

**Auftraggeber:** **Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz  
Baden-Württemberg  
Postfach 10 01 63  
76231 Karlsruhe**

**Ableitung von Emissionsfaktoren für Staub,  
insbesondere der PM<sub>10</sub>-Fraktion,  
aus diffusen Quellen**

**Datum:** 02.02.2015

**Projekt- Nr.:** 05-11\_05-FR

**Berichtsumfang:** 72 Seiten

**Bearbeiter:** **Christiane Lutz  
Dr. Bernd-Michael Kemper  
Zarko Peranic**

**David Nies  
Claus-Jürgen Richter  
Dr. Frank J. Braun**

**LUBW  
Postfach 10 01 63  
76231 Karlsruhe**

**iMA Richter & Röckle GmbH & Co.KG  
Eisenbahnstraße 43  
79098 Freiburg**

**Tel. 0721 / 5600 - 3246**

**Tel. 0761/ 202 1661**

**Fax. 0721 / 5600 - 3200**

**Fax. 0761/ 202 1671**

**Email: [info@lubw.bwl.de](mailto:info@lubw.bwl.de)**

**Email: [info@ima-umwelt.de](mailto:info@ima-umwelt.de)**



## INHALT

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>1</b> | <b>Aufgabenstellung .....</b>  | <b>5</b>  |
| <b>2</b> | <b>Eigenschaften und Herkunft von Stäuben .....</b>                        | <b>5</b>  |
| 2.1      | Eigenschaften von Stäuben .....  | 5         |
| 2.2      | Herkunft von Stäuben.....  | 6         |
| <b>3</b> | <b>Beschreibung des untersuchten Betriebs .....</b>                        | <b>7</b>  |
| 3.1      | Allgemeines .....  | 7         |
| 3.2      | Örtliche Verhältnisse .....  | 7         |
| 3.3      | Beschreibung der Betriebsabläufe .....                                     | 8         |
| 3.4      | Technische Daten der eingesetzten Geräte.....                              | 11        |
| <b>4</b> | <b>Ausbreitungsmodellierung .....</b>                                      | <b>12</b> |
| 4.1      | Allgemeines .....  | 12        |
| 4.2      | Geeignete Ausbreitungsmodelle .....  | 12        |
| 4.3      | Modellaufbau .....   | 13        |
| 4.4      | Einfluss von Gebäuden und Hindernissen auf die Strömungsverhältnisse ..... | 14        |
| 4.5      | Darstellung der Emissionsquellen im Modell .....                           | 14        |
| 4.5.1    | Allgemeines.....   | 14        |
| 4.6      | Modellgitter .....   | 14        |
| 4.7      | Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeit .....                       | 16        |
| 4.8      | Meteorologie- und Turbulenzmessdaten.....                                  | 16        |
| 4.9      | Rauigkeitslänge .....  | 17        |
| <b>5</b> | <b>Methoden zur Ermittlung der Emissionsfaktoren.....</b>                  | <b>17</b> |
| 5.1      | Allgemeines .....  | 17        |
| 5.2      | RDM - Methode nach DIN EN 15445.....                                       | 18        |
| 5.3      | Doppelsummenanalyse .....  | 21        |
| 5.4      | Fehlerbetrachtung bei der Doppelsummenanalyse .....                        | 25        |
| <b>6</b> | <b>Ermittlung der Emissionsfaktoren.....</b>                               | <b>28</b> |
| 6.1      | Allgemeines .....  | 28        |
| 6.2      | Schreddern .....   | 29        |
| 6.2.1    | Allgemeines.....   | 29        |
| 6.2.2    | PM <sub>10</sub> -Emissionen .....   | 29        |

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| 6.2.3    | PM <sub>2,5</sub> -Emissionen und PM <sub>1</sub> -Emissionen ..... | 45        |
| 6.2.4    | Grobstaub-Emissionen.....   | 47        |
| 6.3      | Beladen des Abholfahrzeugs mit zerkleinertem Altholz .....          | 47        |
| 6.3.1    | Allgemeines.....  | 47        |
| 6.3.2    | PM <sub>10</sub> -Emissionen.....                                   | 47        |
| 6.3.3    | PM <sub>2,5</sub> -Emissionen und PM <sub>1</sub> -Emissionen ..... | 57        |
| <b>7</b> | <b>Vergleich mit der VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3.....</b>          | <b>59</b> |
| 7.1      | Berechnungsformeln der VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3 .....           | 59        |
| 7.2      | Schreddern .....  | 61        |
| 7.3      | Verladen .....  | 63        |
| <b>8</b> | <b>Zusammenfassung.....</b>   | <b>65</b> |
| 8.1      | Aufgabenstellung .....  | 65        |
| 8.2      | Schreddern .....  | 65        |
| 8.3      | Verladen von zerkleinertem Holz.....                                | 67        |

## 1 Aufgabenstellung

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) hat vom Umweltministerium Baden-Württemberg den Auftrag erhalten, Emissionsfaktoren für Staub, insbesondere der PM<sub>10</sub>-Fraktion, aus diffusen Quellen abzuleiten.

Die Untersuchungen wurden von der LUBW gemeinsam mit iMA Richter & Röckle durchgeführt. Im Einzelnen wurden folgende Schritte durchgeführt:

1. Recherche nach einem geeigneten Betrieb, an dem Messungen durchgeführt werden können
2. Erstellen einer Messplanung
3. Durchführung der Messungen
4. Statistische Auswertung der Messdaten
5. Durchführung von Modellsimulationen (Rückrechnung von der Immission auf die Emission)
6. Interpretation der Ergebnisse, Ableitung von Emissionsfaktoren

Die Messungen wurden an einem Betrieb zum Umschlag und zur Aufbereitung von Altholz durchgeführt.

Der vorliegende Bericht enthält die Schritte 5 und 6. Die vorangehenden Schritte sind in separaten Zwischenberichten dargestellt.

## 2 Eigenschaften und Herkunft von Stäuben

### 2.1 Eigenschaften von Stäuben

Stäube besitzen sehr unterschiedliche chemische Zusammensetzungen mit variierender Teilchengröße, Dichte, Zusammensetzung und Reaktivität. Man unterscheidet zwischen primären Teilchen, die direkt als Partikel erzeugt werden und solchen, die aus gasförmigen Vorläufern erst nachträglich in der Atmosphäre gebildet werden (sekundäre Teilchen). Beim Umschlag und der Aufbereitung von Holz werden ausschließlich primäre Teilchen freigesetzt.

Neben der chemischen Zusammensetzung ist vor allem die Partikelgröße ein wichtiger Parameter für die Ausbreitung in der Atmosphäre, da sie die Aufenthaltsdauer der Partikel bestimmt. Während größere Staubpartikel vergleichsweise rasch zum Boden absinken, können Feinststäube mehrere Tage in der Luft bleiben und werden entsprechend weit transportiert. Sie werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt oder durch den Wind verdünnt.

Bezüglich der Teilchengröße unterscheidet man:

- TSP-Gesamtstaub (TSP; 'Total Suspended Particulate matter' oder 'Total Suspended Particles'): Schwebestäube mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als ca. 50  $\mu\text{m}$  und einer Sinkgeschwindigkeit von 5 bis 50 cm/s. Entsprechend der relativ hohen Sinkgeschwindigkeit werden diese Teilchen nicht weit getragen und deponieren im Nahbereich der Quelle. Sie sind für sichtbare Verschmutzungen, z.B. von Wäsche, Tischen, Autos verantwortlich.
- $\text{PM}_{10}$  ('Particulate Matter'): Schwebestäube, deren Median der Korngrößenverteilung 10  $\mu\text{m}$  beträgt und die eine Sinkgeschwindigkeit von etwa 1 cm/s besitzen.
- $\text{PM}_{2,5}$  (feine Partikel) und  $\text{PM}_{0,1}$  (ultrafeine Partikel): Schwebestäube mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 2,5  $\mu\text{m}$  bzw. kleiner 0,1  $\mu\text{m}$ . Aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit können diese Teilchen weit getragen werden.

## 2.2 Herkunft von Stäuben

Natürliche Staubquellen sind Pflanzen, die Pollen freisetzen, Meeressgicht, Winderosion und Vulkane. Sie spielen in Mitteleuropa nur eine untergeordnete Rolle. Während Pollen überwiegend größer als 10  $\mu\text{m}$  sind (Kolb, 2003) und deshalb nur wenig zur  $\text{PM}_{10}$  Belastung beitragen, entstehen kleinere Teilchen vor allem bei Verbrennungsprozessen (z.B. Ruß < 0,3  $\mu\text{m}$ ). Aus den Vorläufern anderer Luftschadstoffe wie Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ), Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ), Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) und flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen (VOC), entstehen zum überwiegenden Teil kleine Teilchen, deren Größe zwischen etwa 0,1 – 2,5  $\mu\text{m}$  liegt. Die durch Abrieb oder Aufwirbelung entstandenen Teilchen sind normalerweise größer als 1-2  $\mu\text{m}$  (Hainsch, 2003). Einen Überblick über die Zusammensetzung des Staubgrößenspektrums gibt Abbildung 2-1.

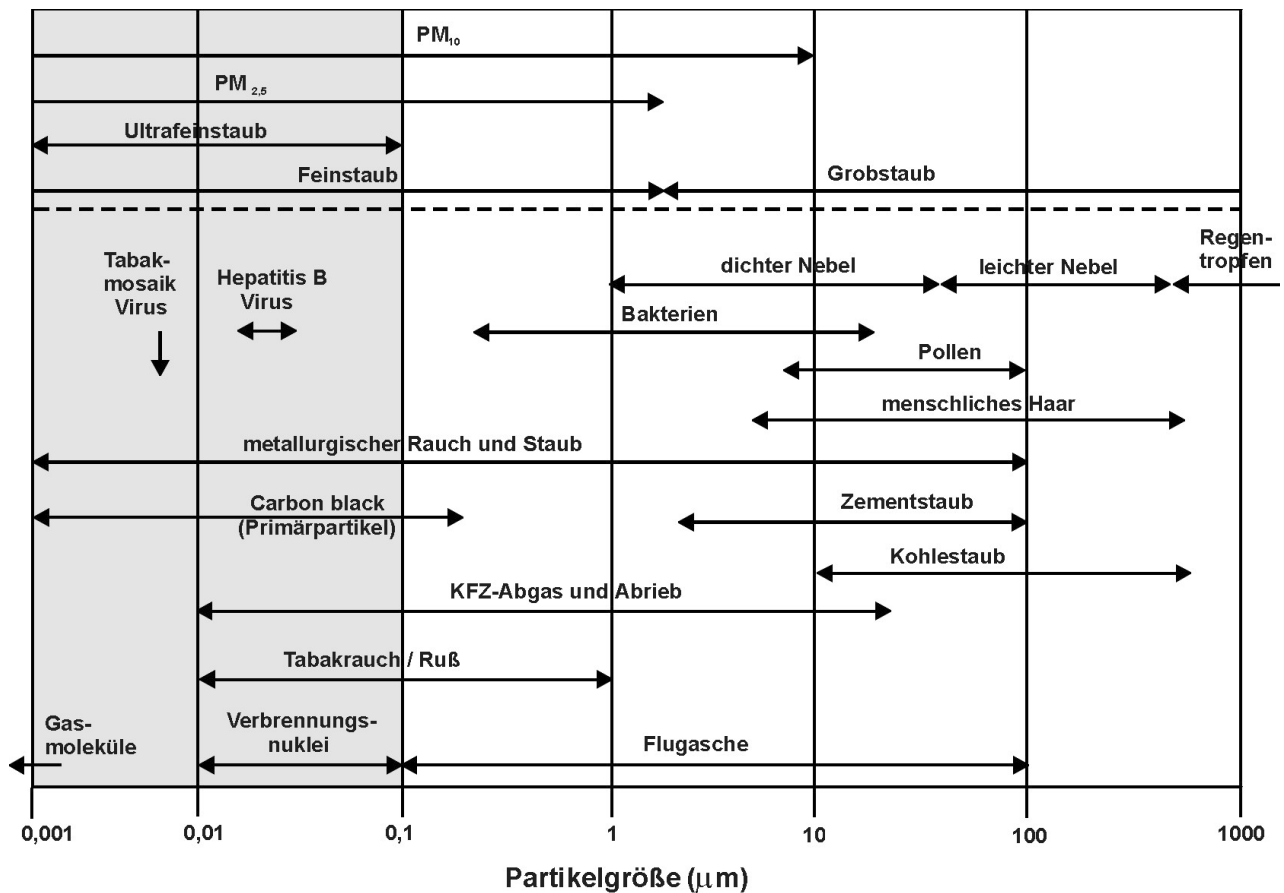


Abbildung 2-1: Partikeldefinitionen und Größenbereiche umweltrelevanter Partikel (Krug, 2003)

### 3 Beschreibung des untersuchten Betriebs

#### 3.1 Allgemeines

Die Messungen fanden in der Umgebung einer Anlage statt, in der Altholz der Kategorien AI und AII sortiert und zerkleinert wird. Die Anlage bot den Vorteil, dass sich in Hauptwindrichtung ein hindernisfreies Feld befand, auf dem die Messgeräte installiert werden konnten.

#### 3.2 Örtliche Verhältnisse

Das Betriebsgelände sowie seine weitere Umgebung können dem Lageplan in Abbildung 3-1 entnommen werden.

Die Firma liegt westlich von Offenburg im Oberrheintal. Nördlich des Betriebsgeländes befinden sich landwirtschaftlichen Nutzflächen, im Südwesten und Süden Wohngebäude und Gewerbebetriebe.

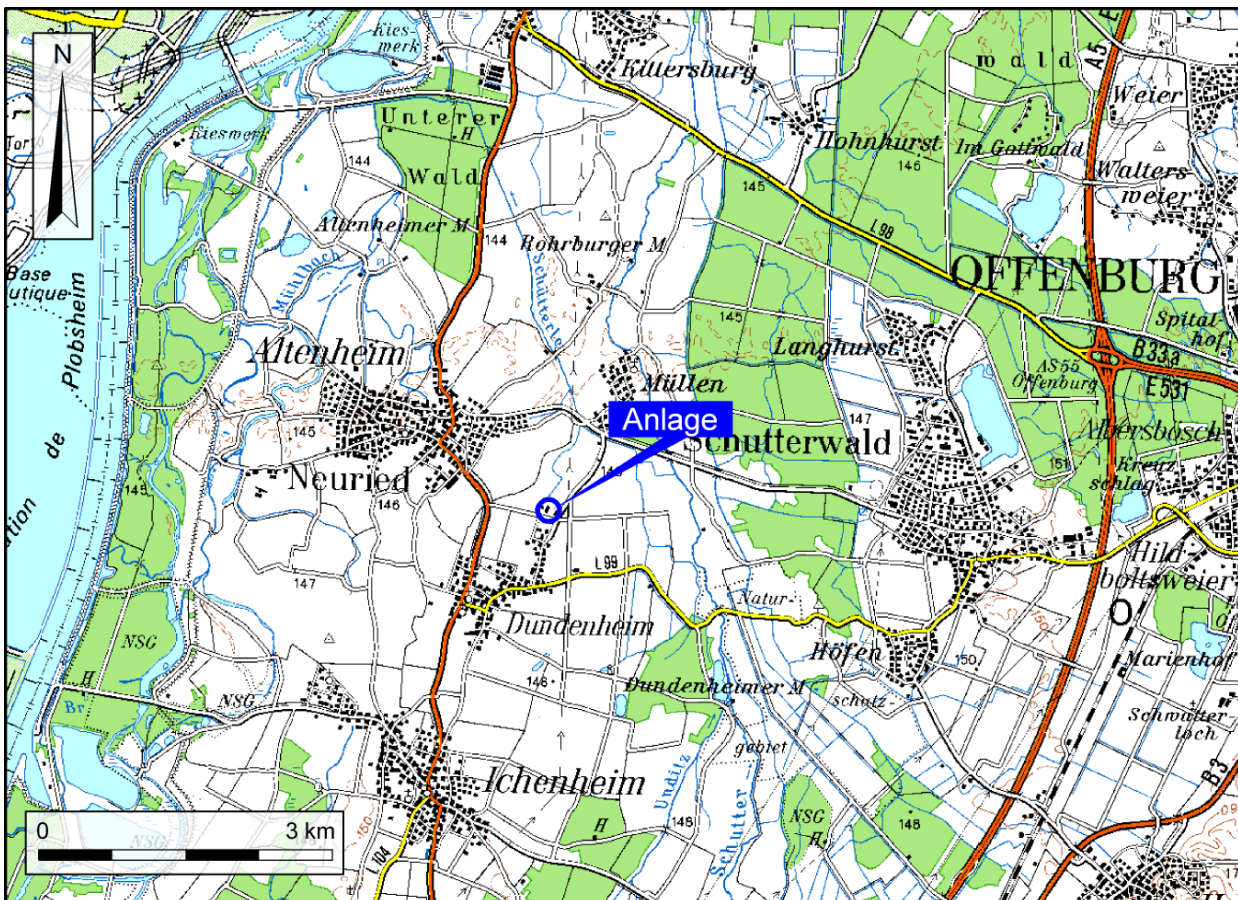


Abbildung 3-1: Topographische Karte, Betriebsgelände blau.

Abbildung 3-2 zeigt die Lage des Betriebsgeländes und der umgebenden Gebäude. Die Ortsbesichtigung ergab, dass von den umgebenden Betrieben keine wesentlichen Staubemissionen ausgehen.

### 3.3 Beschreibung der Betriebsabläufe

Abbildung 3-4 sind die Bereiche, in denen das Holz umgeschlagen und aufbereitet wird, dargestellt.

Das Material wird per LKW an der südlichen Betriebsgrenze angeliefert. Die Hölzer werden im nördlichen Teil der Anlage (Lagerfläche Input) abgekippt. Zum Zerkleinern werden die Hölzer mittels eines Baggers, der mit einem Polypgreifer ausgestattet ist, aufgenommen und in den Schredder aufgegeben. Das zerkleinerte Holz wird über ein Band ausgetragen und üblicherweise an der nordöstlichen Ecke des Geländes zwischengelagert. In seltenen Fällen wird das Material vom Band direkt in einen LKW abgeworfen.



