

## 2 EINLEITUNG

### 2.1 Gesetzliche Grundlage

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, in der gültigen Fassung) sind in Anlage I für verschiedene Luftschadstoffe Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt. Für PM10 beträgt dieser  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind<sup>10</sup>, sowie  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Jahresmittelwert. Die Grenzwerte für PM10 sind mit 7.7.2001 in Kraft getreten.

Die Überprüfung der Immissionskonzentration von PM10 erfolgt gemäß der Messkonzept-VO (BGBl. II 358/98, in der Fassung BGBl. II Nr. 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 Stuserhebung durchzuführen (§ 8 IG-L).

Eine Stuserhebung hat folgende Punkte zu umfassen:

1. Darstellung der Immissionssituation
2. Beschreibung der meteorologischen Situation
3. Feststellung der in Betracht kommenden Emittenten
4. Feststellung des voraussichtlichen Sanierungsgebietes
5. Angaben gemäß Anhang IV der Richtlinie 1996/62/EG

Da der Emissionskataster für Niederösterreich erst 2005/06 fertiggestellt wird, der letzte Kataster jedoch bereits im Jahr 1992 erstellt wurde, ist mit den vorliegenden Daten eine Emissionsanalyse nicht sinnvoll durchzuführen.

Ziel der gegenständlichen Studie ist die Erarbeitung von Grundlagen für die anschließende Durchführung einer Stuserhebung. Sie umfasst eine detaillierte Analyse der PM10-Immissionssituation unter Berücksichtigung von meteorologischen Einflussgrößen und Rückwärtstrajektorien sowie chemische Analysen von PM10-Inhaltsstoffen. Dabei werden die PM10-Immissionsdaten der Jahre 2002 und 2003 bearbeitet.

Das Vorhaben muss sich daher auf eine Immissionsanalyse des Untersuchungsgebietes beschränken:

1. Detaillierte Darstellung der Immissionssituation von PM10 in Niederösterreich in den Jahren 2002 und 2003 unter Berücksichtigung von (Fern-)Transport aus dem benachbarten Ausland
2. Untersuchung der meteorologischen Einflussgrößen auf die PM10-Belastung anhand von lokalen meteorologischen Messdaten, Rückwärtstrajektorien und Mischungshöhen
3. Chemische Zusammensetzung der PM10-Fraktion
4. Abschätzung der Beiträge einzelner Regionen (Niederösterreich, Wien, Tschechien, Slowakei, Ungarn, übriges Ausland) zur gemessenen PM10-Konzentration in Niederösterreich, u.U. Identifikation relevanter lokaler Emissionen.

---

<sup>10</sup> bis Ende 2004. Von 2005 bis 2009 sind 30 Überschreitungen, ab 2010 sind 25 Überschreitungen zulässig.

Dieser Bericht stellt somit keine vollständige Statuserhebung im Sinne des §8 IG-L dar, sondern beschreibt lediglich die Immissions- und die meteorologische Situation, die zu den Überschreitungen geführt haben.

## 2.2 Grenzwertüberschreitungen in Niederösterreich 2002 und 2003

Die Grenzwerte für PM10 wurden 2002 und 2003 in Niederösterreich an den in Tabelle 2 zusammengestellten Messstellen überschritten.

Tabelle 2: Grenzwertüberschreitungen bei PM10, 2002 und 2003 (35 TWM > 50 µg/m<sup>3</sup> sind zulässig, Jahresmittelwert 40 µg/m<sup>3</sup>); Grenzwertüberschreitungen sind fett gedruckt.

	2002			2003		
	max. TWM (µg/m <sup>3</sup> )	TWM > 50 µg/m <sup>3</sup>	JMW (µg/m <sup>3</sup> )	max. TWM (µg/m <sup>3</sup> )	TWM > 50 µg/m <sup>3</sup>	JMW (µg/m <sup>3</sup> )
Amstetten	135	<b>42</b>	33	112	<b>91</b>	39
Groß Enzersdorf	86	34	32	128	<b>36</b>	32
Hainburg	83	<b>59</b>	33	107	32	31
Himberg	90	<b>52</b>	33	117	28	30
Klosterneuburg	90	<b>61</b>	33	108	34	30
Mannswörth <sup>11</sup>	126	<b>51</b>	38	134	<b>43</b>	33
Mistelbach	101	<b>44</b>	32	119	29	29
Mödling	94	<b>48</b>	30	127	<b>43</b>	31
Schwechat	83	<b>69</b>	35	137	<b>50</b>	35
St. Pölten Eybnerstraße			<sup>12</sup>	131	<b>58</b>	34
Stixneusiedl	90	<b>60</b>	33	125	30	26
Stockerau	82	32	32	124	<b>45</b>	33
Vösendorf	88	<b>69</b>	35	97	<b>52</b>	36
Wiener Neustadt	77	13	<sup>13</sup>	125	<b>38</b>	31

