

PM10 Emissionsmessprogramm diffuser Staubquellen

Aufbereitungs- und Betonmischanlagen



AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG

ABTEILUNG EMISSIONEN-SICHERHEITSTECHNIK-ANLAGEN



PM10 Emissionsmessprogramm diffuser Staubquellen Aufbereitungs- und Betonmischanlagen

September 2011

Amt der Tiroler Landesregierung

Abteilung *Emissionen-Sicherheitstechnik-Anlagen*

Herrengasse 1-3, 6020 Innsbruck

E Mail: esa@tirol.gv.at

Internet: <http://www.tirol.gv.at/themen/sicherheit/esa/emissionsbegrenzung/>

Autoren

Mag. Anton Strobl

Ing. Markus Kuntner

Dieser Bericht darf nur vollinhaltlich veröffentlicht werden, ansonsten ist die Zustimmung der Autoren einzuholen.

Vorwort

Die Mineralrohstoffwirtschaft gewinnt, verarbeitet und lagert erhebliche Mengen staubender Güter, wie Schotter, Sande und Bauwaren. Dem Österreichischen Montanhandbuch 2010, herausgegeben vom Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend ([Montanhandbuch 2010](#)), kann entnommen werden, dass in Österreich im Jahr 2009 rund 27,5 Mill. Tonnen Lockergestein, 14 Mill. Tonnen Kalkstein bergfrei, 8 Mill. Tonnen Kalkstein bundeseigen und 4 Mill. Tonnen Dolomit sowie eine Vielzahl weiterer mineralischer Rohstoffe gewonnen und in der Folge weiterverarbeitet wurden.

Die Autoren dieser Untersuchung sind als Sachverständige für die Fragen der Luftreinhaltung in Genehmigungsverfahren für die Erweiterung bestehender oder die Errichtung neuer Abbaugebiete eingebunden. Die bekannten Verfahren zur Ermittlung diffus emittierten Stäube liefern zum Teil stark voneinander abweichende Ergebnisse, sodass wiederholt darüber Diskussionen zu führen sind, welche Methoden als anerkannte Regeln der Technik zu verwenden sind bzw. welche Parameter dem realen Betrieb bestmöglich entsprechen. In den letzten Jahren wurden bereits etliche Publikationen im Bereich von Bauschuttdeponien, Aufbereitungsanlagen und Baustellen ([Braun 2007](#), [Heidenreich 2010](#), [Krusche 2003](#), [Kuntner 2010](#)) veröffentlicht. Die gegenständliche Arbeit widmet sich den aufgrund der Materialfeuchte eher gering staubenden Bodenaushubmaterialien, der Schottergewinnung sowie der Verarbeitung dieser Stoffe.

Die Erstellung des Berichts wurde zur Gänze vom Amt der Tiroler Landesregierung, durch zeitliche und messtechnische Mittel, finanziert. Besonders sei hier Herrn Abteilungsvorstand Hofrat Dipl.-Ing. Robert Monz gedankt. Weiterer Dank gebührt der Abteilung Waldschutz beim Amt der Tiroler Landesregierung, insbesondere Herrn Mag. Andreas Krismer, für die Unterstützung bei der Konfiguration und der Inbetriebnahme der meteorologischen Messgeräte, Unterstützung an etlichen Messtagen und bei der Kalibrierung der eingesetzten Staubmessgeräte. Der Universität Innsbruck, Institut für Meteorologie und Geophysik, sei für die Entlehnung eines zusätzlichen Staubmessgeräts gedankt. Auch wäre diese Arbeit ohne Mitwirkung der beteiligten Abbau- und Verarbeitungsunternehmen und die Möglichkeit, Messungen emissionsnah vornehmen zu können, nicht durchführbar gewesen.

Dass Sie diese Arbeit in Händen halten können, geht zurück auf eine Anregung von Dr. Richard Werner, Amt der Vorarlberger Landesregierung, der uns zudem wertvolle Hinweise im Rahmen der Berichterstellung gab.

Zusammenfassung

Von August 2010 bis Juni 2011 wurden 15 Feinstaub-Emissionsmessungen an verschiedenen mineralrohstoffverarbeitenden Betrieben vorgenommen, von denen 10 Messungen detailliert ausgewertet werden konnten.

Auf Basis durchgeführter LUV-LEE Konzentrationsmessungen samt meteorologischer Daten und genauer Aufzeichnungen der emissionserzeugenden Aktivitäten konnte mit Hilfe eines Ausbreitungsmodells auf den Emissionsmassenstrom und in der Folge auf den spezifischen Emissionsfaktor rückgerechnet werden. In einem weiteren Schritt wurden Emissionsprognosen nach den derzeit aktuellen Berechnungsmethoden unter Anwendung der empfohlenen bzw. bisher verwendeten Eingangsparameter vorgenommen. Dabei ergaben sich durchwegs deutliche Überschätzungen der Emissionsfrachten. Aufbauend auf diese Erkenntnisse wurden die wesentlichen Eingangsparameter der [VDI-3790](#) bzw. [US-EPA](#) so variiert, dass eine gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Emissionsmassenströme erzielt wird.

Darüber hinaus ergab sich im Rahmen der Feinstaubmessungen die Möglichkeit, die Wirksamkeit eines Kehrvorgangs und der Befeuchtung einer befestigten Betriebsstraße messtechnisch zu erfassen und zu dokumentieren.

Die in dieser Arbeit vorgeschlagenen Eingangsparameter können für die Lagerung, Transport und Verarbeitung von erdfeuchtem Bodenaushub als repräsentativ angesehen werden. Die ermittelten spezifischen, auf die umgeschlagene Masse bezogenen, Emissionsfaktoren sind sowohl für überschlägige Plausibilitätsprüfungen als auch für die Erstellung von Emissionskatastern geeignet.

Zusammenfassend soll diese Arbeit eine Hilfestellung in der Bearbeitung von Fragen im Bereich der diffusen Feinstaubemissionen darstellen.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	i
Zusammenfassung	iii
Inhaltsverzeichnis	iv
1 Einführung	1
1.1 Zielsetzungen	1
1.2 Angewandte Methoden	2
2 Feldmessungen	5
2.1 Staubmessgeräte	5
2.2 Vergleichsmessungen	6
2.3 Meteorologische Messungen	12
2.4 Messung der Materialfeuchtigkeit	13
2.5 LUV-LEE Messung	13
3 Auswertung der Messdaten	15
3.1 Aufbereitungs- und Betonmischanlage I Weer	18
3.2 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld	32
3.3 Befestigte Baustraße III Terfens	51
3.4 Bodenaushub-Zwischenlager in Vomp	57
4 Emissionsberechnungen	59
4.1 Berechnungsmethoden	59
4.2 Festlegung der Eingangsparameter	61
4.3 Anwendung der Berechnungsmethoden	62
5 Schlussfolgerung und Ausblick	71
Literatur	75

Kapitel 1

Einführung

1.1 Zielsetzungen

Die Prognose diffuser Staubemissionen im Bereich der Mineralrohstoffgewinnung und Verarbeitung unterliegt aufgrund zahlreicher Einflussfaktoren einer hohen Schwankungsbreite.

Die Materialeigenschaften, wie der Feinkornanteil, Materialfeuchtigkeit, die Abriebfestigkeit, die Neigung zu Verkrustung der Oberfläche und die Beständigkeit gegen Abrasion und Saltation weisen einen wesentlichen Einfluss auf die Staubungsneigung des mineralischen Rohstoffs auf. Aber auch externe Einflussfaktoren, wie die Art der Gewinnung und Manipulation, des Transports und der Verarbeitung sind wesentliche Einflussfaktoren für die Staubemission.

Bereits im Jahr 1995 hat Pieper ([Pieper 1995](#)), dessen Ansatz später in die VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 übergeführt wurde, ausgeführt, dass die Staubungsneigung im Wesentlichen von den Parametern "Art und Menge der Partikel im Umschlaggut" und "von der Überwindung der Agglomerationsneigung der Partikel durch mechanische Einwirkung" abhängt. In weiterer Folge schreibt Pieper: *"Die Menge der Teilchen, die aus dem Gut austreten können, ist abhängig von der Vorgeschichte des Gutes, die Neigung zur Agglomeration in starkem Maße vom Feuchtegehalt"*. Ebenfalls beschreibt Pieper, dass die später in VDI 3790 Blatt 3 (1999) umgesetzten Berechnungsmethoden im Wesentlichen auf Messungen an Schiffs Umschlagplätzen in Hamburg basieren. Die Einstufung zur Staubungsneigung erfolgte in zahlreichen Fällen anhand optischer Kriterien, sodass Pieper schließt: *"Damit ist es gelungen, ein einheitliches Modell für alle Umschlagverfahren und Stoffe vorzuschlagen. Das schließt für die Zukunft weitere Untersuchungen und Forschungen auf diesem Gebiet zur Verbesserung des Kenntnisstandes nicht aus. Sie scheinen sogar geboten, insbesondere auch dort, wo bisher wegen des Fehlens geeigneter Informationen mit Annahmen operiert werden muss."*

Neben den mit Unsicherheiten behafteten Gewichtungsfaktoren finden sich in der aktuellen Ausgabe [VDI-3790](#) Blatt 3 für den Materialumschlag keine Angaben über die Feinstaubanteile PM10 bzw. PM2,5 am ermittelten Gesamtstaub. Es ist davon auszugehen, dass diese Anteile material- und feuchtigkeitsabhängig sind, wobei im Rahmen umfangreicher Untersuchungen ([Krusche 2003](#) und [Kummer 2010](#)) für die Bauschutttaufbereitung PM10 Anteile am Gesamtstaub in einem Bereich von 20 bis 25 % ermittelt wurden.

Aufgrund der zahlreichen Eingangsparameter eignet sich die Berechnungsmethode [VDI-3790](#) Blatt 3 für eine Vielzahl von Umschlagvorgängen und Materialqualitäten. Unter Anwendung der im Anhang "A" dieser Norm vorgeschlagenen Faktoren ergeben sich jedoch - beispielsweise für LKW-Abkippvorgänge - im Vergleich mit den auf Emissionsmessungen basierenden Angaben der aktuellen [US-EPA](#) AP42 Kapitel 11.19.2 (Crushed Stone Processing and Pulverized Mineral Processing) deutlich höhere Emissionsfaktoren.

Mit gegenständlicher Arbeit sollen für die in der Mineralrohstoffwirtschaft häufig vorkommenden Arbeitsprozesse des Gewinnens, des Lagerns, des Transportierens und der Aufbereitung von Schotter bzw. Bodenaushub die Emissionen messtechnisch erfasst und anschließend mit den Emissionsmodellen nach [VDI-3790](#) Blatt 3 und [US-EPA](#) verglichen werden. In der Folge sollen Gewichtungs- bzw. Anpassungsfaktoren für den angenommenen Feinstaubanteil vorgeschlagen werden, um die messtechnisch ermittelten Emissionen auch mit den Prognosemodellen realitätsnah abbilden zu können. Für die Rückrechnung der Emissionsstärken auf Basis der gewonnenen Messergebnisse soll das Ausbreitungsmodell AUSTAL 2000 ([Janicke 2009](#)) eingesetzt werden, sodass im Prognosefall am Messpunkt wiederum vergleichbare Immissionswerte erzielt werden.

Durch eine Vielzahl von Messungen, auch in unterschiedlichen Jahreszeiten und bei Anlagen verschiedener Betreiber, soll eine hohe Datendichte und in der Folge eine hohe Qualitätsstufe der ermittelten Emissionsfaktoren erzielt werden.

1.2 Angewandte Methoden

Um die Ziele der Untersuchung zu erreichen, wurden Emissionsmessungen in Form beobachteter LUV-LEE Messungen als geeignetes Verfahren gewählt (siehe Kapitel [2.5](#)).

Nach Ermittlung der Staubimmissionen einer Anlage mittels LUV-LEE Methode wird die Situation in einem Modell abgebildet und eine Ausbreitungsprognose mittels AUSTAL2000 vorgenommen. Dabei wird jene Quellstärke ermittelt, die für den Messpunkt im Lee die gemessene Zusatzimmission bestmöglich wiedergibt.

Um Fremdeinflüsse möglichst einzuschränken, sollen die Messungen an Anlagen

erfolgen, deren Größe überschaubar ist und bei denen die möglichen Emittenten so situiert sind, dass einzelne Prozesse messtechnisch getrennt erfasst werden können und unbeteiligte Prozesse durch deren Lage untergeordnete Immissionen verursachen.

Im Gegensatz zu statistischen Auswertungen von Messdaten aus kontinuierlich arbeitenden Dauermessstellen in früheren Arbeiten ([Kuntner 2010](#)), können durch die gleichzeitige Messung, Beobachtung sowie Aufzeichnung der Aktivitäten vor Ort ebenfalls allfällige Störungen oder Fremdeinflüsse sofort erkannt werden. Dadurch ist eine Zuordnung der Aktivitäten aber auch etwaiger Stör- und Fremdeinflüsse über eine zeitliche Korrelation und anhand der gemessenen Konzentrationsverläufe möglich.

Kapitel 2

Feldmessungen

2.1 Staubmessgeräte

2.1.1 Anforderungen an die Messgeräte

Um die gemessenen Emissionen den Staub emittierenden Vorgängen zuordnen zu können, ist eine dauernde Anwesenheit und Dokumentation der Aktivitäten im Betrieb (z.B. Anzahl der Fahrzyklen, Durchsatzleistung der Aufbereitungsanlagen) während des Messzeitraums von jeweils 3 bis 5 Stunden pro Messkampagne erforderlich. Zur Korrelation dieser Aufzeichnungen mit den Messdaten sollte das Messsystem in der Lage sein, die Daten mit hoher zeitlicher Auflösung zu liefern. Zudem sollten die Messgeräte mobil, leicht installierbar und möglichst auch batteriebetrieben arbeiten, um während der Messungen auf lokal geänderte Situationen, wie drehende Windrichtungen, möglichst rasch reagieren zu können. Aus diesen Gründen kamen für die Messung nur kontinuierlich messende Systeme in Frage.

Nachdem Partikelgrößenanteile bereits in anderen Studien umfangreich untersucht wurden ([Heidenreich 2010](#), [Kummer 2010](#)), wurde im Rahmen dieser Messungen ausschließlich Feinstaub PM₁₀ als Messgröße festgelegt.

2.1.2 Verwendete Messgeräte

In Zusammenarbeit mit der Universität Innsbruck, Institut für Meteorologie und Geophysik, ergab sich die Möglichkeit, ein Staubmessgerät der Firma TSI, Type DustTrak 8520, das bereits im Rahmen des ALPNAP-Projekts (siehe beispielsweise [Staszweski 2008](#) oder [Kollmann 2008](#)) im Einsatz war, auch für diese Messungen verwenden zu können. Erste Tests ergaben, dass dieses Gerät die in Abschnitt [2.1.1](#) definierten Anforderungen in ausreichendem Maß erfüllt. Um für die geplanten LUV-LEE Messungen gleiche Messsysteme zu verwenden, wurde ein vom Messsystem baugleiches Gerät der Firma TSI, Type DustTrak 8532 angeschafft. In der Folge wird

das Gerät der Type DustTrak 8520 als "UNI", das Gerät der Type DustTrak 8532 als "AMT" bezeichnet. Messgeräte dieser Typen wurden bereits im Rahmen anderer Emissionsmessstudien (z.B. [Midwest Research 2008](#) und [Langston 2008](#)) eingesetzt.

Die verwendeten Messgeräte sind batteriebetriebene Laserphotometer. Die Geräte können am Messeingang mit einem Impaktor (u.a. für PM₁₀) versehen werden. Ein Teilstrom der Messluft wird über ein HEPA-Filter gereinigt, sodass ein Schleierluftsystem für eine Reinhaltung der Messkammer und die Vermeidung zirkulierender Partikel innerhalb dieser Kammer sorgt. Die Messkammer beinhaltet eine Laserdiode mit gegenüber angeordneter Lichtfalle. Von den in der Messluft enthaltenen Partikeln werden Lichtteile reflektiert und über einen Spiegel einem Fotodetektor zugeführt. Durch einen Kalibrierfaktor kann, bei bekannter Kornzusammensetzung, eine gute Genauigkeit des Messsystems erreicht werden.

Der kontinuierlich überwachte Durchfluss beträgt 3 l/Minute.

Der Messbereich der Geräte wird vom Hersteller mit 0,001 bis 150 mg/m³ angegeben, sodass davon auszugehen ist, dass die Geräte meist im untersten Messbereich arbeiten werden. Die vom Hersteller angegebene Auflösung (der Auswerte- und Anzeigeeinheit) beträgt $\pm 0,1$ % des Messwerts oder 0,001 mg/m³.

Für die Messgenauigkeit sind die verwendeten Kalibrierfaktoren von wesentlicher Bedeutung. Die eingesetzten Geräte wurden werkseitig nach ISO 12103-1, A1 "Straßenfahrzeuge - Prüfstaub zur Bewertung von Filtern - Teil 1: Arizona-Prüfstaub" sowie hinsichtlich des Durchflusses kalibriert. Vor Messbeginn wurde jeweils eine Nullpunktkorrektur mittels Nullfilter vorgenommen. Um die Messwerte referenzieren zu können, wurden Vergleichsmessungen mit stationären Anlagen vorgenommen (siehe Abschnitt [2.2.1](#)). Aufgrund der Abhängigkeit des Messwerts von der Korngrößenverteilung sind systembedingt entsprechende Messfehler zu erwarten. Eine Abschätzung dieser Fehler findet sich in Abschnitt [2.2.3](#).

2.2 Vergleichsmessungen

Sowohl vor Anschaffung der Geräte als auch während des Untersuchungszeitraums wurden die Dust-Trak Messgeräte jeweils über mehrere Tage parallel zu einer vom Amt der Tiroler Landesregierung betriebenen städtischen Dauermessstelle, die mit gravimetrischen und kontinuierlich arbeitenden Messgeräten (Type DIGITEL FH 62IR mit TRS und DHA-80) bestückt sind, betrieben. Zudem wurden für kurze Zeiträume Parallelmessungen mit einer fix installierten, kontinuierlich arbeitenden Messstation eines privaten Messstellenbetreibers im Einflussbereich eines Bergbaubetriebs vorgenommen, um eine Aussage zur Messgenauigkeit bei unterschiedlichen Staubzusammensetzungen zu erhalten. Darüber hinaus wurden mehrfach Parallelmessungen und Vergleiche der stationären Dauermessstellen im Rahmen der LUV-

LEE Feldmessungen vorgenommen. In den folgenden Abschnitten 2.2.1 und 2.2.2 sind die Ergebnisse der Vergleichsmessungen beschrieben.

2.2.1 Vergleichsmessungen mit stationären Anlagen im städtischen Bereich

Die Vergleichsmessungen im städtischen Bereich erfolgten vom 28.7. bis 30.7.2010, vom 27.8. bis 30.8.2010 (dargestellt in Abbildung 2.1) und vom 26.1. bis 1.2.2011 (dargestellt in Abbildung 2.2). Bei diesen städtischen Vergleichsmessungen wurden die Dust-Track Geräte im Inneren des Messcontainers aufgestellt und an das bestehende Ansaugrohrsystem angeschlossen.

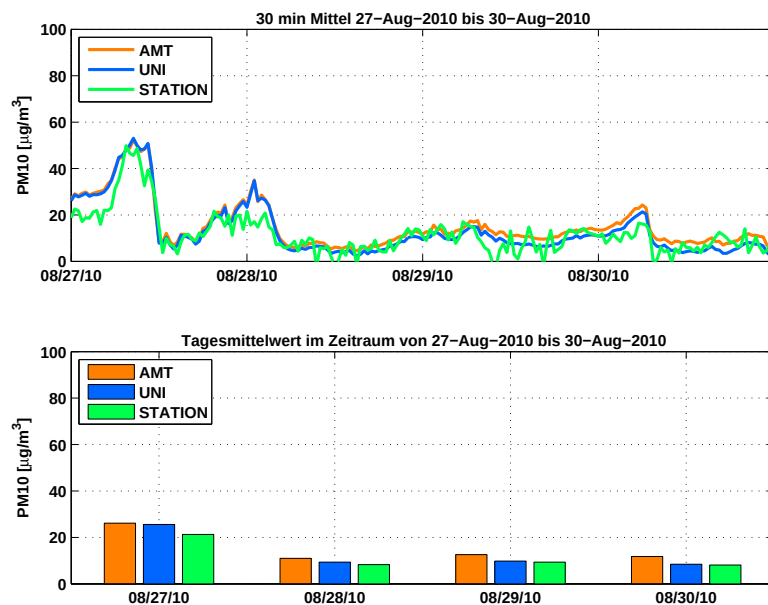


Abbildung 2.1: Vergleichsmessung der Dust-Trak-Geräte mit einer städtischen Dauer- messsstelle

Grundsätzlich zeigen diese Vergleichsmessungen, dass die Geräte die Ist-Situation gut abbilden, allerdings eine kleine Abweichung zwischen den Geräten von rund $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftritt, wobei diese Abweichung nach mehreren Messtagen auf annähernd $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ansteigt. Zudem wird die PM10-Belastung gegenüber der Messstation, um Ausreißer (Null-Werte der Messstation) bereinigt, im Mittel um 18 %, d.h. leicht überschätzt.

Die Vergleichsmessung im Jänner 2011 (siehe Abbildung 2.2) ergab, dass die Dust-Trak-Geräte eine leichte Überschätzung der Immissionssituation und ab dem dritten Tag eine Drift nach oben und eine größere Differenz zwischen den Geräten (AMT bzw. UNI) aufweisen. Betrachtet man lediglich die ersten zwei Messtage in

Abbildung 2.2, ergab die Vergleichsmessung eine Abweichung zwischen den beiden Geräten zwischen 0,5 und 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und Abweichungen des Tagesmittelwerts der Dust-Trak-Geräte zur Station von +20 bis +30 %. Die Drift nach mehreren Tagen Betriebszeit könnte durch wiederholte Wartung und Nullpunktkorrektur der Dust-Trak-Geräte begrenzt werden. Da im gegenständlichen Projekt lediglich Kurzzeitmessungen über einige Stunden geplant waren, konnten diese Effekte vernachlässigt werden.

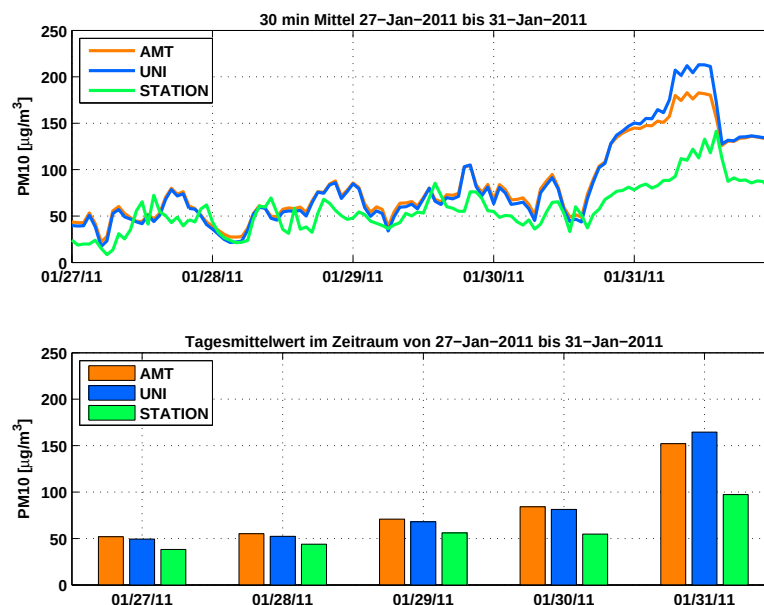


Abbildung 2.2: Vergleichsmessung der Dust-Trak-Geräte mit einer städtischen Dauer-messstelle

Auch im Rahmen des ALPNAP-Projekts wurde das Dust-Trak Gerät UNI mit verschiedenen stationären Messcontainern (Referenzgerät FH62 I-R von LT) und dem Gerät der Type Grimm 1.108 verglichen. Diese von (Staszweski 2008) und (Kollmann 2008) vorgenommenen Vergleichsmessungen sind auszugsweise in den Abbildungen 2.3 dargestellt.

Staszweski schloss aus den Vergleichsmessungen, dass geringe Konzentrationen unter 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ von den Aerosolmonitoren überschätzt, mittlere Konzentrationen zwischen 30 und 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ leicht überschätzt werden. Zudem wurde im Rahmen dieser Arbeiten festgestellt, dass die Aerosolmonitore bei hoher Luftfeuchtigkeit zu starken Überschätzungen neigen.

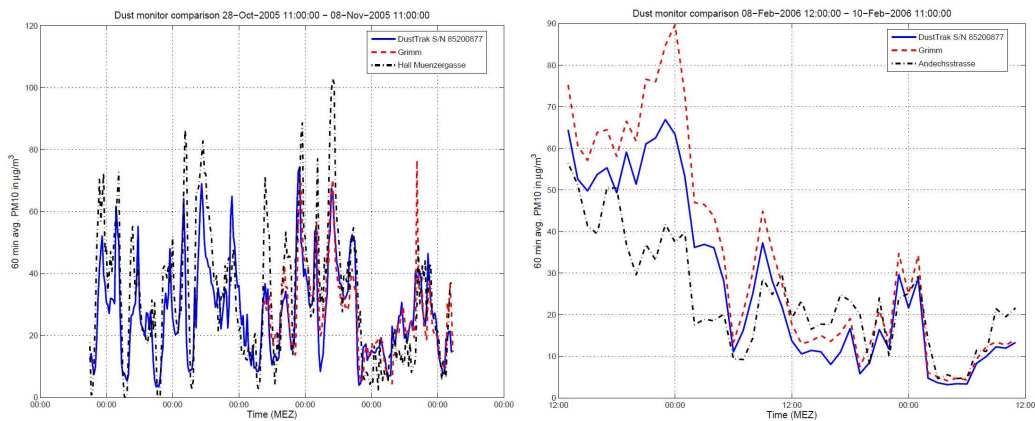


Abbildung 2.3: Vergleichsmessung Dust-Trak, Grimm, Hall Münzergasse (links) und IBK Andechsstraße (rechts)

2.2.2 Vergleichsmessungen im Rahmen der Feldmessungen

Im Rahmen der Feldmessungen konnten bei den Messungen der Aufbereitungsanlage II in Radfeld wiederholt Vergleiche zwischen der LUV-Messung und einer nahe gelegenen Messstation der NUA, die im Rahmen der Immissionsüberwachung einer Großbaustelle betrieben wird, vorgenommen werden (siehe Abbildung 2.4).