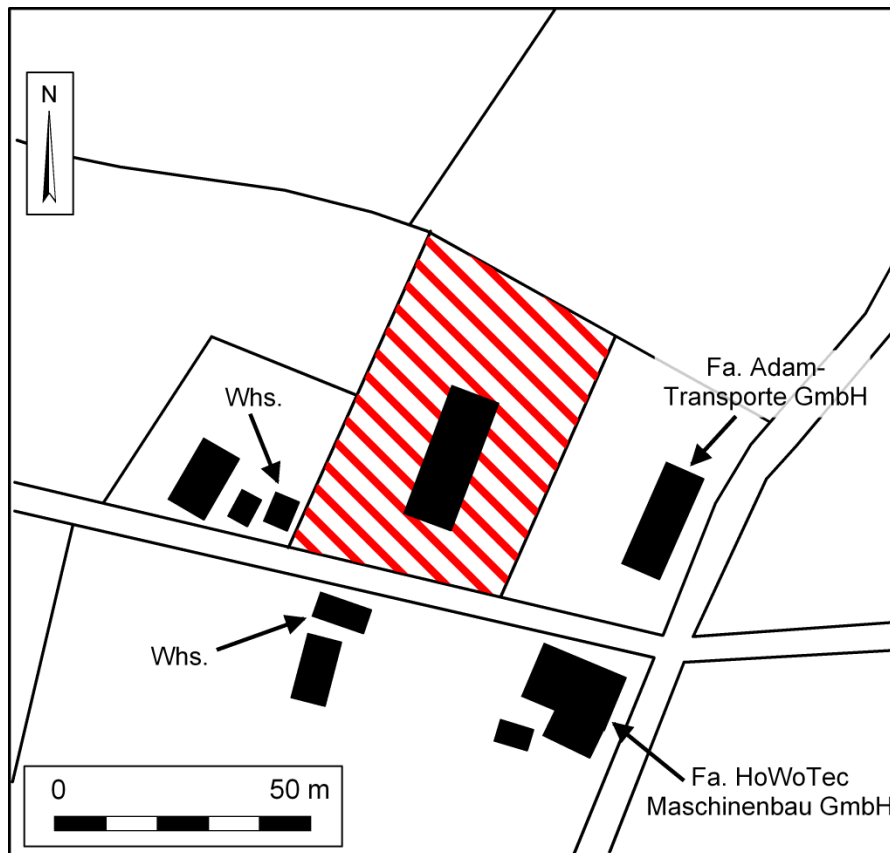


Abbildung 3-2: Lageplan des Betriebsgeländes (rot schraffiert) und der umgebenden Gebäude.

Der Schredder ist in der folgenden Abbildung dargestellt.



Abbildung 3-3: Blick nach Nordosten zum Schredder.

Zum Abtransport wird das zerkleinerte Holz üblicherweise per Radlader aufgenommen und zu einem Großraum-LKW, der sich etwa 25 m westlich befindet, transportiert. Dieser verlässt das Betriebsgelände an der südlichen Ausfahrt. Das gesamte Betriebsgelände ist mit Asphalt befestigt.

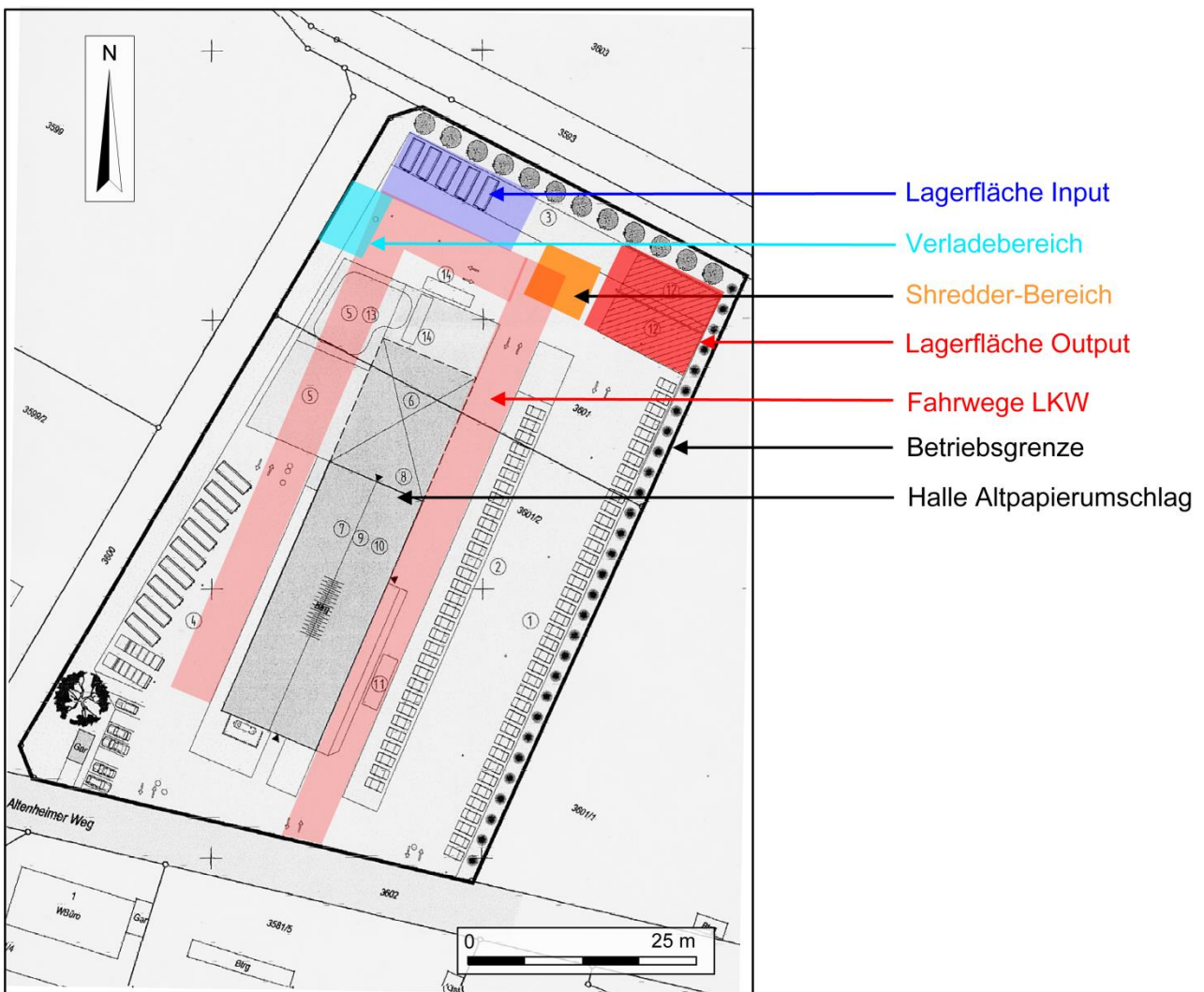


Abbildung 3-4: Lage der Umschlag- und Aufbereitungsflächen auf dem Betriebsgelände.

Der Betrieb ist montags bis freitags von 6:00 Uhr bis 22:00 Uhr und samstags von 7:00 Uhr bis 12:00 Uhr geöffnet. Die Hauptaktivitäten finden zwischen 07:30 und 18:00 Uhr statt.

### 3.4 Technische Daten der eingesetzten Geräte

Die technischen Daten der eingesetzten Geräte sind in Tabelle 3-1 bis Tabelle 3-3 aufgeführt.

Tabelle 3-1: Technische Daten des Holzerkleinerers (Schredder)

| Hersteller            | Jenz GmbH, Petershagen                   |
|-----------------------|--|
| Typ                   | AZ 660                                   |
| Energieversorgung     | Diesel                                   |
| Zerkleinerungsmethode | Rotierende Schlegelwalze (Schnellläufer) |
| Durchsatzleistung     | 20 t/h                                   |

Tabelle 3-2: Technische Daten des Baggers

| Hersteller        | Fuchs            |
|-------------------|------------------|
| Typ               | 331              |
| Energieversorgung | Diesel           |
| Mittlere Zuladung | 1 m <sup>3</sup> |

Tabelle 3-3: Technische Daten des Radladers

| Hersteller        | Volvo            |
|-------------------|------------------|
| Typ               | 120 D            |
| Leergewicht       | 18,5 t           |
| Mittlere Zuladung | 4 m <sup>3</sup> |

Weitere Daten, die für die für die Emissionsermittlung von Bedeutung sind, können Tabelle 3-4 entnommen werden.

Tabelle 3-4: Weitere Daten

|  | Einheit          | Wert |
|--|------------------|------|
| Mittlere Zuladung des Walking-Floor-Fahrzeugs    | m <sup>3</sup>   | 85   |
| Mittlere Schüttdichte des unzerkleinerten Holzes | t/m <sup>3</sup> | 0,2  |
| Mittlere Schüttdichte des zerkleinerten Holzes   | t/m <sup>3</sup> | 0,35 |

## 4 Ausbreitungsmodellierung

### 4.1 Allgemeines

Um aus den Immissionsdaten auf die Emissionen schließen zu können, müssen Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden. Im Bereich der Luftreinhaltung sind hierfür Gaußmodelle, Euler'sche Modelle und Lagrange-Partikel-Modelle verfügbar. Sie beschreiben die Ausbreitung von Stäuben und Gasen auf der Grundlage von physikalisch-meteorologischen Zusammenhängen.

### 4.2 Geeignete Ausbreitungsmodelle

Bei der Auswahl des Modells sind die Anforderungen genau zu spezifizieren. Die räumliche Ausdehnung und die zeitliche Auflösung sind ebenso von Bedeutung wie die Fragestellung, ob das Modell zur Berechnung von statistischen Kenngrößen oder zum Nachrechnen einzelner Situationen verwendet werden soll.

Früher wurden vor allem Gaußmodelle (TA Luft 1986, VDI 3782/1) verwendet. Sie beruhen auf der allgemeinen Diffusionsgleichung unter einer Reihe einschränkender Randbedingungen wie ebenes Gelände sowie horizontal und vertikal homogenes Windfeld. Die Modelle sind einfach zu handhaben und für die Ermittlung von statistischen Kenngrößen, nicht jedoch zur Berechnung von Einzelsituationen ausgelegt. Zudem ist ihre Anwendbarkeit bei komplexen Strömungsfeldern, bodennahen Quellen und instationären Prozessen stark eingeschränkt. Gaußmodelle können daher für die vorliegende Fragestellung nicht eingesetzt werden.

In der TA Luft von 2002 ist ein Lagrange-Partikelmodell gemäß VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 als Referenzmodell vorgeschrieben. Falls die Systematik der TA Luft erfüllt werden muss, sind die Ausbreitungsrechnungen, die zur Ermittlung der Emissionsfaktoren durchgeführt werden, daher auf der Basis dieses Partikelmodells durchzuführen.

Bei einem Lagrange-Partikelmodell werden die Bahnlinien einzelner Partikel berechnet, die sich unabhängig voneinander in einem turbulenten Strömungsfeld ausbreiten. Neben der Ausbreitung mit der mittleren Strömung wird eine zufällige Bewegung zur Berücksichtigung der atmosphärischen Turbulenz addiert. Mit dem Modell können sowohl Einzelsituationen als auch insta-

tionäre Prozesse modelliert werden. Auch der Einfluss von Hindernissen und unebenem Gelände kann berücksichtigt werden.

Lagrange-Partikelmodelle setzen sich aus 2 Modulen zusammen: Zunächst wird mit dem Strömungsmodell das Windfeld berechnet. Im Anschluss daran erfolgt die Berechnung des Ausbreitungswegs für die aus den Quellen freigesetzten Partikel mit dem Ausbreitungsmodell.

In Deutschland wird im Rahmen von Genehmigungsverfahren üblicherweise das Programmsystem AUSTAL2000 verwendet, das die Anforderungen des Anhangs 3 der TA Luft und der VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 umsetzt. AUSTAL2000 besteht aus dem diagnostischen Strömungsmodell TALDIA und dem Ausbreitungsmodell AUSTAL.

Zur Berechnung des Strömungsfelds können auch andere Modelle eingesetzt werden, die allerdings anhand von Windkanaluntersuchungen und analytischen Lösungen anderer Modelle gemäß VDI Richtlinie 3783 Blatt 9 evaluiert sein müssen.

Am weitesten verbreitet sind die Strömungsmodelle Iprwnd und MISKAM. Bei Iprwnd handelt es sich um ein diagnostisches Windfeldmodell, das bei TA-Luft-konformen Eingangsparametern identische Ergebnisse wie das in AUSTAL2000 integrierte TALDIA liefert. Es unterliegt somit denselben Einschränkungen wie AUSTAL2000.

MISKAM ist ein prognostisches Windfeldmodell, für das die Einschränkungen von TALDIA oder Iprwnd nicht gelten. Allerdings werden in MISKAM die erforderlichen Turbulenzparameter anhand des vertikalen Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit abgeleitet. Falls der Temperaturgradient nicht vorliegt, muss er aus Turbulenzdaten, z.B. der Ausbreitungsklasse oder Monin-Obuchow-Länge, abgeschätzt werden. Für neutrale atmosphärische Schichtungen ist MISKAM validiert. Für stabile Klassen ist MISKAM nicht validiert, jedoch ergeben sich physikalisch sinnvolle Ergebnisse. Labile Klassen ( $d\theta/dz < 0$ ) werden von MISKAM nicht berechnet. Diese Fälle werden wie neutrale Fälle behandelt.

Damit MISKAM die Voraussetzungen des Anhangs 3 der TA Luft erfüllt, muss es mit einem Lagrange-Partikelmodell gemäß VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 gekoppelt werden. Ein Standard für diese Kopplung existiert bisher allerdings nicht.

Für die Ausbreitungsrechnungen wird im Folgenden das Modell LASAT verwendet. Da das TA-Luft-Modell AUSTAL2000 auf LASAT basiert, entsprechen die Modellrechnungen damit der Systematik der TA Luft. Allerdings ist LASAT in seiner Anwendung flexibler zur Berechnung von Einzelsituationen einsetzbar.

### **4.3 Modellaufbau**

Die Ausbreitungsrechnungen werden grundsätzlich mit 10-minütiger oder 1-minütiger Auflösung durchgeführt, wobei die Eingangsparameter wie z.B. Aktivität und Ort der Emissionsquellen entsprechend berücksichtigt werden.

#### 4.4 Einfluss von Gebäuden und Hindernissen auf die Strömungsverhältnisse

Abhängig von der Anströmrichtung kann die Ausbreitung von der südlich gelegenen Halle und von sonstigen Hindernissen wie den Holzhalden und einer Schüttwand beeinflusst werden. Da die Halden zeitlich und örtlich veränderlich sind, wird auf eine Berücksichtigung verzichtet. Auch die südlich gelegene Halle, die im nördlichen Teil ein Flugdach auf Stelzen besitzt, wird nicht berücksichtigt, da sie nur ein schmales Hindernis darstellt (siehe Abbildung 3-4).

Die durch die Halden und die Schüttwand verursachte Anfangsverdünnung wird durch eine vertikale Ausdehnung der Emissionsquellen von 0 m bis 3 m angenähert.

#### 4.5 Darstellung der Emissionsquellen im Modell

##### 4.5.1 Allgemeines

Für die Modellrechnungen werden zwei Quellen berücksichtigt, für die ausreichend Daten zur Verfügung stehen:

1. Schreddern von Holz inkl. der Aufnahme des unzerkleinerten Holzes, der Aufgabe in den Schredder und dem Austrag auf Halde
2. Verladen von zerkleinertem Holz

Der Standort der Quellen wurde aus den Webcam-Bildern ermittelt, die im 1-minütigem Abstand aufgenommen wurden. Er variiert innerhalb der in Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 farblich dargestellten Bereiche.

#### 4.6 Modellgitter

Die horizontale Auflösung entspricht derjenigen, die von AUSTAL2000 automatisch erzeugt wird. Die Gitter und die Maschenweiten sind in Tabelle 4-1 dargestellt.

Tabelle 4-1: Dimensionierungen der Horizontalgitter

| Gitter | Maschenweite | Gebietsgröße    | Gitterpunkte |
|--------|--------------|-----------------|--------------|
| 1      | 2 m          | 184 m x 180 m   | 92 x 90      |
| 2      | 4 m          | 248 m x 240 m   | 62 x 60      |
| 3      | 8 m          | 384 m x 384 m   | 48 x 48      |
| 4      | 16 m         | 736 m x 736 m   | 46 x 46      |
| 5      | 32 m         | 1472 m x 1472 m | 46 x 46      |
| 6      | 64 m         | 2176 m x 2176 m | 34 x 34      |



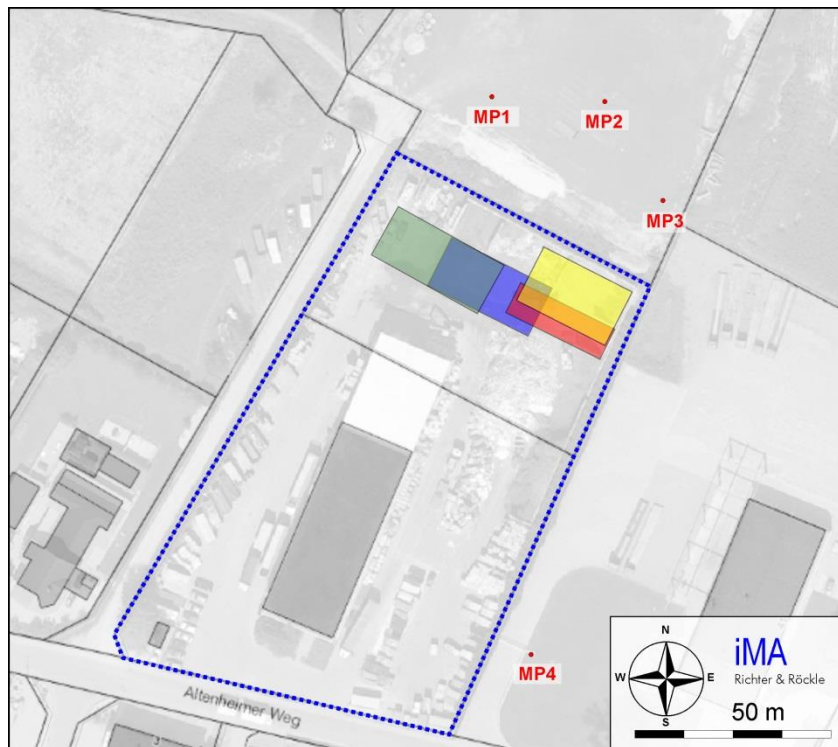


Abbildung 4-1: Quellorte des Vorgangs „Schreddern“. Die Betriebsgrenze ist blau eingezeichnet, die Messstellen sind rot markiert. Die unterschiedlichen Quellorte sind durch Flächen mit verschiedenen Farben gekennzeichnet.

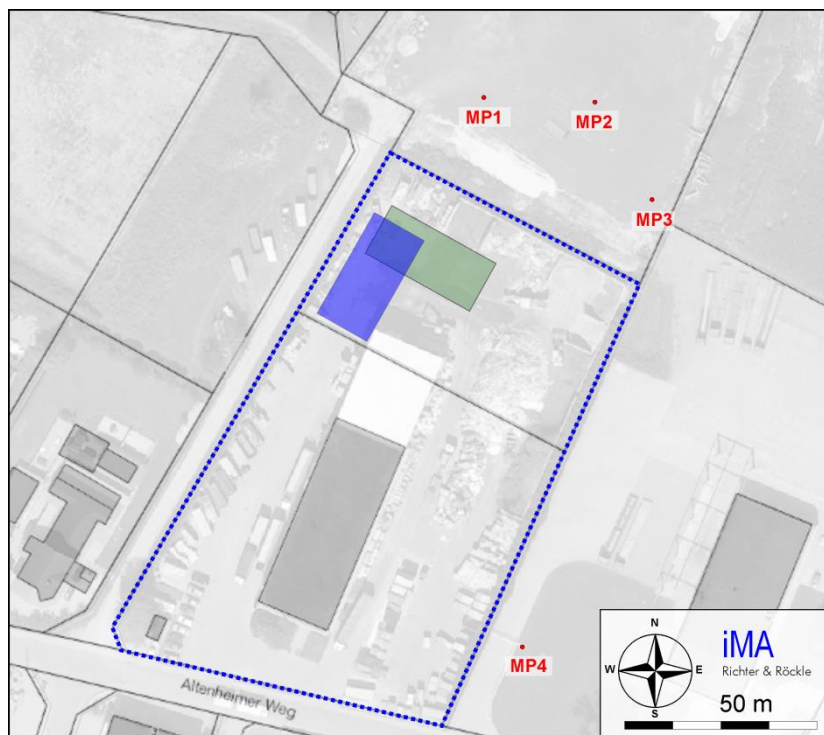


Abbildung 4-2: Quellorte des Vorgangs „Beladen mit zerkleinertem Holz“

Die Zellgrenzen des Vertikalgitters befinden sich in folgenden Höhen:

0 m, 1 m, 2 m, 3 m, 5 m, 7 m, 10 m, 16 m, 25 m, 40 m, 65 m, 100 m

Die weiteren Modellparameter entsprechen den modelltypischen Standardeinstellungen von AUSTAL2000.