Anhang 2 und 3 geben die Tabellen mit allen Tagesmittelwerten der Stationen in Niederösterreich in den Jahren 2002 und 2003 an.

<sup>11</sup> Mannswörth 2002 nicht gemäß IG-L betrieben

<sup>12</sup> Messung im Nov. 2002 begonnen

<sup>13</sup> Verfügbarkeit 66%

### 3 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB

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:

Tabelle 3: Größenfraktionen zur Erfassung der Schwebestaubbelastung

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

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

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

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

#### 3.1 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln

##### 3.1.1 Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen

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

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

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

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

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

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

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

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

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

---

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

### 3.1.2 Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews

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

- Die Evidenz über einen Zusammenhang der Exposition gegenüber Schwebestaub und z. T. schwerwiegenden Gesundheitsauswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren angenommen.
- PM<sub>2,5</sub> ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislauferkrankungen.
- Obwohl Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als die grobe Fraktion (PM<sub>10</sub> minus PM<sub>2,5</sub>), gibt es Hinweise, dass auch diese in Beziehung mit bestimmten Gesundheitsauswirkungen steht.
- Bislang konnte keine Schwellenkonzentration abgeleitet werden, unter der keine Gefahr für die Gesundheit besteht.
- Bei den Auswirkungen auf die Mortalität handelt es sich nicht (nur) um vorgezogene Sterblichkeit („Harvesting“). Dies bedeutet, dass davon auszugehen ist, dass die Feinstaubexposition zu einer signifikanten Verkürzung der Lebenserwartung führt (siehe Abbildung 2).
- Einige Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen einer Reduktion der PM-Belastung und einer Abnahme von Gesundheitseffekten.
- Diverse Studien legen nahe, dass besonders folgende PM-Inhaltsstoffe toxikologisch wirksam sind:
  - § Bestimmte Metalle,
  - § organische Verbindungen (wie etwa PAKs),
  - § ultrafeine Partikel (< 100 nm) und
  - § Endotoxine.
- Besonders kritische Quellen sind Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie Partikel aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen.

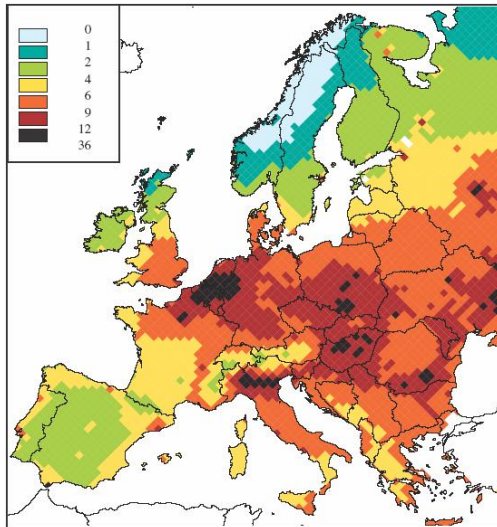


Abbildung 2: Verkürzung der Lebenserwartung auf Grund der Exposition gegenüber Feinstaub in Monaten in Europa; Emissionen des Jahres 2000 [IIASA, 2004]<sup>14</sup>

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

Tabelle 4: Zusätzliches relatives Mortalitätsrisiko (und 95 % Konfidenzintervalle) bei einer Zunahme der PM10-Konzentration um  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

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

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

<sup>14</sup> Aktuelle, hoch aufgelöste Berechnungen für Österreich liegen derzeit nicht vor.