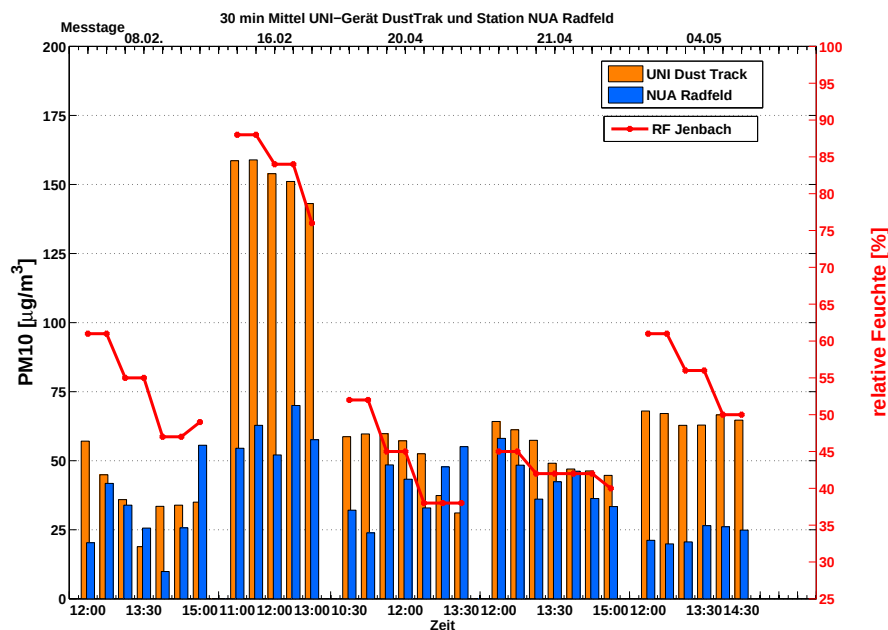


Abbildung 2.4: Vergleichsmessung im Feld zwischen dem Gerät UNI und einer Messstation; die Messdaten der relativen Feuchte stammen von der Messstation Jenbach der ZAMG

Auf den ersten Blick fällt auf, dass im Rahmen der Messungen am 8.2., 20.4. und 21.4.2011 die auch bei anderen Vergleichsmessungen festgestellten geringfügigen

Überschätzungen des Dust-Trak-Geräts auftreten, der Verlauf der PM₁₀ Konzentration aber gut abgebildet wird. Völlige "Ausreißer" nach oben sind der 16.2. und 4.5.2011 mit deutlichen Überschätzungen bis zum 3-fachen der stationären Messstation. Der 16.2. war ein nebeliger Wintertag mit geringen Windgeschwindigkeiten, der 4.5. ein Messtag nach einer Regenperiode mit auf trockenem Boden und hohen Windgeschwindigkeiten. Am 16.2. herrschte eine hohe relative Luftfeuchtigkeit von bis zu 88 % vor. In diesem Zusammenhang wird vom Gerätehersteller TSI auf dessen Homepage folgende Aussage getätigt: *"Relative humidity higher than 80 percent can cause particle concentration readings to be biased high from the actual concentration of dry particles. The amount that an aerosol's mass concentration increases due to water absorption is a complex function of the particle's material and the atmosphere's absolute humidity (i.e. specific humidity). This humidity effect can bias the DUSTTRAK's readings up to 60 percent high in the most extreme conditions of high temperature and high relative humidity."* Die Überschätzung am 4.5. kann auf lokale Einflüsse, wie dem Bearbeiten (Pflügen) eines Ackers im Luv der Messstelle und auf die lokal höhere Luftfeuchtigkeit zurückgeführt werden.

Weitere Vergleichsmessungen erfolgten im Feld durch Aufstellung der Grundbelastungsmessung neben einer Dauermessstation im Einflussbereich eines Bergbaubereichs. Das Gerät "AMT" wurde mit der stationären Station NUA Vomp verglichen. Die ebenfalls dargestellte Station "Vomp ADL" befindet sich rund zwei Kilometer entfernt luv- (6.9.2010) bzw. leeseitig (7.9.2010 und 26.5.2011) der Messstation.

Am 6.9.2010 (Abbildung 2.5) strömte gering Feinstaub belastete Luft aus Osten an die Messstellen. Die Abweichung beträgt, wie auch bei anderen Vergleichsmessungen, zwischen +20 und +30 %. Die Vorbelastung war vor, während und nach der Vergleichsmessung annähernd konstant. Die relative Luftfeuchtigkeit wurde an der Station "NUA Vomp" gemessen und betrug im Messzeitraum rund 54 %.

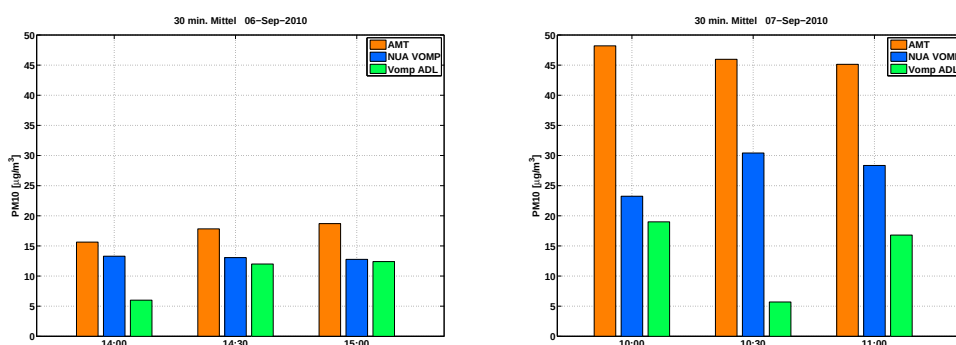


Abbildung 2.5: Vergleichsmessung im Feld zwischen dem Gerät AMT und stationären Messstationen

Am 7.9.2010 (Abbildung 2.5) konnte eine Anwehung aus dem Abbaubetrieb in

Richtung der Messstationen beobachtet werden. Betrachtet man lediglich die Halbstundenmittelwerte, kann eine Überschätzung des Dust-Trak-Geräts um +60 bis zu +100 % ermittelt werden. Die relative Luftfeuchtigkeit betrug im Messzeitraum rund 80 %. Die Erklärung für die starke Abweichung ist somit im Ausmaß der hohen relativen Luftfeuchtigkeit zu finden. Aufgrund dieser Messung erfolgte eine weitere Kurzzeit-Vergleichsmessung am 26.5.2011, dargestellt in Abbildung 2.6.

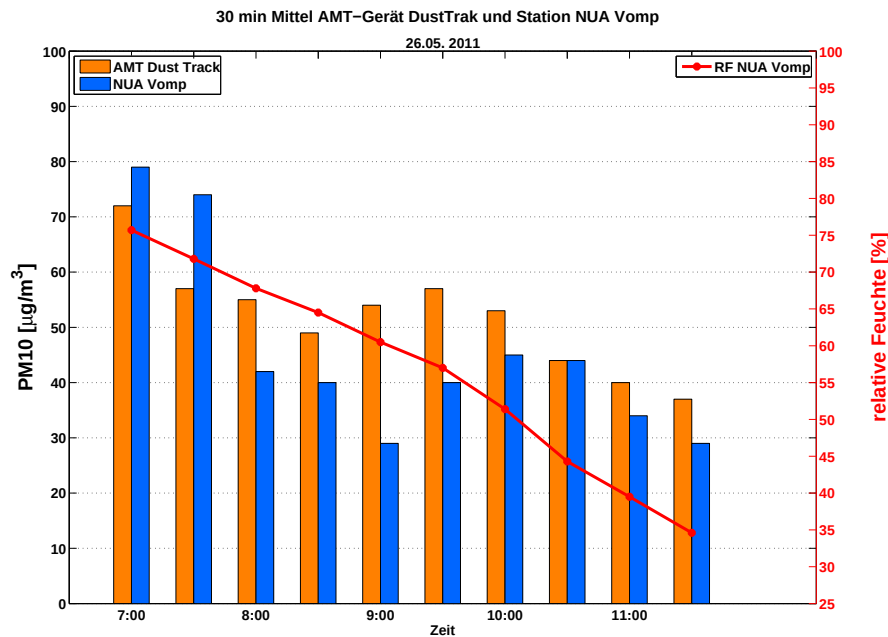


Abbildung 2.6: Vergleichsmessung im Feld zwischen dem Gerät AMT und der Messstation NUA Vomp

An diesem Messtag trat ebenfalls eine Anwehung aus dem Abbaugbiet in Richtung Messstationen (Süd-Westwind) auf. Im Laufe der Messung (ab 10:30 Uhr) drehte der Wind in Richtung Süd, sodass in der Folge keine direkte Anwehung aus dem Abbaugbiet gegeben war. Auch die Absolutwerte der beiden Messgeräte zeigen eine gute Übereinstimmung. Die Abweichung des Dust-Trak Geräts zur stationären Immissionsmessstation beträgt im Mittel rund +15 %.

2.2.3 Erwartete Messfehler der verwendeten Messgeräte

Aufgrund der Kurzzeitmessungen und Nullpunkt-Kalibrierung vor Messbeginn, kann die festgestellte Langzeitdrift als Fehlerquelle ausgeschlossen werden. Die zahlreichen Vergleichsmessungen mit fixen Messstationen zeigten eine Abweichung der Dust-Trak-Messgeräte nach oben von 15 bis 30 %. Deutlich höhere Messfehler werden bei hoher Luftfeuchtigkeit über 75 % erwartet, sodass die Messwerte in solchen Fällen zu hinterfragen sind. Wurden die Geräte im Messcontainer ausgestellt, war der Einfluss

der Luftfeuchtigkeit durch die Messluftführung über ein beheiztes Ansaugrohr nicht in jenem Ausmaß gegeben, wie dies im Feld mit direkter Ansaugung der Messluft am Messgerät der Fall war. Im Sinne der Qualitätssicherung werden daher für jede Einzelmessung die erhobenen Daten der LUV-Messung (Grundbelastung) mit einer nahe gelegenen Dauermessstelle verglichen. Zudem wird die Luftfeuchtigkeit für den jeweiligen Messtag dokumentiert.

Die für die LUV-LEE Messungen verwendeten Messgeräte weisen untereinander eine Langzeitdrift auf, die im Rahmen der Kurzzeitmessungen nicht relevant ist. Die Abweichungen des Geräts AMT zum Gerät UNI beträgt für Kurzzeitmessungen $\pm 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $+2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aufgrund der laufend vorgenommenen Vergleichsmessungen kann von einer ausreichenden Genauigkeit für die gegenständlichen Messaufgaben und einer geringen Überschätzung der Messwerte ausgegangen werden.

2.3 Meteorologische Messungen

2.3.1 Anforderungen an die meteorologischen Messungen

Um später eine Rückrechnung nach den Regeln der Technik unter Anwendung des Modells AUSTAL 2000 ([Janicke 2009](#)) vornehmen zu können, müssen parallel zur Schadstoffmessung die meteorologischen Parameter, wie Windgeschwindigkeit, Windrichtung und die Ausbreitungsklasse ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurden während der Staubmessungen zeitgleich Messungen der hierfür erforderlichen meteorologischen Parameter vorgenommen. Aufgrund der bodennahen Emissionen und zum einfacheren und rascheren Aufbau der Messeinrichtungen, erfolgte die Windmessung in einer Höhe von 3 bis 4 m über Grund, wobei bei der Aufstellung die Rauigkeit und allfällige Hindernisse berücksichtigt wurden, um eine unbeeinflusste Windmessung sicher zu stellen.

2.3.2 Verwendete Messgeräte

Für die Messungen der meteorologischen Parameter wurden ein Ultraschallanemometer der Type Gill 1390-PK-007 sowie ein Globalstrahlungsmessgerät (Schenk Sternpyranometer Typ 8101) samt ansteuernder SPS und Online-Speicherung der Daten in einem tragbaren Rechner eingesetzt. Die Daten wurden in Ein-Minuten Intervallen aufgezeichnet.

2.4 Messung der Materialfeuchtigkeit

Im Rahmen der Feldmessungen wurden Bodenproben zur Bestimmung des Wassergehalts der manipulierten Schüttgüter entnommen. Die Bestimmung des Wassergehalts erfolgte in Anlehnung an ÖNORM B 4410 (2009-09-01), "Geotechnik - Untersuchung von Bodenproben Bestimmung des Wassergehaltes durch Ofentrocknung unter Einbeziehung der VORNORM ÖNORM CEN ISO/TS 17892-1" mit Kleinproben unter 400 g. Die Probennahme erfolgte unmittelbar am Fuß der Lager-Schüttkegel unterhalb der meist trockenen obersten Materialschicht. Bei der Manipulation mit den eingesetzten Radladern repräsentieren diese Proben den Großteil des entnommenen Materials. Die Bestimmung der Masse erfolgte mit einer Waage der Type OHAUS Dial-O-Gramm 2610. Die Proben wurden gemäß Tabelle 1 obiger Norm nach der Trocknung mit einem Sieb, Maschenweite 1 mm, klassiert ("Feinanteil"), sodass gemäß dieser Norm größere Steinchen nicht in die Ermittlung der Materialfeuchtigkeit einbezogen werden. Dies hat zur Folge, dass sich die normgemäß ermittelten Materialfeuchtigkeiten nur auf den Wasser bindenden Teil der Bodenprobe bezieht. Diese Angabe erscheint auch hinsichtlich der Staubemissionen sinnvoll zu sein, da vorwiegend die "bindigen" Materialien jene Feinanteile enthalten, die in der Folge zu Staubemissionen führen, während zur Bildung einer Feinstaubemission von Steinchen ein erheblicher Kraftaufwand (Brechen oder Zermahlen) nötig ist. Für Vergleiche wird im Bericht (siehe beispielsweise 3.5) auch die Gesamtfeuchtigkeit (samt den nicht Wasser bindenden Anteilen, wie Steinchen) angegeben, die naturgemäß deutlich unter dem Wassergehalt der bindigen Probe liegt und aufgrund der kleinen Materialproben (rund 400 g) auch größere Abweichungen zum tatsächlichen Wert erwarten lassen.

2.5 LUV-LEE Messung

Die Auswahl der Messstandorte erfolgte so, dass Störeinflüsse durch benachbarte Anlagen möglichst ausgeschlossen werden konnten und in Hauptwindrichtung keine störenden Einflüsse, wie Bewuchs oder Bebauung vorherrschen. Diese Rahmenbedingungen sollten möglichst ungestörte Messungen und damit einfache Situationen für Rückrechnungen der Emissionen ermöglichen.

Die Emissionsmessungen wurden als LUV-LEE Messungen angelegt, sodass auch zur Minimierung von Messfehlern lediglich die ermittelbare Differenz der gemessenen Konzentration in die Berechnung eingeht und Fehler durch andere Messsysteme bzw. weiter entfernte Hintergrundmessstellen ausgeschlossen werden können.

Besonderes Augenmerk wurde auf die Lage der Messpunkte im Lee der Emit-

tenten gelegt. Aus den Erfahrungen früherer Arbeiten ([Kuntner 2010](#)) war bekannt, dass in geringen Abständen zur Quelle starken Gradienten der berechneten Schadstoffkonzentration gegeben sind. Aufgrund der erwarteten hohen Emissionen wurden daher die Abstände so gewählt, dass diese im Vergleich zur Ausdehnung von Flächenquellen groß genug sind, um diese Einflüsse zu minimieren, andererseits aber so gering, dass noch eindeutig zuordenbare Messsignale ermittelt werden konnten.

Die Messhöhe wurde mit 3 bis 4 m über Grund gewählt. Aufgrund der in ([Krusche 2003](#)) beschriebenen und dokumentierten Messungen werden in dieser Höhe die höchsten Konzentrationen erwartet. Zudem würden geringere Messhöhen für die Rückrechnung mittels AUSTAL größere Unsicherheiten erwarten lassen.

Zur Absicherung der Messergebnisse und um eine Bandbreite sowie statistische Auswertungen angeben zu können, wurden an den gewählten Aufbereitungsanlagen mehrfach, auch zu unterschiedlichen Jahreszeiten, PM10 Messungen vorgenommen.

Kapitel 3

Auswertung der Messdaten

Dieses Kapitel 3, Auswertung der Messdaten und Methodik der Rückrechnung, umfasst die Beschreibung und Auswertung aller verwertbaren Messtage. In Summe wurden im Rahmen dieser Messreihe an 3 Standorten 10 verwertbare Messungen durchgeführt. Die Standorte sind von I bis III nummeriert. Dabei bezeichnet der Standort I eine Aufbereitungs- und Betonmischanlage in Weer. Standort II bezeichnet ebenfalls eine Kombination aus Aufbereitungs- und Betonmischanlage in Radfeld. Der Standort III bezeichnet einen Schotterabbau wobei hier das Augenmerk auf diffuse Emissionen, verursacht durch LKW Fahrbewegungen gelegt wurde. In Abschnitt 3.4 wird abschließend ein Bodenaushubzwischenlager am Standort IV in Vomp beschrieben, wobei hier das Hauptaugenmerk auf die Abkippvorgänge gelegt wurde. Alle Standorte (siehe Abbildung 3.1) liegen im Inntal und sind im Wesentlichen unbeeinflusst dem Talwindregime des Inntales ausgesetzt. Die besten Messergebnisse konnten überwiegend am Nachmittag bei Ostwind, d.h. bei thermischen Taleinwind erzielt werden. Diese thermischen Taleinwindphasen zeichnen sich durch konstante Verhältnisse bezüglich Windrichtung und Windgeschwindigkeit aus. Die so genannte LUV - LEE Messmethode (siehe Abschnitt 2.5) eignet sich unter diesen Vorraussetzungen sehr gut für die Durchführung der Immissionsmessung und darauf aufbauend für die Emissionsrückrechnung.

Ermittlung der Emissionen:

Die Schadstoffemission aus den LUV-LEE Messungen wurden durch Ausbreitungsmodellierung der Quellen in AUSTAL2000 und Rückrechnung der gemessenen Immissionsbelastung ermittelt. Die Messwerte der Meteorologie und der Immissionsbelastung wurden in 10-Minuten Intervalle zusammengefasst und direkt in einer Zeitreihe ("series.dmna") vorgegeben. Die Verwendung kurzer Intervalle ermöglicht eine hohe zeitliche Auflösung der Windfelder, sodass Änderungen der Windrichtung und Windgeschwindigkeit mit den Messwerten besser korreliert werden können. Ver-

gleichsrechnungen mit längeren Intervallen haben gezeigt, dass bei konstanten Ausbreitungsbedingungen keine relevanten Abweichungen zwischen 30 und 10 Minuten Intervallen bestehen.

Neben den PM10-Konzentrationen, der Windrichtung und der Windgeschwindigkeit, wurde die Globalstrahlung mittels Sternpyranometer gemessen (vgl. Abschnitt 2.3). Für den Tagzeitraum reicht die Globalstrahlung aus, um daraus in Zusammenschau mit der Windgeschwindigkeit, die für die Ausbreitungsberechnung erforderlichen Ausbreitungsklassen nach SRDT-Methode zu bestimmen (vgl. Krismer 2009). Die anhand der meteorologischen Parameter ermittelten Ausbreitungsklassen, wurden in weiterer Folge gemäß der Zuordnung in Tabelle 3.1, direkt in die Monin-Obukhov-Längen übertragen und in dieser Form dem Ausbreitungsmodell zugrunde gelegt.

	AK	MO-Länge
labil	2	-83
leicht labil	3	-196
neutral	4	99999
leicht stabil	5	310
mäßig stabil	6	223
stark stabil	7	65

Tabelle 3.1: Ausbreitungsklassen und Zuordnung der Monin-Obukhov-Länge.

Die Methodik der Emissionsrückrechnung wurde so angelegt, dass anhand der Differenz zwischen der gemessenen Grundbelastung im LUV und der gemessenen Zusatzimmission im LEE eine Zusatzbelastung bestimmt werden kann. In der Ausbreitungsberechnung wurde die Emissionsrate so lange variiert, bis eine Übereinstimmung der gemessenen Zusatzimmission und der berechneten Zusatzimmission erreicht werden konnte. Die meteorologischen Parameter wurden als 10-Minutenmittel über mindesten 25 Zeitschritte in einer Zeitreihe vorgegeben. Die Emissionsrate wurde ebenfalls in der Zeitreihe, allerdings konstant über die 25 Zeitschritte, vorgegeben. Aus den Beschreibungen der einzelnen Messungen geht rasch hervor, dass für die Emissionsrückrechnung nur repräsentative Zeiträume mit annähernd konstanten Verhältnissen verwendet wurden. Eine Messserie pro Anlage umfasst ca. 3 bis 5 Stunden, wobei jeweils ein Teil der Messperiode für die Rückrechnung herangezogen werden konnte. Ergeben sich aus den 10-Minutenmittelwerten der verwendeten Messperiode weniger als 25 Zeitschritte, wurde der vorhandene Zeitblock solange wiederholt bis mindesten 25 Zeitschritte für die Ausbreitungsberechnung zur Verfügung gestanden sind.

Die Quellen wurden als Volumenquellen definiert, wobei die horizontalen Abmessungen durch die Anlagengröße und den Einsatzbereich der Baufahrzeuge bzw. bei

Straßen durch die Straßenlänge und die Höhe durch die Aufwirbelung in Quellnähe durch Maschinen und die Sogwirkungen festgelegt wurden. Sowohl der optische Eindruck als auch Emissionsmessungen im unmittelbaren Bereich unbefestigter Straßen (Midwest Research 2008 und Axetell 1981) zeigen, dass für diese Quellen eine Vertikalausdehnung der Volumenquelle von bis zu 6 m realistisch ist. In Einzelfällen, beispielsweise bei sehr geringen Fahrgeschwindigkeiten, kann auch eine geringere Quellhöhe besser zur Abbildung der Realität geeignet sein.

Für die in der Folge durchgeführten Berechnungen wurden die Quellen einheitlich als Volumenquellen definiert. Dabei wurde bei der horizontalen Ausdehnung darauf geachtet, dass der gesamte Emissionsbereich der betrachteten Anlage umfasst wird. Die vertikale Ausdehnung der Volumenquelle wurde einheitlich mit 3 m festgelegt. Die Rauigkeitslänge wurde für die Standorte I und II mit 0,5 m festgelegt. Die verwendeten Modellparameter am Standort III sind explizit in Abschnitt 3.3 angeführt. Die ausgewerteten Rasterkarten repräsentieren eine Immissionsschicht zwischen 0 und 3 m.

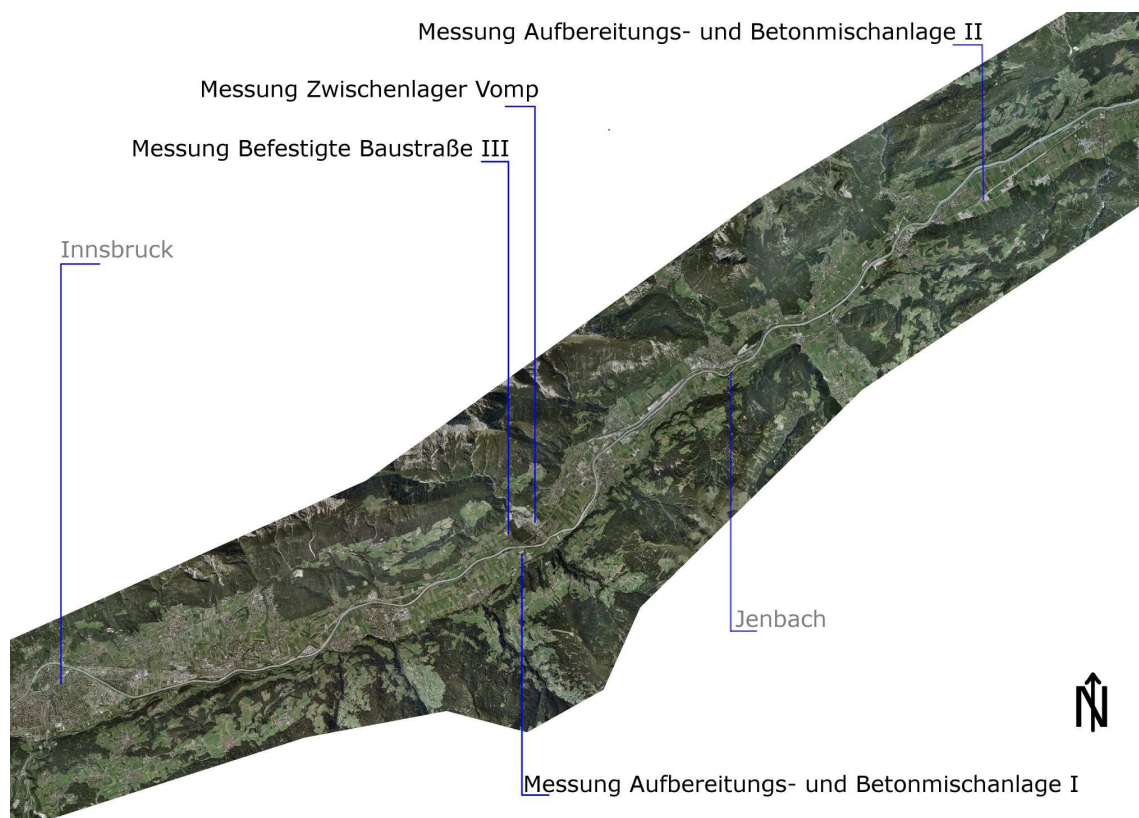


Abbildung 3.1: Übersichtsbild mittleres Unterinntal mit den Mess- und Orientierungs-orten

In den folgenden Abschnitten sind die Messungen und die durchgeführten Emissionsberechnungen nach der in der Einleitung beschriebenen Methodik enthalten.

3.1 Aufbereitungs- und Betonmischanlage I Weer

Die Aufbereitungs- und Betonmischanlage I befindet sich im mittleren Unterinntal zwischen Wattens und Schwaz (siehe Abbildung 3.1). An dieser Anlage wurden zwischen August 2010 bis März 2011 an insgesamt 4 Tagen Feinstaubmessungen durchgeführt. Die untersuchte Anlage besteht aus einer Brech- und Siebanlage sowie einer Betonmischanlage (siehe Abbildung 3.2 und Abbildung 3.3). Im Regelbetrieb wird die Aufbereitungs- und Betonmischanlage von einem Radlader bedient. Das Schottermaterial wird unklassiert direkt neben der Aufbereitungsanlage zwischengelagert. Aus diesem Zwischenlager wird das Material mittels Radlader entnommen und über den Aufgabetrichter der Brech- und Siebanlage zugeführt. Über einen Vorbrecher und die Siebanlage wird das Grundmaterial in vier Fraktionen (16/32, 8/16, 4/8, 0/4) klassiert. Das klassierte Material wird vom Radlader wieder an den Förderbandabwurfstellen entnommen und nach einer Fahrstrecke von ca. 25 m der Betonmischanlage zugeführt.



Abbildung 3.2: Übersichts- und Detailbild der Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer. **Links:** Die linke Ellipse markiert die Betriebsanlage. Die rechte Ellipse markiert eine östlich benachbarte Müll und Sortieranlage. Der gelbe Punkt markiert die Position der Grundbelastungsmessungen am 4.8 und 9.8.2010, der gelbe Stern am 14.10.2010 sowie 23.03.2011. **Rechts:** Detailbild der Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer.