#### 4.7 Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeit

Tabelle 4-2 enthält die im Modell verwendeten Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten. Die Feinstfraktion PM<sub>1</sub> wird wie ein Gas angesetzt, da diese Partikel nur eine sehr geringer Sedimentationsgeschwindigkeiten besitzen.

Tabelle 4-2: Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten der verschiedenen Korngrößenklassen

| Staubfraktion     | Depositionsgeschwindigkeit (m/s) | Sedimentationsgeschwindigkeit (m/s) |
|-------------------|----------------------------------|-------------------------------------|
| PM <sub>1</sub>   | 0,00                             | 0,00                                |
| PM <sub>2,5</sub> | 0,001                            | 0,00                                |
| PM <sub>10</sub>  | 0,01                             | 0,00                                |

#### 4.8 Meteorologie- und Turbulenzmessdaten

Die meteorologischen Parameter Windrichtung und Windgeschwindigkeit wurden mittels Schalenkreuzanemometer in 10 m über Grund gemessen. Am 23.05.2008 wurde das Messgerät der LUBW abgebaut. Es wurde am 29.05.2008 durch ein Messgerät der iMA (Hersteller: Willmers, Hamburg) ersetzt. Die Aufzeichnungen des LUBW-Messgerätes erfolgten in Form von 1-Minuten-, die Aufzeichnungen des iMA-Messgeräts in Form von 10-Minuten-Mittelwerten.

Die Ausbreitungsklasse wurde gemäß Anhang A der VDI 3782 Blatt 1 anhand der Bedeckungsdaten der Station ‚Flughafen-Lahr‘ des Deutschen Wetterdienstes berechnet. Diese Daten lagen als Stunden-Mittelwerte vor.

Die relative Luftfeuchte wurde von der Station ‚Neuried-Altenheim‘ des agrarmeteorologischen Messnetzes Baden-Württemberg übernommen. Diese Station befindet sich etwa 3 km nördlich des Betriebsgeländes. Die Daten liegen als Stunden-Mittelwerte vor.

Das Modell LASAT wurde mit dem Standard-Grenzschichtmodell (Version 2.1) betrieben<sup>1</sup>, das seit dem Erscheinen von LASAT 3 im Jahr 2008 das einfache Grenzschichtmodell der TA Luft ersetzt. Hierdurch wird die atmosphärische Grenzschicht realistischer abgebildet (Janicke,

<sup>1</sup> Die TA-Luft-konforme Version 2.6 verwendet ein anderes Klassifikationsschema.



2010). Vergleichsrechnungen führen zu etwas höheren Emissionsfaktoren als bei Verwendung des TA-Luft-Profiles.

#### **4.9 Rauigkeitslänge**

Das Modell LASAT hat die Möglichkeit, ein inhomogenes Rauigkeitsfeld zur Berechnung des Windfelds zu berücksichtigen. Da die Turbulenzberechnung jedoch auf einer homogenen Rauigkeitslänge beruht, wurde auf Empfehlung des Programmentwicklers eine einheitliche Rauigkeitslänge für das gesamte Simulationsgebiet verwendet.

Zur Bestimmung der Rauigkeitslänge wurde eine Simulation mit AUSTAL2000 gestartet. AUSTAL2000 ermittelt aus dem CORINE-Kataster anhand der Gebietskoordinaten selbstständig eine mittlere Rauigkeitslänge für die Simulation. Die so ermittelte Rauigkeitslänge beträgt 0,5 m. Aufgrund der südlich und südwestlich gelegenen Bebauung ist diese Rauigkeitslänge plausibel.

## **5 Methoden zur Ermittlung der Emissionsfaktoren**

### **5.1 Allgemeines**

Die Emission, die von einer Quelle ausgeht, kann folgendermaßen berechnet werden:

- Man ordnet der zu untersuchenden Quelle eine Einheitsemission (z.B. 1 g/s) zu. Mit dieser Emission wird, unter Zugrundelegung der meteorologischen Daten und der Quellkonfiguration, eine Ausbreitungsrechnung durchgeführt. Diese liefert eine Immissionskonzentration am Messpunkt. Durch Vergleich der gemessenen mit der berechneten Konzentration kann auf die tatsächliche Emission der Quelle geschlossen werden.
- Beispiel: Für einen vorgegebenen Termin wird am Messpunkt eine Immissionskonzentration von 100 µg/m<sup>3</sup> berechnet, wobei an der Quelle eine Emission von 1 g/s angesetzt wurde. Falls die gemessene Konzentration am Messpunkt nur 10 µg/m<sup>3</sup> beträgt, muss die Emission entsprechend angepasst werden. Im vorliegenden Fall beträgt die Emission 0,1 g/s.

Tatsächlich ist das Verhältnis zwischen berechneter und gemessener Konzentration nicht konstant. Es kann von unterschiedlichen Parametern, z.B. Holzfeuchte, Windgeschwindigkeit usw. abhängen. Außerdem können sich die Immissionsbeiträge einzelner Quellen überlagern. Hierauf wird in Kapitel 5.2 eingegangen.

## 5.2 RDM - Methode nach DIN EN 15445

Um von den gemessenen Immissionen auf die Emissionen zu schließen, ist in der DIN EN 15445:2008<sup>2</sup> ein Verfahren beschrieben.

Hierzu wird jeder potenziellen Emissionsquelle zunächst eine Einheitsemission von 1 g/s zugeordnet. Anschließend werden, unter Zugrundelegung der meteorologischen Daten und der Quellkonfiguration, Zeitreihen der Immissionszusatzbelastung an den Messpunkten mittels Ausbreitungsrechnung ermittelt.

Grundlage für die Abschätzung des Emissionsfaktors einer betrachteten Quelle ist die schrittweise multiple Regression. Die gemessene Staubkonzentration setzt sich aus den Beiträgen der Quelle und der Hintergrundkonzentration zusammen:

$$c = \alpha_1 e_1 + \alpha_2 e_2 + \dots + \alpha_n e_n$$

mit  $c$  = *gemessene Staubkonzentration*  
 $\alpha_i$  = *Ausbreitungsfaktoren (diese werden mit dem RDM-Modell berechnet, indem die Emissionsraten zunächst auf 1 g/s gesetzt werden)*  
 $e_i$  = *Emissionsfaktoren*

Im ersten Schritt der schrittweisen Regression wird die Quelle ausgesucht, die für das Modell den signifikantesten Beitrag liefert. In jedem weiteren Schritt wird die „nächst beste Quelle“ hinzugefügt bis alle signifikanten Quellen im Modell eingeschlossen sind.

Das RDM-Modell benötigt eine große Anzahl an Messwerten, um statistisch aussagekräftige Resultate zu liefern. Ferner ist es empfindlich auf kleine Fehler, die z.B. aufgrund von Ungenauigkeiten der Windrichtungsmessung oder der zeitlichen Zuordnung der Emissionen auftreten können. Dies ist insbesondere beim vorliegenden Projekt der Fall, da sich die Messgeräte nahe der Emissionsquellen befinden. Dies wird im Folgenden am Beispiel eines kleinen zeitlichen Versatzes erläutert:

Das Staubmessgerät wird am 10.04.08 zwischen 09:30 und 09:40 Uhr für wenige Minuten direkt von der Staubfahne des Schredders getroffen und ermittelt deshalb einen hohen 10-Minutenwert. Vom Modell werden für diesen Zeitabschnitt jedoch nur geringe Werte berechnet, da der 10-Minuten-Mittelwert der Windrichtung nicht direkt von der Quelle „Schredder“ zum Messgerät gerichtet ist. Im darauf folgenden Zeitabschnitt (09:40 bis 09:50 Uhr) sind die Verhältnisse im vorliegenden Beispiel umgekehrt, da die beschriebene Modellunsicherheit statistisch zufällig schwankt.

Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 5-1 grafisch dargestellt.

<sup>2</sup> DIN EN 15445:2008: Fugitive und diffuse Emissionen von allgemeinem Interesse für Industriebereiche – Qualitative Abschätzung fugitiver Emissionsquellstärken aus Immissionsmessungen mit der RDM (Reverse Dispersion Modelling) Methode.

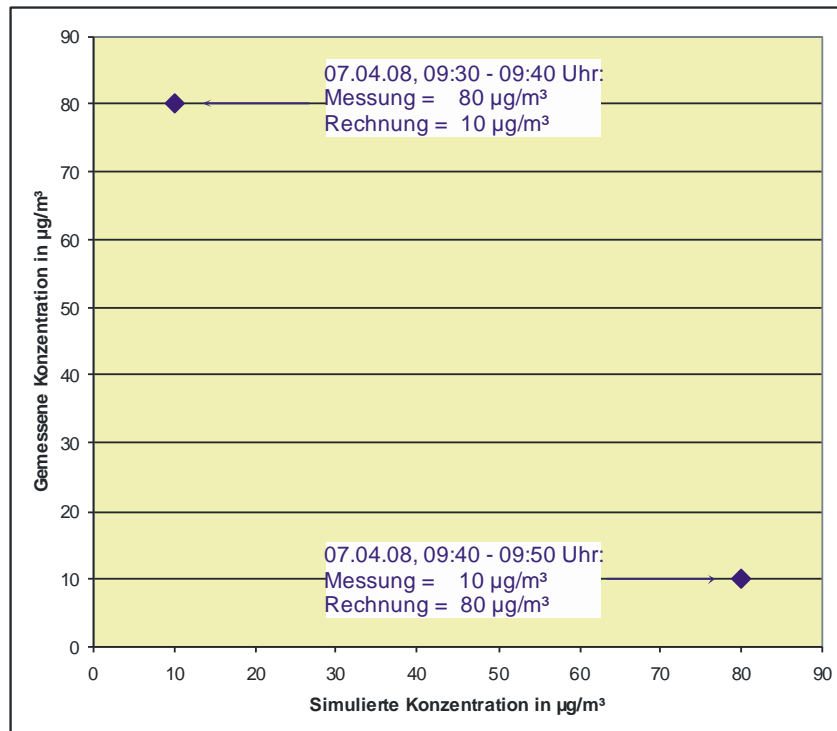


Abbildung 5-1: Darstellung eines statistisch zufällig verteilten Versatzes zwischen Messwert und Rechenwert (Beispiel beruht nicht auf tatsächlichen Werten)

Werden viele Wertepaare (Messung; Rechnung) in einem x-y-Diagramm dargestellt, so können sich zwei Häufigkeits-Keulen ausbilden, wie Abbildung 5-2 beispielhaft zeigt. In diesem Beispiel wird, trotz sehr guter Korrelation zwischen Mess- und Rechenwerten, aufgrund eines kleinen zeitlichen Versatzes (die Spalte „Messung“ ist um ein Intervall nach hinten versetzt) eine hohe Streuung ausgewiesen.

| Messung | Rechnung |
|---------|----------|
| 10      | 0        |
| 100     | 10       |
| 20      | 100      |
| 300     | 20       |
| 15      | 300      |
| 450     | 15       |
| 30      | 450      |
| 520     | 30       |
| 20      | 520      |
| 40      | 20       |

| Messung | Rechnung |
|---------|----------|
| 220     | 40       |
| 50      | 220      |
| 400     | 50       |
| 130     | 400      |
| 350     | 130      |
| 60      | 350      |
| 100     | 60       |
| 50      | 100      |
| 250     | 50       |
|         |          |

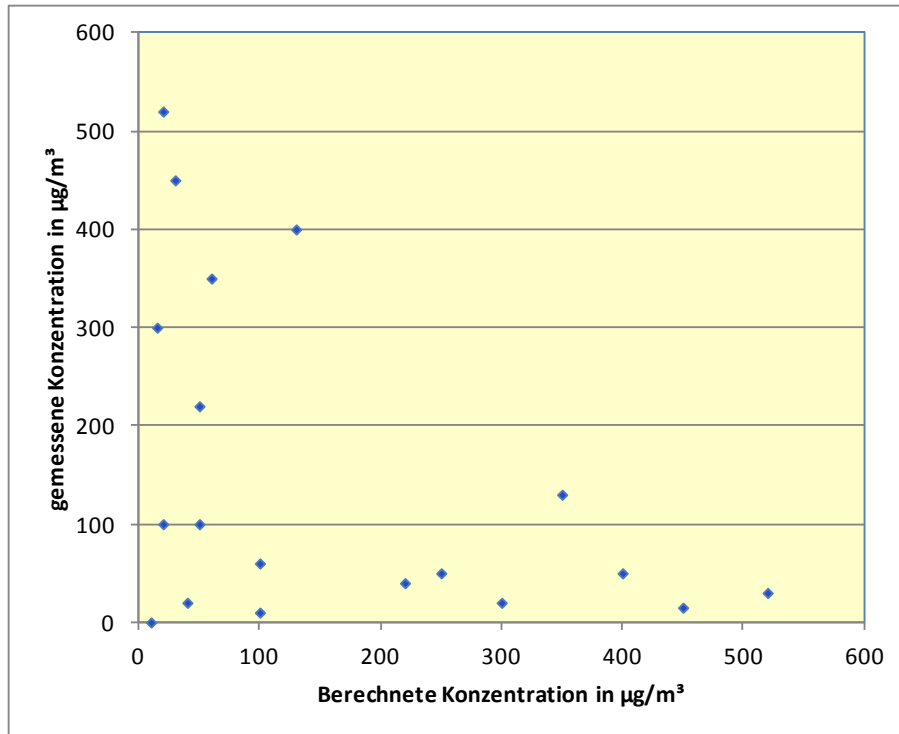


Abbildung 5-2: Ausbildung eines keulenförmigen Scatterdiagramms, falls es einen zeitlichen Versatz zwischen Messwerten und Rechenwerten um ein Intervall gibt

Entsprechende Keulenbildungen deuten sich im Scatterdiagramm, das für den Vorgang „Schreddern“ angefertigt wurde, an (siehe Abbildung 5-3).

Ein weiterer Grund für die Keulenbildung können zeitlich unterschiedliche Emissionen sein. So können an einem Messtag hohe Emissionen – z.B. aufgrund von Holzeigenschaften oder meteorologischen Einflüssen – auftreten, während am nächsten Tag nur geringe Emissionen vorliegen.

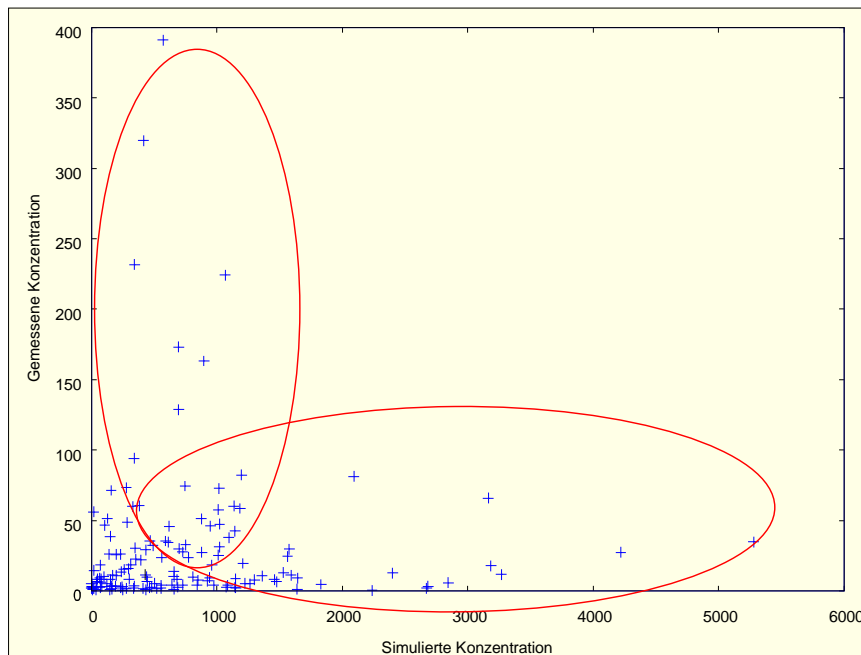


Abbildung 5-3: Scatterdiagramm für den Vorgang „Schreddern“

### 5.3 Doppelsummenanalyse

Die Ausführungen in Kapitel 5.2 und Voruntersuchungen zeigen, dass Regressionsmodelle im vorliegenden Fall weniger gut geeignet sind, um Emissionsfaktoren herzuleiten.

Daher wurde die Methode der „Doppelsummenanalyse“ (engl. „double-mass analysis“) angewandt, die im Rahmen von hydrologischen und Studien entwickelt wurde (siehe u.a. Weiss et.al, 1953; Hansel et.al. 1970; Dyck 1980; Dahmen et.al. 1990; Niemeyer 1995; LAU Sachsen-Anhalt 2008). Über den Begriff der sogenannten co-integrierten Zeitreihen gibt es im weitesten Sinne Verbindungen zu stochastischen Modellen der Ökonomie (Engle et. al. 1987). Die Methode dient unter anderem dazu, Änderungen der linearen Abhängigkeit zweier linear gekoppelter Zeitreihen aufzudecken.

Im vorliegenden Fall können mit der Doppelsummenanalyse z.B. zeitlich veränderliche Emissionen und deren Einflussgrößen herausgefunden werden. Dies wird an folgendem Beispiel erläutert:

Tabelle 5-1 enthält in Spalte 2 die Konzentrationen, die mittels Ausbreitungsrechnung unter Zugrundelegung einer Einheitsquellstärke von 1 g/s an einem Messpunkt ermittelt wurden. In Spalte 3 sind die zeitgleich gemessenen Konzentrationen dargestellt. Die Spalten 4 und 5 enthalten jeweils die aufsummierten Konzentrationen.

Tabelle 5-1: Beispiel für berechnete und gemessene  $PM_{10}$ -Konzentrationen. Den berechneten Konzentrationen liegt eine Quellstärke von 1 g/s zugrunde.

| 1       | 2  | 3   | 4   | 5  |
|---------|--|---|---|--|
| Uhrzeit | Berechnete Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Gemessene Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Summe der berechneten Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Summe der gemessenen Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| 06:30   | 100  | 10  | 100   | 10   |
| 07:00   | 200  | 20  | 300   | 30   |
| 07:30   | 50   | 5   | 350   | 35   |
| 08:00   | 150  | 15  | 500   | 50   |
| 08:30   | 100  | 5   | 600   | 55   |
| 09:00   | 200  | 10  | 800   | 65   |
| 09:30   | 150  | 7.5   | 950   | 72.5   |
| 10:00   | 300  | 15  | 1250  | 87.5   |
| 10:30   | 50   | 2.5   | 1300  | 90   |

Die aufsummierten Konzentrationen (Spalten 4 und 5) sind in Abbildung 5-4 grafisch dargestellt.