### 3.2 Größenverteilung der Partikel

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

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

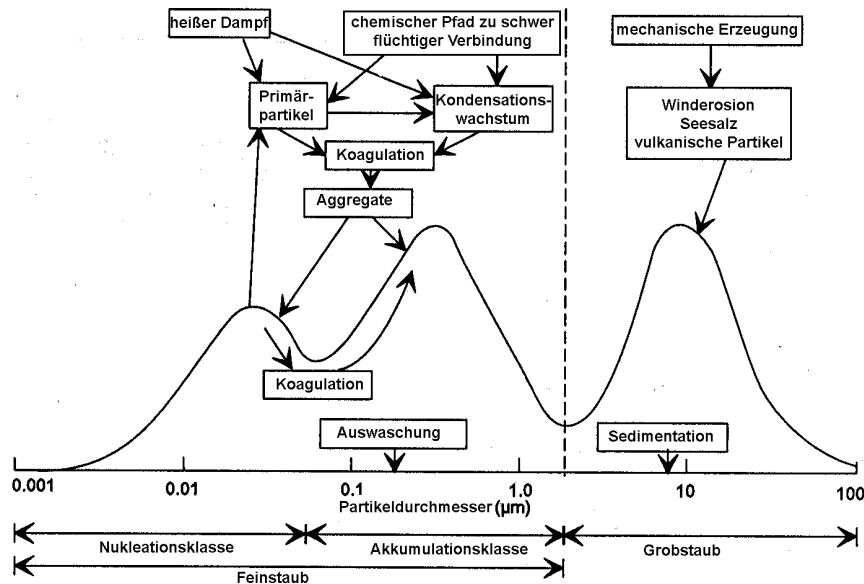


Abbildung 3: Typische Größenverteilung und Entstehungsmechanismen von Partikeln (nach KOUIMTZIS & SAMARA, 1995)

Die Partikel der **Nukleationsklasse** ( $< 0,1 \mu\text{m}$  Durchmesser)<sup>15</sup> entstehen unmittelbar bei Verbrennungsprozessen durch Kondensation von heißen Dämpfen oder durch Kondensation von gasförmigen Vorläuferstoffen. Sie haben eine relativ kurze Verweilzeit in der Atmosphäre, da sie mit anderen Partikeln agglomerieren können. Zwar tragen diese Partikel nur zu einem geringen Teil zur Gesamtmasse bei, jedoch dominieren sie hinsichtlich der Partikelanzahl (Abbildung 4).

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

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

<sup>15</sup> In manchen Publikationen werden Partikel unter  $100 \text{ nm}$  noch in einen Nukleationsmode und einen Aitkenmode unterteilt, wobei letztere Partikel von  $20$  bis  $100 \text{ nm}$  umfasst.

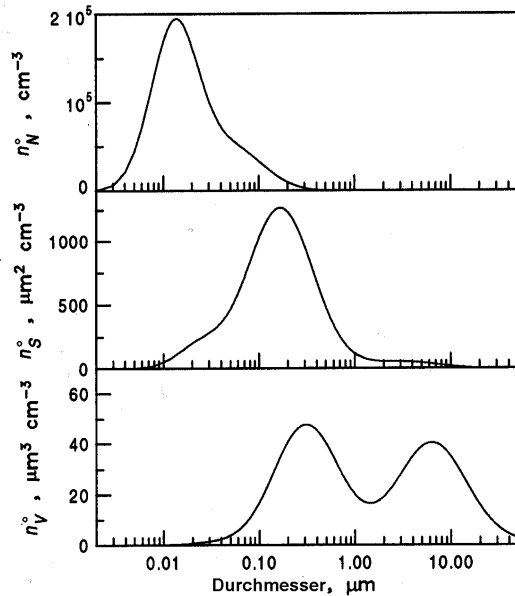


Abbildung 4: Typische Partikelzahl- (oben), Oberflächen- (Mitte) und Volumenverteilung (unten) von städtischem Aerosol (nach SEINFELD & PANDIS, 1998)

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

### 3.3 Quellen

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

Als wesentliche anthropogene Quellen sind folgende von Bedeutung:

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



Bedeutende natürliche Quellen sind beispielsweise:

- Aufwirbelung und Fernverfrachtung von Wüstenstaub (im Schnitt treten derartige Ereignisse in Österreich an 1 bis 2 Tagen im Jahr auf, in südeuropäischen Ländern deutlich häufiger);
- Aufwirbelung von Bodenmaterial<sup>16</sup>;
- biologisches Material (Pollen, Bakterien, Pilzsporen, Abbauprodukte von Pflanzen, etc.); dieses wird bei der chemischen Analyse dem organischen Kohlenstoff bzw. dem organischen Material zugeschlagen, der Anteil macht allerdings im Winter nur einen kleinen Teil des organischen Materials aus;
- durch natürliche Quellen emittierte organische Verbindungen (etwa Monoterpene aus Wäldern) sowie NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> und NH<sub>3</sub>, die durch Gas-zu-Partikel-Umwandlungen zum sekundären Aerosol beitragen;
- Vulkane und
- natürliche Feuer (etwa Waldbrände).