Die Position der Immissionsmessstelle lag an allen Messtagen im selben Bereich, ca. 35 m vom Aufgabetrichter entfernt, im Lee der Anlage. Die Grundbelastung wurde an verschiedenen Orten gemessen. Die Messpositionen sind in Abbildung 3.2 gekennzeichnet. Anhand dieser Abbildung erkennt man, dass die Grundbelastung bei den ersten Messungen im August 2010 im Lee, allerdings außerhalb des Einflussbereichs der Anlage lag. Die Auswertungen haben ergeben, dass mit dieser Messanordnung die besseren Ergebnisse erzielt werden konnten, da die benachbarte Müllsortieranlage (siehe Abbildung 3.2) keinen Einfluss auf die Messung der Grundbelastung hatte.

In den folgenden Unterabschnitten werden die Messtage jeweils in eigenen Abschnit-



Abbildung 3.3: Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer

ten beschrieben und die Messergebnisse interpretiert.

3.1.1 Messung vom 04.08.2010 Aufbereitungs- und Betonmischanlage I Weer

Die erste Messung am 04.08.2010 erfolgte nachmittags nach einer Regenperiode, wobei nach zwei niederschlagsfreien Tagen am 31.7. und 1.8. von 2.8. bis 4.8.2010 insgesamt 44 mm Niederschlag gemessen wurde. Die unbefestigten Fahrwege des Radladers waren durchwegs feucht. In Abbildung 3.4 sind die Pfützen und Lacken abseits der Fahrwege noch deutlich zu erkennen. Auf dem Foto in Abbildung 3.3, welches ebenfalls vom 04.08.2010 stammt, erkennt man, dass die Hauptemission auf den Bereich des Vorbereiters zurück zu führen ist. Die relative Luftfeuchtigkeit lag während der Messdauer an diesem Tag bei ca. 50 %. Ein Einfluss der Luftfeuchtigkeit auf die Immissionsmessungen ist somit auszuschließen.

In Abbildung 3.5 sind die Zeitreihen der gemessenen PM₁₀-Konzentrationen sowie die Daten der meteorologischen Parameter dargestellt. Am Konzentrationsverlauf in Abbildung 3.5 erkennt man, dass bis zum Betriebsstart der Anlage die gemessenen PM₁₀ Immissionen an den Messorten (Grundbelastung und Immissionsmessstation) auf gleichem Niveau liegen. Nach Beginn der Aktivität um 13:50, ist ein deutlicher Anstieg der Immissionskonzentration zu erkennen. Ab 15:00 ist anhand der gemessenen Winddaten das Einsetzen des thermisch bedingten Talwindes zu erkennen. Ab dieser Phase stand das Immissionsmessgerät aufgrund der Zuwehung direkt im Einflussbereich der emittierenden Anlage. Die detektierten Immissionspitzen lassen sich aufgrund der optischen Beobachtung während der Messung auf die Emissionen der Aufbereitungsanlage zurückführen. In der Grundbelastung ist im Tagesverlauf ebenfalls ein leichter, allerdings kontinuierlicher Anstieg der Konzentration zu erkennen. An diesem Messtag konnten optisch nur Emissionen



Abbildung 3.4: Foto vom 04.08.2010 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer

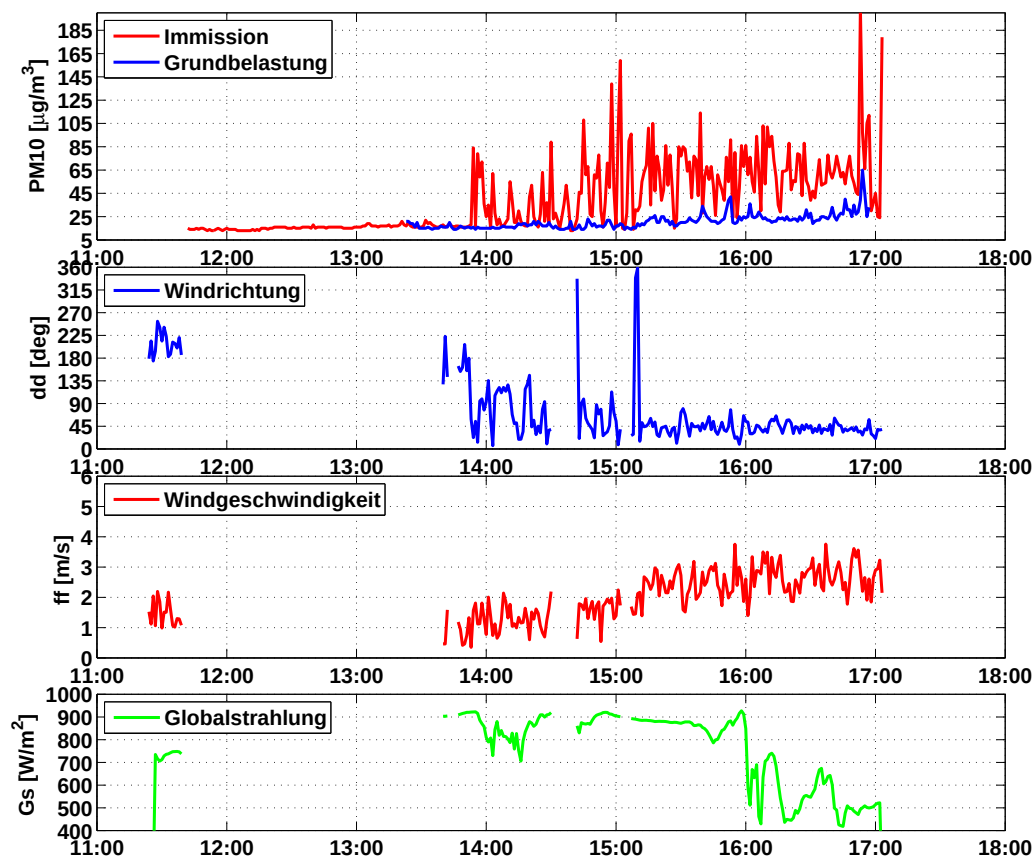


Abbildung 3.5: Messdaten vom 04.08.2010 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer (Zeitangaben in MEZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 3

ausgehend von der Materialaufgabe durch den Radlader und Emissionen ausgehend vom Vordreher festgestellt werden. Die Fahrwege waren während des Messzeitrau-

mes aufgrund der Niederschläge in den vergangenen Tagen durchwegs befeuchtet. Für die Emissionsrückrechnung wird der Zeitraum von 15:30 bis 16:50 verwendet. In diesem Zeitraum sind die Ausbreitungsbedingungen bezüglich Windrichtung und Geschwindigkeit konstant und somit geeignet, eine Emissionsrate der Betriebsanlage zu berechnen. Die verwendeten Daten für die Emissionsrückrechnung, im Speziellen die gemessenen Konzentrationen und die Windrose, sind für den verwendeten Zeitraum in 3.6 als 10 Minuten Mittelwerte dargestellt.

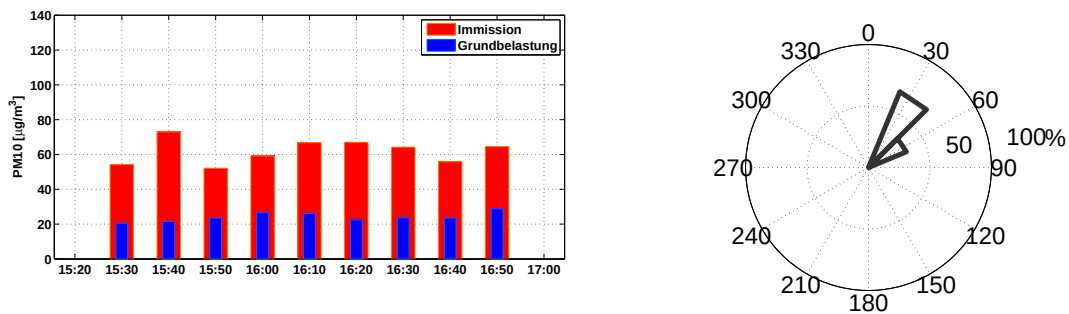


Abbildung 3.6: 10 Min. Mittel der gemessenen Konzentrationen (links) und der Windrichtung (rechts) für den betrachteten Rückrechnungszeitraum von 15:30 bis 17:00.

Im Zeitraum von 15:30 bis 16:50 (vgl. Abbildung 3.6) ergibt der Betrieb der Aufbereitungsanlage eine mittlere, gemessene Zusatzimmission von $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Abstand der Immissionsmessstelle zum Aufgabetrichter der Aufbereitungsanlage beträgt ca. 30 m. Tabelle 3.2 und Abbildung 3.7 zeigen die Ergebnisse der Emissionsrückrechnung. Die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Immissionen konnte mit einer Emissionsrate von 162 g/h erzielt werden.

vorgegebene Emission in der Zeitreihe	0,045 g/s 162 g/h
gemessene Zusatzimmission	$38 \mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	$37 \mu\text{g}/\text{m}^3$
bearbeitete Materialmenge	29 t pro Stunde
spezifische Emission	5,5 g pro t

Tabelle 3.2: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 04.08.2010.

3.1.2 Messung vom 09.08.2010 Aufbereitungs- und Betonmischanlage I Weer

Die Messung am 09.08.2010 erfolgte unter ähnlichen Voraussetzungen wie die erste Messung am 04.08.2010. Die unbefestigten Fahrwege des Radladers waren aufgrund von Niederschlägen an vergangenen Tagen noch befeuchtet. Emissionen auf den unbefestigten Fahrwegen konnten nicht beobachtet werden. Ähnlich wie am ersten

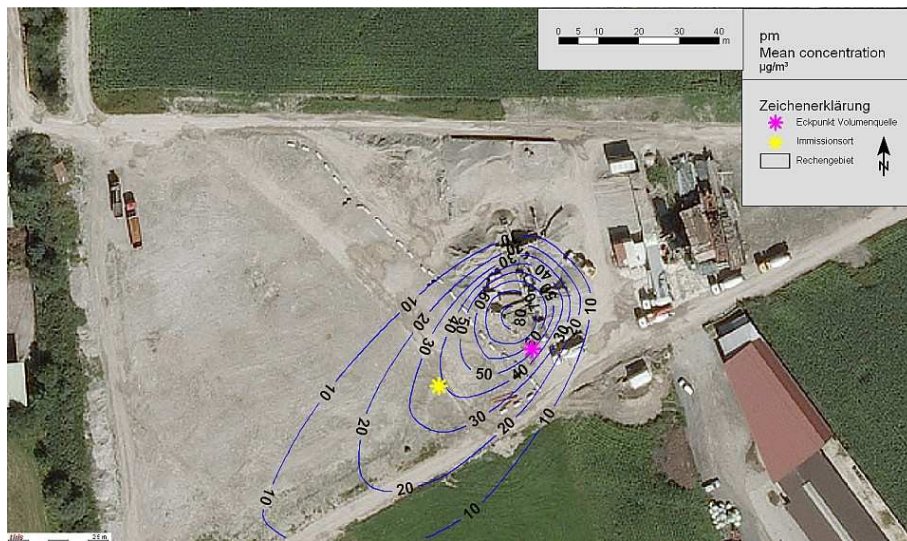


Abbildung 3.7: Rasterkarte der Emissionsrückrechnung vom 4.8.2010

Messtag konnten nur Emissionen durch die Manipulation, d.h. bei Materialaufnahme sowie beim Materialabwurf auf den Aufgabetrichter und durch den Brechvorgang beobachtet werden. Am Verlauf der Globalstrahlung erkennt man, dass es sich um einen wolkenlosen Tag gehandelt hat. Die relative Luftfeuchtigkeit lag an diesem Messtag bei ca. 52 % und hat somit keinen Einfluss auf die gemessenen Immissionen.

In Abbildung 3.8 sind die Zeitreihen der gemessenen PM10 Konzentrationen sowie die Daten der meteorologischen Parameter vom 09.08.2011 dargestellt. Zu Messbeginn war die Anlage bereits in Betrieb. Am Konzentrationsverlauf der Immissionsmessstelle erkennt man starke Konzentrationsspitzen, welche auf die Emissionen der Aufbereitungsanlage (Materialaufgabe und Brechvorgang) zurückzuführen sind. Die Windrichtung war nahezu konstant und die Windgeschwindigkeit nahm im Laufe des Nachmittages von ca. 1,5 m/s auf im Mittel 3 m/s zu. Für die Emissionsrückrechnung kann der ganze Messzeitraum von 13:00 bis 15:30 verwendet werden. Die Bedingungen sind für die gewählte Messanordnung sehr günstig und für eine Rückrechnung der Emissionen geeignet. In Abbildung 3.9 sind die Daten für die Emissionsrückrechnung als 10 Minuten Mittelwerte dargestellt.

Die Messung im Zeitraum von 13:10 bis 15:30 (vgl. 3.9) ergibt durch den Betrieb der Aufbereitungsanlage eine mittlere, gemessene Zusatzimmission von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Abstand der Immissionsmessstelle zum Aufgabetrichter der Aufbereitungsanlage betrug ca. 30 m. Tabelle 3.3 und Abbildung 3.10 zeigen die Ergebnisse der Emissionsrückrechnung. Damit für diese Messperiode eine Übereinstimmung der gemessenen und der berechneten Konzentrationen erreicht werden kann, muss die Emissionsrate mit 209 g/h vorgegeben werden.

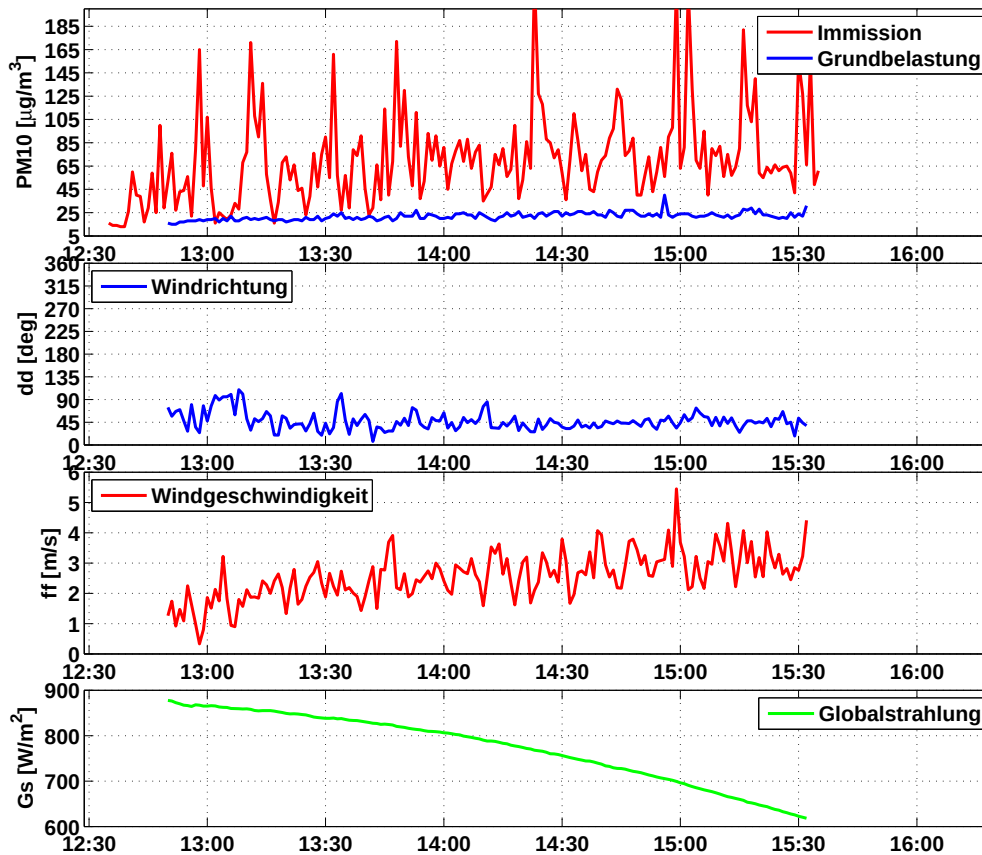


Abbildung 3.8: Messdaten vom 09.08.2010 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage in Weer (Zeitangaben in MEZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 2 und 3

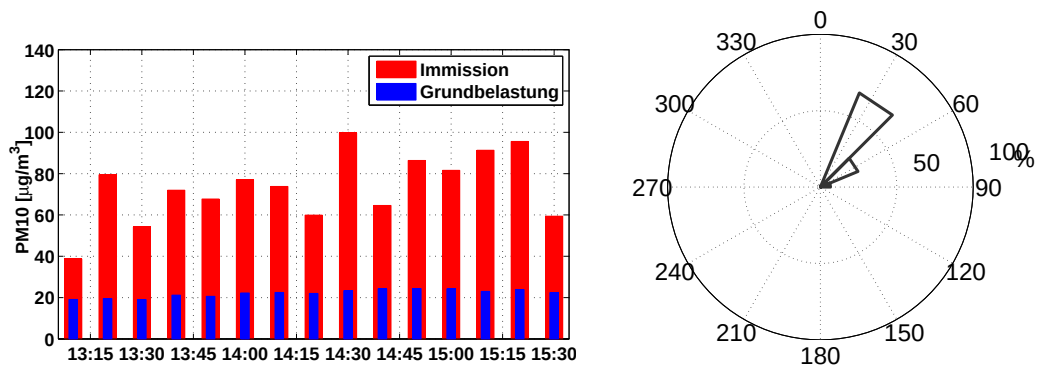


Abbildung 3.9: 10 Min. Mittel der gemessenen Konzentrationen (links) und der Windrichtung (rechts) für den betrachteten Rückrechnungszeitraum von 15:30 bis 17:00.

Diskussion der Messtage vom 04.08.2010 und vom 09.08.2010

Die Messungen vom 04. und 09.08.2010 liegen in der zeitlichen Abfolge nur 5 Tage auseinander. Vergleicht man diese beiden Messtage, bestätigen die Messergebnis-

vorgegebene Emission in der Zeitreihe	0,058 g/s 209 g/h
gemessene Zusatzimmission	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
bearbeitete Materialmenge	29 t pro Stunde
spezifische Emission	7,2 g pro t

Tabelle 3.3: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 09.08.2010.



Abbildung 3.10: Rasterkarte der Emissionsrückrechnung vom 09.08.2010

se die Beobachtungen während der Messungen. Am 04.08 war noch Feuchtigkeit aufgrund der starken Niederschlagsereignisse der vorangegangenen Tage im Aufbereitungsmaterial und den Fahrwegen gespeichert, wodurch nur schwache Staubemissionen wahrgenommen werden konnten. Am 09.08. konnten im Vergleich wesentlich mehr Staubemissionen beobachtet werden, die aus Manipulationsvorgängen her rührten. Diese visuellen Wahrnehmungen decken sich mit den Messergebnissen, die für den zweiten Messtag um 30 % höhere Emissionen ergeben. Auch die gemessenen Immissionen lagen um 30 % höher als am ersten Messtag.

3.1.3 Messung vom 14.10.2010 Aufbereitungs- und Betonmischanlage I Weer

Der dritte Messtag an der Aufbereitungsanlage I in Weer erfolgte am 14.10.2010. Dieser Tag war geprägt durch eine geschlossene mittelhohe Wolkendecke und nur sehr schwachen Wind. Die relative Feuchte war ebenfalls auf hohem Niveau bei ca. 77 %. Die Bilder (vgl. Abbildung 12) zeigen, dass die Fahrwege noch von vorangegangenen Niederschlagsereignissen befeuchtet waren. Die Emission ist an diesem Tag im Wesentlichen auf die Materialmanipulation (Aufgabe und Brechvorgang)

zurückzuführen.



Abbildung 3.11: Bilder vom Messtag am 14.10.2010.

Die hohe relative Luftfeuchtigkeit beeinflusste die Messergebnisse der Immissionskonzentrationen (siehe Abschnitt 2.1) und die geringen Windgeschwindigkeiten führen zu höheren Abweichungen in der Emissionsrückrechnung. Zudem stellte sich im Nachhinein heraus, dass die Messanordnung ungünstig gewählt war. In der Grundbelastung wurden neben dem hohen Niveau der PM10 Konzentration, welches auf die Luftfeuchtigkeit zurück zu führen ist, ebenfalls sehr hohe Spitzen detektiert. Diese Spitzen in der Grundbelastung wurden von vereinzelt, sehr knapp am Messgerät vorbeifahrenden LKW's verursacht (vgl. Abbildung 3.2). In Summe waren die hohe Luftfeuchtigkeit, der schwache Wind und die gewählte Messanordnung ungünstige Faktoren, welche gänzlich andere Mess- und Ausbreitungsbedingungen generieren als an den ersten Messtagen und letztlich die Rückrechnung mit großen Unsicherheiten behaftet.

Ogleich die Bedingungen ungünstig waren, erfolgt die Rückrechnung nach der bereits beschriebenen und bekannten Methode. Die Ergebnisse werden am Ende dieses Abschnittes diskutiert. Abbildung 3.13 zeigt die Immissionen als 10 Minuten Mittelwerte und die Verteilung der Windrichtung für die Emissionsrückrechnung.

vorgegebene Emission	0,082 g/s
in der Zeitreihe	295 g/h
gemessene Zusatzimmission	58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
bearbeitete Materialmenge	29 t pro Stunde
spezifische Emission	10,2 g pro t

Tabelle 3.4: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 14.10.2010.

Wie bereits beschrieben, lässt sich der Messtag am 14.10.2010 nicht mit jenen Messtagen im August 2010 vergleichen. In Tabelle 3.4 sind die Mess- und Berechnungsergebnisse zusammengefasst. Auffallend ist die schlechte Übereinstimmung der

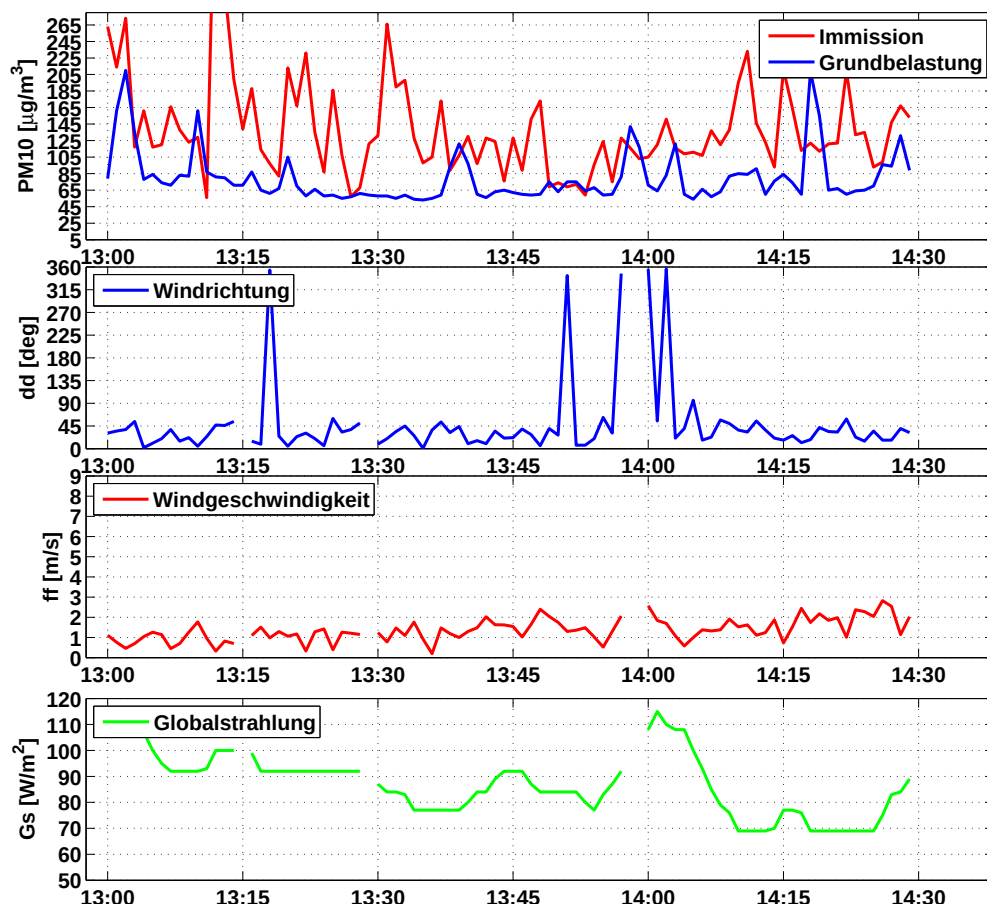


Abbildung 3.12: Messdaten vom 14.10.2010 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer (Zeitangaben in MEZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 4

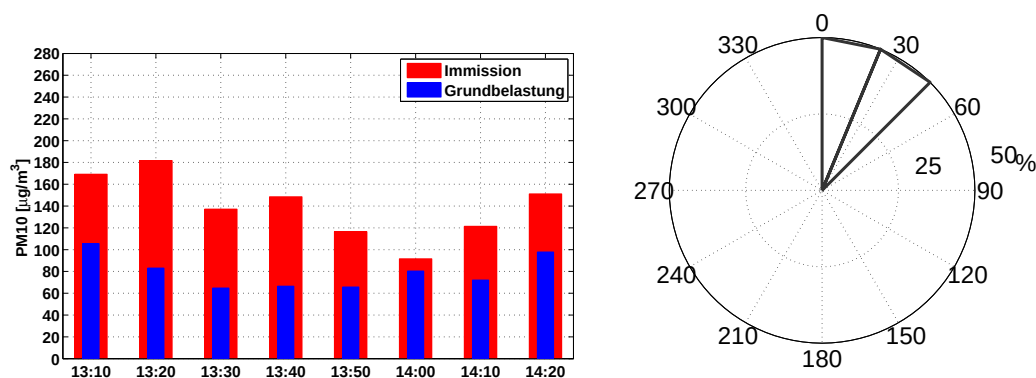


Abbildung 3.13: 10 Min. Mittel der gemessenen Konzentrationen (links) und der Windrichtung (rechts) für den betrachteten Rückrechnungszeitraum von 13:10 bis 14:30.

gemessenen und der durch die Rückrechnung bestimmten Immissionen. Eine Erklärung, warum die vorgegebene Emission nicht weiter modifiziert wurde, ist in Abbildung 3.14 ersichtlich. Der Immissionsmesspunkt liegt in einem sehr starken



Abbildung 3.14: Rasterkarte der Emissionsrückrechnung vom 14.10.2010

Gradienten der Konzentrationsverteilung. Damit für diese Konstellation eine Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Immissionen erreicht werden kann, müsste eine sehr hohe Emissionsrate vorgegeben werden. Das Ausmaß der erforderlichen Emissionsrate wäre aufgrund der vorherrschenden Bedingungen, des Betriebsablaufs und des Vergleichs zu den bereits durchgeführten Messungen nicht erklärbar. Bereits kleinste Verschiebungen des Immissionspunktes im Konzentrationsfeld würden in Folge des starken Gradienten zu großen Unterschieden im Ergebnis führen. Neben der ungünstigen Messanordnung erscheint die weitere Anpassung der Emissionsrate aufgrund der meteorologischen Bedingungen nicht zielführend. Im Ausbreitungsmodell für die Emissionsrückrechnung führen die geringen Windgeschwindigkeiten zu größeren Modellabweichungen. Die in [Abbildung 3.12](#) und [Abbildung 3.13](#) dargestellten hohen Immissionsspitzen an der Immissionsmessstelle sind zum Einen auf die Grundbelastung und zum Anderen auf die geringen Windgeschwindigkeiten, einhergehend mit einer schlechten Verdünnung, zurückzuführen. Es ist nicht davon auszugehen, dass die Anlage an diesem Tag wesentlich mehr emittiert hat als an den anderen Messtagen. Die freigesetzten Emissionen bzw. die staubbelasteten Luftpakete sind nur sehr langsam an der Messstelle vorbeigezogen, wodurch sehr hohe Immissionsspitzen gemessen wurden. Die schlechte Verdünnung dieser staubbelasteten Luftpakete konnte während der Messung gut beobachtet werden. Die hohen Werte der gemessenen Immissionsspitzen und die hohe Grundbelastung resultieren neben dem Einfluss der Luftfeuchtigkeit zum Großteil aus dieser schlechten Verdünnung und sind daher nicht, wie auf den ersten Blick anzunehmen wäre, auf eine scheinbar höhere Emissionsrate zurückzuführen.