Aus Tabelle 5-1 ergibt sich, dass bis 08:00 Uhr ein Zusammenhang  $y = 0,1 \cdot x$  ( $y$  = gemessene Konzentration,  $x$  = berechnete Konzentration), ab 08:30 Uhr ein Zusammenhang  $y = 0,05 \cdot x$  vorliegt. Da die berechneten Werte für eine Quellstärke von 1 g/s ermittelt wurden, ist dieses Ergebnis folgendermaßen zu interpretieren:

- bis 08:00 Uhr betrug die Emission der untersuchten Quelle 0,1 g/s
- ab 08:30 Uhr betrug die Emission der untersuchten Quelle 0,05 g/s.

Diese Emissionen können auch anhand der Abbildung 5-4 abgeleitet werden. Bis zu einer berechneten Konzentrationssumme von  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  beträgt die Geradensteigung 0,1 (entsprechend einer Emission von 0,1 g/s), rechts davon nur noch 0,05 (entsprechend einer Emission von 0,05 g/s).

Die Geradensteigung ist also ein direktes Maß für den Emissionsfaktor. Der mittlere Emissionsfaktor entspricht der mittleren Steigung über alle Werte und beträgt im vorliegenden Fall  $90/1300 = 0,07 \text{ g/s}$ .

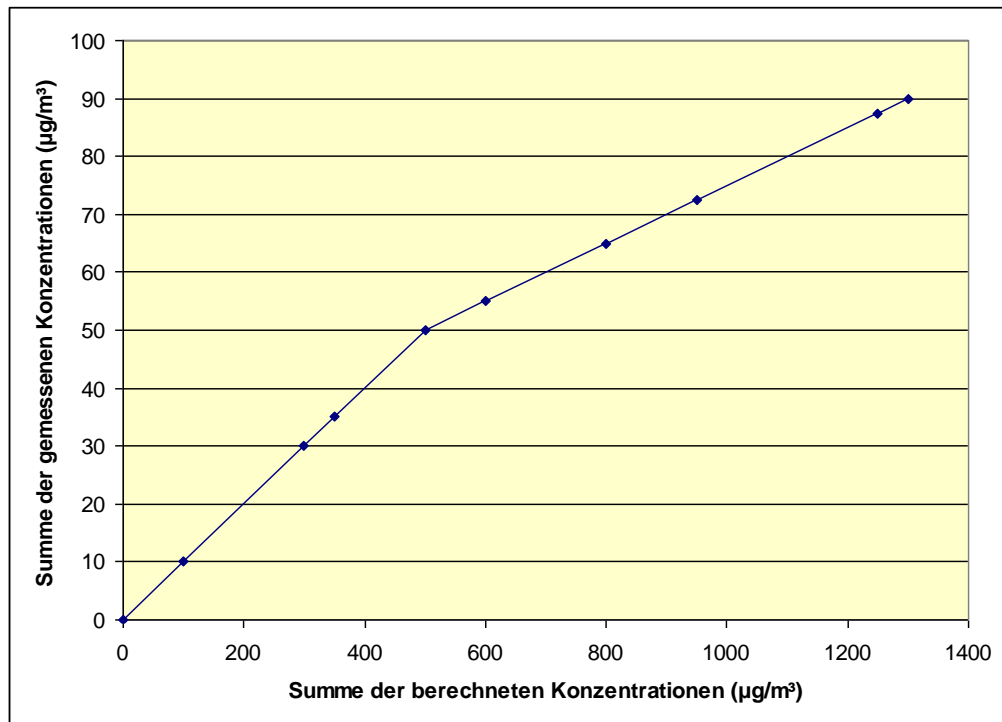


Abbildung 5-4: Beispiel für die Doppelsummenanalyse. Den berechneten Konzentrationen liegt eine Einheitsquellstärke von 1 g/s zugrunde.

Der Ansatz der Doppelsummenanalyse (oder auch: Analyse mit Hilfe kointegrierter Zeitreihen) besteht also darin, statt der Paare  $(x_i, y_i)$  die kumulativen zeitlichen Summen  $X = \sum_i x_i$  und  $Y = \sum_i y_i$  gegeneinander aufzutragen und zu analysieren. Die so erhaltene Kurve beginnt im Ursprung  $(0,0)$  und wird bei stets positiven Beiträgen beider Größen  $X$  und  $Y$  monoton steigen. In den Bereichen, in denen die Emission konstant ist, ergibt sich eine Gerade. Die mittlere Steigung der gesamten Doppelsummenkurve ist das Verhältnis der „Endpunkte“  $Y_n/X_n$ , was einer mittleren Emission für den gesamten betrachteten Zeitraum entspricht. Steilere oder flachere Kurvenabschnitte und deren Übergänge zeigen u.U. Änderungen der äußeren Bedingungen mit Auswirkung auf die Emission an.

Die Doppelsummenkurve bietet also die Möglichkeit, zeitlich unterschiedliche Emissionsfaktoren, die sich durch unterschiedliche Steigungen äußern, aufzudecken. Die Steigung ist das Verhältnis der Differenzen zwischen End- und Anfangspunkt eines linearen Kurvenabschnitts:

$$E_{nm} = (Y_m - Y_n)/(X_m - X_n)$$

wobei  $m > n$  zwei Zeitindizes der Zeitreihen sind, zwischen denen die Doppelsummenkurve als linear angesehen werden kann. Ist die Linearität im Zeitintervall  $[n,m]$  nur annähernd erfüllt, liefert die Größe  $E_{nm}$  einen Schätzwert für den mittleren Emissionsfaktor in diesem Intervall.

Statistische Fluktuationen, Messunsicherheiten oder Fehler bei der Simulation (vgl. Ausführungen in Kapitel 5.2) äußern sich in kleinen lokalen Sprüngen oder Versätzen der Doppelsummenkurve. Ein zufällig verteilter Versatz, wie er in Kapitel 5.2 beschrieben ist, äußert sich durch

kleine Stufen im Kurvenverlauf, die jedoch die mittlere Steigung kaum ändern. Als Beispiel zeigt Abbildung 5-5 die Doppelsummenkurve, die auf den Werten der Abbildung 5-2 beruht.

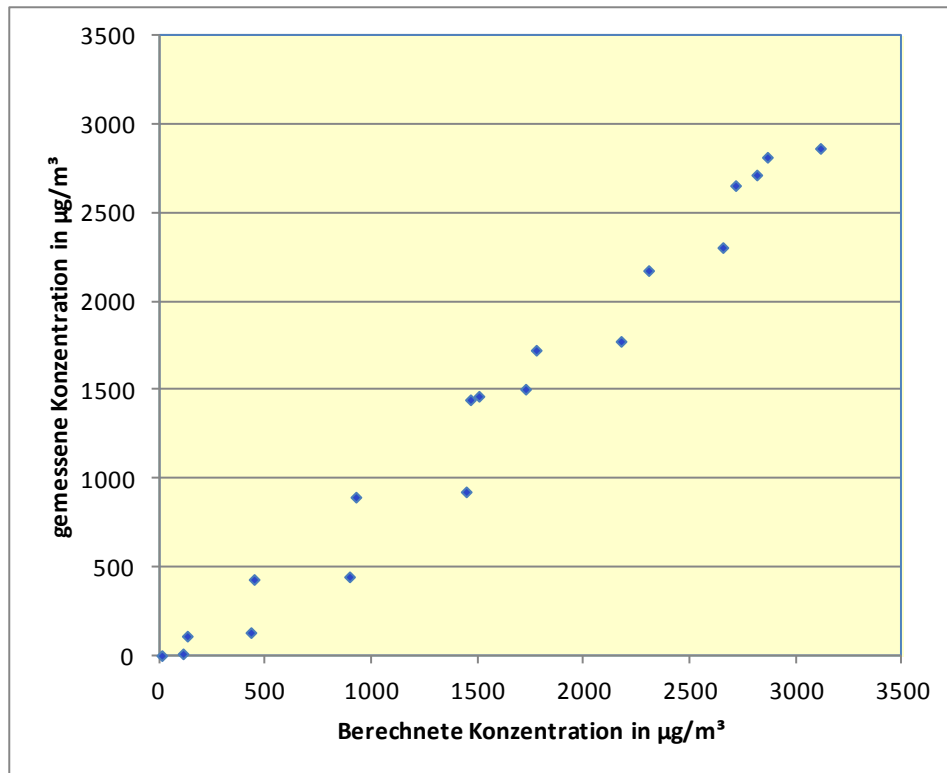


Abbildung 5-5: Doppelsummenanalyse: Summe der berechneten und der gemessenen Konzentrationen (Iuvbereinigt), abgeleitet aus dem Beispiel in Abbildung 5-2 auf Seite 20. Die statistischen Fluktuationen führen zu einem treppenförmigen Verlauf der Kurve.

In der Praxis sind die Stufen, die sich aufgrund zufällig verteilter Fluktuationen ergeben, relativ klein. Sie führen aufgrund der Vielzahl der Messwerte zu einer „Verdickung der Kurve“, ohne deren Struktur zu verändern.

Gegenüber der Methode, wonach die Emissionsfaktoren aus den zeitsynchronen Verhältnissen Messwert / Rechenwert ( $y_i/x_i$ ) gebildet werden, besitzt die Doppelsummenanalyse auch den Vorteil, dass Verhältnisse von zwei kleinen Zahlen das Gesamtergebnis kaum beeinflussen. Bei der Doppelsummenanalyse führt ein kleiner Messwert (z.B.  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nur zu einer kleinen Zunahme in y-Richtung und ein kleiner Rechenwert (z.B.  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nur zu einer kleinen Zunahme in x-Richtung. Falls der Emissionsfaktor hingegen aus dem Verhältnis Messwert : Rechenwert ermittelt worden wäre, hätte sich mit  $10 \text{ g/s}$  ein hoher Massenstrom ergeben. Geringe Messunsicherheiten bei niedrigen Werten würden sich erheblich auf den Emissionsfaktor auswirken.



Um beide Ansätze zu vergleichen, wird für den formal einfachen Fall, dass die Doppelsumme bei Null startet und über  $N$  Werte berechnet wird, das Summenverhältnis umgeformt:

$$\frac{\sum_i y_i}{\sum_i x_i} = \sum_i \frac{y_i}{\sum_j x_j} = \frac{1}{N} \sum_i \frac{y_i}{\bar{x}} = \frac{1}{N} \sum_i \frac{x_i y_i}{\bar{x} x_i} = \frac{1}{N} \sum_i w_i \frac{y_i}{x_i}$$

mit dem „Wichtungsfaktor“  $w_i = x_i/\bar{x}$ , wobei  $\bar{x}$  den Mittelwert der  $x_i$  bezeichnet.

Dies zeigt, dass der Quotient als Schätzwert des Emissionsfaktors nur bis auf die Wichtungsfaktoren  $w_i$  dem Mittelwert aus den Quotienten der Einzelwerte entspricht. Der Wichtungsfaktor  $w$  „korrigiert“  $x$ -Ausreißer in Richtung des  $x$ -Mittelwertes. Bei exakter Proportionalität der Zeitreihen ist selbstverständlich  $\sum_i x_i/\sum_i y_i = \frac{1}{N} \sum_i \frac{x_i}{y_i}$ , d.h. die zeitfeine Auswertung entspricht exakt der Doppelsummen-Auswertung.

#### 5.4 Fehlerbetrachtung bei der Doppelsummenanalyse

Um den statistischen Fehler der Emissionsermittlung abzuschätzen, scheint zunächst der Ansatz naheliegend, die Streuung der Steigungen  $\Delta y_i/\Delta x_i$  der einzelnen Inkremente zu betrachten ( $i$  ist der Zeitindex). Die Streuung dieser Werte ist jedoch sehr groß, da zum Beispiel kleine Nenner zu sehr großen Steigungen führen können. Ferner liefern die einzelnen Steigungen kein repräsentatives Maß für die Steigung gesamter Segmente.

Aus diesem Grund wurde der statistische Fehler anhand ein anderen Verfahrens ermittelt, das im folgenden Beispiel erläutert wird:

In Abbildung 5-6 ist beispielhaft eine Doppelsummenkurve dargestellt. Es sind deutlich zwei lineare Segmente erkennbar, die beim Wert  $x = 400$  getrennt werden. Aufgrund der Linearität kann für jedes Segment eine Regressionsgerade gebildet werden, die eine gültige Approximation der Daten darstellt. Die Steigung dieser Regressionsgeraden lässt sich direkt als Emissionsfaktor interpretieren (siehe Kapitel 5.3).

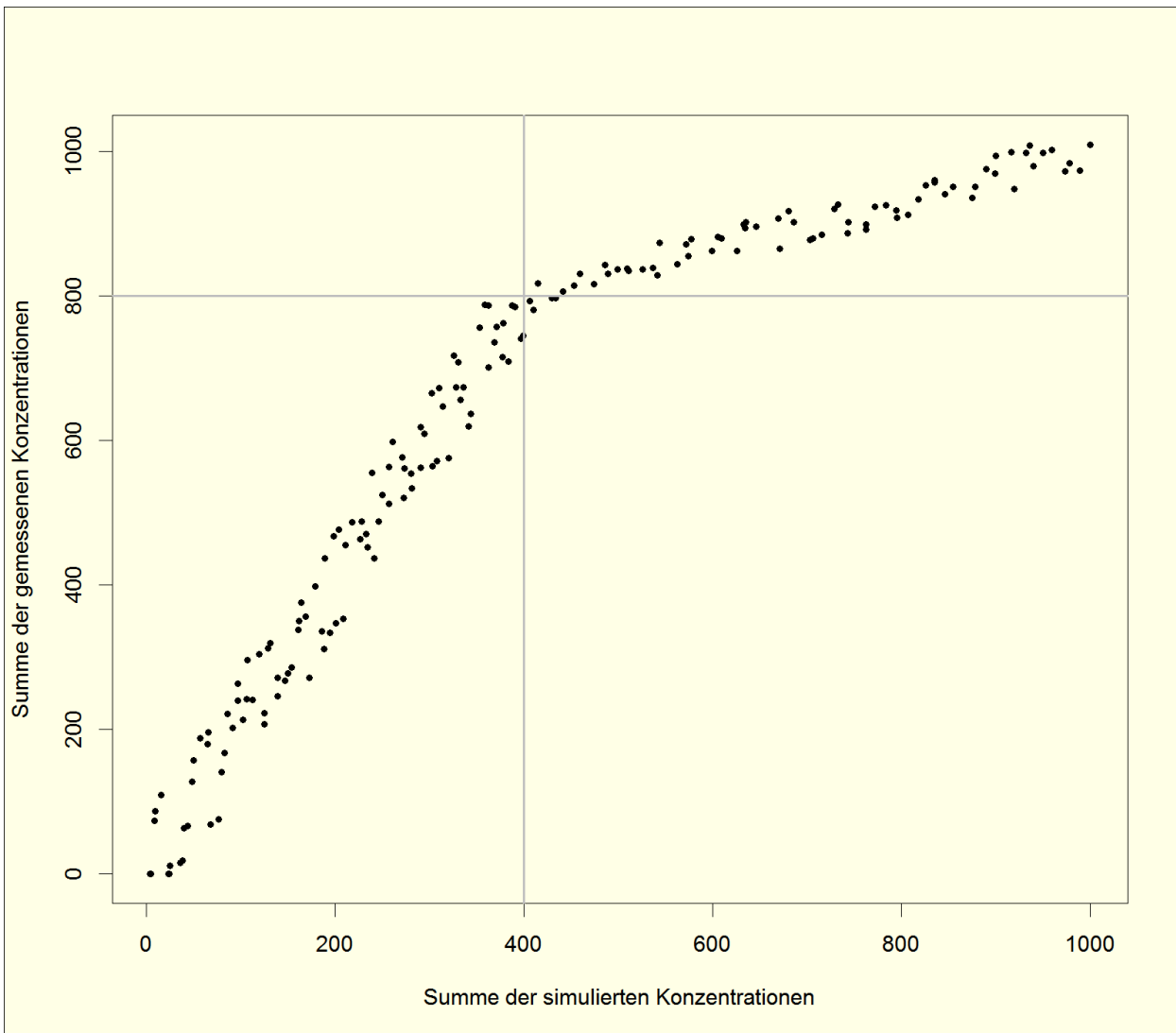


Abbildung 5-6: Beispieldaten für die Berechnung statistischer Unsicherheiten der Steigungen in Doppelsummenkurven

Zur Berechnung der relativen Fehler wird an die stückweisen linearen Segmente ein verallgemeinertes lineares Modell (Regressionsgerade) gefittet.

In Abbildung 5-7 ist die Regressionsgerade für das erste Segment aus Abbildung 5-6 (Summe der simulierten Konzentrationen < 400) schwarz eingezeichnet. Das 95%-Konfidenzintervall ist durch blaue gestrichelte Linien dargestellt. Dies bedeutet, dass die tatsächliche Regressionsgerade mit einer 95-prozentigen Wahrscheinlichkeit im Intervall liegt, das durch die blauen Linien begrenzt wird. Damit lassen sich die minimal und maximal möglichen Steigungen der Regressionsgeraden in diesem Intervall berechnen.

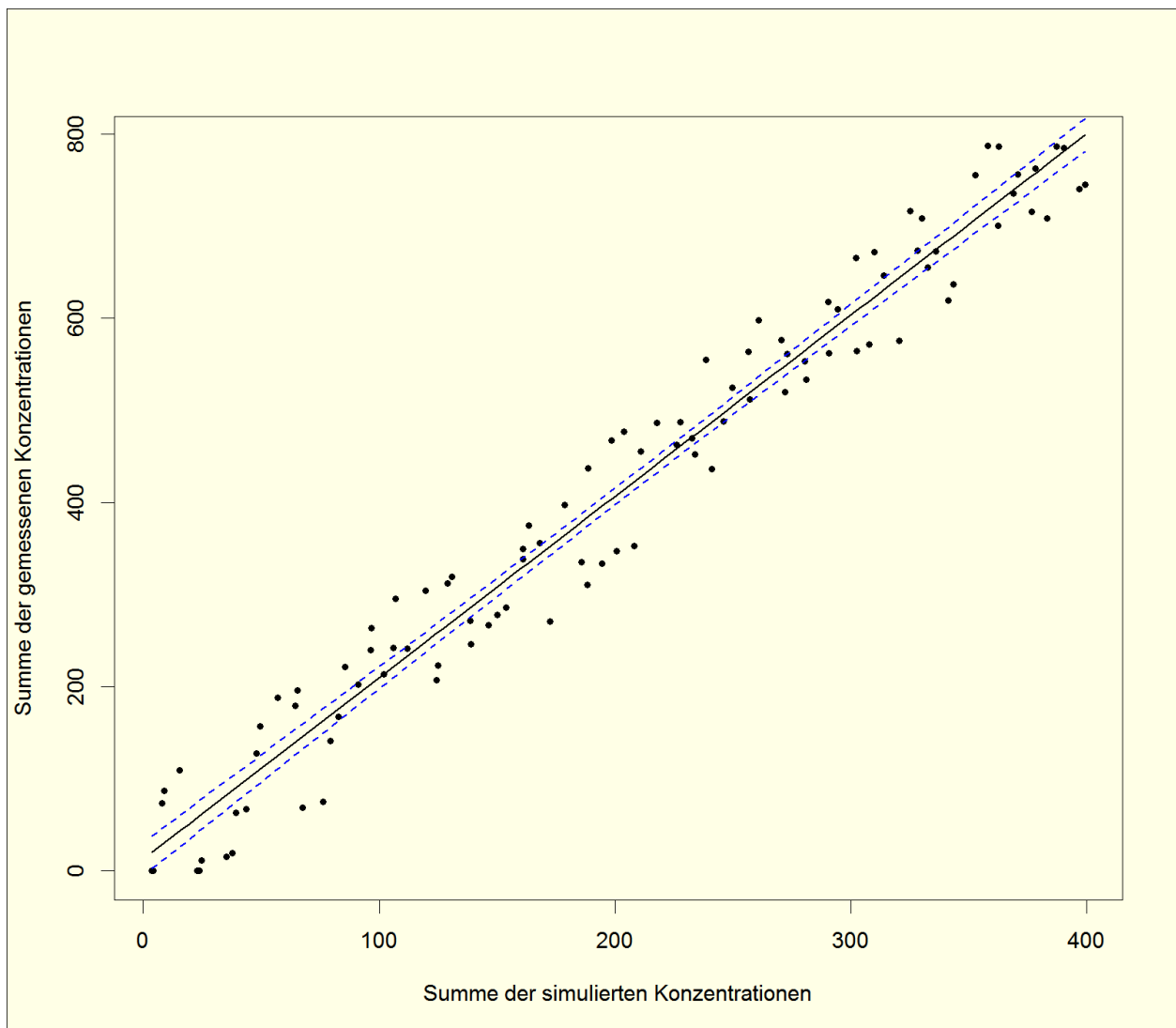


Abbildung 5-7: Fehlerberechnung eines linearen Segments. Schwarz eingezeichnet ist die Regressionsgerade, blau eingezeichnet das dazugehörige 95%-Konfidenzintervall.