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

Wie in Kapitel 5 noch ausführlicher diskutiert wird, sind demnach in urbanen Gebieten die Hauptemittenten im Bereich Verkehr (Abgasemissionen, Abrieb und Wiederaufwirbelung), Industrie, Gewerbe (hier vor allem die Bautätigkeit) und dem Hausbrand zu suchen. Einen nicht unerheblichen Anteil an den Partikelemissionen kann auch der sog. Off-road-Sektor haben; dazu gehören die in der Land- und Forstwirtschaft, in der Bauwirtschaft, der Industrie, dem Bahn-, Schiffs- und Flugverkehr sowie in privaten Haushalten verwendeten Verbrennungskraftmaschinen verschiedenster Art. Aber auch bei den gasförmigen Vorläufersubstanzen liefert die Landwirtschaft – hier vor allem die Tierhaltung – durch die Emission von NH<sub>3</sub> einen bedeutenden Beitrag.

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

---

<sup>16</sup> bei durch den Menschen veränderten Böden sollte diese Quelle zu den anthropogenen gerechnet werden.

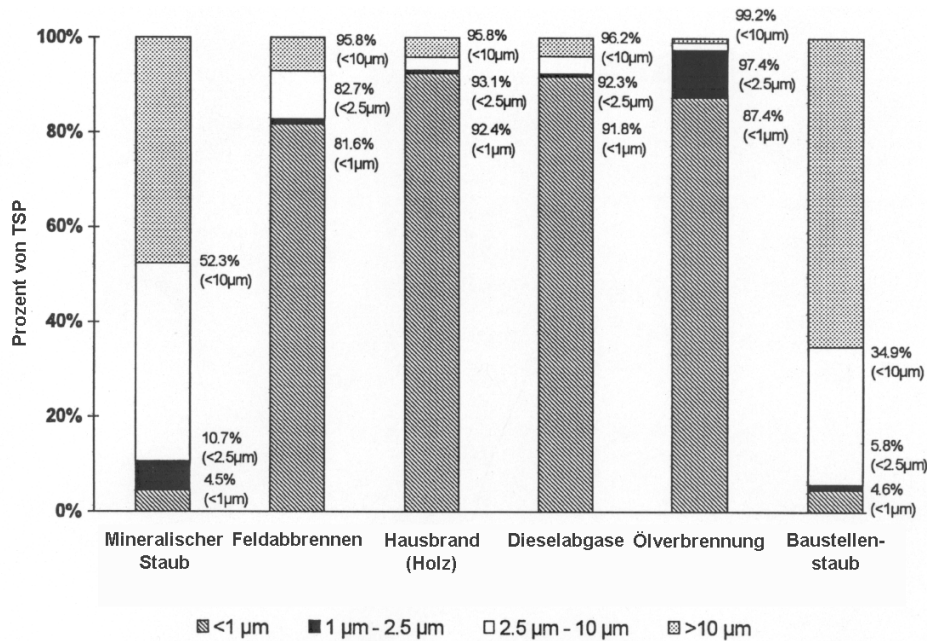


Abbildung 5: Größenverteilung verschiedener Quellen von Partikel (nach WATSON & CHOW, 2000)

### 3.4 Chemische Zusammensetzung von Partikeln

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

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

Tabelle 5 bietet eine (idealisierte) Darstellung des Zusammenhangs der Korngröße, der chemischen Zusammensetzung und der Quellen des Schwebestaubs.

Tabelle 5: Idealisierter Zusammenhang zwischen Korngröße, chemischer Zusammensetzung und Schwebestaubquellen (nach EPA, 2003)

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

Die quantitativ wichtigsten Inhaltsstoffe sind:

**Ammonium, Sulfat, Nitrat** (sekundäre anorganische Partikel): Diese Ionen entstehen in der Atmosphäre durch chemische Umwandlungsprozesse aus den Vorläufersubstanzen NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>.

