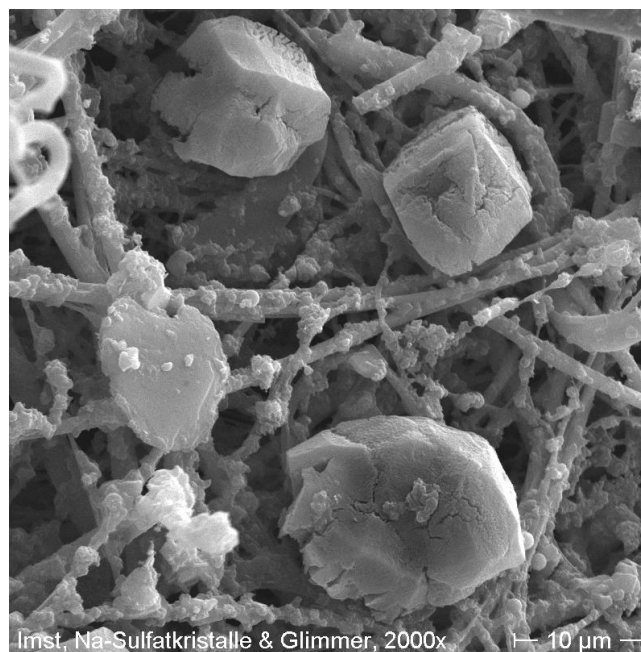


Abbildung 56: PM10-Filter Imst vom 10.01.03, drei Na-Sulfatkristalle mit charakteristischen Schrumpfrissen und einem gewogenen Glimmerblättchen (Mitte links). Vergrößerung: 2000fach

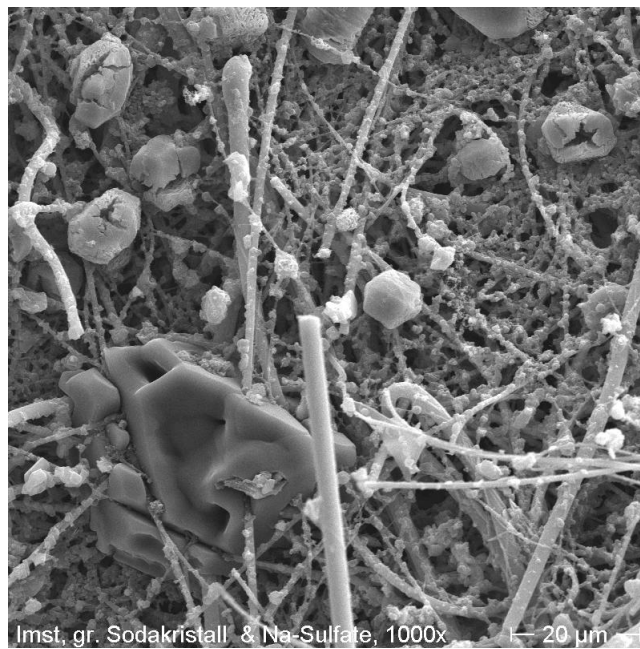


Abbildung 57: PM10-Filter Imst vom 10.01.03, mehrere Na-Sulfatkristalle und ein großer Sodakristall (unten links). Vergrößerung: 1000fach

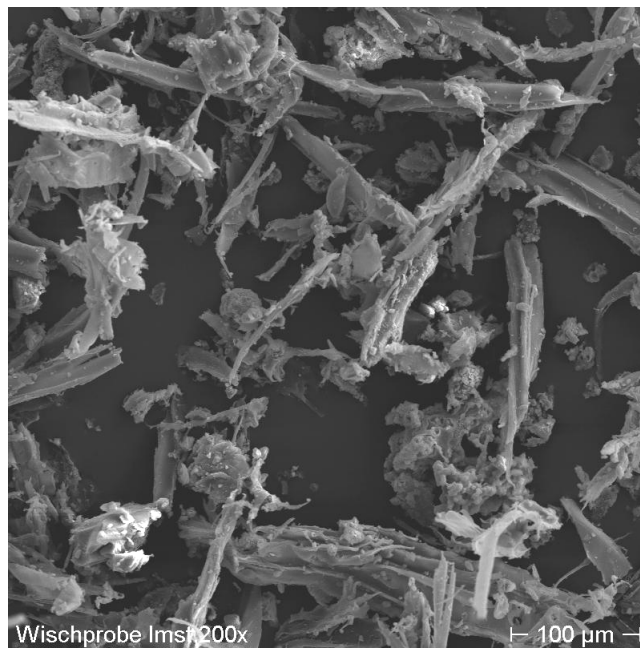
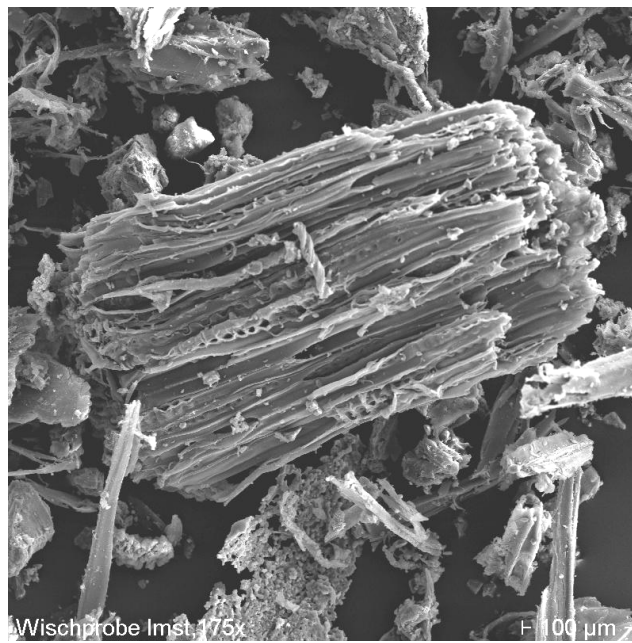


Abbildung 58: Wischprobe Imst vom 07.12.04. Die Probe besteht überwiegend aus Holzfaserresten. Vergrößerung: 200fach



*Abbildung 59: Wischprobe Imst vom 07.12.04. Größeres Holzfragment mit typischen Zellstrukturen.
Vergrößerung: 175fach*