3.1.4 Messung vom 23.03.2011 Aufbereitungs- und Betonmischanlage I Weer

Die vierte Messung an der Betonmisch- und Aufbereitungsanlage I in Weer erfolgte am 23. März 2011. An den Bildern ist zu erkennen, dass der Messtag wolkenlos war. Die relative Luftfeuchtigkeit lag bei ca. 45 % und hatte somit keinen Einfluss auf die Messergebnisse. Am Vortag bzw. in der Nacht auf den 23.03.2011 gab es Niederschlag (vgl. Bilder in Abbildung 3.15). Auf Teilen der Betriebsanlage waren noch Pfützen vorhanden, die Fahr- und Manipulationswege am Betriebsgelände waren bereits wieder gänzlich aufgetrocknet. Das Niederschlagsereignis vom 22. auf 23. März hat eine vorhergehende länger anhaltende Trockenperiode beendet und kann in dieser Phase sozusagen als Tropfen auf den heißen Stein bezeichnet werden. Die Bilder der Staubemissionen durch Manipulation und Fahrbewegung (siehe Abbildung 3.15) sprechen diesbezüglich für die durchwegs trockenen Bedingungen.



Abbildung 3.15: Bilder vom Messtag am 23.03.2010.

In Abbildung 3.17 ist der Messverlauf über die ganze Messperiode dargestellt. Die Messung startete ca. um 11:30. Zwischen 12:00 bis kurz nach 13:00 wurden aufgrund der Mittagspause keine Tätigkeiten durchgeführt. An der benachbarten Betriebsanlage im Osten (vgl. Abbildung 3.2) wurde zwischen 12:00 und 13:00 ebenfalls Mittagspause gehalten. In diesem Zeitfenster von 12:00 bis ca. 13:00 waren die



Abbildung 3.16: Bild der angrenzenden asphaltierten und verschmutzten Zufahrtsstraße (23.03.2011)

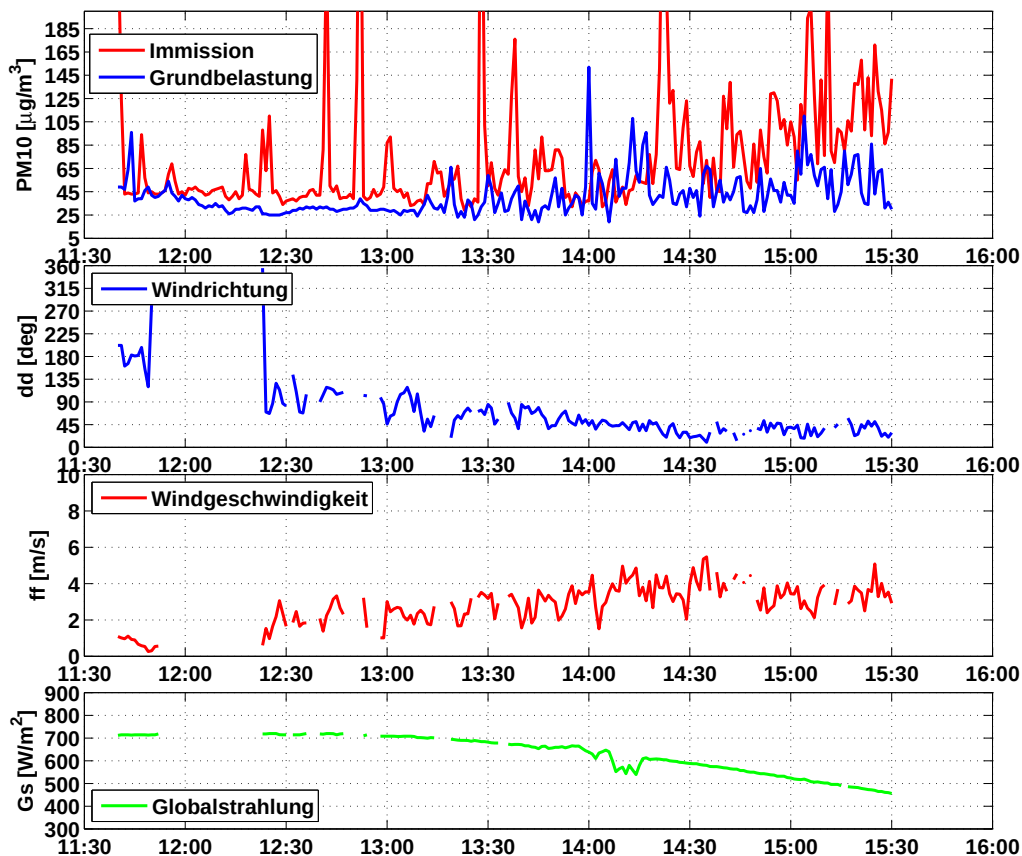


Abbildung 3.17: Messdaten vom 23.03.2011 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage I in Weer (Zeitangaben in MEZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 3

Grundbelastung und die Immissionsmessstelle im Lee der Aufbereitungsanlage auf niedrigem Niveau. Die detektierten Immissionsspitzen sind auf LKW-Vorbeifahrten auf der angrenzenden asphaltierten (siehe Abbildung 3.16) und an diesem Tag verschmutzten Fahrbahn zurückzuführen. Während dieser Zeit hat sich auch das ther-

misches Taleinwindregime noch nicht gänzlich durchgesetzt. Die massiven Immissionspitzen zwischen 13:00 und 14:00 Uhr sind trotz Durchgreifen des thermischen Taleinwindsystems aufgrund des geringen Abstandes (10 m) zwischen Immissionsmessstelle und Straße (vgl. Abbildung 3.20) auf Vorbeifahrten von LKW's zurückzuführen. In dieser Zeit war die Aufbereitungsanlage noch nicht in Betrieb, es erfolgte in diesem Zeitraum nur die Beschickung der Betonmischanlage mittels Radlader. Ab 13:00 Uhr sind auch in der Grundbelastung wieder vermehrt höhere Konzentrationen zu verzeichnen. Diese Schwankungen sind wiederum auf den Arbeitsbeginn an der östlich gelegenen Betriebsanlage zurückzuführen. Für die Methode der LUV-LEE Messung ist der Einfluss der östlichen Betriebsanlage äußerst ungünstig. Es wurde keine Korrektur der Grundbelastung vorgenommen, da im Grunde davon auszugehen ist, dass auch an der Immissionsmessstelle im Lee dieser Einfluss, wenn auch in stark abgeschwächter Form, vorhanden sein sollte. Die Aufbereitungsanlage wird an diesem Tag erst wieder ab ca. 14:20 in Betrieb genommen. Das Einschalten der Aufbereitungsanlage verursachte starke Staubemissionen, da der abgelagerte Staub durch das plötzliche Anfahren der Sieb und Förderbandeinrichtungen aufgewirbelt und folglich emittiert wurde. Nach dem Anfahrvorgang (vom Einschalten der Anlage bis zum Befüllen des Aufgabetrichters) pendelte sich die Emission wieder auf geringerem Niveau ein (vgl. Abbildung 3.17). Für die Auswertung der Emissionsrückrechnung wird aufgrund des Betriebsablaufes nur der Zeitraum zwischen 14:30 und 15:30 verwendet (vgl. Abbildung 3.18). Abbildung 3.19 zeigt die gemessenen Konzentrationen und die Windrose für den Betrachtungszeitraum als 10 Minuten Mittelwerte. Die gemessene Zusatzbelastung beträgt für den Betrachtungszeitraum $49,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der Abstand der Immissionsmessstelle zum Aufgabetrichter 42 m. Die weiteren Ergebnisse der Emissionsrückrechnung sind in Tabelle 3.5 zusammengefasst.

vorgegebene Emission in der Zeitreihe	0,140 g/s 504 g/h
gemessene Zusatzimmission	$49,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	$47,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$
bearbeitete Materialmenge	29 t pro Stunde
Wassergehalt:	
Gesamtmaterial	4 %
Feinanteil	12 %
spezifische Emission	17,3 g pro t

Tabelle 3.5: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 23.03.2011.

Um eine Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Immission zu erzielen, muss in der Zeitreihe eine deutlich höhere Emission vorgegeben werden, als beispielsweise an den beiden Messtagen im August des Vorjahres. Aus dem optischen Eindruck während der Messungen vor Ort ist die wesentlich höhere Emission

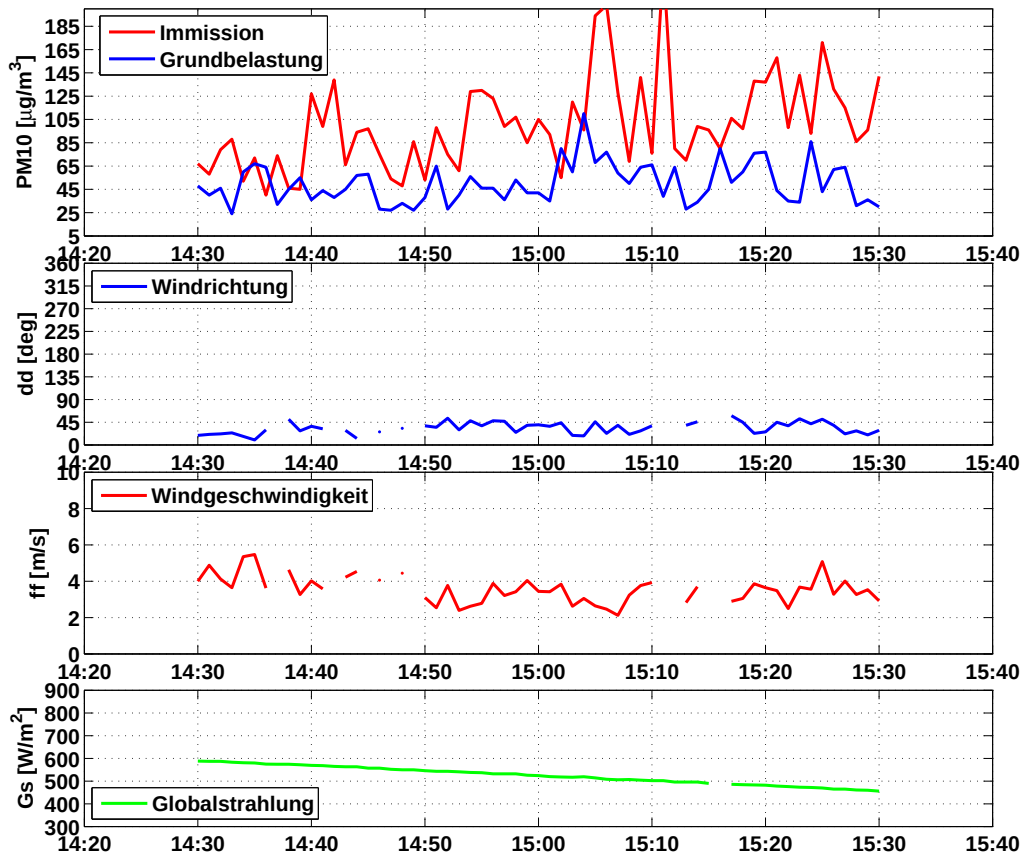


Abbildung 3.18: Messdaten für den Zeitraum der Emissionsrückrechnung am 23.03.2011

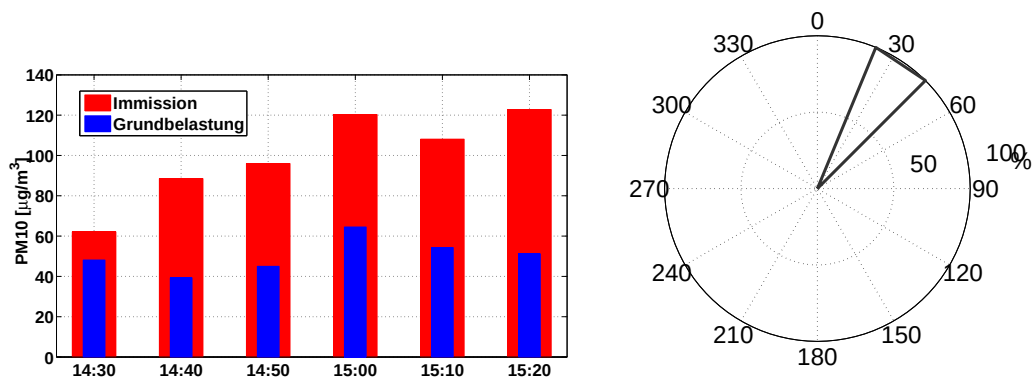


Abbildung 3.19: 10 Min. Mittel der gemessenen Konzentrationen (links) und Windrichtung (rechts) für den betrachteten Rückrechnungszeitraum von 14:30 bis 15:30.

plausibel, da an diesem Tag auch die Fahrzeugbewegungen zu deutlichen Emissionen geführt haben. Die Emissionsrate ist zeitweise mehr als doppelt so hoch als an den Messtagen im August des Vorjahres, an welchen keine Emissionen durch Fahrzeugbewegungen beobachtet werden konnten.

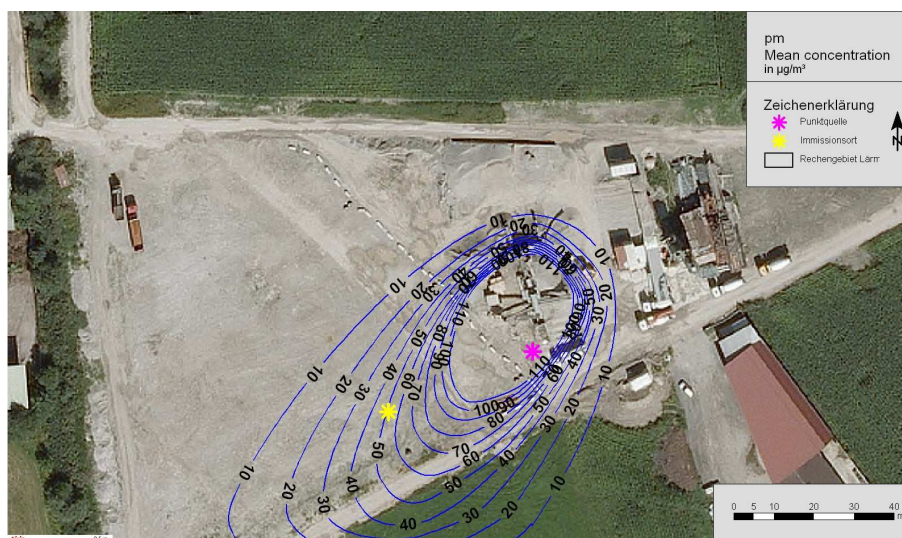


Abbildung 3.20: Rasterkarte der Emissionsrückrechnung vom 23.03.2011

3.1.5 Zusammenfassung der Messserien I in Weer

Die ersten beiden Messungen im August 2010 in Weer wurden unter ähnlichen Voraussetzungen durchgeführt. Dabei konnten für die Rückrechnung jeweils sehr konstante Ausbreitungsbedingungen verwendet werden, welche eine eindeutige Zuordnung auf die betrachtete Anlage ermöglichen. Bei der Messanordnung im Oktober 2010 und März 2011 unterlag die Messung der Grundbelastung dem Einfluss einer benachbarten Betriebsanlage. Zudem muss die Messung im Oktober 2010 aufgrund der ungünstigen, meteorologischen Einflussfaktoren für weitere Vergleiche und Rückschlüsse ausgeklammert werden. Die übrigen drei Messungen können für Vergleiche und weitere Rückschlüsse bezüglich der Emissionsfaktoren verwendet werden. Der wesentliche Unterschied zwischen den Messungen im August 2010 und der Messung im März 2011 liegt darin, dass im März auch die Fahrzeugbewegungen deutlich zur Gesamtemission beigetragen haben. Durch diese Messserien können Situationen abgebildet werden, an denen die Hauptemissionen nur oder nur zum überwiegenden Teil der Manipulation zuzuschreiben sind. Zum anderen bildet die Messung im März 2011 eine Situation ab, in der sowohl die Manipulation als auch die Fahrzeugbewegungen diffuse Staubemissionen verursachten.

3.2 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld

Bei dieser Anlage handelt es sich um eine temporäre Baustelleneinrichtung im Raum Radfeld, die im Zuge der Bauarbeiten für die Unterinntalbahnstrecke eingerichtet wurde. An dieser Anlage wurden an 6 Tagen Einzelmessungen durchgeführt. Für die

Auswertung können letztlich 5 Messtage verwendet werden. Dieses temporäre Betriebsareal besteht aus einem großen Materialzwischenlager des Rohmaterials und aus einer Kombination von Aufbereitungsanlage (Brech- und Siebanlage) und Betonmischanlage (siehe Abbildung 3.21). Zudem werden am Gelände Baustelleneinrichtungen zwischengelagert. Am Westrand sowie am Ostrand des Geländes sind Bürocontainer errichtet. Der Betriebsablauf hinsichtlich der Aufbereitungs- und Betonmischanlage II in Radfeld entspricht im Grunde der Aufbereitungsanlage in Abschnitt 3.1. Der wesentliche Unterschied liegt in der rund doppelt so hohen Aufbereitungskapazität. Abbildung 3.21 zeigt einen Überblick der betrachteten Anlage anhand eines Orthofotos.

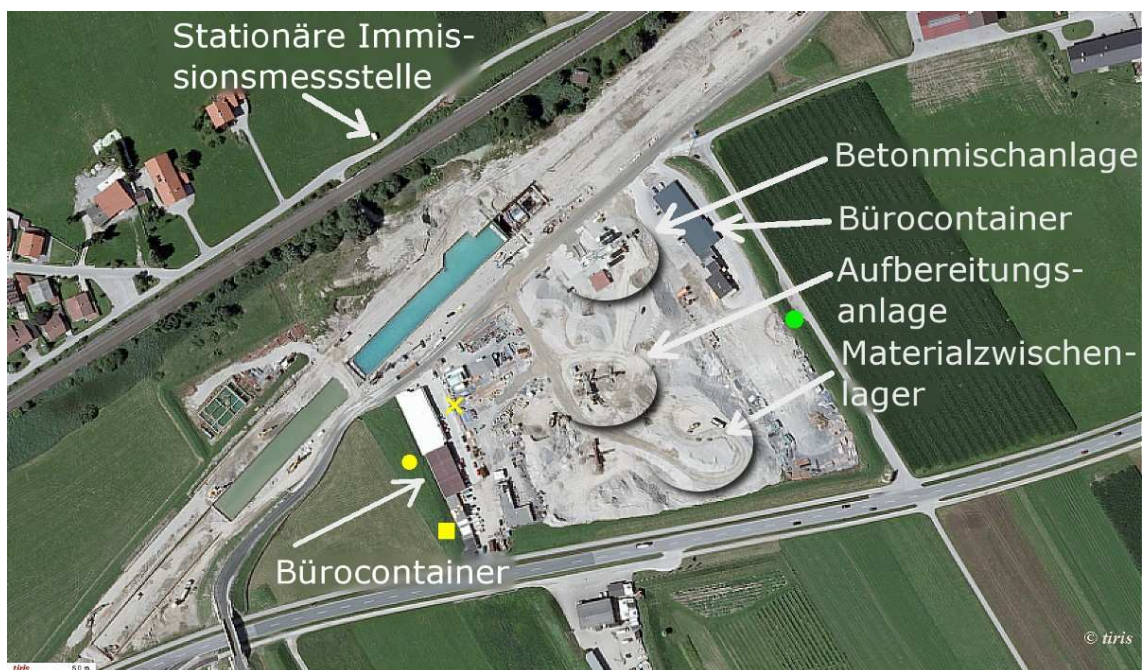


Abbildung 3.21: Übersichtsbild der Aufbereitungs- Betonmischanlage II in Radfeld mit den markierten Messpunkten. Der gelbe Stern markiert den Immissionsmesspunkt am 08.02.2011, der gelbe Kreis markiert den Immissionsmesspunkt vom 20.04.2011 und das gelbe Rechteck jene am 21.04.2011 sowie am 04.05.2011. Der grüne Kreis im Osten der Anlage markiert die Messpunkte für die Grundbelastung (Vorbelastung) und für die meteorologischen Parameter.

Im Regelbetrieb sind in Radfeld zwei Radlader, welche die Aufbereitungs- und die Betonmischanlage beschicken, im Einsatz. Neben dem bereits erwähnten großen Materialzwischenlager des Rohmaterials ist in Radfeld auch die Zwischenlagermenge des bereits aufbereiteten und klassierten Materials deutlich größer als in Weer. Der betrachtete Standort in Radfeld befindet sich im südlichen Bereich der Inntalachse und ist weder östlich noch westlich von anderen Betriebsanlagen oder großen Hindernissen wie Gebäuden, Wald oder Geländerrücken beeinflusst. Die Lage des

betrachteten Standortes ist somit ebenfalls dem Talwindregime des Inntales unbeeinflusst ausgesetzt. Die verwertbaren Messergebnisse an dieser Anlage konnten ausschließlich bei Ostwind, d.h. bei thermischen Taleinwinden, erzielt werden. Ein Messtag mit sehr geringen Windgeschwindigkeiten unter 1 m/s musste ausgeklammert werden, da sich bei diesen Verhältnissen kein LUV-LEE-Konzentrationsverlauf ausbildete, sondern sowohl im LUV als auch im LEE erhebliche Zusatzimmissionen ermittelt wurden.

Die durchgeführten Messungen in Radfeld wurden als reine LUV-LEE Messungen ausgeführt. Die Position der Immissionsmessung (westlich der Aufbereitungsanlage) wurde an den einzelnen Messtagen in Abhängigkeit der Windrichtung variiert. Die Standorte der Messpunkte sind in Abbildung 3.21 gekennzeichnet. In den folgenden Abschnitten werden die Messtage und deren Ergebnisse im Detail beschrieben. Die Berechnungsmethodik bleibt unverändert.

3.2.1 Messung vom 08.02.2011 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld

Der erste Messtag an der Aufbereitungs- und Betonmischanlage in Radfeld erfolgte am 08.02.2011. Diese Messung kann aufgrund der vorherrschenden Verhältnisse als Wintermessung klassifiziert werden.

Während der Messdauer lag die Lufttemperatur zwischen 1 und 5 °C, die relative Feuchte lag in diesem Zeitraum zwischen 65 und 50 %. Die Ergebnisse in Abschnitt 2.1 zeigen, dass diese meteorologischen Einflüsse der niederen Temperatur und der Luftfeuchtigkeit keinen erkennbaren Einfluss auf die Messqualität hatten. Abbildung 3.22 soll die Messbedingungen etwas veranschaulichen. An den Bildern ist gut zu erkennen, dass die Fahrwege und die Halden teilweise mit einer dünnen Schnee- oder Eiskruste bedeckt waren. Das Material an der Halde war oberflächlich gefroren. An der Halde wurde bei der Entnahmestelle diese wenige Dezimeter gefrorene Materialschicht entfernt und das lockere, nicht gefrorene Material darunter, der Aufbereitungsanlage zugeführt. An diesem Messtag konnten optisch keine Emissionen durch Fahrzeugbewegungen wahrgenommen werden. Die Beobachtung ergab für die Manipulation (Materialaufgabe, Sieb und Brechvorgang, Förderbandabwurf) überdurchschnittlich starke Emissionen (vgl. Abbildung 3.22 rechts).

In Abbildung 3.23 sind die Konzentrationsverläufe der gemessenen Immissionen mit den meteorologischen Parametern dargestellt. An der Windrichtung erkennt man, dass sich das thermische Taleinwindregime erst gegen 13:30 klar durchsetzen konnte. Der Zeitraum bis 13:30 kann aufgrund der drehenden Windverhältnisse mit geringen Windgeschwindigkeiten nur unzureichend im Ausbreitungsmodell umgesetzt werden. An den Konzentrationsverläufen sind im Zeitraum bis 13:30 an beiden



Abbildung 3.22: Bilder vom Messtag am 08.02.2011.

Stationen deutliche Immissionsspitzen zu erkennen. Im Rahmen der Beobachtung konnte festgestellt werden, dass in diesem Zeitraum staubbelastete Luftpakete aufgrund der schlechten Ausbreitungsbedingungen nur schwach verdünnt wurden. Nach 13:30 setzt sich der thermische Ostwind langsam durch und die Immissionskonzentrationen im LUV pendelten sich zwischen 25 und $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ein. Die Konzentrationen im Lee der Anlage wiesen hingegen starke Immissionsspitzen auf, welche eindeutig auf die Aktivitäten an der Betriebsanlage zurückzuführen sind. Dieser Zeitraum ab 13:30 eignet sich für die Emissionsrückrechnung.

Die Emissionsrückrechnung erfolgt analog zu den bereits beschriebenen Messungen. Abbildung 3.24 zeigt die gemessenen Konzentrationen und die Windrose für den Betrachtungszeitraum der Emissionsrückrechnung von 13:30 bis 15:00 als 10 Minuten Mittelwerte. Die gemessene Zusatzimmission beträgt für den Betrachtungszeitraum $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Abstand der Immissionsmessstelle zum Aufgabetrichter beträgt 70 m. Die weiteren Ergebnisse der Emissionsrückrechnung sind in Tabelle 3.6 zusammengefasst.

vorgegebene Emission	0,150 g/s
in der Zeitreihe	540 g/h
gemessene Zusatzimmission	$22,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	$22,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Materialmenge Aufbereitungsanlage	72 t pro Stunde
Materialmenge Anlieferung	– t pro Stunde
Wassergehalt:	
Gesamtmaterial	4 %
Feinanteil	12 %
spezifische Emission	7,5 g pro t

Tabelle 3.6: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 08.02.2011.