Da die Fehler des Regressionsschätzers nach oben und unten hin symmetrisch sind, sind auch die maximalen und minimalen Steigungen symmetrisch. Die Abweichung der maximalen Steigung von der Regressionssteigung ist also gleich der Abweichung der minimalen Steigung von der Regressionssteigung.

Im vorliegenden Beispiel beträgt die Steigung der Regressionsgerade etwa 1,95 bei einem relativen Fehler von etwa 4,6 %. D.h., mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % liegt die Steigung zwischen 1,86 und 2,04.

Das dargestellte Verfahren beruht auf einem linearen Zusammenhang der Daten im jeweiligen Segment der Doppelsummenkurve. Für ein aus mehreren linearen Segmenten bestehendes Datenkollektiv, wie in Abbildung 5-6, ist das Verfahren nicht anwendbar. Um jedoch dennoch

relative Fehler angeben zu können, wird das Maximum der relativen Fehler der einzelnen Segmente angesetzt. Dabei werden Segmente, die aus weniger als 10 Datenpunkten bestehen, ignoriert, da die Berechnung des relativen Fehlers unzuverlässig ist und die Schwankungen kaum interpretierbar sind.

## 6 Ermittlung der Emissionsfaktoren

### 6.1 Allgemeines

Die Betriebsabläufe, die zu Staubemissionen führen können, sind in Kapitel 3.3 beschrieben. Um die Emissionsfaktoren ermitteln zu können, müssen die Prozesse zeitlich voneinander getrennt werden. Allerdings ist es nicht möglich, nur den Schreddervorgang allein zu untersuchen, da die Aufnahme des Holzes, die Aufgabe in den Trichter und der Abwurf des zerkleinerten Holzes vom Austragsband fast immer gleichzeitig mit dem Schreddern stattfinden. Folgende Prozesse konnten untersucht werden:

#### 1. Schreddern:

Dieser Prozess setzt sich aus folgenden Schritten zusammen:

- Aufnahme des unzerkleinerten Holzes per Bagger mit Polypgreifer
- Aufgabe der unzerkleinerten Holzes in den Aufgabetrichter des Schredders
- Schreddern des Holzes
- Austrag und Abwurf der zerkleinerten Holzes auf Halde

#### 2. Verladen von zerkleinertem Holz:

Dieser Prozess setzt sich aus folgenden Schritten zusammen:

- Aufnahme des zerkleinerten Holzes per Radlader
- Fahrten des Radladers von der Halde zum LKW und zurück
- Abwurf der zerkleinerten Holzes in den LKW

Die beiden ersten Quellen des Vorgangs „Verladen“ erstrecken sich über einen größeren Bereich. Aus den Webcam-Auswertungen ergibt sich, dass die Staubemission der Aufnahme und der Fahrbewegungen gegenüber der Aufgabe eher gering ist. Aufgrund der Auswertemethodik werden alle Emissionen am Ort des Abholfahrzeugs angesetzt. Hierdurch kann es zu einer Überschätzung der Emissionen kommen.

## 6.2 Schreddern

### 6.2.1 Allgemeines

Das Altholz weist verschiedene Charakteristika auf. Teilweise lagert es längere Zeit vor Ort, so dass es Feuchtigkeit aufnehmen kann. Teilweise wird es vor dem Schreddern nur kurz gelagert. In manchen Fällen wird es befeuchtet, bevor es aufgenommen wird.

Auch beim Schreddern gibt es verschiedene Randbedingungen. Zumeist wird der Aufgabebetrachter zusätzlich befeuchtet, in seltenen Fällen treten jedoch auch unbefeuchtete Schreddervorgänge auf. Dies wirkt sich deutlich auf die Emissionen aus.

Grundlage für die Auswertung sind 10-Minuten-Mittelwerte. Ein 10-Minuten-Intervall wird für die Analyse zugelassen, wenn

1. während dieser 10 Minuten nur geschreddert oder sowohl geschreddert als auch beschickt wird
2. keine sonstigen Tätigkeiten stattfinden, die ebenfalls zu Staubemissionen führen können (Störemissionen)
3. es keine Ausfälle bei den gemessenen meteorologischen Parametern 'Windgeschwindigkeit', 'Windrichtung' und 'Ausbreitungsklasse' gibt.
4. der Wind von den Emissionsquellen in Richtung der nördlichen Messstellen MP1, MP2 und MP3 weht (zugelassen sind Winde aus dem Sektor 120 bis 260 Grad)
5. es während dieser Zeit keine Ausfälle der gemessenen Staubkonzentrationen an der Luvmessstelle (MP 4) gibt
6. die gemessenen Werte an der Lee-Messstelle höher sind als an der Luv-Messstelle.

Voruntersuchungen zeigen, dass das Kriterium 6 die Auswertung kaum beeinflusst wird, da der Luvwert nur in seltenen Fällen höher als der Leewert ist. Es werden lediglich einige sehr hohe Werte an der Luvstation (MP 4), die möglicherweise durch nahe gelegene Quellen verursacht werden, aus dem Datenkollektiv entfernt.

Aus der Doppelsummenanalyse lassen sich die Emissionen in Gramm pro Stunde ermitteln (siehe Kapitel 5.3). Um die beim Schreddern entstehenden Emissionen auf die aufbereitete Holzmenge zu beziehen, wird die durchschnittliche Durchsatzleistung des Schredders von 20 t/h angesetzt.

### 6.2.2 PM<sub>10</sub>-Emissionen

#### 6.2.2.1 Zeitlicher Emissionsverlauf

In Abbildung 6-1 ist die Doppelsummenkurve für den Vorgang 'Schreddern' dargestellt. Auf der x-Achse ist die Summe der berechneten, auf der y-Achse die Summe der gemessenen Werte aufgetragen. Bei den gemessenen Werten handelt es sich um luvbereinigte Messwerte, d.h., es wird die Differenz zum Messpunkt MP 4 verwendet.

Falls innerhalb eines 10-Minuten-Intervalls nur während eines Bruchteils der Zeit (z.B. während 5 Minuten) geschreddert wurde, wird der berechnete Wert entsprechend korrigiert. Im genannten Beispiel wird der berechnete Wert halbiert. Für die Auswertung werden nur 10-Minuten-Intervalle zugelassen, bei denen während mehr als 10 % der Zeit geschreddert wurde. Üblicherweise sind die 10-Minuten-Intervalle zu mehr als 80 % (mehr als 8 Minuten) mit einer Aktivität besetzt.

Die Steigungen in der Doppelsummenkurve sind direkt proportional zur Emission. Steile Anstiege bedeuten eine hohe, flache Anstiege eine geringe Emission (siehe auch Erläuterung in Kapitel 5.3).

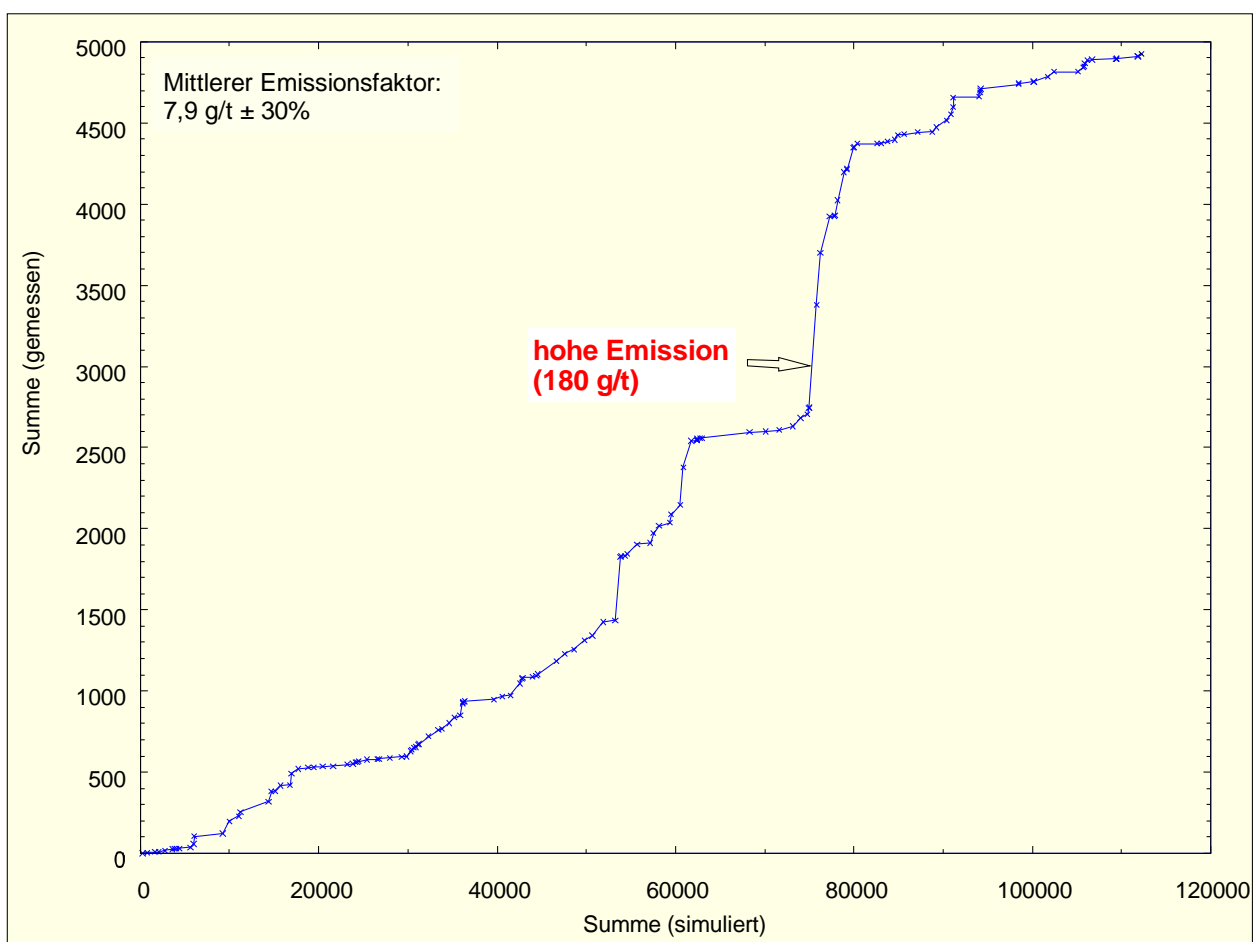


Abbildung 6-1: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen für den Vorgang „Schreddern“ (basierend auf 10-Minuten-Mittelwerten, chronologisch sortiert). Dargestellt sind die Summen der simulierten und der gemessenen Werte, jeweils in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Am Verlauf der Doppelsumme ist zu erkennen, dass die Emissionen zeitlich nicht konstant sind. Auffällig ist u.a. ein steiler Anstieg im zweiten Drittel der Kurve. Die Webcam-Auswertung zeigt, dass während dieses Zeitintervalls Holz geschreddert wurde, das erst ca. 30 Minuten vorher angeliefert worden war. Dieses Holz war trocken und wurde vor der Aufnahme nicht befeuchtet.

Anfangs wurde auch der Aufgabetrichter des Schredders nicht befeuchtet. Ein Foto dieses Vorgangs ist exemplarisch in Abbildung 6-2 dargestellt.



*Abbildung 6-2: Hohe Staubemission bei kurzzeitigem Schreddern ohne Befeuchtung*

Für die weiteren Auswertungen wird der nicht befeuchtete Vorgang aus dem Datenkollektiv entfernt. Es handelt sich um ein Wertepaar. Die neue Doppelsumme ist in Abbildung 6-3 dargestellt. Weiterhin existieren Bereiche mit deutlich unterschiedlichen Emissionen, die in Abbildung 6-3 mit schwarzen Zahlen (1 bis 8) gekennzeichnet sind.



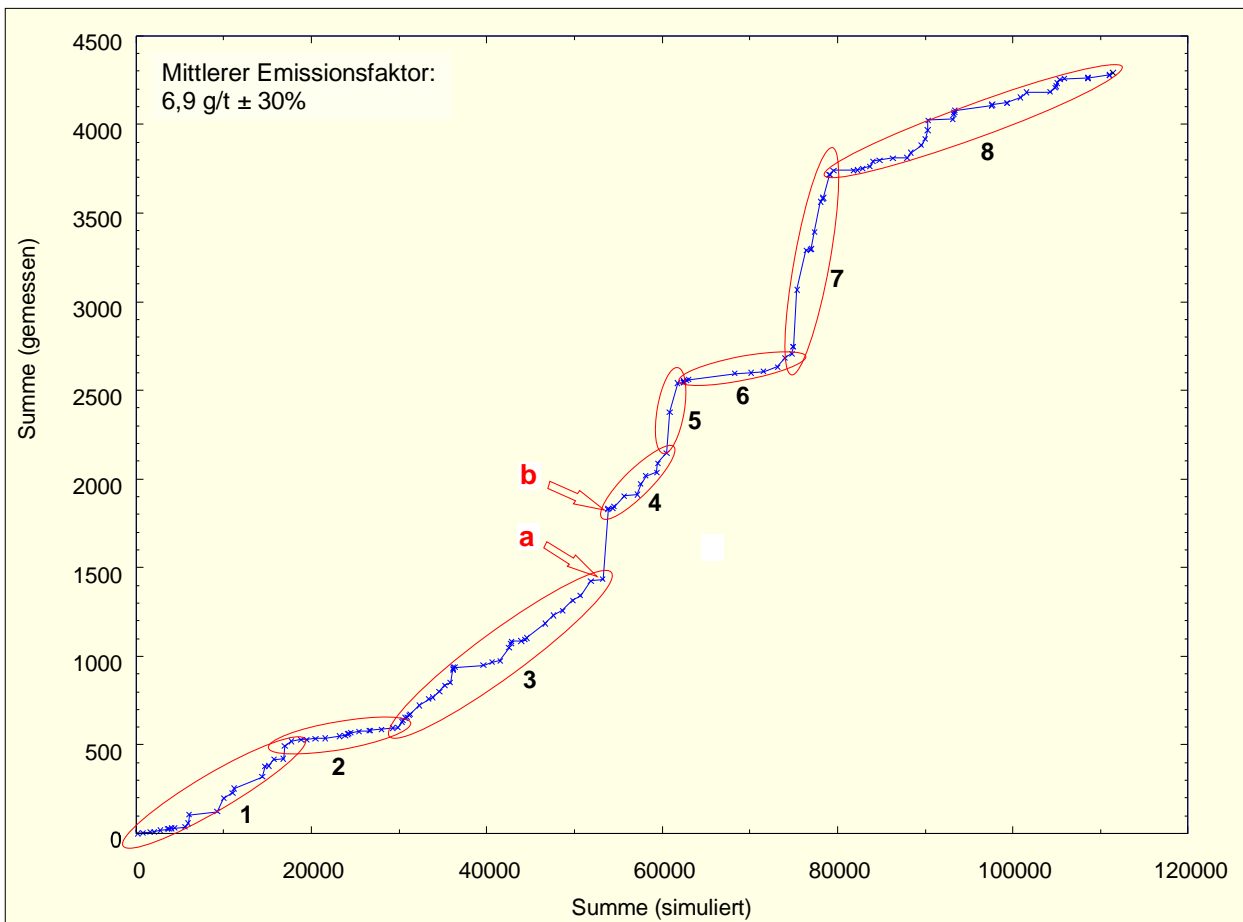


Abbildung 6-3: Doppelsummenkurve der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen für den Vorgang „Schreddern“, chronologisch sortiert. Dargestellt sind ausschließlich Schreddervorgänge mit Befeuchtung bei der Aufgabe. Der Emissionsfaktor bezieht sich auf eine Durchsatzleistung des Schredders von 20 t/h.

Auffällig ist ein steiler Anstieg, der nur durch zwei Werte belegt ist. Dieser wird zuerst untersucht.

### Anstieg zwischen a und b

Am 29.04.2008 kam es zwischen 15:40 Uhr und 15:50 Uhr zu ungewöhnlich hohen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen an der Messstelle MP1. Diese ist auf eine hohe Staubentwicklung beim Aufnehmen des unzerkleinerten Holzes, etwa um 15:44 Uhr, zurückzuführen (siehe Abbildung 6-4).





Abbildung 6-4: Hohe Staubentwicklung bei der Aufnahme per Greifer am 29.04.2008 um 15:44 Uhr

Möglicherweise gab es am Holz Anhaftungen oder Vermischungen mit Feinmaterial, die bei der Aufnahme zu erhöhten Staubemissionen führten. Die weiteren Webcam-Auswertungen zeigen, dass diese hohe Kurzzeitemission nicht repräsentativ für die Bereiche 3 und 4 in Abbildung 6-3 ist, so dass dieses Wertepaar aus dem Datenkollektiv entfernt wird.

### Analyse von Segmenten mit vergleichbarer Emission

Im Folgenden werden Segmente aus Abbildung 6-3 analysiert, die eine vergleichsweise konstante Steigung aufweisen. Diese sind mit schwarzen Zahlen (1 bis 8) beschriftet.

In Tabelle 6-1 sind die Randbedingungen, die anhand der Webcam-Auswertung festgestellt wurden, zusammenfassend dargestellt. Zusätzlich sind die meteorologischen Parameter „relative Luftfeuchte“ und „Windgeschwindigkeit“ aufgeführt. Diese haben offensichtlich einen Einfluss auf die Emissionen, wie die weiteren Auswertungen zeigen (siehe 6.2.2.2).

Der relative Fehler wurde gemäß Kapitel 5.4 berechnet.