**Elementarer Kohlenstoff/Organischer Kohlenstoff/Organisches Material (EC/OC/OM):** EC stammt in erster Linie aus Verbrennungsprozessen („Dieselruß“, Hausbrand), wohingegen die Zusammensetzung und Herkunft des organischen Kohlenstoffs weniger eindeutig ist. Ein Teil wird bei (unvollständiger) Verbrennung aus den gleichen Quellen wie der EC freigesetzt. Weitere Quellen für organischen Kohlenstoff sind sekundäre organische Partikel, die aus (anthropogenen und biogenen) NMVOC<sup>17</sup> entstehen, sowie biologische Materialien wie z. B. Bakterien, Pilzsporen, Blattfragmente etc. Der Beitrag von biologischem Material dürfte jedoch insbesondere im Winter sehr gering sein [PUXBAUM & TENZE-KUNIT, 2003]. Da mit organischem Kohlenstoff immer auch Heteroelemente (H, N, O, etc.) verbunden sind, wird zur Berechnung des Gewichts des organischen Materials (OM) das Gewicht des organischen Kohlenstoffs üblicherweise mit einem Faktor von 1,4 multipliziert [TURPIN, 2001]. Emittentennah kann auch ein etwas niedrigerer Faktor angenommen werden, an ländlichen Standorten oder an Hintergrundmessstellen wird in TURPIN et al. (2001) ein Faktor von 2,1±0,2 empfohlen. In dieser Arbeit wird durchgehend ein Faktor von 1,4 verwendet.

<sup>17</sup> Non methane volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan)

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

**Wasser:** Je nach chemischer Zusammensetzung und Luftfeuchtigkeit können Partikel einen variablen Anteil an Wasser enthalten. Unter Umständen kann dieses Wasser bei der 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 Komponente nicht ohne weiteres möglich. Die mineralischen Komponenten sind bei diesen Analysen Teil des „nicht-analysierten Rest“.

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

In Tabelle 6 werden einige wichtige Quellen der angeführten Schwermetalle angegeben. Diese beruhen auf den Erfahrungen von zahlreichen, an verschiedenen österreichischen Standorten durchgeführten Analysen von Staubproben. Einige dieser Elemente können in erster Linie im Nahbereich der angeführten Quellen gefunden werden.

*Tabelle 6: Mögliche Quelle von Schwermetallen im PM10, z. T. inkl. Beschreibung der Morphologie (Informationsquellen: Neinavaie, persönliche Mitteilung, SCHNEIDER & LORBEER, 2002)*

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

#### **Chemische Zusammensetzung der Emissionen wichtiger Quellen:**

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

ist der Anteil an elementarem Kohlenstoff höher, da diese bei höherer Last betrieben werden.

Partikel aus **Reifenabrieb** bestehen wie oben erwähnt ebenfalls zum überwiegenden Teil aus Kohlenstoff; beim Reifenabrieb beträgt das OC/EC Verhältnis etwa 1,55 [RAUTERBERG-WULFF, 1998]. Bremsenabrieb besteht auch aus Kohlenstoff, wenn auch mit einem deutlich geringeren OC/EC Verhältnis von 0,2 im Vergleich zum Reifenabrieb. Als Tracer für den Anteil des Bremsenabriebs kann Sb verwendet werden<sup>18</sup>.

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

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

### 3.5 Senken von Partikeln

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

---

<sup>18</sup> Im Zuge der Stuserhebungen Lienz und Klagenfurt wurde auch der Sb-Gehalt der PM10 Proben bestimmt. Als grober Richtwert kann für den gesamten Beitrag des Bremsabriebs die 50fache Sb-Konzentration angenommen werden [PALME, 2004]. Damit ergibt sich an der verkehrsbelasteten Station Klagenfurt Völkermarkterstr. ein Anteil des Reifenabriebs im Mittel von 0,8 %, an der ebenfalls verkehrsbelasteten Station Lienz Amlacherkreuzung von 0,4 %.