Damit für diese Messserie eine Übereinstimmung der gemessenen und der berechneten Immission erzielt werden kann, muss in der Emissionszeitreihe eine

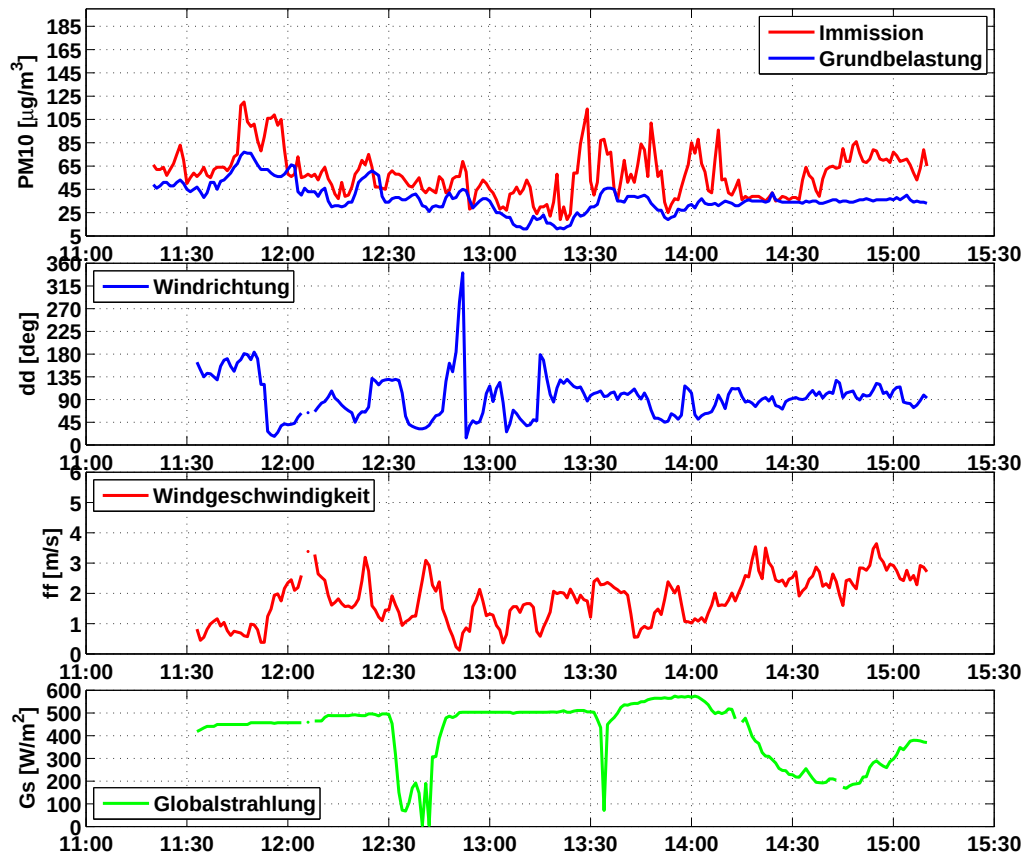


Abbildung 3.23: Messdaten für den Zeitraum der Emissionsrückrechnung am 08.02.2011; ermittelte Ausbreitungsklasse: 3

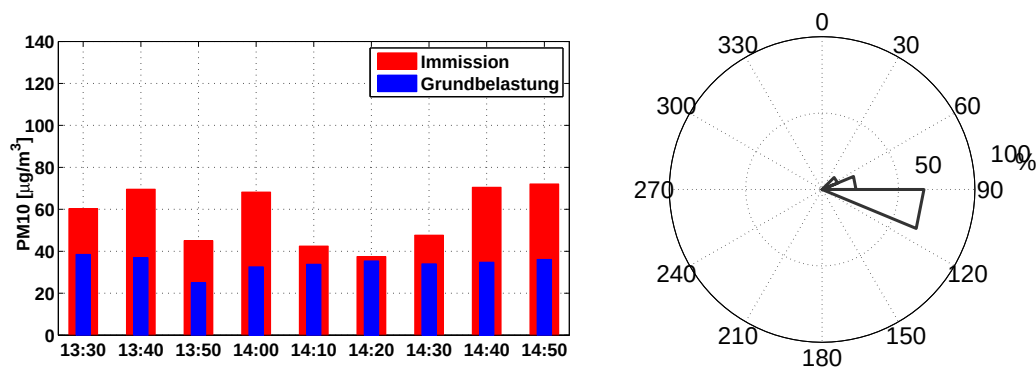


Abbildung 3.24: 10 Min. Mittelwerte (links) und Windrichtung (rechts) für den betrachteten Rückrechnungszeitraum von 13:30 bis 15:00.

Quellstärke von 540 g/h vorgegeben werden. Abbildung 3.25 zeigt die Rasterkarte der Emissionsrückrechnung vom 08.02.2011.



Abbildung 3.25: Rasterkarte der Emissionsrückrechnung 08.02.2011

3.2.2 Messung vom 20.04.2011 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld

Der zweite Messtag an dieser Anlage wurde am 20.04.2011 durchgeführt. Dieser Messtag unterscheidet sich grundlegend vom Messtag im Februar, die unbefestigten Fahrwege waren trocken, die Hauptemissionen optisch überwiegend auf die Fahrzeugbewegungen der Radlader und auf Materialtransporte von LKW's zurückzuführen. Zudem wurde an diesem Tag eine stärkere Aktivität (Anzahl von Fahrzeugbewegungen) festgestellt. Die relative Luftfeuchtigkeit wies auf die Qualität der Messergebnisse keinen Einfluss auf. Die Abbildung 3.26 veranschaulicht die sehr trockenen Bedingungen auf den unbefestigten Fahrwegen im Betriebsgelände. Im Gegensatz zur Messung im Februar konnten an diesem Messtag bei der Materialmanipulation (Materialaufgabe durch Radlader) optisch nur schwache bis gar keine Staubemissionen wahrgenommen werden.

Die aufgezeichneten Messdaten sind in Abbildung 3.27 zusammengefasst. Die vollständige Datenaufzeichnung startet um 11:00 (Zeit in MESZ). An den Winddaten ist an diesem Tag gut zu erkennen, dass das thermische Taleinwindssystem erst ab ca. 13:10 einsetzt. Bis zu diesem Zeitpunkt sind die Windgeschwindigkeiten nur zwischen 1 bis 2 m/s auf sehr niederem Niveau, die Windrichtung pendelt zwischen Süd, Nord, Ost und Nordwest. An der Konzentrationsverteilung sieht man, dass mit Ausnahme weniger Spitzen die Grundbelastungsmessstelle im Osten und die Immissionsmessstelle im Westen auf ähnlichem, nahezu gleichem Niveau liegen. Die Erklärung liegt darin, dass durch die geringen Windgeschwindigkeiten die Emis-



Abbildung 3.26: Bilder vom Messtag am 20.04.2011.

sionen in und um die Betriebsanlage nur sehr schwach verdünnt und ausgebreitet werden. Vergleicht man dazu auch die Abbildung 2.4 in Abschnitt 2.2.2 sieht man, dass die stationäre Station nördlich der Betriebsanlage zu weit entfernt ist und von den Emissionen der Betriebsanlage in dieser Schwachwindphase nicht beeinflusst wird.

Ergänzend wurden bei dieser Messung in 10 Minuten-Intervallen die Aktivitäten (als Aktivität ist jeweils eine Fahrbewegung am Emissionsabschnitt zu verstehen) in der Betriebsanlage dokumentiert. Dafür wurde die Betriebsanlage in vier Emissionsbereiche (Q1 bis Q4) aufgeteilt. Die Emissionsbereiche sind in Abbildung 3.28 markiert und leiten sich aus dem Betriebsablauf der Anlage ab. Die rote Markierung repräsentiert den Emissionsbereich der Radladerfahrbewegung zwischen der Entnahmestelle des Rohmaterials und der Aufgabe auf die Sieb- und Brechanlage (Q1). Der blaue Bereich markiert die Entnahme des klassierten Materials und den Transport durch den Radlader auf das nächste Zwischenlager(Q2). Der graue Streifen stellt den Fahrbereich eines zweiten Radladers zwischen dem Materialzwischenlager des bereits klassierten Materials und der Aufgabe auf die Betonmischanlage dar (Q3). Der grüne Quellbereich markiert Emissionen, welche im westlichen Bereich der Aufbereitungsanlage durch Fahrzeugbewegungen entstehen (Q4). Dabei handelt es sich um Materialan- und abtransporte mittels LKW sowie um Radladerfahrbewegungen.

In Abbildung 3.27 sind die Messdaten im gemessenen Minutenintervall dargestellt. Die folgende Abbildung 3.30 zeigt die Messdaten sowie die aufgezeichneten Aktivitäten in der Betriebsanlage als 10 Minuten Mittelwerte.

Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen den Aktivitäten der einzelnen Emissionsabschnitte und den gemessenen Immissionskonzentrationen kann, obwohl detaillierte Datenaufzeichnung geführt wurden, nicht hergestellt werden. Es lässt sich also nicht eindeutig verifizieren, welche Immissionsspitzen letztlich welchen Emissionsbereichen zuzurechnen sind. Aus diesem Grund wird die Emissionsrückrechnung mit einer konstant emittierenden Volumenquelle (vgl. Einleitung Abschnitt 3.2) be-

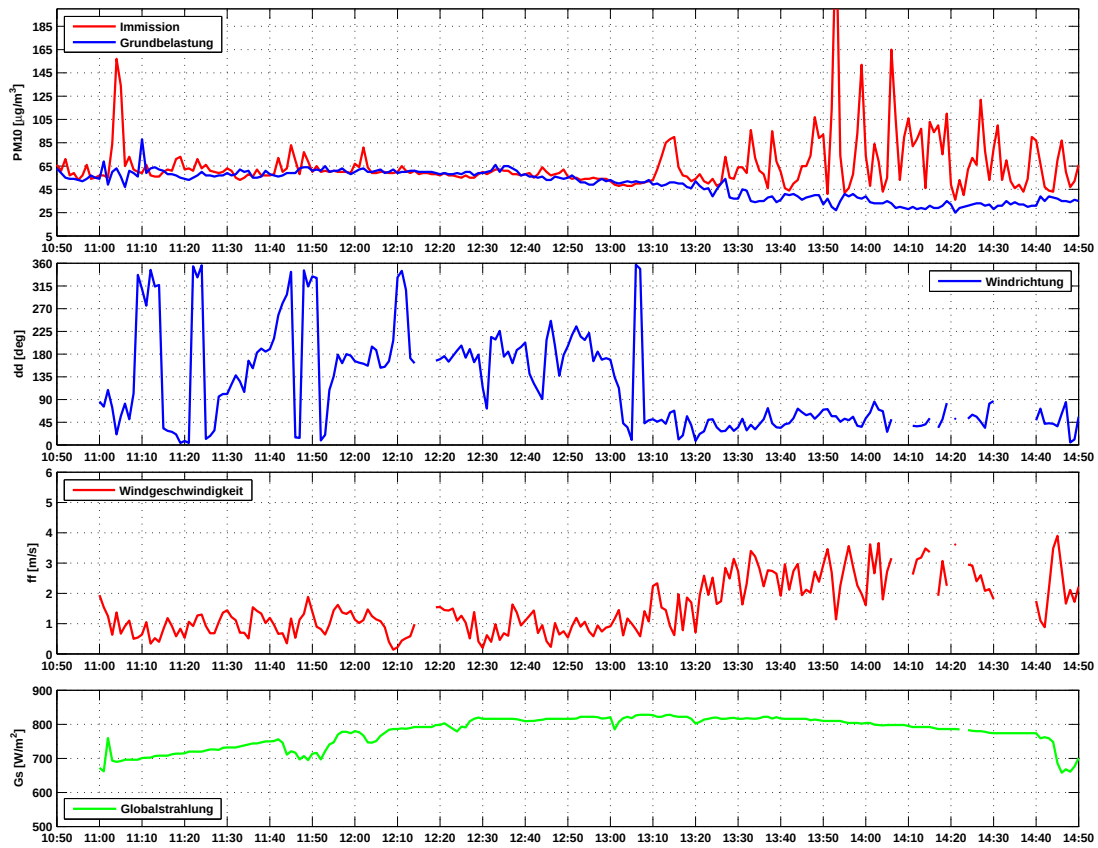


Abbildung 3.27: Messdaten in Minutenaufösung vom 20.04.2011 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage II in Radfeld (Zeitangaben in MESZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 2 und 3

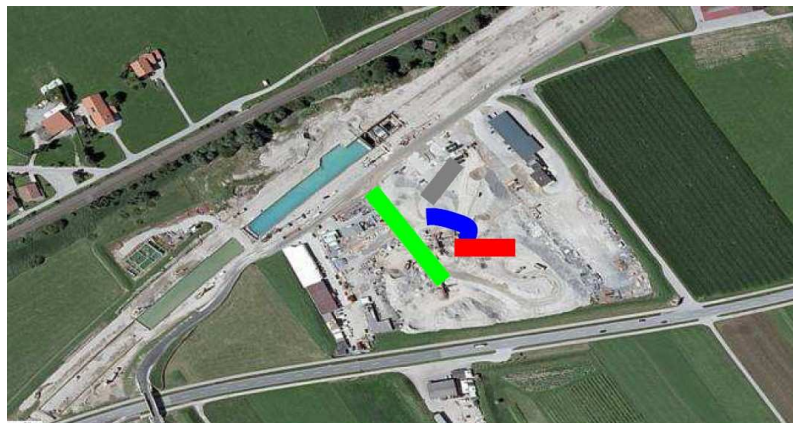


Abbildung 3.28: Betriebsanlage Radfeld mit eingezeichneten Emissionsbereichen.

stimmt. Diese Quelle umfasst räumlich alle vier Emissionsabschnitte und ergibt eine Emissionsrate von 1188 g pro Stunde für den betrachteten Zeitraum von 13:10 bis zum Ende der Messung um 14:50. Tabelle 3.7 fasst die Ergebnisse aus diesem Messtag zusammen. Abbildung 3.29 zeigt die Rasterkarte für den ausgewählten Be-

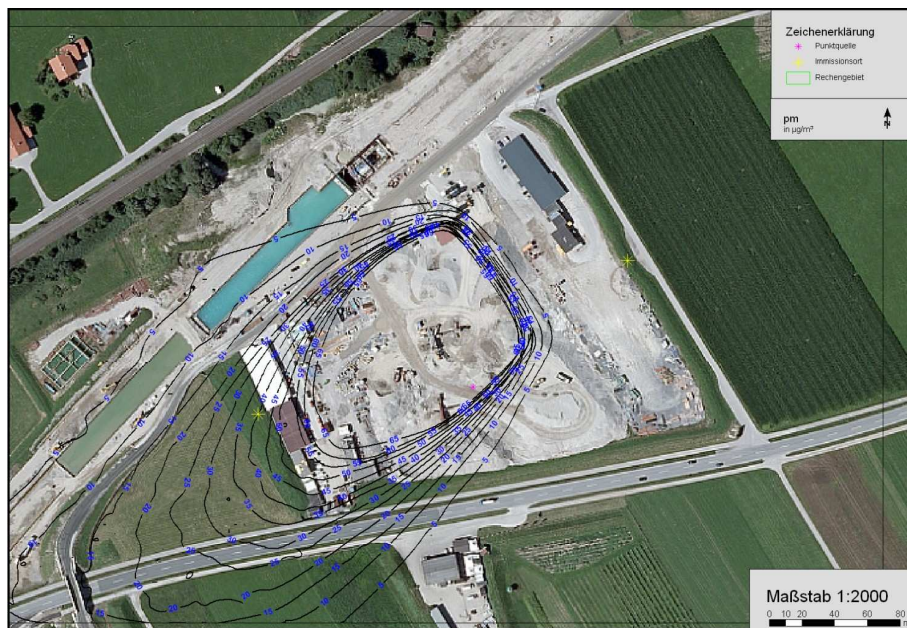


Abbildung 3.29: Rasterkarte für den Berechnungszeitraum vom 20.04.2011 in Radfeld

rechnungszeitraum.

vorgegebene Emission in der Zeitreihe	0,330 g/s 1188 g/h
gemessene Zusatzimmission	34,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	33,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Materialmenge Aufbereitungsanlage	72 t pro Stunde
Materialmenge Anlieferung	200 t pro Stunde
Wassergehalt:	
Gesamtmaterial	8 %
Feinanteil	26 %
spezifische Emission Gesamt	4,4 g pro t

Tabelle 3.7: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 20.04.2011

3.2.3 Messung vom 21.04.2011 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld

Der Messtag am 21.04.2011 folgte unmittelbar auf den zuvor beschriebenen Messtag vom 20.04.2011. Wie am Tag zuvor dominieren auch an diesem Tag die Hauptemissionen durch Fahrzeugbewegungen an den unbefestigten Betriebsfahrwegen. Die relative Luftfeuchte hat auf die Qualität der gemessenen Konzentrationen keinen Einfluss. Zwischen den beiden Messtagen gab es keinen Niederschlag.

Der Vergleich in Abschnitt 2.2.2 zeigt eine sehr gute Übereinstimmung zwischen der stationären Messstation und der temporär gemessenen Grundbelastung. Der we-

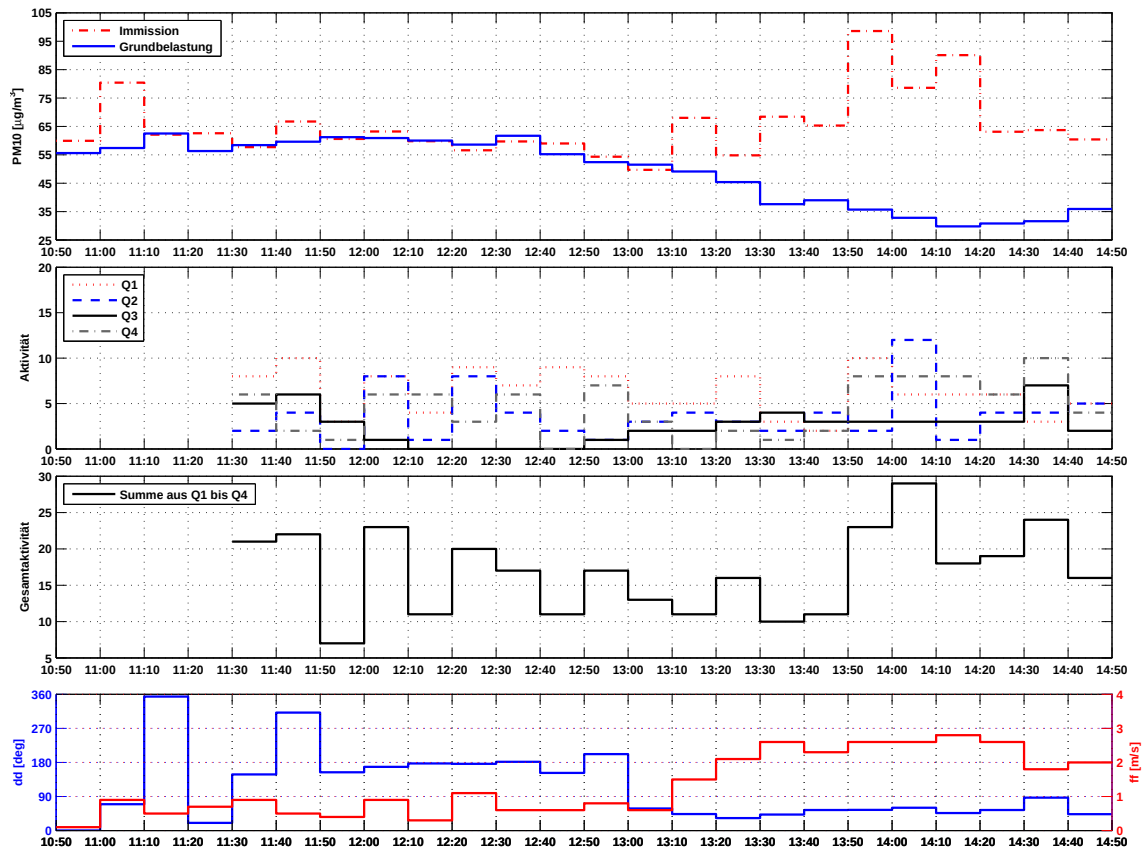


Abbildung 3.30: Messdaten vom 20.04.2011 als 10 Min. Mittelwerte. Der erste Teil zeigt die gemessenen Staubkonzentrationen. Die beiden mittleren Abschnitte dieser Abbildung zeigen die Aktivitäten an der Betriebsanlage je Quellabschnitt und als Gesamtaktivität (5 bis 30). Der unterste Teil dieser Abbildung zeigt die Windrichtung (linke Achse) und die Windgeschwindigkeit (rechte Achse 0 bis 6 m/s) als 10 Min. Mittelwerte.

sentliche Unterschied zwischen den Messungen am 21.04. und 20.04. lag im früheren Einsetzen und letztlich durchgängig konstant anhaltenden thermischen Taleinwindregime mit deutlich höheren Windgeschwindigkeiten als am 20.4. Mit Ausnahme der meteorologischen Verhältnisse waren die beiden Messtage, insbesondere hinsichtlich der optischen Wahrnehmung, vergleichbar.

Abbildung 3.31 zeigt den Messverlauf über die Beobachtungsperiode. An den Winddaten sind die nahezu konstanten Verhältnisse über den gesamten Beobachtungszeitraum sehr gut zu erkennen. Für die spätere Emissionsrückrechnung kann der gesamte Zeitraum von rund 3 Stunden verwendet werden. Am Verlauf der Immissionskonzentration sind sehr starke Immissionsspitzen während des gesamten Messverlaufes zu erkennen. In den Zeiträumen zwischen den Immissionsspitzen ist auffallend, dass die Konzentration der LEE-Messstelle (Immission) auf das Niveau der LUV-Messstelle (Grundbelastung) absinkt. Dieser Effekt lässt sich auf den

starken Wind zurückführen, der die staubbelasteten Luftpakete rasch an der Messstelle vorbeiführt und letztlich für eine gute Durchmischung sorgt. Da die Emission intermittierend erfolgt (Pausen zwischen den Fahrzeugbewegungen und den Abkippvorgängen), sinkt die Immissionskonzentration in den emissionsschwachen Phasen auf das Grundniveau ab. Gegen Ende der Messperiode fällt auf, dass die Konzentrationen der Immissionsmessstelle auf das Niveau der Grundbelastung absinkt. Der Grund dafür ist einfach zu erklären, denn ab ca. 15:45 wurde die Anlage abgeschaltet und die Tätigkeiten in der Betriebsanlage für diesen Tag zur Gänze eingestellt. Die gute Durchmischung durch den starken Wind sorgt dafür, dass sich die Konzentrationen der Messstellen rasch angleichen. Die letzten 15 Minuten dieser Messung zeigen ebenfalls eindrucksvoll, dass die Winderosion bei Windgeschwindigkeiten zwischen 4 und 5 m/s (gemessen in 3 bis 4 m) noch keine bedeutende Rolle spielt.

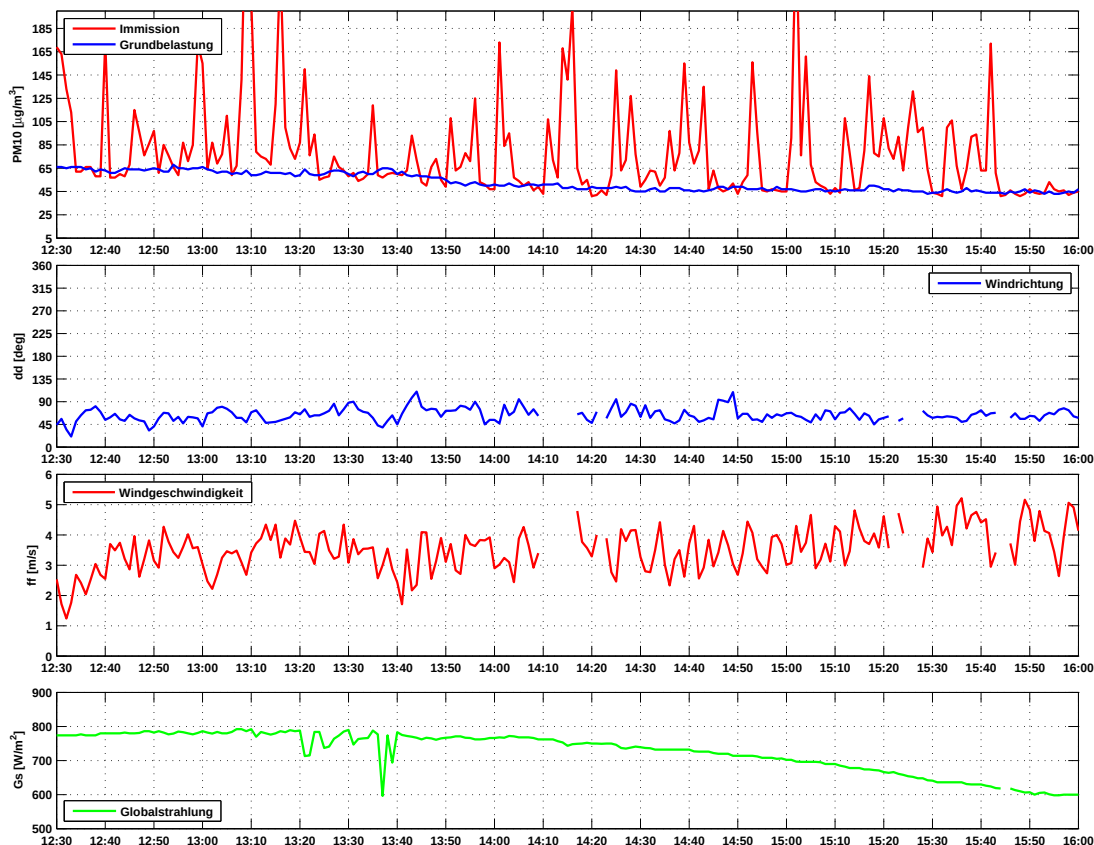


Abbildung 3.31: Messdaten in Minutenaufösung vom 21.04.2011 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage II in Radfeld (Zeitangaben in MESZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 3

In Abbildung 3.32 sind die gemessenen und beobachteten Daten als 10 Minuten Mittelwerte über den gesamten Messzeitraum dargestellt. In der Zeit zwischen 13:20 und 13:40 sind die Aktivitäten vergleichsweise niedrig, zeitversetzt zwischen 13:30 und 13:50 sinkt die Zusatzbelastung an der Immissionsmessstelle. Ansonsten kann

während der aktiven Zeit nur schwer ein Zusammenhang zwischen Aktivität an den einzelnen Emissionsabschnitten und der gemessenen Zusatzbelastung hergestellt werden.