Tabelle 6-1: Untersuchungen der Bereiche mit vergleichbarer Emission für den Vorgang „Schreddern“. Bezeichnung der Bereiche entsprechend Abbildung 6-3. Der Emissionsfaktor wurde auf Basis der mittleren Durchsatzleistung des Schredders von 20 t/h berechnet.

| Bereich | Anzahl Datenpunkte | Emissionsfaktor | Webcam-Auswertung   | Rel. Feuchte | Windgeschwindigkeit |
|---------|--------------------|-----------------|---|--------------|---------------------|
| 1       | 20                 | 5,4 g/t ± 12%   | Boden feucht, z.T. schlammig. Teils Nieselregen, teils deutlicher Regen. Input-Holz macht feuchten Eindruck. Keine sichtbaren Staubentwicklungen. | 58 % - 78 %  | 1,5 m/s – 5,0 m/s   |
| 2       | 18                 | 1,3 g/t ± 14%   | Feuchter Boden, z.T. Nieselregen, z.T. deutlicher Regen. In der regenfreien Zeit teilweise Befeuchtung des Input-Holzes.                          | 74 % - 90 %  | 2,6 m/s – 4,8 m/s   |
| 3       | 32                 | 6,5 g/t ± 6%    | Schlammiger Boden, Holz macht feuchten Eindruck. Teils deutlicher Regen.  | 45 % - 87 %  | 1,9 m/s – 2,8 m/s   |
| 4       | 9                  | 8,2 g/t ± 21%   | Boden nur leicht feucht   | 43 %         | 2,5 m/s – 3,1 m/s   |
| 5       | 4                  | 63,7 g/t ± 93%  | Böden und Holz machen einen trockenen Eindruck, teilweise sichtbare Staubemissionen.  | 41 %         | 3,6 m/s             |
| 6       | 12                 | 2,1 g/t ± 30%   | Keine Auffälligkeiten erkennbar   | 59 % - 87 %  | 0,6 m/s – 2,8 m/s   |
| 7       | 12                 | 44,9 g/t ± 16%  | Trockenes Inputholz wird abgeworfen und danach geschreddert, ohne auf der Halde befeuchtet worden zu sein. Am Aufgabetrichter wird befeuchtet.    | 53 % - 67 %  | 3,3 m/s – 4,0 m/s   |
| 8       | 38                 | 3,1 g/t ± 8%    | Schreddern von teils sehr grobem Holz, teils Befeuchtung des Input-Holzes, kaum sichtbare Staubentwicklung  | 22 % - 97 %  | 0,4 m/s – 3,4 m/s   |

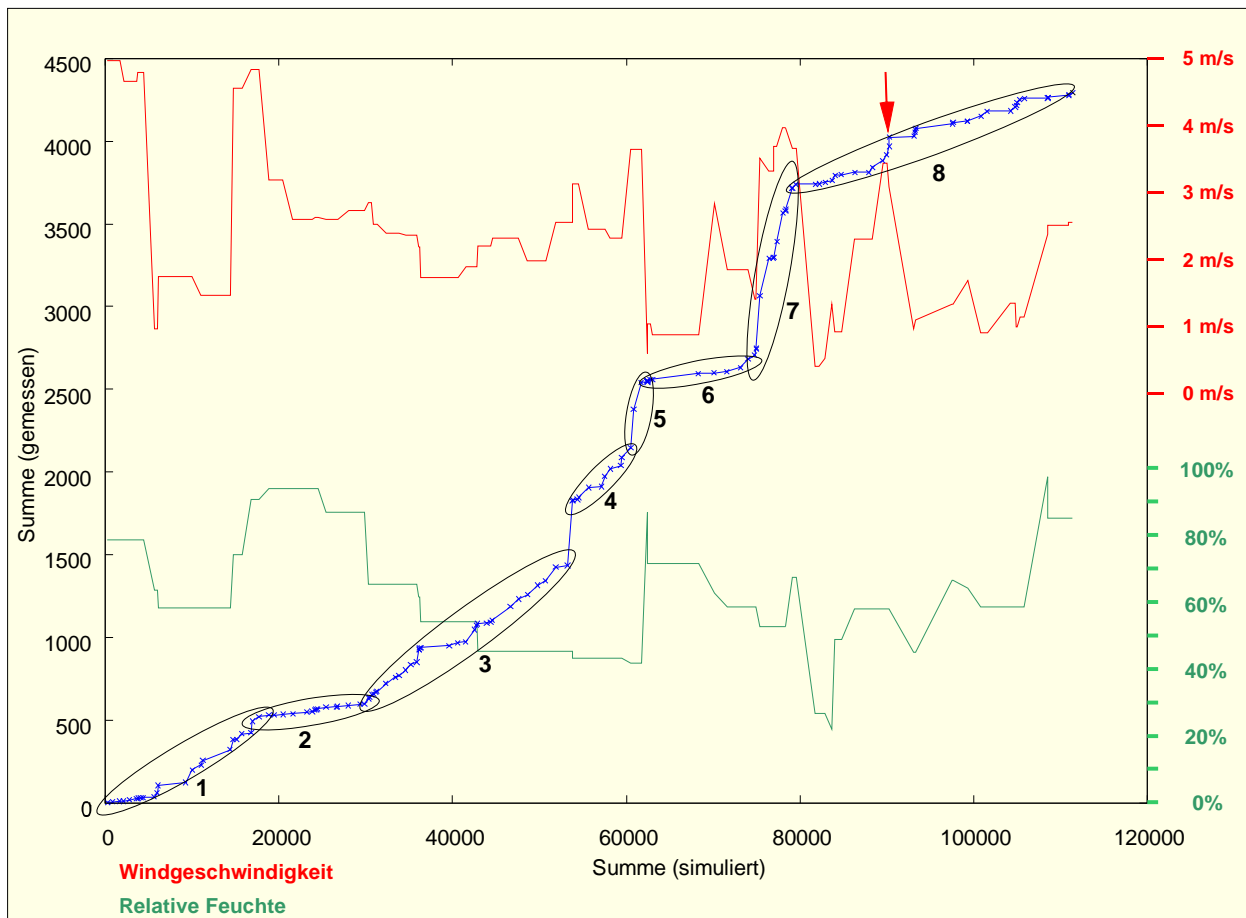


Abbildung 6-5: Doppelsummenkurve der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen für den Vorgang „Schreddern“. Ebenfalls eingezeichnet sind die relative Feuchte (grün) sowie die Windgeschwindigkeit (rot).

### Zu Segment 1:

Während dieses Zeitabschnitts ist der Boden meist feucht und z.T. schlammig. Gelegentlich regnet es, wobei Nieselregen und teilweise starker Regen auftritt. Das Input-Holz macht einen feuchten Eindruck und wird gegebenenfalls auf der Lagerhalde zusätzlich befeuchtet, bevor es aufgegeben wird.

Eine typische Situation des Segments 1 ist in Abbildung 6-6 dargestellt.





Abbildung 6-6: Typische Situation in Segment 1

### **Zu Segment 2**

Während dieses Zeitabschnitts ist der Boden feucht und teilweise schlammig. Zum Teil wird das Input-Holz bereits auf der Halde befeuchtet. Teilweise tritt leichter Nieselregen auf. Die gemessene relative Feuchte ist in diesem Segment sehr hoch (vgl. Abbildung 6-5), was im Vergleich zu den Segmenten 1 und 3 offensichtlich eine geringere Emission verursacht.

### **Zu Segment 3 und Segment 4**

In diesem Zeitsegment sind die Böden durchweg feucht und auch das Inputholz macht einen feuchten Eindruck. Teilweise regnet es (vgl. Abbildung 6-7). Dennoch ist die Emission im Vergleich zum vorangehenden Segment 2 höher. Eine mögliche Ursache dafür ist die im Vergleich zu Segment 2 geringere relative Feuchte der Luft.





Abbildung 6-7: Deutlicher Regen während Segment 3

Die hohe Immission zwischen Segment 3 und Segment 4 ist auf die in Abbildung 6-4 dargestellte kurzzeitig hohe Emission bei der Aufnahme per Greifer zurückzuführen.

### Zu Segment 5

Segment 5 besteht lediglich aus zwei Messwerten, die im Intervall am 29.04.2008 zwischen 17:00 Uhr und 17:10 Uhr an den Messpunkten MP1 und MP2 gemessen wurden. Die Webcamauswertung zeigt außer der leicht sichtbaren Staubentwicklung in Abbildung 6-8 keine Besonderheiten. Allerdings steigt in diesem Segment die Windgeschwindigkeit im Vergleich zu den beiden umliegenden Segmenten deutlich an (siehe Abbildung 6-5), was die hohen Immissionen an den beiden Messpunkten erklärt.





Abbildung 6-8: Sichtbare Staubentwicklung bei der Aufnahme per Greifer in Segment 5 (unterhalb der Steuerkabine)

### Zu Segment 6

In Segment 6 zeigt die Webcamauswertung nichts Auffälliges. Allerdings ist im Vergleich zu den Segmenten 4 und 5 die durchschnittliche relative Feuchte höher und die durchschnittliche Windgeschwindigkeit niedriger.

### Zu Segment 7

Die Vorgänge in Segment 7 fanden am 30.04.2008 ab 10:30 Uhr statt. Das Holz wird am Aufgabetrichter zwar geschreddert, aber das zu zerkleinernde Holz ist kurzfristig zuvor angeliefert und nicht auf der Halde befeuchtet worden. Ferner sind in diesem Segment die Windgeschwindigkeiten hoch.

### Zu Segment 8

In Segment 8 wird teilweise vergleichsweise grobes Holz geschreddert, vgl. Abbildung 6-9. Teilweise wird das Input-Holz ebenfalls befeuchtet, siehe Abbildung 6-10. Es fällt auf, dass die Windgeschwindigkeiten zumeist gering sind. Eine kurzzeitige Erhöhung auf über 3 m/s führt zu



einem stärkeren Anstieg der Doppelsummenkurve (siehe Pfeil in Abbildung 6-5). Nach einem Rückgang nimmt die Windgeschwindigkeit gegen Ende des Segments 4 wieder zu, jedoch wirkt sich dies nicht auf die Emission aus. Zu diesem Zeitpunkt ist allerdings die relative Luftfeuchte hoch.



*Abbildung 6-9: Schreddern von grobem Holz in Segment 8. Insbesondere die Aufnahme und die Aufgabe in den Schredder emittieren wenig Staub.*





Abbildung 6-10: Befeuchtung des Input-Holzes in Segment 8 (Sprinkler rot markiert)

### 6.2.2.2 Abhängigkeit der Emission von der Windgeschwindigkeit

Die Auswertungen zeigen, dass offensichtlich auch meteorologische Parameter, insbesondere die Windgeschwindigkeit und die relative Feuchte, eine Rolle spielen. Auch ein Einfluss der Ausbreitungsklasse (Maß für die atmosphärische Turbulenz) ist möglich, konnte aber aufgrund der geringen Datenkollektivs nicht untersucht werden.

In der bisherigen Doppelsummenanalyse wurden die gemessenen und die berechneten Werte entsprechend ihrer zeitlichen Abfolge, also geordnet nach dem Parameter „Zeit“, aufsummiert. Es ist jedoch möglich, anstelle der Zeit andere Parameter zu verwenden. Beispielsweise können die Daten nach aufsteigender Windgeschwindigkeit oder aufsteigender relativer Luftfeuchte sortiert werden. Man kann dann prüfen, ob bei hohen Windgeschwindigkeiten oder hohen relativen Luftfeuchten eine andere Steigung als bei geringen Windgeschwindigkeiten oder Luftfeuchten vorliegt.

In Abbildung 6-11 sind die Doppelsummen nach aufsteigender Windgeschwindigkeit sortiert. Um die zu einem bestimmten Summenwert gehörige Windgeschwindigkeit zu ermitteln, muss



von der blauen Kurve zunächst senkrecht zur grünen Summenkurve der Windgeschwindigkeit gegangen werden. Die Windgeschwindigkeit lässt sich dann an der rechten Ordinate ablesen.

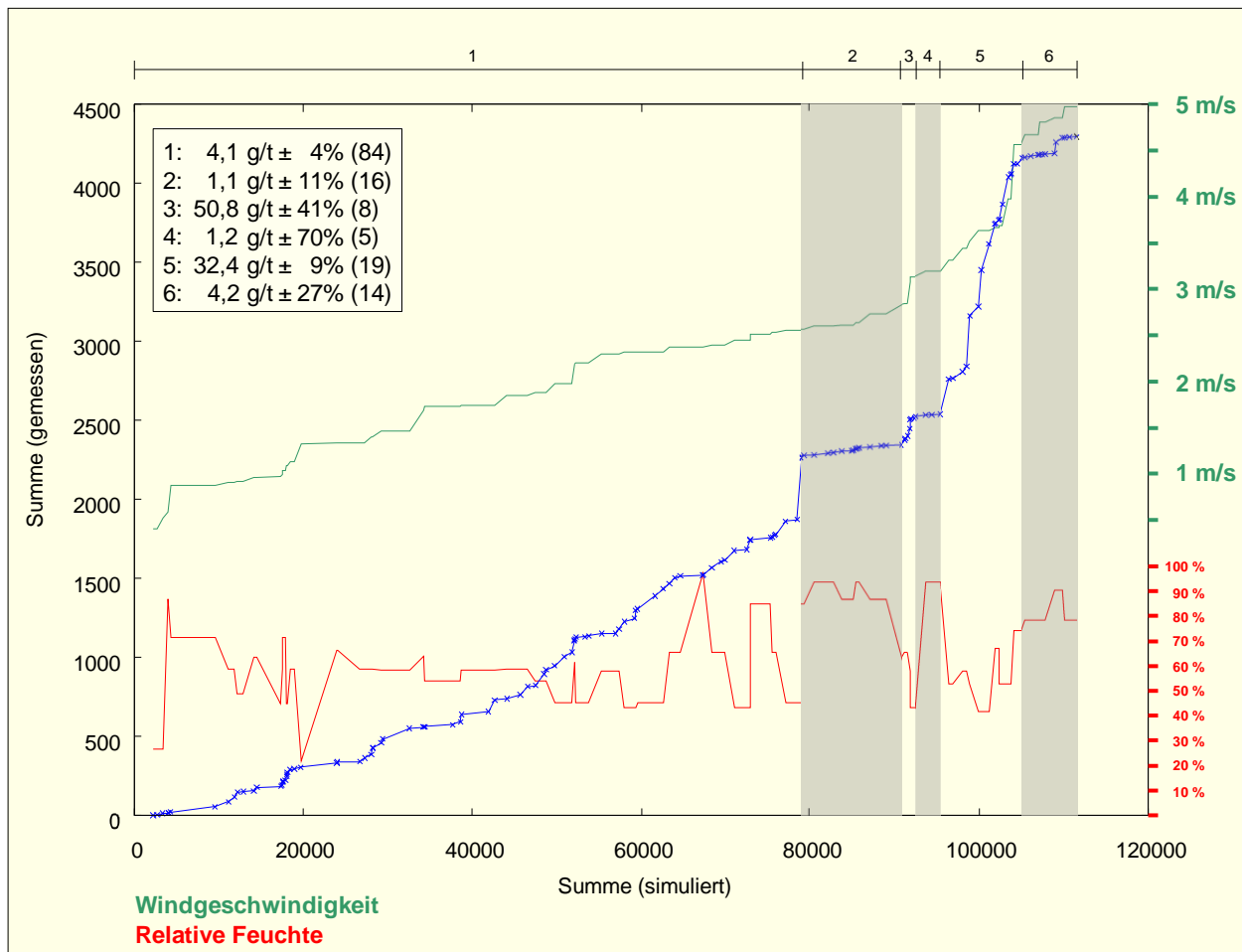


Abbildung 6-11: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen, aufgetragen nach ansteigender Windgeschwindigkeit (grüne Kurve). Ebenfalls eingetragen ist die relative Feuchte (rote Kurve). Im oberen linken Bereich des Bildes sind die Emissionsfaktoren der dargestellten Segmente angegeben. In Klammern ist die Anzahl der Datenpunkte im jeweiligen Segment aufgeführt.

Für Windgeschwindigkeiten kleiner als 2,5 m/s ergibt sich ein typischer Emissionsfaktor von etwa 4 g/t ( $\pm 4\%$ ). Bei Windgeschwindigkeiten größer als 2,5 m/s liegt dieser bei etwa 13 g/t ( $\pm 27\%$ ).

Die auftretenden Effekte sind nicht allein durch den Einfluss der Windgeschwindigkeit erklärbar. Deshalb ist in Abbildung 6-11 auch die relative Feuchte eingetragen.

Grundsätzlich ist zu erkennen, dass die Emissionen mit steigender Windgeschwindigkeit zunehmen. Dennoch gibt es Bereiche, bei denen auch die relative Feuchte mit zu betrachten ist.

Die Segmente 2 und 4 weisen relativ flache Steigungen auf. Diese Situationen gehen aber auch mit hoher relativer Feuchte einher. Offenbar nimmt das Holz Feuchtigkeit aus der Umgebungsluft auf und staubt trotz höherer Windgeschwindigkeiten vergleichsweise wenig.

Demgegenüber ist die relative Feuchte in den Segmenten 3 und 5 vergleichsweise niedrig. Dies geht mit einer höheren Staubemission einher.

Bei den besonders hohen Windgeschwindigkeiten (Segment 6) liegt auch eine hohe relative Luftfeuchtigkeit vor. Diese bewirkt offensichtlich eine deutliche Verringerung der Staubemissionen.

Hinweis: Durch die Sortierung nach der Windgeschwindigkeit wird die chronologische Reihenfolge der Datenpunkte aufgehoben. Um dies darzustellen, sind in der folgenden Abbildung 6-12 die zeitlichen Sprünge mit vertikalen grauen Linien markiert. Es zeigt sich, dass die Steigungen üblicherweise nicht davon abhängen, an welchem Tag die Messungen durchgeführt wurden.