---

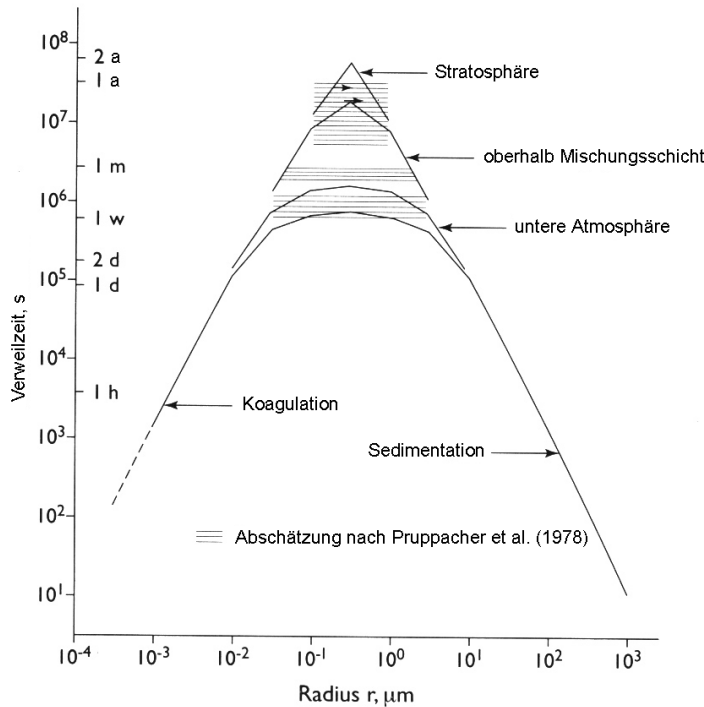


Abbildung 6: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (nach WILSON & SAMARA, 1996)

### 3.6 Messmethoden

Als Messgröße wird üblicherweise die Massenkonzentration in Abhängigkeit von der Größenfraktion verwendet. Die gängigen Größenfraktionen werden in Tabelle 3 (siehe oben) zusammengefasst.

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

Mit der Richtlinie der Europäischen Union (EG-RL) 1999/30/EG und dem IG-L (2001) wurden erstmals Grenzwerte für PM10 sowie die Verpflichtung zur Messung - auch von PM2,5 (beide als Tagesmittelwerte) - festgelegt. Bei der Messung dieser Staubfraktionen werden Ansaugköpfe mit definierter Abscheidecharakteristik verwendet (siehe Tabelle 3).

Referenzmethode für die Bestimmung der PM10-Konzentration ist gemäß EG-RL 1999/30/EG die in der EN 12341<sup>19</sup> beschriebene Probenahme (Abscheidung der Partikel auf einem Filter) mit nachfolgender gravimetrischer Staubmassebestimmung. Am häufigsten werden in Österreich dazu Digital High Volume Sampler eingesetzt, die mit Glas- oder Quarzfaserfiltern von 150 mm Durchmesser bestückt sind und ein Probenahmenvolumen von etwa 750 m<sup>3</sup>/Tag aufweisen. Der Waagraum zur Konditionierung der Filter vor und nach der Probenahme ist normgerecht auf 20 °C ± 0,5 °C Lufttemperatur

<sup>19</sup> Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probenahmeverfahren für die PM10-Fraktion von Partikeln

sowie  $50\% \pm 5\%$  relative Luftfeuchte geregelt. Die Messergebnisse sind auf Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck bezogen.

Die PM10-Messung gemäß IG-L erfolgt sowohl mit der gravimetrischen Methode als auch mit kontinuierlichen Messgeräten, die bereits für die TSP-Messung verwendet 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  $\beta$ -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 –Geräte)<sup>20</sup>.

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

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

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

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

Zur Problematik der Vergleichbarkeit der verschiedenen Messverfahren siehe Anhang 5.

### 3.7 Rechtliche Regelungen

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

---

<sup>20</sup> 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 7 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 7: Staubgrenzwerte und Zielwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß IG-L

Messgröße	Konzentration	Mittelungszeit	Anmerkung
TSP <sup>21</sup>	150 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert pro Kalenderjahr ist die folgende Zahl von Überschreitungen zulässig: bis 2004: 35 von 2005 bis 2009: 30 ab 2010: 25	Grenzwert
PM10	40 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m <sup>3</sup>	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr sind 7 Überschreitungen zulässig	Zielwert
PM10	20 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert	Zielwert

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

<sup>21</sup> TSP: Gesamtschwebstaub (im IG-L „Schwebstaub“ genannt). Dieser Grenzwert tritt mit 31.12.2004 außer Kraft.