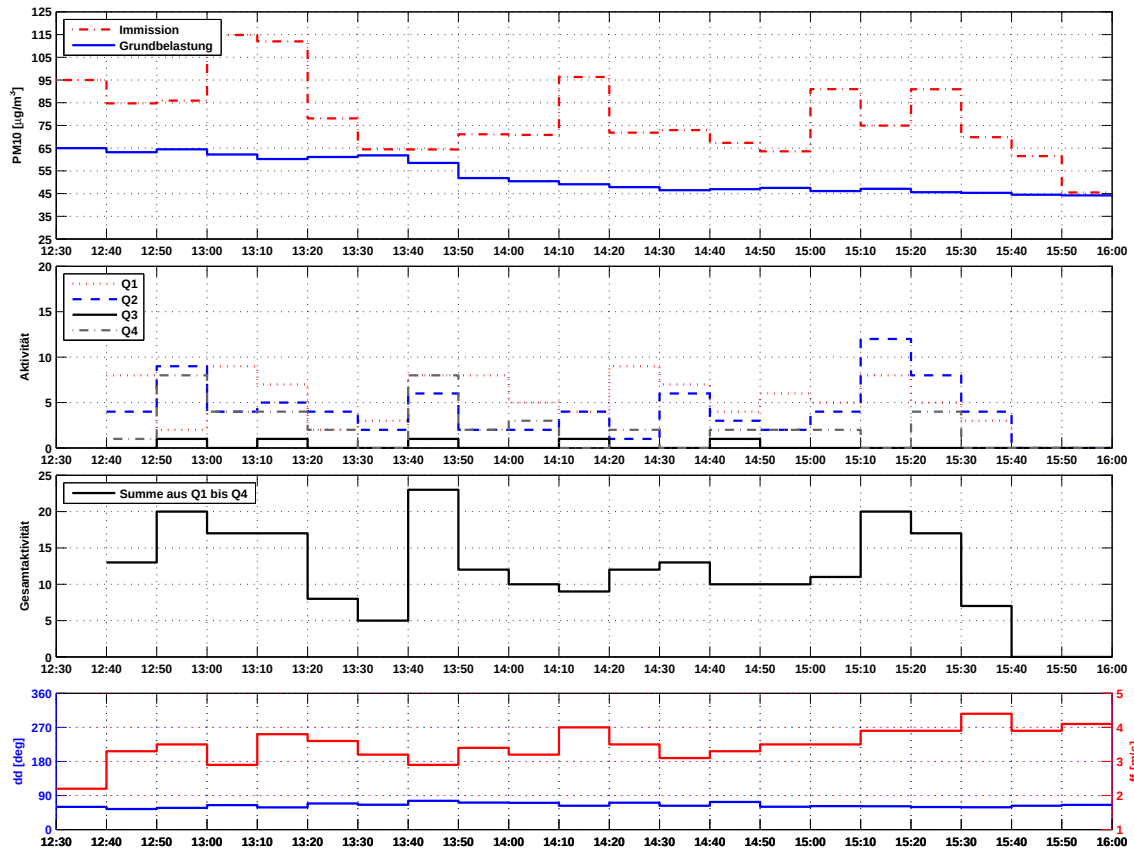


Abbildung 3.32: Messdaten vom 21.04.2011 als 10 Min. Mittelwerte. Der erste Teil zeigt die gemessenen Staubkonzentrationen. Die beiden mittleren Abschnitte dieser Abbildung zeigen die Aktivitäten an der Betriebsanlage je Quellabschnitt und als Gesamtaktivität (5 bis 25). Als Aktivität ist jeweils eine Fahrbewegung am Emissionsabschnitt zu verstehen. Der unterste Teil dieser Abbildung zeigt die Windrichtung (linke Achse) und die Windgeschwindigkeit (rechte Achse 1 bis 5 m/s) als 10 Min. Mittelwerte.

Tabelle 3.8 und Abbildung 3.33 fassen die Mess- und Berechnungsergebnisse zusammen. Der Vergleich zwischen den Berechnungsergebnissen vom 20.04. und 21.04.2011 bestätigt den beschriebenen Effekt der besseren Verdünnung durch die höheren Windgeschwindigkeiten am zweiten Messtag. Am 21.04.2011 werden bei höherer vorgegebener Emission geringere Zusatzimmissionen gemessen. Damit am 21.04.2011 eine Übereinstimmung der gemessenen und der berechneten Immissionen erzielt werden kann, muss die Emissionsrate mit 1440 g/h festgesetzt werden.

vorgegebene Emission in der Zeitreihe	0,40 g/s 1440 g/h
gemessene Zusatzimmission	26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	28,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Materialmenge Aufbereitungsanlage	72 t pro Stunde
Materialmenge Anlieferung	20 t pro Stunde
Wassergehalt:	
Gesamtmaterial	4 %
Feinanteil	12 %
spezifische Emission Gesamt	15,2 g pro t

Tabelle 3.8: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 21.04.2011 in Radfeld

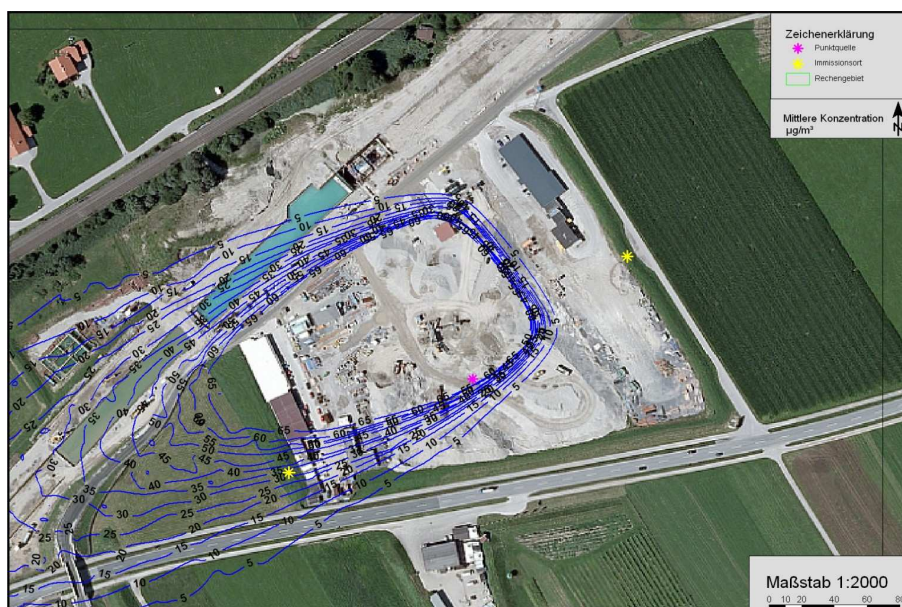


Abbildung 3.33: Rasterkarte für den Berechnungszeitraum vom 21.04.2011 in Radfeld

3.2.4 Messung vom 04.05.2011 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld

Der Messtag am 04.05.2011 bildet mehrere Situationen ab. Am Vortag und in der Nacht auf den 04.05.2011 gab es mit insgesamt rund 14 mm kräftige Niederschläge. Zu Beginn der Messungen waren die Fahrwege befeuchtet. Im Laufe des Tages trockneten die Fahrwege auf und die diffusen Emissionen stiegen dadurch stetig an.

Aufgrund der vorhergehenden Niederschlagsereignisse war am Messtag die relative Feuchte auf hohem Niveau. Die Auswertungen in Abschnitt 2.2.2 zeigen eine erhebliche Abweichung der Absolutwerte zwischen der mobilen und der stationären Messstation von über 200 %. Diese Differenzen sind in erster Linie auf die relative Luftfeuchtigkeit zurückzuführen. Zudem fanden an diesem Tag im östlich angren-

zenden Feld Pflugarbeiten statt. Der Einfluss auf die LUV-Messstelle lässt sich nur schwer abschätzen und korrigieren. Trotz der Einflüsse können die Messwerte aufgrund der Differenzbildung zwischen LUV und LEE verwendet werden.

Unabhängig der beschriebenen Einflüsse auf die Messung bestätigt der Konzentrationsverlauf in Abbildung 3.34 die Beobachtungen vor Ort. Zu Beginn der Messung bis ca. 13:00 war ausgehend von der Betriebsanlage keine nennenswerte Zusatzbelastung messbar. Einzelne Spitzen lassen sich auf Manipulationsvorgänge zurückführen. Die Fahrwege waren bis dahin befeuchtet und es konnte keine Emission beobachtet werden. Im Tagesverlauf trockneten die Fahrwege allmählich auf. Zwischen 13:00 und 14:30 sind bereits vermehrt Spitzen an der Immissionsmessstelle zu verzeichnen. Ab 14:30 konnten starke Staubemissionen durch Fahrzeugbewegungen wahrgenommen werden (vgl. Abbildung 3.35).

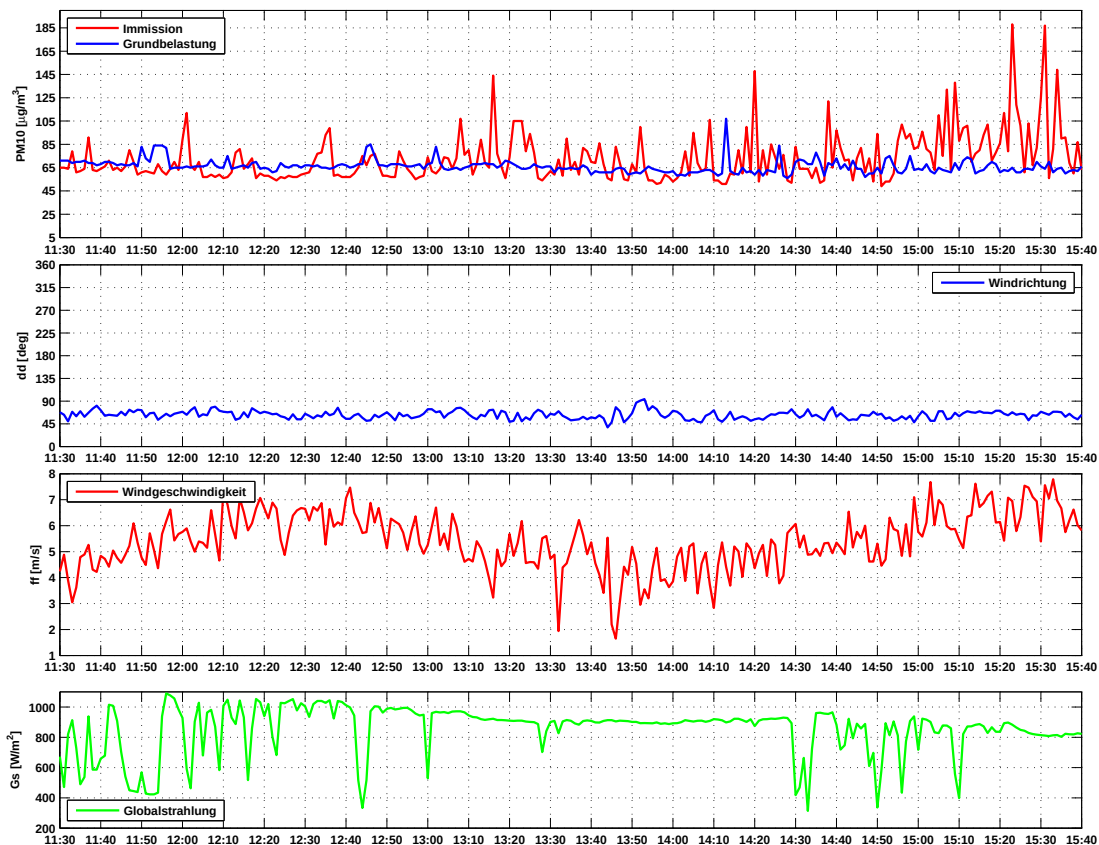


Abbildung 3.34: Messdaten in Minutenauflösung vom 04.05.2011 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage II in Radfeld (Zeitangaben in MESZ); ermittelte Ausbreitungsklassen: 2 und 4

Die Ausbreitungsbedingungen, im Speziellen Windgeschwindigkeit und Windrichtung, waren an diesem Messtag sehr konstant, wobei anzumerken ist, dass die Windgeschwindigkeit im Mittel zwischen 4 und 6 m/s sehr hoch lag. Diese Messserie

wird in zwei Abschnitte aufgeteilt. Der erste Abschnitt umfasst den Zeitraum zwischen 13:00 und 14:30 und kann einer Kategorie von schwach staubenden Fahrwegen zugeordnet werden. Der zweite Abschnitt beinhaltet den Zeitraum ab 14:30 bis zum Ende der Messung. Ab diesem Zeitpunkt waren die Staubemissionen durch Fahrzeugbewegungen stark wahrnehmbar und messbar. Bei den Manipulationsvorgängen (Abkippen und Aufnehmen von Material) konnten nur schwache bis gar keine Emissionen beobachtet werden (vgl. Abbildung 3.35 LKW-Abkippvorgang).



Abbildung 3.35: Bilder vom Messtag am 04.05.2011. links: Fahrzeugbewegungen, rechts: Abkippvorgang

Abbildung 3.36 zeigt die Messungen und Beobachtungen als 10 Minuten Mittelwerte. Eine eindeutige Zuordnung der Quellabschnitte zu den Immissionskonzentrationen ist auch an diesem Messtag nur schwer möglich. In Abbildung 3.36 sind die Abschnitte schwach staubend zwischen 13:00 und 14:30 und stark staubend ab 14:30 gut zu erkennen.

Die Emissionsrückrechnung ergibt, dass für den Abschnitt schwach staubend eine Emissionsrate von 648 g/h in der Zeitreihe vorgegeben werden muss. Im Abschnitt der stark staubenden Fahrwege ab 14:30 ist ein Emissionsmassenstrom von 2340 g/h erforderlich, um die gemessene Zusatzimmission im Ausbreitungsmodell abbilden zu können. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3.9 und Abbildung 3.37 zusammengefasst.

3.2.5 Messung vom 07.06.2011 Aufbereitungs- und Betonmischanlage II Radfeld

Am 07.06.2011 wurde in Radfeld eine weitere Messung durchgeführt. An diesem Tag weicht die Messanordnung etwas von den übrigen Messtagen ab. Aufgrund der am Beginn vorherrschenden Westwinde wurde die Immissionsmessstelle im Osten der Anlage aufgestellt (vgl. Abbildung 3.38 Position 1). Die Grundbelastung und die Messung der meteorologischen Parameter wurde im nordwestlichen Bereich der Betriebsanlage positioniert. Ab ca. 10:30 stellte sich die Windrichtung langsam von West nach Ost um. Bis zu diesem Zeitpunkt konnte weder an der Grundbelastungs-

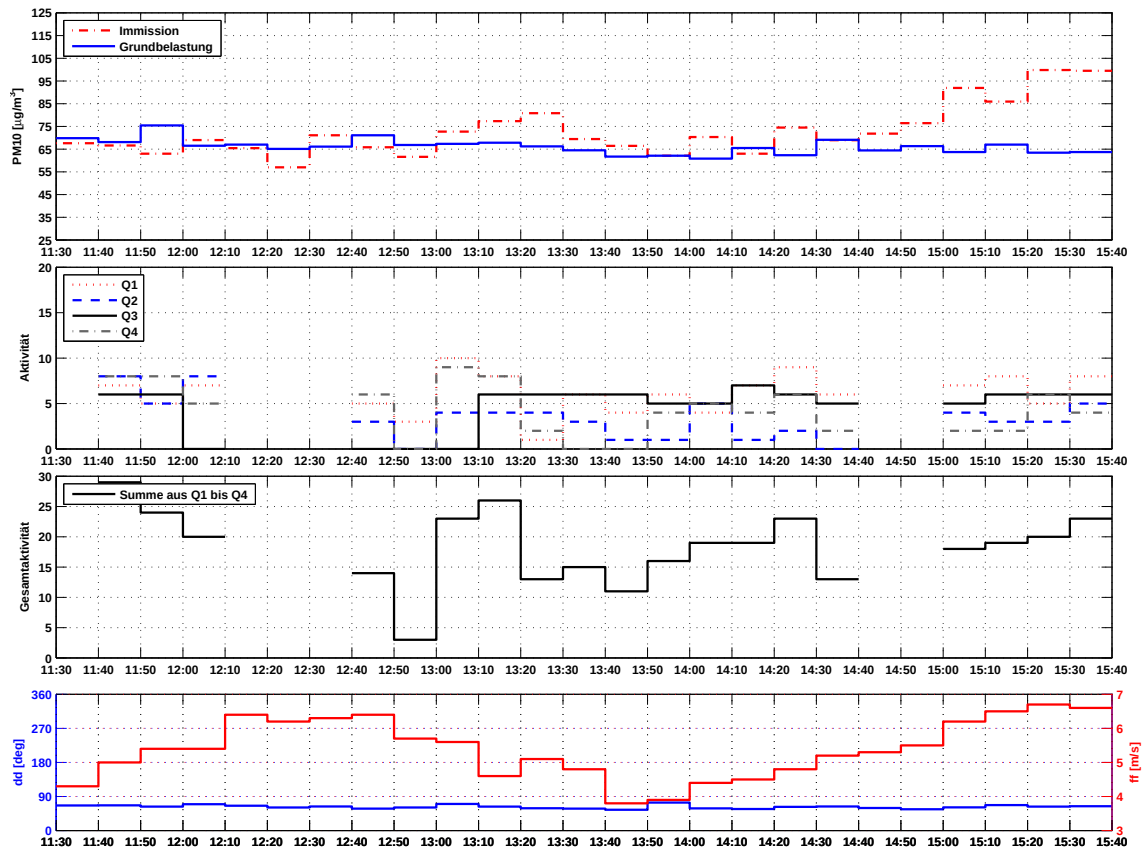


Abbildung 3.36: Messdaten vom 04.05.2011 als 10 Min. Mittelwerte. Der erste Teil zeigt die gemessenen Staubkonzentrationen. Die beiden mittleren Abschnitte dieser Abbildung zeigen die Aktivitäten an der Betriebsanlage, je Quellabschnitt und als Gesamtaktivität (0 bis 30). Als Aktivität ist jeweils eine Fahrbewegung am Emissionsabschnitt zu verstehen. Der unterste Teil dieser Abbildung zeigt die Windrichtung (linke Achse) und die Windgeschwindigkeit (rechte Achse 3 bis 7 m/s) als 10 Min. Mittelwerte.



Abbildung 3.37: Rasterkarten für den Berechnungszeitraum vom 04.05.2011 in Radfeld; links: Zeitraum 13:00 bis 14:30 Uhr; rechts: Zeitraum 14:30 bis 15:40 Uhr

	Abschnitt schwach staubend 13:00 - 14:30	Abschnitt stark staubend 14:30 - 15:40
vorgegebene Emission in der Zeitreihe	0,18 g/s 648 g/h	0,65 g/s 2340 g/h
gemessene Zusatzimmission	6,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	19,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
berechnete Zusatzimmission	6,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	19,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Materialmenge Aufbereitungsanlage	72 t pro Stunde	
Materialmenge Anlieferung	300 t pro Stunde	
Wassergehalt:		
Gesamtmaterial	4 %	
Feinanteil	12 %	
spezifische Emission Gesamt	1,7 g pro t	6,3 g pro t

Tabelle 3.9: Zusammenstellung der Mess- und Berechnungsergebnisse vom 04.05.2011 in Radfeld

messstelle noch an der Immissionsmessstelle eine nennenswerte Immission festgestellt werden. Auch nach dem Wechsel von West- auf Ostwind sind in den gemessenen Konzentrationen keine Veränderungen zu beobachten. Die Spitzen der Immissionsmesskurve zwischen 11:15 und 11:40 sind auf vorbeifahrende PKW's auf der östlich angrenzenden öffentlichen Schotterstraße zurückzuführen. Aufgrund der Winddrehung wurde um ca. 11:40 die "Immissionsmessstation" (AMT) im Osten der Anlage abgebaut und an der bereits bekannten Position 2 im Westen wieder aufgebaut (vgl. Abbildung 3.38). Die Position der "Grundbelastung" (UNI) und der Meteorologie wurde trotz der Winddrehung nicht verändert, als Grundbelastung wurden die Daten der stationären Messstation verwendet. Ergänzend wird angemerkt, dass die Messstation "Grundbelastung" durch die nördlich gelegene befestigte Baustraße beeinflusst war.

Einleitend wurde bereits erwähnt, dass bis zur Drehung der Windrichtung auf Ost keine Zusatzbelastung, welche auf die Anlage zurückgeführt werden könnte, messbar war. Auch konnten am Beginn des Messverlaufs wenig bis gar keine Emissionen durch Fahrzeugbewegungen und Manipulationsvorgängen beobachtet werden. Am Vortag gab es lokale Niederschläge. Die Fahrwege waren zu Beginn der Messung durch diese Niederschläge noch befeuchtet, zudem wurden die unbefestigten Fahrwege wiederkehrend mittels Spritzwagen (Befeuchtung der Fahrwege mit $0,5 \text{ l}/\text{m}^2$, 2x pro Stunde) befeuchtet. An diesem Messtag wurden die Aktivitäten nicht detailliert aufgezeichnet, allerdings konnte durch die mittlerweile gewonnen Erfahrungswerte festgestellt werden, dass die Aktivitäten nicht wesentlich von den übrigen Messtagen abweichen.

Nach der Anpassung der Messanordnung um ca. 11:50 standen somit beide Dust Track Messgeräte im LEE der Betriebsanlage. In Abbildung 3.40 ist zu er-



Abbildung 3.38: Messanordnung für den 07.06.2011 in Radfeld

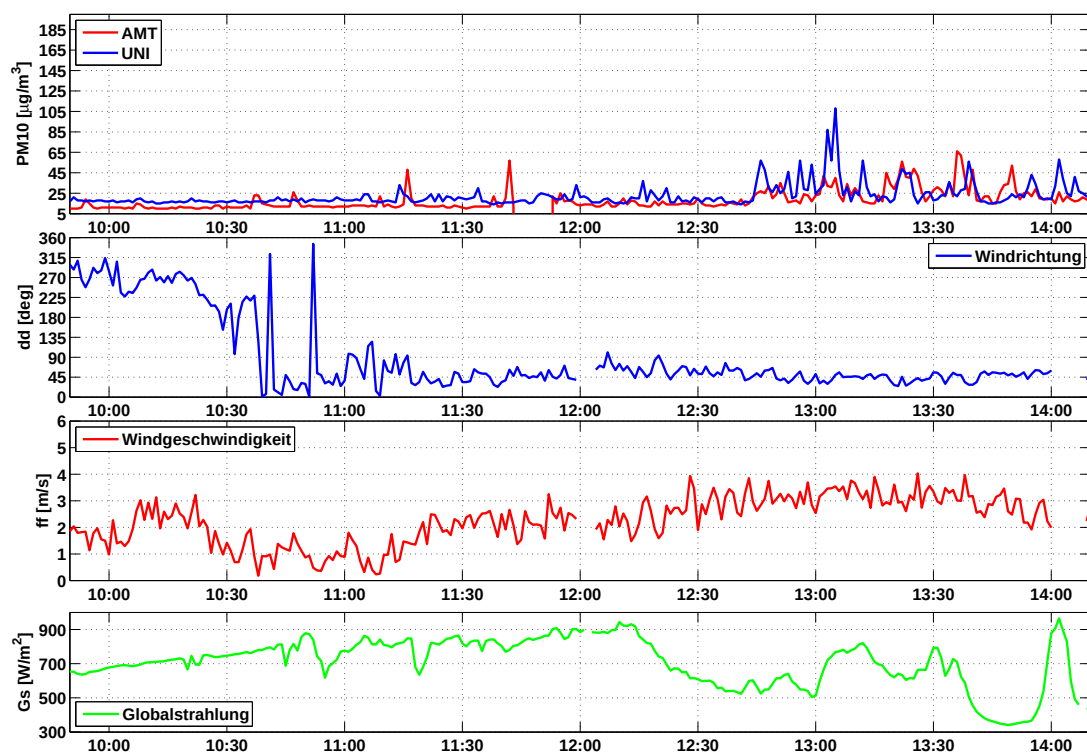


Abbildung 3.39: Messdaten vom 07.06.2011 der Aufbereitungs- und Betonmischanlage II in Radfeld (Zeitangaben in MESZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 2 und 3

kennen, dass von ca. 11:50 bis ca. 12:40 weiterhin keine nennenswerten Immissionen, welche auf die Betriebsanlage zurückzuführen wären, gemessen wurden, obwohl die Tätigkeiten an der Anlage dem Regelbetrieb entsprachen. Die Fahrwege waren aufgrund der Niederschläge und der zusätzlichen Befeuchtungsmaßnahmen

mittels Spritzwagen nach wie vor leicht befeuchtet. Zwischen 12:00 Uhr und 13:30 Uhr wurde die Befeuchtung unterbrochen, der Betrieb jedoch fortgesetzt. In Abbildung 3.39 ist ab ca. 12:45 ein Anstieg der Immissionskonzentrationen an beiden Messstellen zu verzeichnen. Aufgrund der Beobachtungen vor Ort lässt sich dieser Anstieg der Immissionskonzentration auf die fortschreitende Auftrocknung der Fahrwege zurückführen. Die starken Immissionsspitzen am Dust-Track Gerät UNI kurz nach 13:00 sind auf Emissionen an der nördlich vorbeiführenden befestigten Betriebsstraße zurückzuführen, die zwischenzeitlich ebenfalls aufgetrocknet war. Für den Zeitraum ab 13:10 bis zum Ende der Messperiode wurde versucht, eine Emissionsrückrechnung unter Berücksichtigung beider Messstellen durchzuführen. Zur Ermittlung der gemessenen Zusatzbelastung wurde die Grundbelastung in Zusammenarbeit mit den gemessenen Konzentrationen der stationären Messstelle konstant auf $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt. Daraus ergibt sich an der Immissionsmessstelle AMT (Position 2 vgl. Abbildung 3.38) eine Zusatzbelastung von $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und an der Messstelle Dust-Track Gerät UNI (Messposition Grundbelastung vgl. Abbildung 3.40) eine Zusatzbelastung von $11,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

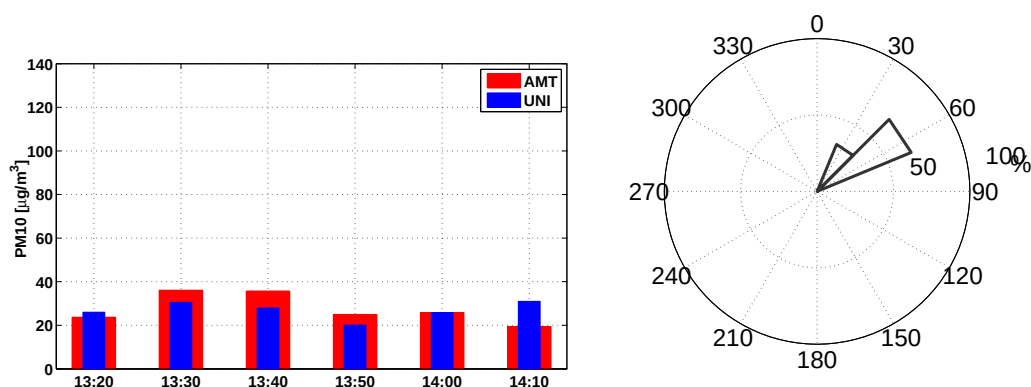


Abbildung 3.40: 10 Min. Mittelwerte der Immissionskonzentrationen AMT und UNI (links) und Windrichtung (rechts) für den betrachteten Rückrechnungszeitraum von 13:10 bis 14:10

Auf Basis der Emissionsrückrechnung und der vorgegebenen Emissionsrate von 288 g/h wird für den Immissionspunkt AMT eine Zusatzbelastung von $10,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für den Immissionspunkt UNI eine Zusatzbelastung von $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. Mit dieser Emissionsrate kann eine gute Übereinstimmung mit der Immissionsmessstelle AMT erreicht werden. Für die Messstelle UNI, die auch im Einflussbereich der nicht modellierten befestigten Betriebsstraße lag, wird vom Ausbreitungsmodell eine zu geringe Immission berechnet.