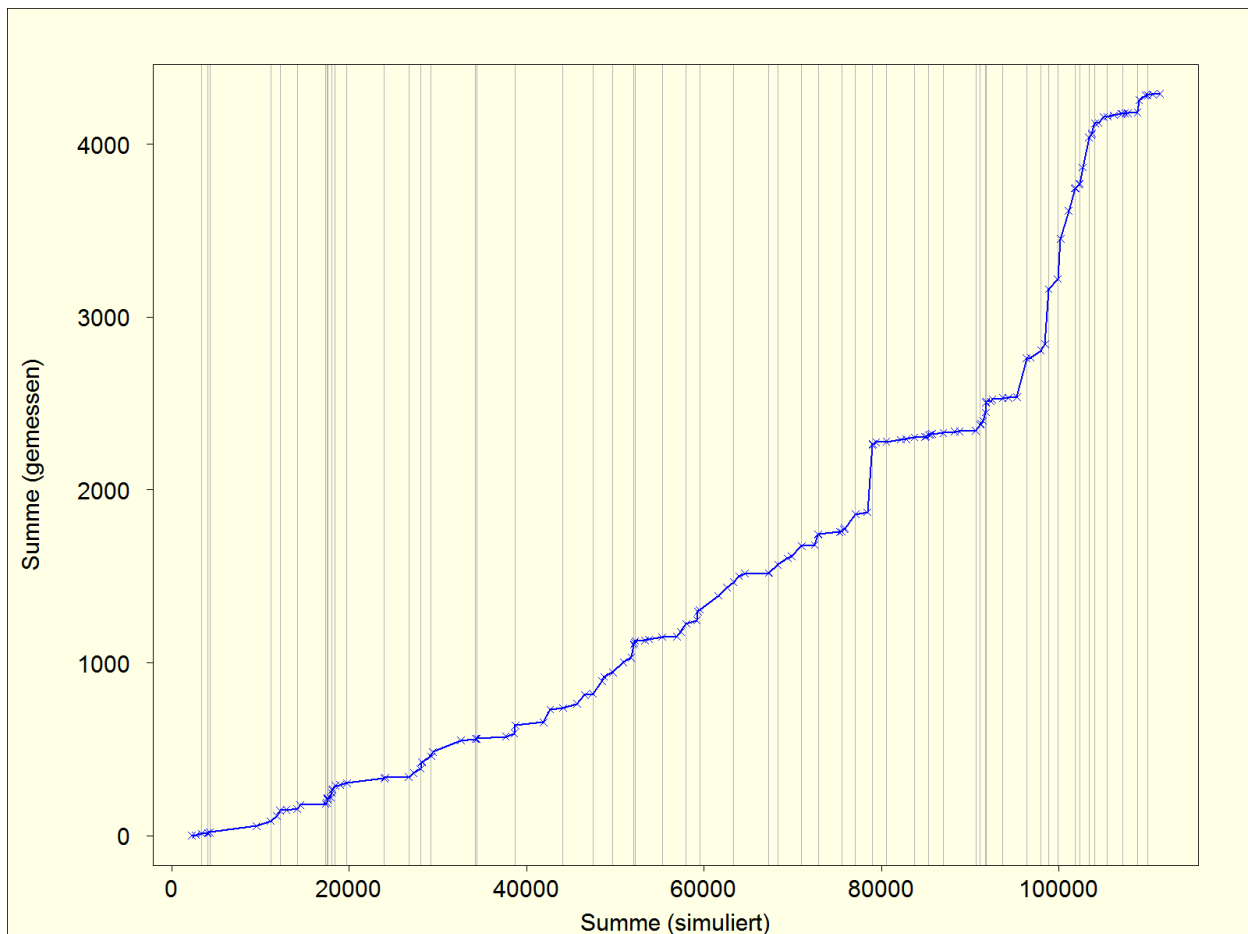


Abbildung 6-12: Zeitsprünge in der Datenreihe, die nach aufsteigender Windgeschwindigkeit sortiert ist (Vorgang "Schreddern"). Die Zeitsprünge sind durch senkrechte Linien markiert.

### 6.2.2.3 Abhängigkeit der Emission von der relativen Luftfeuchte

In Abbildung 6-13 ist die Doppelsummenanalyse aufsteigend nach der relativen Luftfeuchte aufgetragen. Der Verlauf ist im Vergleich zu der nach der Windgeschwindigkeit sortierten Kurve gleichmäßiger.

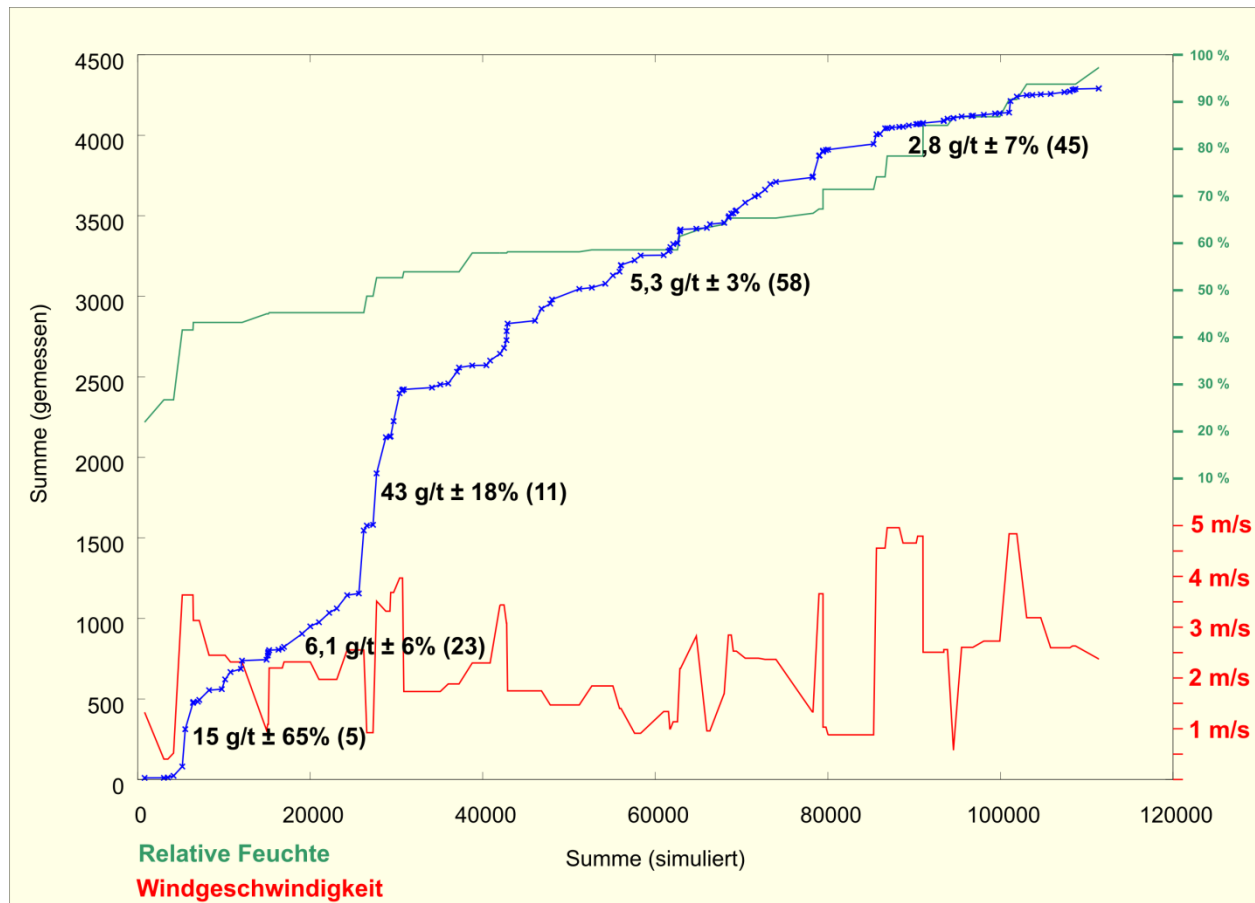


Abbildung 6-13: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen, aufgetragen nach aufsteigender relativer Feuchte (grüne Kurve). Ebenfalls eingetragen ist die Windgeschwindigkeit (rote Kurve). In Klammern ist die Anzahl der Datenpunkte im jeweiligen Segment aufgeführt.

Es ist zu erkennen, dass der Emissionsfaktor mit zunehmender relativer Feuchte im Mittel abnimmt. Allerdings muss auch bei geringen relativen Feuchten eine Windgeschwindigkeit von etwa 3 m/s überschritten werden, damit die eine erhöhte Emission auftritt. Oberhalb einer relativen Feuchte von etwa 55 % weist die Kurve einen relativ regelmäßigen flachen Verlauf auf.

### 6.2.2.4 Zusammenfassung

Aus den vorangehenden Abschnitten zur  $PM_{10}$ -Emission wird deutlich, dass die relative Luftfeuchtigkeit und die Windgeschwindigkeit neben der Materialfeuchte einen deutlichen Einfluss auf die Emissionen haben.

Bei erhöhter relativer Feuchte nimmt das Holz offensichtlich mehr Feuchtigkeit aus der Umgebungsluft auf und seine Sprödigkeit nimmt ab. Falls das Holz zusätzlich befeuchtet wird, haften auch etwaige Verunreinigungen besser an.

Der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Emission ist dadurch zu erklären, dass die freigesetzten Stäube von der Emissionsquelle wirksamer wegtransportiert werden. Hohe Emissionen können jedoch durch Befeuchtung des Materials effektiv verringert werden.

Wichtig ist auch, dass weder die relative Feuchte noch die Windgeschwindigkeit allein als Erklärung für veränderte Emissionen genügen, wie die nach einem Parameter sortierten Grafiken in Abbildung 6-11 und Abbildung 6-13 zeigen.

Tabelle 6-2 fasst die Ergebnisse für den Vorgang "Schreddern" zusammen, wenn sowohl die relative Feuchte als auch die Windgeschwindigkeit berücksichtigt werden. In den ersten beiden Spalten sind Bereiche angegeben, für die der Emissionsfaktor in der dritten Spalte anwendbar ist.

*Tabelle 6-2: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“ unter Berücksichtigung der relativen Feuchte und der Windgeschwindigkeit*

| Relative Feuchte [%] | Windgeschwindigkeit [m/s] | Emissionsfaktor [g/t] |
|----------------------|---------------------------|-----------------------|
| 50 % - 100 %         | > 0                       | 5                     |
| < 50 %               | 0 – 2,5                   | 7                     |
|                      | 2,5 – 4                   | 15                    |
|                      | > 4                       | 45                    |

Falls keine Informationen zur relativen Feuchte vorliegen, lassen sich die Ergebnisse folgendermaßen zusammenfassen:

*Tabelle 6-3: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“ in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit*

| Windgeschwindigkeit [m/s] | Emissionsfaktor [g/t] |
|---------------------------|-----------------------|
| 0 – 2,5                   | 5                     |
| > 2,5                     | 15                    |

Um zu prüfen, wie sich die Ansätze der Tabelle 6-2 und Tabelle 6-3 unterscheiden, wird eine Emissionsberechnung anhand der meteorologischen Zeitreihe der LUBW-Station Kehl aus dem Jahr 2008 durchgeführt. Geht davon aus, dass täglich zwischen 7 und 17 Uhr geschreddert wird, so errechnet sich bei einem Durchsatz von 3650 t/a mit der Methode nach Tabelle 6-2 ein PM<sub>10</sub>-Massenstrom von etwa 21.500 g/a, mit der Methode nach Tabelle 6-3 von etwa 25.000 g/a.

### 6.2.3 $PM_{2,5}$ -Emissionen und $PM_1$ -Emissionen

In Abbildung 6-14 und Abbildung 6-15 sind die Doppelsummen für die  $PM_{2,5}$ - bzw. die  $PM_1$ -Fraktion dargestellt.

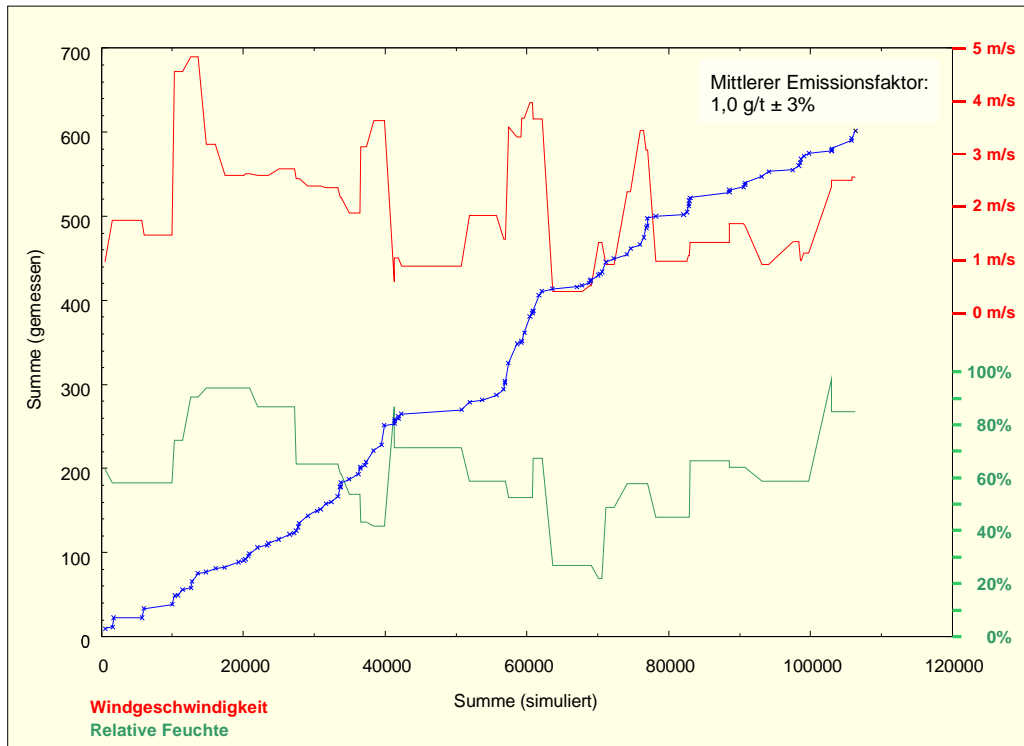


Abbildung 6-14: *Doppelsummenkurve der  $PM_{2,5}$ -Fraktion für den Vorgang "Schreddern mit Befeuchtung am Aufgabetrichter".*

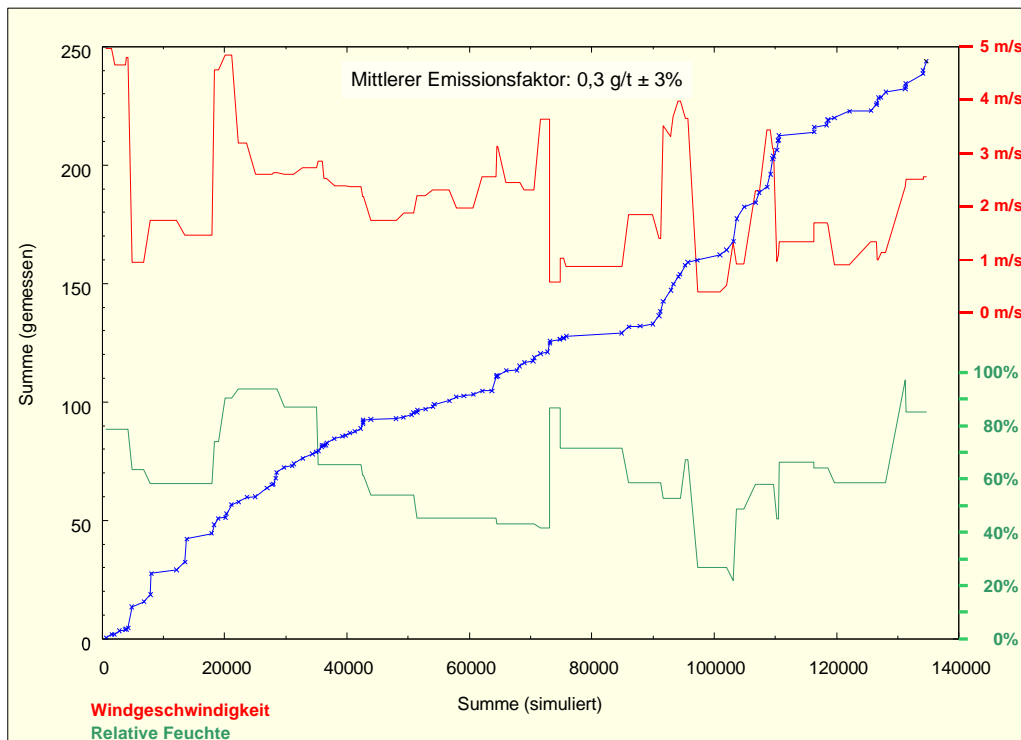


Abbildung 6-15: Doppelsummenkurve der PM<sub>1</sub>-Fraktion für den Vorgang "Schreddern mit Befeuchtung am Aufgabetrichter".

Die Doppelsummenkurve der PM<sub>2,5</sub>-Fraktion zeigt noch die grobe Struktur der Doppelsummenkurve der PM<sub>10</sub>-Fraktion. Allerdings fällt auf, dass der Verlauf glatter ist, d.h. die Emissionen sind zeitlich weniger unterschiedlich. Bei der PM<sub>1</sub>-Fraktion ist der gleichmäßige Verlauf noch ausgeprägter.

Offenbar reagieren die PM<sub>2,5</sub>- und die PM<sub>1</sub>-Fraktionen weniger sensibel auf externe Einflüsse. Eine Untergliederung der Emissionsfaktoren in verschiedene Klassen der Windgeschwindigkeiten oder relativen Feuchten ist nicht mehr sinnvoll.

In der folgenden Tabelle sind die mittleren Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern mit Befeuchtung am Aufgabetrichter“, aufgeteilt auf die verschiedenen Feinstaubfraktionen, zusammengefasst.

Tabelle 6-4: Mittlere Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“

| Fraktion          | Mittlerer Emissionsfaktor | Anteil am PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktor |
|-------------------|---------------------------|---|
| PM <sub>10</sub>  | 6,9 g/t                   | 100 %                                       |
| PM <sub>2,5</sub> | 1,0 g/t                   | 15 %  |
| PM <sub>1</sub>   | 0,3 g/t                   | 4 %   |

#### 6.2.4 Grobstaub-Emissionen

Ein Emissionsfaktor für die Grobfraktion kann ggf. aus dem Staubniederschlag abgeleitet werden. Dies wird im vorliegenden Projekt nicht weiter verfolgt.

### 6.3 *Beladen des Abholfahrzeugs mit zerkleinertem Altholz*

#### 6.3.1 Allgemeines

Analog zum Schreddern werden die Vorgänge

- Aufnahme des zerkleinerten Holzes mit Radlader
- Fahrten des Radladers von und zur Lagerhalde
- Abwurf der zerkleinerten Holzes in das Großraumfahrzeug

als „Beladen“ bezeichnet.

Wie in Kapitel 6.2.1 ausgeführt wurde, ist der Beitrag der beiden ersten Quellen gegenüber der dritten Quelle eher gering. Da im Ausbreitungsmodell alle Emissionen am Ort des Abholfahrzeugs angesetzt werden, werden die Emissionsfaktoren überschätzt.

Grundlage für die Auswertung sind 1-Minuten-Mittelwerte, da das Datenkollektiv klein ist. Da die Doppelsummenanalyse vergleichsweise unempfindlich gegen zeitliche Versätze zwischen den berechneten und gemessenen Daten sowie gegen statistisch verteilte Messunsicherheiten ist, ist die Vorgehensweise vertretbar.

In seltenen Fällen wird das zerkleinerte Holz während des Beladens zusätzlich befeuchtet. Das Datenkollektiv für diese Zustände ist aber zu gering, so dass im Folgenden nur die Beladung ohne Befeuchtung betrachtet wird.

Aus der Doppelsummenanalyse werden die Emissionen in Gramm pro Stunde ermittelt (siehe Kapitel 5.3). Um einen Emissionsfaktor für den Vorgang „Beladen“ abzuleiten, ist die Emission auf die Durchsatzleistung zu beziehen. Aus der mittleren Zuladung von 24 t eines typischen Abholfahrzeugs (Walking-Floor) und der mittleren Beladezeit von 15 Minuten ergibt sich eine Verladeleistung von 96 t/h.

#### 6.3.2 PM<sub>10</sub>-Emissionen

##### 6.3.2.1 *Zeitlicher Emissionsverlauf*

In Abbildung 6-16 ist die Doppelsummenkurve für den Vorgang „Beladen“ dargestellt.

Die Kurve lässt sich in 6 Segmente mit vergleichbaren Steigungen einteilen. Diese werden im folgenden Kapitel dargestellt.