3.2.6 Zusammenfassung der Messungen in Radfeld

In Summe wurden in Radfeld fünf Messtage ausgewertet. Diese fünf Messtage umfassen eine Wintermessung, an welcher die Hauptemission im Wesentlichen auf die Manipulation zurückzuführen ist. Die Messungen im April 2011 waren geprägt durch eine im Vorfeld länger anhaltende Trockenperiode. An diesen beiden Tagen konnten starke Emissionen durch Fahrzeugbewegungen beobachtet und gemessen werden. Die Auswertungen zeigen, dass die Emissionsraten an diesen Tagen um das 2 bis 3-fache über jenen der Wintermessung liegen. Die Messung im Mai kann in zwei Abschnitte aufgeteilt werden. Die ermittelte Emissionsrate für den Abschnitt schwach staubend, liegt etwas höher als jene der "Wintermessung" im Februar. Für den zweiten Abschnitt an diesem Tag, Kategorie "stark staubend", liegt die Emissionsrate deutlich höher als an den Tagen im April. Die Messwerte sind durch die relative Luftfeuchtigkeit beeinflusst. Die Messung im Juni 2011, lieferte die geringste ermittelte Emissionsrate. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Messanordnung abweicht und der verwendete Messzeitraum vergleichsweise kurz ist. Nicht zuletzt ist die geringe Emission aber auch auf Befeuchtungsmaßnahmen und Niederschlagsereignisse an den Vortagen zurückzuführen, sodass an diesem Tag tatsächlich weniger Staub emittiert wurde.

3.3 Befestigte Baustraße III Terfens

In Abschnitt 3.1 und Abschnitt 3.2 wurden die Ergebnisse von Messungen an Aufbereitungsanlagen beschrieben. Neben diesen Anlagentypen konnte im Zuge des Messprogramms ebenfalls eine verwertbare Messung an einer stark verschmutzten und befestigten Baustraße durchgeführt werden. Diese Messung ist insofern sehr aufschlussreich, als sich der Straßenzustand durch Maßnahmen wie Kehren oder Befeuchten während der Messperiode verändert hat. Anhand der Konzentrationsverläufe und einer Bilddokumentation soll diese Messung in der Folge beschrieben und illustriert werden.

Der Messort liegt im Inntal, etwa auf selber Höhe wie die Aufbereitungsanlage I, allerdings im nördlichen Bereich der Inntalachse (vgl. Abbildung 3.1). Aufgrund des Verlaufes quer zum Inntal eignet sich dieser Straßenabschnitt ideal für die angewandte LUV-LEE Betrachtung. Zudem liegt dieser Straßenabschnitt frei in der Talachse und wird durch keine Hindernisse und Objekte beeinflusst. Abbildung 3.41 gibt einen gesamtheitlichen Überblick des beschriebenen Messortes.

In Abbildung 3.43 ist der gesamte Messverlauf an der befestigten Baustraße dargestellt. Die Emissionsspitzen in Abbildung 3.43 zwischen 11:30 und 12:00 lassen sich auf Emissionen durch LKW-Fahrzeugbewegungen, wie sie in Abbildung 3.42 zu

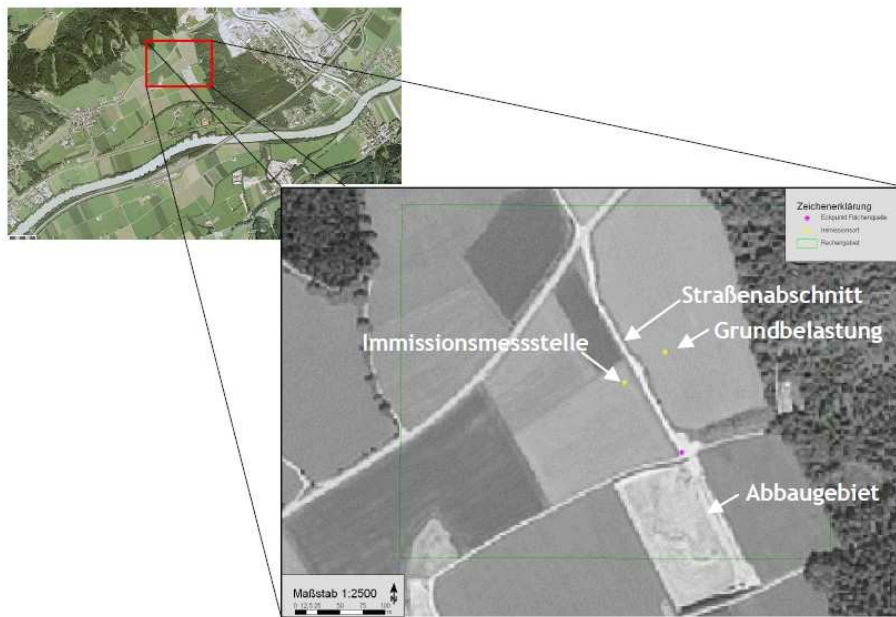


Abbildung 3.41: Übersichtsbild des Untersuchungsgebietes befestigte Baustraße III

sehen sind, zurückführen. Diese Bilder liefern einen guten optischen Eindruck von diffusen Staubemissionen auf einer stark verschmutzten und befestigten Fahrbahn.



Abbildung 3.42: Diffuse Staubemission auf einer stark verschmutzten Fahrbahn (links). Verschmutzte Fahrbahnoberfläche (rechts, Bildausschnitt rund 0,5 m)

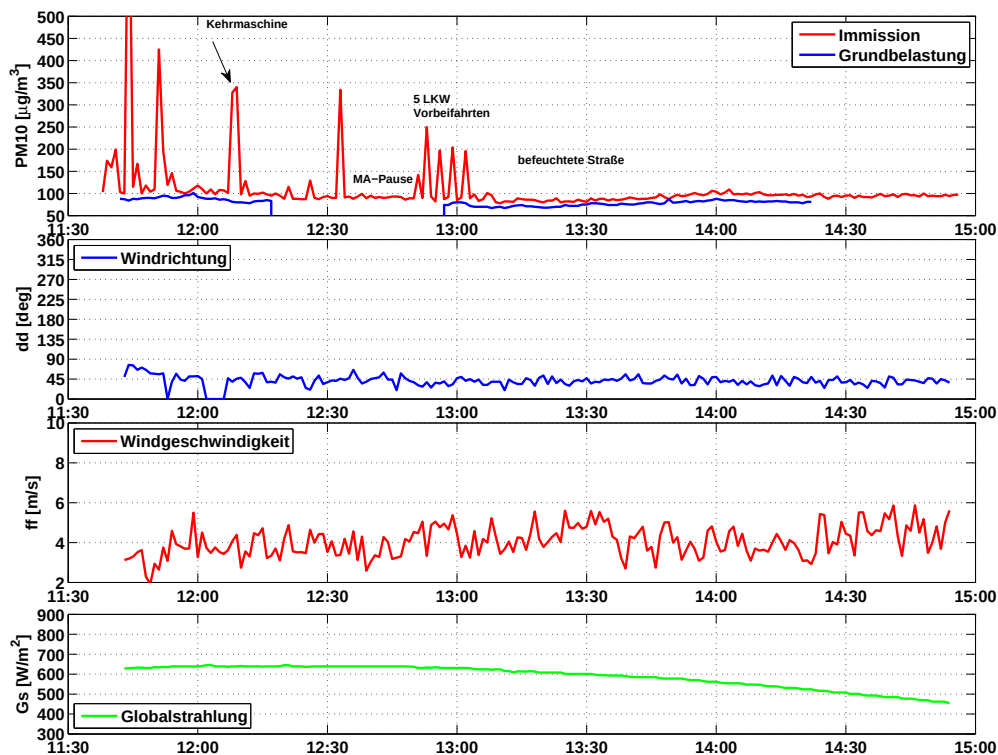


Abbildung 3.43: Messdaten vom 02.03.2011 an der befestigten Baustraße III (Zeitangaben in MEZ); ermittelte Ausbreitungsklasse: 3

In der Folge wurde die Straße mittels Kehrwagen gereinigt. In Abbildung 3.43 ist der Ausschlag am Messgerät durch die langsame Vorbeifahrt der Kehrmaschine (vgl. Abbildung 3.44) markiert. Der Zeitraum der Mittagspause ohne Fahrzeugbewegungen wurde für die Berechnung der Grundbelastung herangezogen (Grundbelastung im Mittel ca. $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Die fünf LKW-Vorbeifahrten nach der Mittagspause erfolgten auf der gekehrten Straße (vgl. Abbildung 3.45). Ab ca. 13:05 erfolgte die Befeuchtung der Fahrbahn durch einen Spritzwagen (vgl. Abbildung 3.46). Die Fahrfrequenz nach der Befeuchtung blieb mit fünf Fahrzeugbewegungen pro 15 Minuten in etwa konstant. Am Messgerät und visuell (vgl. Abbildung 3.47) konnten nach der Befeuchtungsmaßnahme keine diffusen Emissionen registriert oder beobachtet werden. Im Mittel lag die Konzentration auf gleichem Niveau wie während der Mittagspause ohne Fahrzeugbewegungen. Die Differenz zur Grundbelastung (Messpunkt im LUV der Baustraße) von ca. $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lässt sich durch Winderosion am Straßenrandbereich (hohe Staubbeladung vgl. Straßenrand Abbildung 3.48) erklären. Nach ca. 1,5 Stunden waren Straßenabschnitte mit günstiger Neigung zur Sonneneinstrahlung bereits völlig trocken (vgl. Abbildung 3.49). Die für diese Jahreszeit und tiefen Temperaturen (3 bis 6°C) überraschend schnelle Auftrocknung war auf die hohen Windgeschwindigkeiten, Wasserverschleppung durch die Kraftfahrzeuge und

die Sonneneinstrahlung (rund 580 W/m^2) zurückzuführen. In Abbildung 3.50 ist zu erkennen, dass wieder deutliche Staubemissionen auf diesen Straßenabschnitten auftreten. Am Messgerät konnten allerdings noch keine Ausschläge registriert werden, da der bereits aufgetrocknete Straßenabschnitt nördlich des Messpunkts, quer zur Windrichtung, lag.



Abbildung 3.44: Diffuse Staubemission durch die Kehrmaschine



Abbildung 3.45: Fahrbahnoberfläche vor und nach dem Kehrvorgang (links). Befestigte Baustraße nach dem Kehrvorgang, die Kehrmaschine verlässt das Betriebsareal wieder (rechts).



Abbildung 3.46: Diffuse Staubemissionen durch LKW - Fahrbewegung auf einer gereinigten (gekehrten) befestigten Fahrbahn (links). Befeuchtung durch Spritzwagen (rechts).



Abbildung 3.47: LKW - Fahrzeugbewegungen auf einer gekehrten, befeuchteten und befestigten Fahrbahn. Sowohl optisch als auch am Messgerät kann keine Staubemission festgestellt werden.



Abbildung 3.48: Hohe Staubbelastung der Dämme links und rechts neben der Fahrbahn.



Abbildung 3.49: Nach ca. 1,5 Stunden trocknet die befestigte Fahrbahn bereits auf. Abschnitte mit günstiger Neigung zur Sonneneinstrahlung sind bereits völlig trocken.



Abbildung 3.50: 1,5 Stunden nach der Befeuchtung treten wieder sichtbare Staubemissionen auf; die Staubfahnen sind bis in eine Entfernung von 30 m sichtbar

3.3.1 Emissionsrückrechnung

Für den Zeitabschnitt der fünf ungestörten Vorbeifahrten wurde eine Emissionsrückrechnung nach der bisher angewandten Methodik durchgeführt. Aufbauend auf die ermittelte Emissionsrate wurden die Eingabefaktoren der Formel 4.3 so gewählt, dass mit der Berechnung nach US-EPA eine Übereinstimmung erzielt werden kann. Im folgenden Abschnitt sind die Berechnungsergebnisse zusammengefasst.

Eckdaten für die Ausbreitungsberechnung:

- 5 Fahrzeugbewegungen in 15 min. (20 Fahrzeugbewegungen pro Stunde)
- Befestigte Baustraße: $l = 230\text{m}$; $b = 5\text{m}$
- Vertikale Ausdehnung der Volumenquelle: $2,5\text{ m}$
- $z_0 = 0,2\text{m}$
- Rechenraster $5 \times 5\text{ m}$ **Emissionsdaten nach US-EPA AP 42 13.2.1:**

- $sL = 7\text{g/m}^2$ (vgl. Straßenzustand auf Bild 3.45 nach der Kehrung)
- $W = 18\text{ t}$ mittleres Fahrzeuggewicht
- $k = 0,62\text{ g/km}$ (PM10 g/VKT)
- $EF = 77\text{ g PM10 pro km}$
- $\text{Quellstärke} = 355\text{g}/(\text{h} * 4,6\text{km})$ o. $0,099\text{g}/(\text{s} * 4,6\text{km})$

Ergebnis der Emissionsrückrechnung:

- berechnete Zusatzimmission: **$35,5\text{ }\mu\text{g/m}^3$** (gemessen **$34,0\text{ }\mu\text{g/m}^3$**)

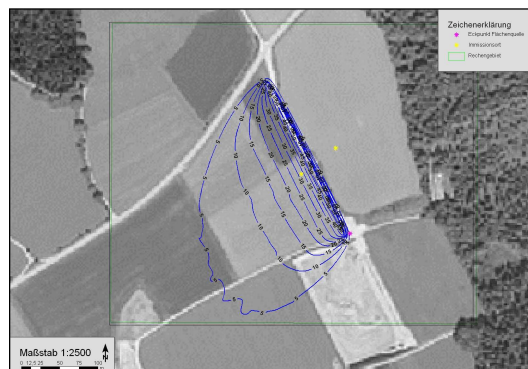


Abbildung 3.51: Isolinienendarstellung der Emissionsrückrechnung

3.4 Bodenaushub-Zwischenlager in Vomp

Ein Kilometer östlich der in Kapitel 3.3 beschriebenen Baustraße bei Terfens wurden am 6.9. und 7.9.2010 Abkippvorgänge von Bodenaushub in unmittelbarer Nähe des Schüttkegels gemessen. Die Lage der Messpunkte und die vorherrschende Windrichtungsverhältnisse sind in Bild 3.52 dokumentiert.

Die Anlieferung des frisch entnommenen Bodenaushubmaterials erfolgte über eine befestigte und kontinuierlich befeuchtete Baustraße (fix installierte Beregner). Die Lastkraftwagen stießen ihr Fahrzeug im Retourgang auf einen rund 5 m hohen Schüttkegel und kippten das Material in Richtung Süden ab. Zur Anlieferung waren 20 schwere Sattelkraftfahrzeuge pro Stunde mit einer Lademasse von je 25 t im Einsatz. Zudem wurden während der Messungen bis zu 10 LKW Zufahrten pro Stunde auf der unbefestigten, temporär befeuchteten Werkstraße registriert. Eine Schubraupe präparierte zwischenzeitlich die Auffahrtspur der Lastkraftwagen auf den Schüttkegel und schob fallweise Material ab.

Aufgrund technischer Probleme mit der Windmesseinrichtung sind für Emissionsrückrechnungen nicht ausreichend Daten vorhanden. Im Zuge der Messung konnten jedoch folgende Erfahrungen gewonnen werden:



Abbildung 3.52: Emissionsmessung an einem Schüttkegel

Die Vorbeifahrten auf der unbefestigten und teilweise befeuchteten Werkstraße verursachten wahrnehmbare und messtechnisch zuordenbare Immissionen. Die Immissionszusatzbelastung betrug im Mittel $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ebenso konnten die motorischen Partikelemissionen der im Einsatz befindlichen Schubraupe (deutlich sichtbare Emissionen und Geruchswahrnehmung) eindeutig zugeordnet werden. Die Abkippvorgänge des erdfeuchten Bodenaushubs verursachten an beiden Messtagen weder visuell wahrnehmbare noch messtechnisch feststellbare Emissionen.

Kapitel 4

Emissionsberechnungen

In diesem Kapitel wird für jeden Messtag auf Basis der dokumentierten Aktivitäten eine Emissionsprognose nach anerkannten Regeln der Technik erstellt. In Zusammenschau sämtlicher Messtage werden die Eingangsparameter für die Emissionsprognose so variiert, dass eine gute Übereinstimmung der prognostizierten und gemessenen Emissionen erzielt werden kann.

4.1 Berechnungsmethoden

4.1.1 Materialmanipulation

Die Materialmanipulation, das ist die Aufnahme, der kontinuierliche und nichtkontinuierliche Abwurf von Material, welche nach [VDI-3790 2010](#) berechnet wird. Auf die detaillierte Wiedergabe der Formeln wird im Rahmen dieser Arbeit verzichtet. Die Quellstärke der PM10 Emission $\dot{Q}_{U,PM10}$ wird aufbauend auf die nach [VDI-3790](#) Blatt 3 ermittelte Quellstärke $\dot{Q}_U$ nach Formel [4.1](#) ermittelt.

$$\dot{Q}_{U,PM10} = \dot{Q}_U \cdot f_{PM10} \quad (4.1)$$

- $\dot{Q}_U$ Quellstärke für Manipulationsvorgänge nach [VDI-3790](#) Blatt 3
- f_{PM10} PM10 Anteil am Gesamtstaub (Korngrößenfaktor)

Der Faktor f_{PM10} ist in der [VDI-3790](#) Blatt 3 nicht definiert, sodass folgende Unterlagen zur Bestimmung herangezogen wurden: In [Kummer 2010](#) wurde der PM10 Anteil an einer Bauschutttaufbereitungsanlage messtechnisch ermittelt. In dieser Arbeit wurde eine hohe Varianz der PM10-Anteile - abhängig von der Materialqualität und Materialfeuchte - festgestellt. Im Mittel wurde ein PM10 Anteil am Gesamtstaub von 14,2 % gemessen. Auf Basis der Messergebnisse werden folgende PM10 Anteile empfohlen: Materialbewegung (unzerkleinertes Material) 25 %, Materialbewegung (zerkleinertes Material) 20 %, Bodenaufbereitung 25 %

In der Arbeit von [Braun 2007](#) wird für Berechnungen nach [VDI-3790](#) Blatt 3 ein PM10 Anteil am Gesamtstaub von 20 % berücksichtigt. Nach [US-EPA AP42](#) 13.2.4 (11/06) ist für den Materialumschlag in Lagerkegeln (samt Winderosion und Fahrbewegungen) ein PM10 Anteil von 35 % und ein PM 2,5 Anteil von 5,3 % vorgesehen. In [US-EPA AP 42](#) 11.12 (6/06) ist für Abladevorgänge von LKW's (Sand transfer) ein PM10 Faktor von 35 % angegeben.

Auf Basis der zitierten Untersuchungen wurden für die Emissionsberechnungen ein Korngrößenfaktor f_{PM10} von 25 % festgelegt.

4.1.2 Unbefestigte Fahrwege

Die Emissionen unbefestigter Fahrwege auf nichtöffentlichen, industriellen Straßen werden nach den Vorgaben der [US-EPA AP42](#) Kapitel 13.2.2 (11/2006) und folgender Formel [4.2](#) berechnet:

$$E = k \left(\frac{s}{12} \right)^a \cdot \left(\frac{W}{2,7} \right)^b \cdot f_{Red} \quad (4.2)$$

- E Emissionsfaktor in g/km
- k Partikelgrößenmultiplikator für PM10 = 422,85 g/km
- s Staubgehalt (Feinkornanteil) der Straßenoberfläche in %
- W durchschnittliche Fahrzeugmasse in t
- f_{Red} Reduktionsfaktor für Befeuchtungsmaßnahmen oder Restfeuchtigkeit der Straßen während der Messung
- a= 0,9 (für PM10), b= 0,45 (für PM10)

Die obige Formel [4.2](#) kann angewandt werden, wenn der Feinkornanteil (Staubgehalt) der Fahrbahnoberfläche zwischen 1,8 und 25,2 %, die Fahrzeugmasse zwischen 1,8 und 260 t, die Fahrgeschwindigkeit zwischen 8 und 69 km/h, die durchschnittliche Anzahl der Räder zwischen 4-17 und die Oberflächen-Feuchtigkeit zwischen 0,03 bis 13 % liegen. Der durchschnittliche Feinkornanteil wird in der AP42 für Sand- und Schotterverarbeitung mit 4,8 %, im Lagerbereich mit 7,1 %, für Steinverarbeitung zwischen 8,3 und 10 %, für Baustellen mit 8,5 % und für Mülldeponien mit 6,4 % angegeben.

4.1.3 Befestigte Fahrwege

Die Emissionen befestigter Fahrwege werden nach den Vorgaben der [US-EPA](#) Kapitel 13.2.1 (1/2011) und folgender Formel [4.3](#) berechnet:

$$E = k \cdot sL^{0,91} \cdot (W \cdot 1,1)^{1,02} \cdot f_{Red} \quad (4.3)$$

- E Emissionsfaktor in g/km
- k Partikelgrößenmultiplikator für PM10 = 0,62 g/km
- sL Staubbeladung in g/m²
- W durchschnittliche Fahrzeugmasse in t
- f_{Red} Reduktionsfaktor für Befeuchtungsmaßnahmen oder Restfeuchtigkeit der Straßen während der Messung

Für industrielle Anlagen reicht die Bandbreite der Staubbeladung gemäß AP 42 von 7,4 g/m² für Abfalldeponien bis zu 292 g/m² für Kupferhütten. Im Bereich der Mineralrohstoffwirtschaft, wie Sand- und Schotterverarbeitung und Asphaltmischanlagen werden Werte von 70-120 g/m², für Betonmischanlagen 120 g/m² angegeben.

4.2 Festlegung der Eingangsparameter

In die Berechnungsmethoden nach VDI 3790 Blatt 3 oder nach US-EPA gehen eine Vielzahl von Parametern mit unterschiedlicher Sensitivität ein. Die Festlegung der Parameter für die Emissionsprognose von PM10 erfolgte entsprechend den Beobachtungen während der Messungen. Für den Gewichtungsfaktor a nach VDI 3790 (siehe Tabelle 4.1) besteht, wie auch für den hier eingeführten Faktor f_{PM10} , ein direkt proportionaler Zusammenhang zur ermittelten Quellstärke. So gesehen kann der Partikelgrößenfaktor f_{PM10} auch als Anpassung des Gewichtungsfaktors a an die gesuchte Korngrößenklasse interpretiert werden, was in der Folge zu (material-abhängigen) Gewichtungsfaktoren a_{TSP} , a_{PM10} oder $a_{PM2,5}$ führen könnte.

Materialieigenschaft	Faktor a
stark staubend	316
(mittel) staubend	100
schwach staubend	31
staub nicht wahrnehmbar	10
außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	1

Tabelle 4.1: Werte für den Gewichtungsfaktor a nach VDI 3790 Blatt 3

Die Festlegung des Gewichtungsfaktors a und des Reduktionsfaktors f_{Red} für die Fahrwege erfolgt in Anlehnung an VDI 3790 Blatt 3 Abschnitt 7.2.2.1 anhand visueller Wahrnehmungen während der Messungen. Dazu wurde die sichtbare Staubemission der einzelnen Emittentengruppen für jede Messung bzw. Messabschnitt in drei Klassen eingeteilt:

- + starke Staubwahrnehmung (Beispiel siehe linkes Bild 3.35)

- **O** mittlere Staubwahrnehmung (Beispiel siehe Bild 3.22)
- - schwache oder nicht wahrnehmbare Staubemission

Der Gewichtungsfaktor a wurde für jene Tage, an denen Materialmanipulationen visuell die maßgeblichen Emissionen bewirken, bestimmt. Damit eine Übereinstimmung mit den Messdaten hergestellt werden konnte, mussten in Zusammenarbeit des eingeführten Korngrößenfaktors f_{PM10} von 0,25 die Zahlenwerte für $a=1$ ("schwache oder nicht wahrnehmbare Staubemission") bis $a=3,2$ ("starke Staubwahrnehmung") sehr niedrig angesetzt werden. Verglichen mit der eigentlichen Definition nach VDI 3790 Blatt 3 (Tabelle 4.1) entspricht der Gewichtungsfaktor von $a=1$ "außergewöhnlich feuchtem/staubarmen Gut" und der Faktor von $a=3,2$ der Zuordnung "Staub nicht wahrnehmbar". Würde man der Umschreibung nach VDI 3790 Blatt 3 folgen, müssten die Gewichtungsfaktoren zumindest eine oder zwei Stufen nach unten korrigiert werden. Ergänzend wird angemerkt, dass die in dieser Arbeit getroffene Zuordnung in drei Klassen beginnend mit (+) *starke Staubwahrnehmung* bis (-) *schwache oder nicht wahrnehmbare Staubemission*, nicht **direkt** mit der Einteilung nach VDI 3790 Blatt 3 (vgl. Tabelle 4.1) verglichen werden darf.

Für die unbefestigten Fahrwege wurde der Parameter s mit 2 % gewählt. Optisch konnte hinsichtlich des Staubgehalts der unbefestigten Fahrwege keine Variationen festgestellt werden, sodass dieser Wert über alle Messungen konstant gehalten wurde. Variiert wurde der Faktor f_{Red} , um die Befeuchtung der unbefestigten Wege, die in der Wahrnehmung einen starken Einfluss auf die Staubemission aufwies, berücksichtigen zu können. Der Wert des Staubgehalts s von 2 % liegt nach der Literatur (US-EPA 13.2.2) im unteren Bereich, führt aber über alle Messungen, vor allem an Tagen mit trockenen und stark staubenden Straßen ($f_{Red}=1$), zu befriedigenden Ergebnissen. Höhere s -Werte würden eine deutliche Überschätzung der Emissionen bewirken.

Bisher wurde in Tirol, in Anlehnung an Werte aus der Literatur, die Prognose der PM10 Emissionen für Aufbereitungsanlagen von Bodenaushub und unbefestigte Fahrwege mit folgenden Faktoren vorgenommen:

$s=4,8$ %; $a=10$; $f_{PM10}=0,2$

Werden diese Faktoren für die Emissionsprognose herangezogen, ergeben sich Überschätzungen der rückgerechneten Emissionen um das 3 bis 10-fache.

4.3 Anwendung der Berechnungsmethoden

Die Eingangsparameter für die Emissionsprognosen in Abschnitt 4.2 wurden so gewählt bzw. variiert, dass die berechneten Quellstärken mit den messtechnisch ermittelten Werten nach Kapitel 3 eine möglichst gute Übereinstimmung aufweisen.

In diesem Abschnitt werden nun die zuvor festgelegten Parameter anhand der in Abschnitt 4.1 beschriebenen Berechnungsmethoden angewendet und direkt mit den Ergebnissen der durchgeführten Emissionsmessungen verglichen.

In den Tabellen 4.2 bis 4.5 werden die Messungen bzw. Messabschnitte, die visuelle Wahrnehmung, die gemessenen Quellstärken, die gewählten Parameter für die Emissionsprognose und die prognostizierten Quellstärken zusammengefasst. Dabei sind folgende Vorgänge zu unterscheiden:

- **Fahrbewegungen:** umfasst alle Fahrten mittels Radlader und LKW
- **Materialentnahme/Abw:** umfasst die Materialentnahme am Schüttkegel, Materialaufnahme nach der Aufbereitungsanlage, Materialabwurf auf die Lagerkegel oder die Aufgabetrichter der Betonmischanlage sowie allfällige Materialanlieferungen
- **Aufbereitungsanlage:** umfasst das Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter (mit dem Gewichtungsfaktor für den Materialabwurf) und die Förderbandabwurfstellen ("FB-Abwurf") der Siebanlage (mit dem Gewichtungsfaktor der Aufbereitungsanlage)

Die berechneten und gemessenen Quellstärken wurden in Tabelle 4.2 bis Tabelle 4.5 auf zwei signifikante Stellen gerundet.

Vergleicht man die gemessenen mit den prognostizierten Emissionen fällt auf, dass im Fall feuchter und gering staubender Fahrwege weitgehend gut übereinstimmende Quellstärken berechnet werden konnten, während bei trockenen und stark staubenden Fahrwegen sowohl leichte Unter- als auch Überschätzungen ermittelt wurden.

Die prognostizierte spezifische PM10 Emission der **unbefestigten** Fahrwege beträgt für trockene Verhältnisse ($f_{Red}=1$) mit einer durchschnittlichen Fahrzeugmasse von 15 t und einem Staubgehalt s von 2 % rund 180 g/km. Im Vergleich dazu beträgt die in Kapitel 3.3 messtechnisch ermittelte spezifische PM10 Emission einer stark verschmutzten **befestigten** Straße 77 g/km.

Tabelle 4.2: Emissionstabelle

	Weer, 4.8.2010			Weer, 9.8.2010			Weer, 14.10.2010 (*)		
	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage
Visuelle Wahrnehmung	feucht, schwach	erdfeucht mittel	Brecher mittel FB Abwurf schwach	feucht, schwach	erdfeucht stark	Brecher mittel FB Abwurf schwach	feucht, schwach	erdfeucht stark	Brecher stark FB Abwurf schwach
Zuordnung in Klasse	-	0	0/-	-	+	0/-	-	+	+/-
Distanz/bewegte Masse pro Stunde	2 km	29 t	29 t	2 km	29 t	29 t	2 km	29 t	29 t
s bzw. a	2 %	2	2/1	2 %	3,2	2/1	2 %	3,2	3,2/2
f _{Red} bzw. f _{PM10}	0,1	0,25	0,25	0,1	0,25	0,25	0,1	0,25	0,25
Quellstärke berechnet	40 g/h	50 g/h	80 g/h	40 g/h	70 g/h	100 g/h	40 g/h	70 g/h	170 g/h
Spezifischer Emissionsfaktor	20 g/km	1,7 g/t	2,7 g/t	20 g/km	2,4 g/t	3,4 g/t	20 g/km	2,4 g/t	5,8 g/t
Quellstärke berechnet Gesamt	170 g/h			210 g/h			280 g/h		
Quellstärke gemessen	160 g/h			210 g/h			300 g/h (*)		

(*) Messwerte durch hohe Luftfeuchtigkeit beeinflusst

s: Staubgehalt der Fahrwege nach US-EPA 13.2.2

a: Gewichtungsfaktor nach VDI 3790 Blatt 3

Tabelle 4.3: Emissionstabellen

	Weer, 23.3.2011			Radfeld, 8.2.2011			Radfeld, 20.4.2011		
	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage
Visuelle Wahrnehmung	tlw. feucht mittel	stark	Brecher stark FB Abwurf schwach	feucht schwach	mittel	Brecher stark FB Abwurf schwach	trocken stark	schwach	Brecher und FB Abwurf schwach
Zuordnung in Klasse	O	+	+ / -	-	O	+ / -	+	-	- / -
Distanz/bewegte Masse pro Stunde	2 km	29 t	29 t	3,6 km	72 t	72 t	6,6 km	272 t ⁽¹⁾	72 t
s bzw. a	2 %	3,2	3,2/2	2 %	2	3,2/1	2 %	1	1/1
f _{Red} bzw. f _{PM10}	0,7	0,25	0,25	0,1	0,25	0,25	1	0,25	0,25
Quellstärke berechnet	240 g/h	70 g/h	170 g/h	60 g/h	140 g/h	300 g/h	1150 g/h	280 g/h	150 g/h
Spezifischer Emissionsfaktor	120 g/km	2,4 g/t	5,8 g/t	17 g/km	1,9 g/t	4,1 g/t	170 g/km	1,0 g/t	2,0 g/t
Quellstärke berechnet Gesamt	480 g/h			500 g/h			1580 g/h		
Quellstärke gemessen	500 g/h			540 g/h			1200 g/h		

⁽¹⁾ 200 t/h LKW Beladung mittels Radlader

s: Staubgehalt der Fahrwege nach US-EPA 13.2.2

a: Gewichtungsfaktor nach VDI 3790 Blatt 3

Tabelle 4.4: Emissionstabellen

	Radfeld, 21.4.2011			Radfeld, 4.5.2011 Wege feucht			Radfeld, 4.5.2011, Wege aufgetrocknet		
	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage
Visuelle Wahrnehmung	trocken stark	schwach	Brecher und FB Abwurf schwach	feucht schwach	schwach	Brecher und FB Abwurf schwach	trocken stark	schwach	Brecher und FB Abwurf schwach
Zuordnung in Klasse	+	-	- / -	-	-	- / -	+	-	- / -
Distanz/bewegte Masse pro Stunde	4 km	92 t ⁽¹⁾	72 t	9,6 km	372 t ⁽²⁾	72 t	9,6 km	372 t ⁽²⁾	72 t
s bzw. a	2 %	1	1/1	2 %	1	1/1	2 %	1	1/1
f _{Red} bzw. f _{PM10}	1	0,25	0,25	0,1	0,25	0,25	1	0,25	0,25
Quellstärke berechnet	680 g/h	110 g/h	150 g/h	170 g/h	150 g/h	150 g/h	1700 g/h	150 g/h	150 g/h
Spezifischer Emissionsfaktor	170 g/km	1,1 g/t	2,1 g/t	18 g/km	0,4 g/t	2,1 g/t	180 g/km	0,4 g/t	2,1 g/t
Quellstärke berechnet Gesamt	940 g/h			470 g/h			2000 g/h		
Quellstärke gemessen	1400 g/h			650 g/h			2300 g/h		

⁽¹⁾ 20 t/h LKW Beladung mittels Radlader

⁽²⁾ 300 t/h LKW-Abkippvorgänge

s: Staubgehalt der Fahrwege nach US-EPA 13.2.2

a: Gewichtungsfaktor nach VDI 3790 Blatt 3

	Radfeld, 7.6.2011								
	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage	unbefestigte Straßen	Materialentnahme/Abw.	Aufbereitungsanlage
Visuelle Wahrnehmung	tlw. feucht Spritzwagen schwach	schwach	Brecher und FB Abwurf schwach						
Zuordnung in Klasse	-	-	- / -						
Distanz/bewegte Masse pro Stunde	3,6 km	72 t	72 t						
s bzw. a	2 %	1	1/1						
f _{Red} bzw. f _{PM10}	0,1	0,25	0,25						
Quellstärke berechnet	60 g/h	90 g/h	150 g/h						
Spezifischer Emissionsfaktor	17 g/km	1,3 g/t	2,1 g/t						
Quellstärke berechnet Gesamt	300 g/h								
Quellstärke gemessen	290 g/h								

s: Staubgehalt der Fahrwege nach US-EPA 13.2.2

a: Gewichtungsfaktor nach VDI 3790 Blatt 3

Tabelle 4.5: Emissionstabellen

4.3.1 Spezifische Emissionsfaktoren

Die spezifischen Emissionsfaktoren der einzelnen Arbeits- bzw. Manipulationsvorgänge sind in Tabelle 4.6, die Emissionsfaktoren der Gesamtemission (inklusive Fahrwege) in Tabelle 4.7 zusammengefasst.

Die spezifischen PM10 Emissionen (bezogen auf die verarbeitete Masse) der Aufbereitungsanlagen (Materialaufgabe, Verarbeitung, Abwurf und Entnahme ohne Fahrwege) konnten unter Anwendung der oben angeführten Gewichtungsfaktoren mit 2,1 bis 5,8 g/t, im Mittel 3,9 g/t, berechnet werden. Auffällig ist, dass die höchsten spezifischen Emissionen für die Materialmanipulation im Herbst und im Winter ermittelt wurden. Dieser Effekt ist vermutlich auf den geringeren Flüssigwasseranteil innerhalb des bindenden Materials zurückzuführen (Temperaturen unter dem Nullpunkt verringern die bindende Wirkung der Feuchtigkeit). In der Literatur (US-EPA AP 42 11.19.2, 8/04, samt den zu Grunde liegenden Untersuchungen) sind für vergleichbare Tertiärbrecher und Siebe (ohne Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung und ohne Feinsiebanlagen) PM10 Emissionsfaktoren zwischen 1 und 8 g/t angegeben. Die spezifischen Emissionsfaktoren durch Fahrbewegungen auf unbefestigten Fahrwegen weisen eine Bandbreite von 17 bis 180 g/km auf. Die Fahrbahnbeschaffenheit und der Feuchtegehalt der unbefestigten Straße wirken sich hier maßgeblich auf das Emissionsverhalten aus. Die spezifischen PM10 Emissionen der Materialentnahme und des Materialabwurfs der Radlader liegen in einem Bereich von 0,4 bis 2,4 g/t. In Zusammenschau mit den in Kapitel 3.4 gewonnenen Erfahrungen und Beobachtungen können diese Emissionen im Wesentlichen durch Aufwirbelung oberflächlich bereits angetrockneter Partikel am Schüttkegel, nicht aber durch das abgeworfene erdfeuchte Material erklärt werden. In US-EPA AP42 Kapitel 11.19.2 "Crushed Stone Processing and Pulverized Mineral Processing" wird für LKW-Abkippvorgänge ein Emissionsfaktor von lediglich $5,0 \times 10^{-5}$ kg/t angegeben, während sich auf Basis der in dieser Arbeit entwickelten Parameter für diesen Teilprozess ein Emissionsfaktor von rund 0,2 g/t ergibt.

spezifische Emissionsfaktoren	
2,1 - 5,8 [g/t]	Materialaufbereitung (Brech- und Siebanlage)
17 - 180 [g/km]	Fahrbewegungen (unbefestigte Fahrwege)
0,4 - 2,4 [g/t]	Materialentnahme und Materialabwurf
ca. 0,2 [g/t]	LKW-Abkippvorgänge

Tabelle 4.6: Spezifische Emissionsfaktoren für die Bearbeitungs- und Manipulationsvorgänge.

Die Emissionsfaktoren der Gesamtemission schwanken zwischen 1,7 und 17,2 g/t mit einem arithmetischen Mittelwert von 7,9 g/t. Auffallend ist der starke Einfluss der Feuchtigkeit, wie die Messung am 4.5.2011 zeigt. Im Laufe des Tages

stieg der Emissionsfaktor bei gleich bleibender betrieblicher Aktivität ausschließlich durch Auftrocknung der Fahrwege von 1,7 auf 6,2 g/t. Eine Schwäche der spezifischen Emissionsfaktoren der Gesamtemission ist neben der fehlenden Berücksichtigung unterschiedlicher Fahrweglängen auch der Umstand, dass mehrfache Umschlagvorgänge mitunter nicht berücksichtigt sind. Im Falle von Aufbereitungsanlagen sind zumindest vier Umschlagvorgänge (zwei Aufnahme- und zwei Abwurfvorgänge) zu berücksichtigen, während die Anlieferung von Material nur einen Umschlagvorgang (Abkippen) umfasst.

Messung			Masse [t]	Emission [g/h]	EF [g/t]
1	Weer	04.08.10	29	160	5,5
2	Weer	09.08.10	29	210	7,2
3	Weer	14.10.10	29	300	10,3
4	Radfeld	08.02.11	72	540	7,5
5	Weer	23.03.11	29	500	17,2
6	Radfeld	20.04.11	272	1200	4,4
7	Radfeld	21.04.11	92	1400	15,2
8	Radfeld	04.05.11 Wege feucht	372	650	1,7
9	Radfeld	04.05.11 Wege trocken	372	2300	6,2
10	Radfeld	07.06.11	72	290	4,0

Tabelle 4.7: Ermittelte Emissionsfaktoren der Gesamtemission der 10 Messtage

Kapitel 5

Schlussfolgerung und Ausblick

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Messungen und angestellten Berechnungen bestätigen, dass die Festlegung der Parameter zur Emissionsberechnung von diffusen Staubemissionen sehr sensibel ist. Anerkannte technische Regelwerke lassen oft eine große Bandbreite entscheidender Parameter zu.

Durch die Messungen an mehreren Anlagen, verteilt über alle Jahreszeiten und unter verschiedensten Bedingungen, konnten mehrere Effekte, die sich auf die Staubemissionen auswirken, festgestellt werden. So ergibt sich, dass im Winterhalbjahr das aufzubereitende Material durch die Manipulation eine höhere Staubungsneigung aufweist als im Frühling, Sommer oder Herbst. Dieser beobachtete und gemessene Effekt lässt sich in erster Linie auf die fehlende bindende Wirkung der Feuchtigkeit durch Temperaturen unter dem Gefrierpunkt zurückführen. Die Ergebnisse der durchgeführten Feuchtemessungen der Materialproben lassen, bis auf eine Einzelprobe, den Schluss zu, dass diese nur geringen Schwankungen unterliegt. Die Ergebnisse in Abschnitt 4.3 zeigen, dass an Tagen mit visuell wahrgenommenen mittel bis stark emittierenden Fahrwegen die Emissionsrate gegenüber Tagen mit schwach bis nicht staubenden Fahrwegen um ein Vielfaches ansteigt. Im Winterhalbjahr wurden an den Fahrwegen sehr geringe Emissionen beobachtet, wobei dies auf die geringe Verdunstungsrate und den höheren Feuchtigkeitsgehalt der Oberfläche zurückgeführt werden kann. Auch in den Sommermonaten ist die Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche unbefestigter Fahrwege wesentlich für die Staubungsneigung. Im Fall trockener Vortage und ohne zusätzliche staubmindernden Maßnahmen, wie beispielsweise Befeuchtungen der Fahrwege mittels Spritzwagen, wurden mehrfach starke Staubemissionen festgestellt. Im Rahmen eines Messtages konnte die Wirkung von Minderungsmaßnahmen (Kehren, Befeuchtung) an einer befestigten Straße dargelegt werden. Das Kehren der Straße bewirkte bereits eine deutliche Reduktion der Emissionen. Die weitere Maßnahme des Befeuchtens führte kurzfristig sogar zu einer 100 prozentigen Reduktion. Im Mittel, d.h. bei nicht kontinuierlichem sondern nur bedarfsweisem Einsatz der Befeuchtungsmaßnahme, kann eine Emissionsreduktion

von 60 bis 80 % erzielt werden. Aufbauend auf die LUV-LEE Messungen ergibt sich für die gekehrte (ohne Befeuchtung), befestigte Baustraße, ein Emissionsfaktor von 77 g/km.

Im Grundlagen-Dokument zur US-EPA AP42 Kapitel 13.1.1 (paved roads) ist angeführt, dass sich stark verschmutzte befestigte Fahrbahnen emissionstechnisch wie unbefestigte Straßen verhalten. In diesem Dokument werden zahlreiche Studien zitiert, die abhängig von der Staubbeladung, der Fahrzeugfrequenz, der Geschwindigkeit und der Fahrzeugmasse an industriellen Fahrwegen eine erhebliche Varianz der gemessenen Emissionsfaktoren ermittelten. Der im Rahmen dieser Arbeit ermittelte Emissionsfaktor liegt in jenem Bereich, der in der Untersuchung (Muleski 1983) beispielsweise bei einer Asphaltmischanlage ermittelt wurde. Andere Untersuchungsergebnisse zeigen allerdings deutlich abweichende (höhere und geringere) Emissionsfaktoren.

Für die unbefestigten Fahrwege wurde bei trockenen Verhältnissen ein Emissionsfaktor von rund 180 g/km ermittelt. Messungen in Kalifornien oder Georgia (Hayden 2005) liefern an befeuchteten (mittels Spritzwagen), unbefestigten Baustraßen Emissionsfaktoren von 23 bis 50 g/km bzw. 70 bis 100 g/km. Dabei konnten durch die Befeuchtung Minderungsfaktoren von 35 bis 98 %, im Durchschnitt 80 %, ermittelt werden. Diese Messungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den hier ermittelten Faktoren. Die im Grundlagen-Dokument zur US-EPA AP42 Kapitel 13.2.2 (unpaved roads) angeführten Messwerte für industrielle unbefestigte Fahrwege zeigen eine erhebliche Streubreite, wobei die im Emissionsmessprogramm ermittelten Emissionen in einem mittleren Bereich liegen.

Die Emissionsfaktoren der Fahrwege sind neben dem Grad der Staubbeladung auch von der Fahrzeugfrequenz abhängig, wobei Straßen mit geringen Fahrzeugfrequenzen zu höheren spezifischen Emissionen neigen. Dieser Umstand ist beim Vergleich spezifischer Emissionsfaktoren für Straßen zu berücksichtigen.

Die bestimmenden Einflussgrößen für die Emissionsprognose sind der Faktor s bzw. s_L für Fahrwege sowie die Faktoren a bzw. f_{PM10} für die Manipulation. Im Zuge der Berechnungen stellte sich heraus, dass die Anwendung der empfohlenen Parameter aus den verwendeten Regelwerken durchwegs eine Überschätzung der gemessenen Emissionen zur Folge hat. Für die Auswertung der meisten Messtage mussten daher die gewählten Faktoren im Vergleich zu den empfohlenen Werten aus der Literatur deutlich nach unten korrigiert werden.

Im Rahmen der LUV-LEE Messungen lassen sich die Manipulations- und Fahrvorgänge nicht getrennt erfassen, sodass im Zuge der Auswertung eine Gewichtung auf Basis der wahrgenommenen Emissionen erfolgte. Jene Fälle, in denen die Emissionen der Fahrwege überwogen, wurden zur Bestimmung des Faktors s , die Fälle mit überwiegenden Emissionen aus der Manipulation zur Bestimmung des Faktors

a herangezogen.

Damit zwischen den Mess- und Berechnungsergebnissen eine Übereinstimmung erzielt werden konnte, mussten für das verarbeitete Bodenaushubmaterial, selbst unter Berücksichtigung eines Partikelgrößenfaktors $f_{PM10}=0,25$, der Gewichtungsfaktor **a** für die Materialeigenschaft gegenüber den Vorschlägen im Anhang der [VDI-3790](#) um rund zwei Stufen (z.B. von 100 auf 10) herabgesetzt werden.

Die in dieser Arbeit vorgenommene Einteilung in drei Klassen führt für Bodenaushubmaterialien zu einer Zuordnung der Gewichtungsfaktoren, welche von

- **a = 1 schwache oder nicht wahrnehmbare Staubemission**
über
- **a = 2 mittlere wahrnehmbare Staubemission**
hin zu
- **a = 3,2 deutlich wahrnehmbare Staubemission**
reicht.

Die in den Berechnungen ermittelten spezifischen Emissionsfaktoren an 10 Mess-tagen umfassen eine Bandbreite von 1,7 bis 17,2 g/t. Der arithmetische Mittelwert beträgt 7,9 g/t, der Median liegt bei 6,7 g/t, die Standardabweichung beträgt 4,7 g/t (siehe Tabelle 4.6). In [Kuntner 2010](#) wird für diffuse Staubemissionen einer Großbau-stelle ein durchschnittlicher spezifischer Emissionsfaktor von 9 g/t ermittelt. Aus den von [Braun 2007](#) angegebenen Daten kann für seine Untersuchung einer Bauschutt-aufbereitungsanlage ein spezifischer Emissionsfaktor von 11 g/t ermittelt werden.

Die in dieser Arbeit ermittelte Streubreite zeigt, dass bei der Interpretation spezifischer Emissionsfaktoren besonderes Augenmerk darauf gelegt werden muss, auf welche Art und Weise das Material manipuliert wird. Beispielsweise bewirken Materialtransporte mittels LKW erhebliche Umschlagsraten, wodurch sich bei kur-zen bzw. staubfrei gehaltenen Fahrwegen sehr geringe spezifische Emissionen erge-ben. Die Bandbreite der ermittelten spezifischen Emissionsfaktoren zeigt, dass ohne genaue Kenntnisse über die Materialmanipulation, die Materialeigenschaften und Umgebungsbedingungen, keine befriedigenden Aussagen der Staubemissionen auf Basis der spezifischen Emissionsfaktoren getroffen werden können. Werden daher ausschließlich jene Fälle untersucht, in denen Material an den Aufbereitungsanlagen verarbeitet wurde (ohne externe Materialanlieferungen), ergibt sich für die spezifi-sche Emission ein arithmetischer Mittelwert von 9,6 g/t, ein Median von 7,5 g/t und eine Standardabweichung von 4,6 g/t.

Ausblickend und aufbauend auf diese Arbeit, würden mehrere Messpunkte, räumlich horizontal und vertikal im Luv und Lee verteilt, zu weiteren und detaillier-teren Ergebnissen führen. Eingangsparameter mit großer Sensitivität auf die Emis-sionsprognose diffuser Staubemissionen könnten dadurch näher und genauer spe-

zifiziert werden. Zudem könnten umfangreiche Materialanalysen, Erhebungen der Straßen-Staubbelastung sowie Messungen an weiteren Anlagentypen dazu beitragen, einen breiteren Anwendungsbereich noch besser abzudecken. Vergleichbare Messungen in Gebieten mit höheren Windgeschwindigkeiten und geringeren jährlichen Niederschlagsmengen (in Österreich beispielsweise im Burgenland, Niederösterreich oder in Oberösterreich) könnten die Erkenntnislage weiter verdichten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die zur Verfügung stehenden Berechnungsmethoden für die beschriebenen Anwendungsfälle bei richtiger Parametrisierung weitgehend gute Ergebnisse liefern. Die in dieser Arbeit vorgeschlagenen Parameter können hierfür als repräsentativ und zweckmäßig angesehen werden. Für die Manipulation und Aufbereitung von Bodenaushub wird ein spezifischer PM10-Emissionsfaktor von 10 g/t für Grobprüfungen auf Plausibilität oder für Emissionsprognosen im Rahmen der Erstellung eines Emissionskatasters empfohlen.

Literatur

- Axetell, K., 1981: Improved Emission Factors for Fugitive Dust from Western coal mining Sources. *US Environmental Protection Agency, Cincinnati*.
- Braun, F., 2007: Ermittlung der Staubemissionen und -immissionen in der Umgebung einer Anlage zur Lagerung, zum Umschlag und zur Aufbereitung von staubenden Gütern. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft* 67, **Nr. 7/8**, **327-329**.
- Hayden, J., 2005: TEOM Based Measurement of Industrial Unpaved Road PM10, PM2.5 and PM10-2,5 Emission Factors. *14th Annual Emission Inventory Conference, Las Vegas*.
- Heidenreich, R., 2010: Diffuse Staubemissionen. *Freistaat Sachsen, Landesamt f. Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*, **Heft 26**.
- Janicke, L., 2009: AUSTAL2000 - Programmbeschreibung zu Version 2.4. *Umweltbundesamt, Berlin*.
- Kollmann, J., 2008: Investigation of mixing height parametrisation in an Alpine valley during winter 2005/06. *A diploma thesis submitted to the Department of Meteorology and Geophysics, University of Innsbruck*.
- Krismer, A., 2009: Vergleich von verschiedenen Methoden zur Bildung von Ausbreitungsklassen. *Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Waldschutz, 6020 Innsbruck*.
- Krusche, J., 2003: Bestimmung diffuser Emissionen in einem Asphaltmischwerk. *ILK Dresden, Fachbericht, ILK-B-33/03-1128*.
- Kummer, V., 2010: Ermittlung des PM10-Anteils an den Gesamtstaubemissionen von Bauschuttaufbereitungsanlagen. *Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustr. 186, 65203 Wiesbaden*.
- Kuntner, M., 2010: Abschätzung diffuser Staubemissionen einer Großbaustelle. *Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Emissionen-Sicherheitstechnik-Anlagen, Herrengasse 1-3, 6020 Innsbruck*.
- Langston, R., 2008: Paved Road Dust Emission Studies in Support of Mobile Monitoring Technologies. *Clark County (Nevada)*.

- Midwest Research, l., 2008: Field Study of Emissions from Haul Roads. *Midwest Research Institute*.
- Montanhandbuch, 2010: Österreichisches Montanhandbuch (2010): Bergbau - Rohstoffe - Grundstoffe - Energie. *Wien BMWFJ*, **84. Jhrg.**
- Muleski, G., 1983: Size Specific Particulate Emission Factors for Uncontrolled Industrial and Rural Roads. *MIDWEST RESEARCH INSTITUTE, Minnesota*.
- Pieper, H., 1995: Ein Verfahren zur Beurteilung der Staubentwicklung beim Umschlag von Schüttgütern. *Staub-Reinhaltung der Luft* 55, **25-29, 71-73 und 107-110**.
- Staszweski, M., 2008: Verteilung von Feinstaub und meteorologischen Parametern aus PKW- gestützten Messfahrten im Winter 2005/2006 im Raum Schwaz. Eine Studie im Rahmen des ALPNAP- Projektes. *Diplomarbeit eingereicht am Institut für Meteorologie und Geophysik, Universität Innsbruck*.
- US-EPA, 2011: AP42 Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42. *Environmental Protection Agency*.
- VDI-3790, 2010: Blatt 3; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen. Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern. *Berlin: Beuth-Verlag*.