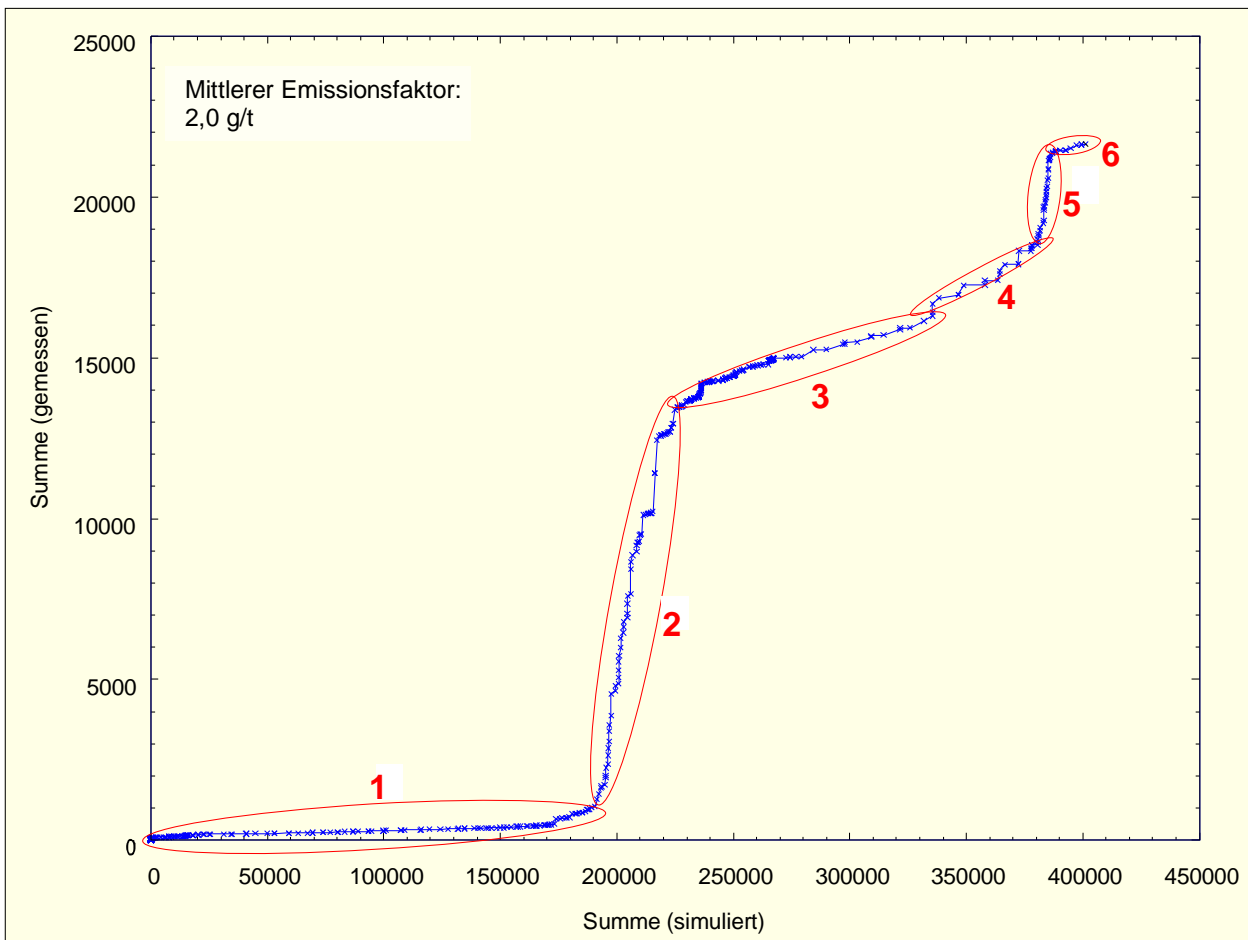


Abbildung 6-16: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen für den Vorgang „Beladen mit zerkleinertem Holz“ (basierend auf 1-Minuten-Werten, chronologisch sortiert). Dargestellt sind die Summen der simulierten und der gemessenen  $PM_{10}$ -Konzentrationen, jeweils in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



### **Analyse von Segmenten mit vergleichbarer Emission**

Im Folgenden werden Segmente analysiert, die eine vergleichsweise konstante Steigung aufweisen.

In Tabelle 6-1 sind die Randbedingungen, die anhand der Webcam-Auswertung festgestellt wurden, zusammenfassend dargestellt. Zusätzlich sind die meteorologischen Parameter „relative Luftfeuchte“ und die „Windgeschwindigkeit“ aufgeführt.

Tabelle 6-5: Untersuchung der Segmente vergleichbarer Emission des Vorgangs "Beladen mit zerkleinertem Holz". Für die Bezeichnungen der Segmente siehe Abbildung 6-16. Die Emission bezieht sich auf eine Durchsatzleistung des Beladens von 96 t/h

| Be-reich | Anzahl Datenpunkte | Emissions-faktor | Webcam-Auswertung  | Rel. Feuchte | Windgeschwindigkeit |
|----------|--------------------|------------------|--|--------------|---------------------|
| 1        | 190                | 0,2 g/t ± 8%     | Feuchter Untergrund, teilweise Pfützen sichtbar. Das Material macht einen feuchten Eindruck. Teilweise Dampfschwadenentwicklung beim Verladen. | 65 % - 100 % | 0,4 m/s – 4,4 m/s   |
| 2        | 74                 | 13,4 g/t ± 5%    | Trockene Verhältnisse. Zum Ende setzt aber wieder Regen ein.   | 44 % - 54 %  | 2,3 m/s – 4,7 m/s   |
| 3        | 188                | 1,0 g/t ± 4%     | Feuchter Untergrund, keine sichtbare Staubentwicklung  | 62 % - 94 %  | 2,1 m/s – 5,6 m/s   |
| 4        | 23                 | 1,9 g/t ± 13%    | Teilweise Dampfschwadenentwicklung bei der Aufnahme des zerkleinerten Holzes   | 69 %         | 0,7 m/s – 0,9 m/s   |
| 5        | 27                 | 21,7 g/t ± 13%   | Keine Besonderheiten. Betriebsgelände teilweise feucht.  | 37 % - 52 %  | 0,6 m/s – 3,3 m/s   |
| 6        | 18                 | 0,7 g/t ± 12%    | Teilweise feuchte Fahrwege, wahrscheinlich durch künstliche Befeuchtung  | 57 % - 72 %  | 1,4 m/s – 2,6 m/s   |

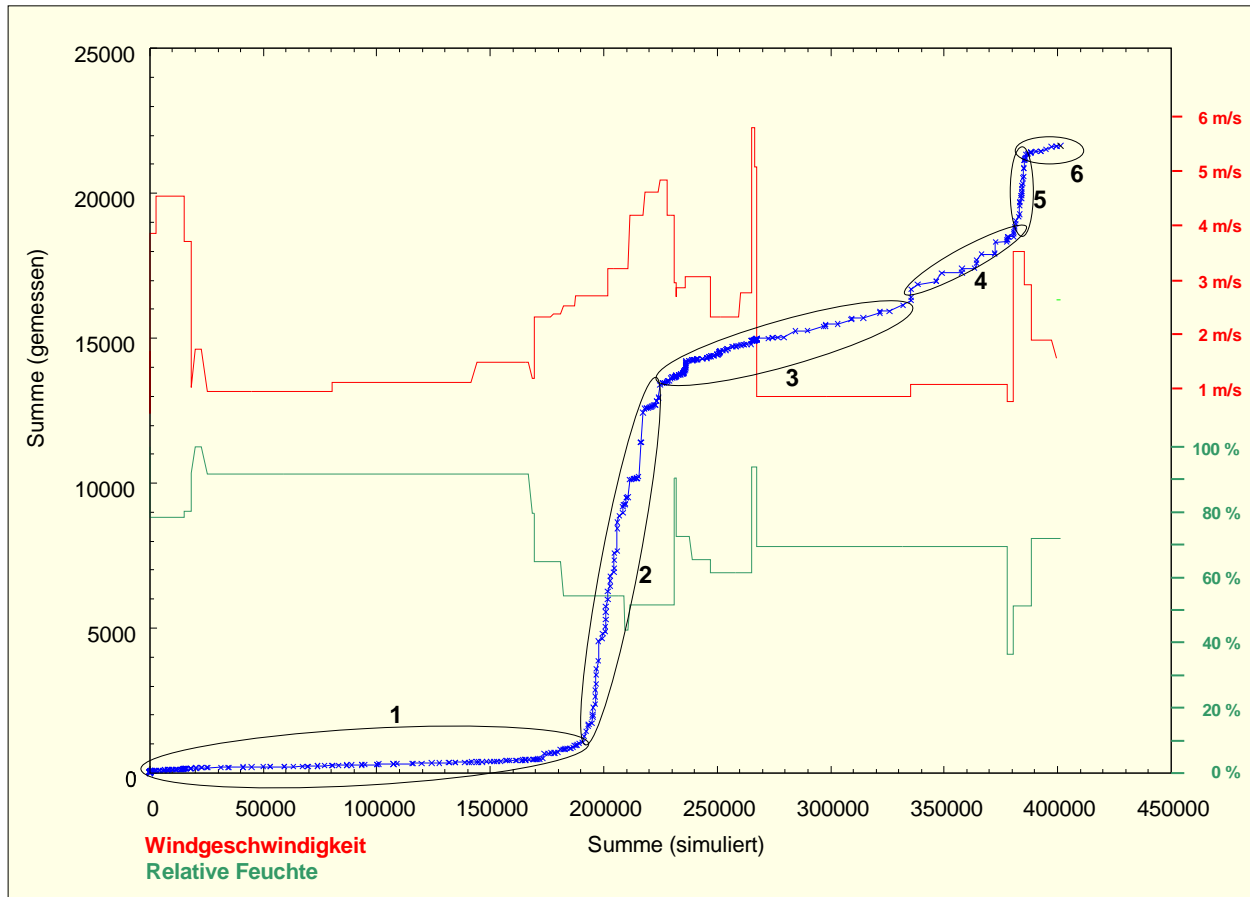


Abbildung 6-17: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen für den Vorgang „Beladen mit zerkleinertem Holz“. Zusätzlich eingetragen sind die relative Feuchte (grün) und die Windgeschwindigkeit (rot).

### Segment 1

In Segment 1 liegt ein vorwiegend feuchtes Milieu vor. Zeitweise regnet es, teilweise deutlich. Die Luftfeuchtigkeit liegt meist bei etwa 90 %, wobei die Windgeschwindigkeit mit etwa 1 m/s eher niedrig ist.

Ein typisches Webcambild während dieses Segments ist in Abbildung 6-18 dargestellt.



Abbildung 6-18: Typische Situation in Segment 1

## Segment 2

In Segment 2 liegen deutlich trockenere Verhältnisse als in Segment 1 vor. Sowohl die Böden als auch das zerkleinerte Holz sind trocken und beim Verladen sind teilweise deutliche Staubemissionen sichtbar (siehe Abbildung 6-19).

Die Luftfeuchtigkeit ist geringer als im vorangehenden Segment und die Windgeschwindigkeiten höher (siehe Abbildung 6-17 und Tabelle 6-5).

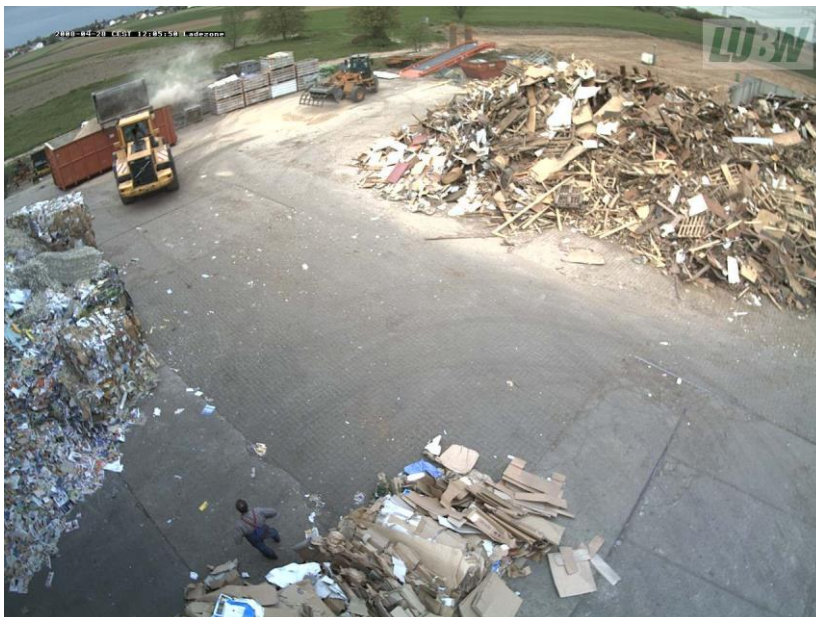


Abbildung 6-19: Beispiel starker Staubeentwicklung in Segment 2

### Segment 3 und Segment 4

In Segment 3 liegt zunächst ein feuchtes Milieu vor, wohingegen in Segment 4 zumindest die Böden wieder trocken sind. In beiden Segmenten liegt die durchschnittliche relative Feuchte bei etwa 70 %. Beim Übergang von Segment 3 zu Segment 4 nimmt die Windgeschwindigkeit leicht zu (vgl. Abbildung 6-17), was sich in einer leichten Erhöhung der Steigung niederschlägt.

### Segment 5

Bei der Webcamauswertung des Segments 5 fällt keine nennenswerte sichtbare Staubemission auf. Allerdings ist die relative Feuchte vergleichsweise gering und die Windgeschwindigkeit vergleichsweise hoch.

### Segment 6

In Segment 6 sind die Fahrwege aufgrund von Befeuchtungsmaßnahmen feucht (siehe Abbildung 6-20). Im Vergleich zu Segment 5 ist die relative Feuchte höher und die durchschnittliche Windgeschwindigkeit geringer.



Abbildung 6-20: Typische Situation in Segment 6

#### 6.3.2.2 Abhängigkeit der Emission von der Windgeschwindigkeit

Offensichtlich wirken sich die Windgeschwindigkeit und die relative Feuchte, ähnlich wie beim Vorgang "Schreddern", auf die Emissionen aus.

Abbildung 6-21 zeigt die Doppelsummenkurve, sortiert nach aufsteigender Windgeschwindigkeit.



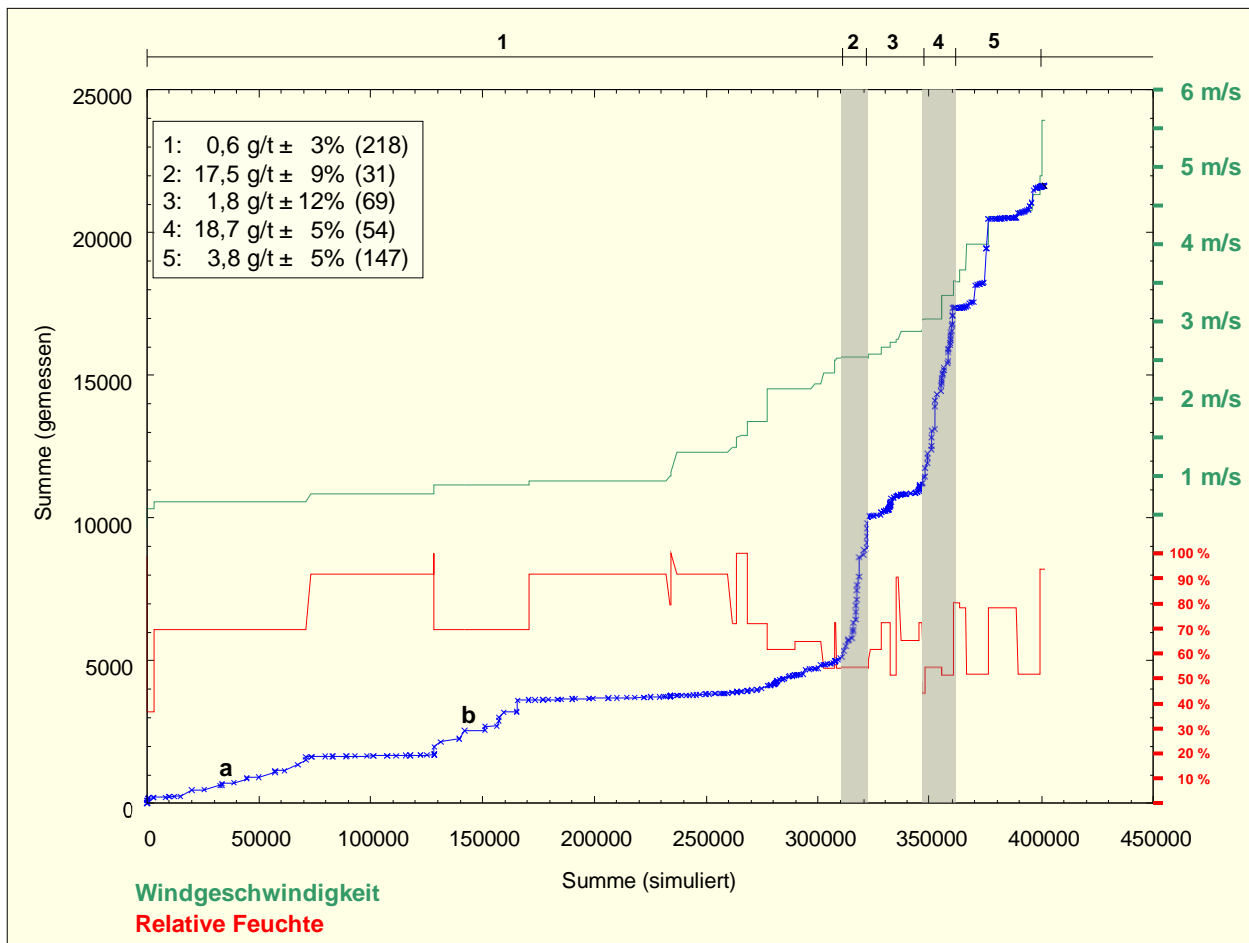


Abbildung 6-21: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen für den Vorgang ‚Beladen‘, aufgetragen nach aufsteigender Windgeschwindigkeit (grüne Kurve). Ebenfalls eingetragen ist die relative Feuchte (rote Kurve). Im oberen linken Bereich des Bildes sind die Emissionsfaktoren der dargestellten Segmente angegeben. In Klammern ist die Anzahl der Datenpunkte im jeweiligen Segment aufgeführt.

Die mittlere Emission für Windgeschwindigkeiten  $< 2,5$  m/s beträgt etwa  $0,6$  g/t ( $\pm 3\%$ ). Für Windgeschwindigkeiten  $> 2,5$  m/s beträgt sie durchschnittlich  $6,9$  g/t ( $\pm 12\%$ ).

Grundsätzlich ist zu erkennen, dass die Emission mit zunehmender Windgeschwindigkeit ansteigt. Dennoch ist die Windgeschwindigkeit nicht der einzige Grund für Änderungen der Steigung. So liegen in Segment 1 zwei kurze Bereiche mit erhöhter Steigung (a und b) vor. Während die Windgeschwindigkeit relativ konstant im Bereich von  $1$  m/s bleibt, sinkt die relative Feuchte in diesen Teilsegmenten deutlich ab. Auch die erhöhten Steigungen in den Segmenten 2 und 4 gehen mit einer vergleichsweise niedrigen relativen Feuchte einher.

Hinweis: Durch die Sortierung nach der Windgeschwindigkeit wird die chronologische Reihenfolge der Datenpunkte aufgehoben. Um dies darzustellen, sind in der folgenden Abbildung 6-22 die zeitlichen Sprünge mit vertikalen grauen Linien markiert. Es zeigt sich, dass die Steigungen üblicherweise nicht davon abhängen, an welchem Tag die Messungen durchgeführt wurden.

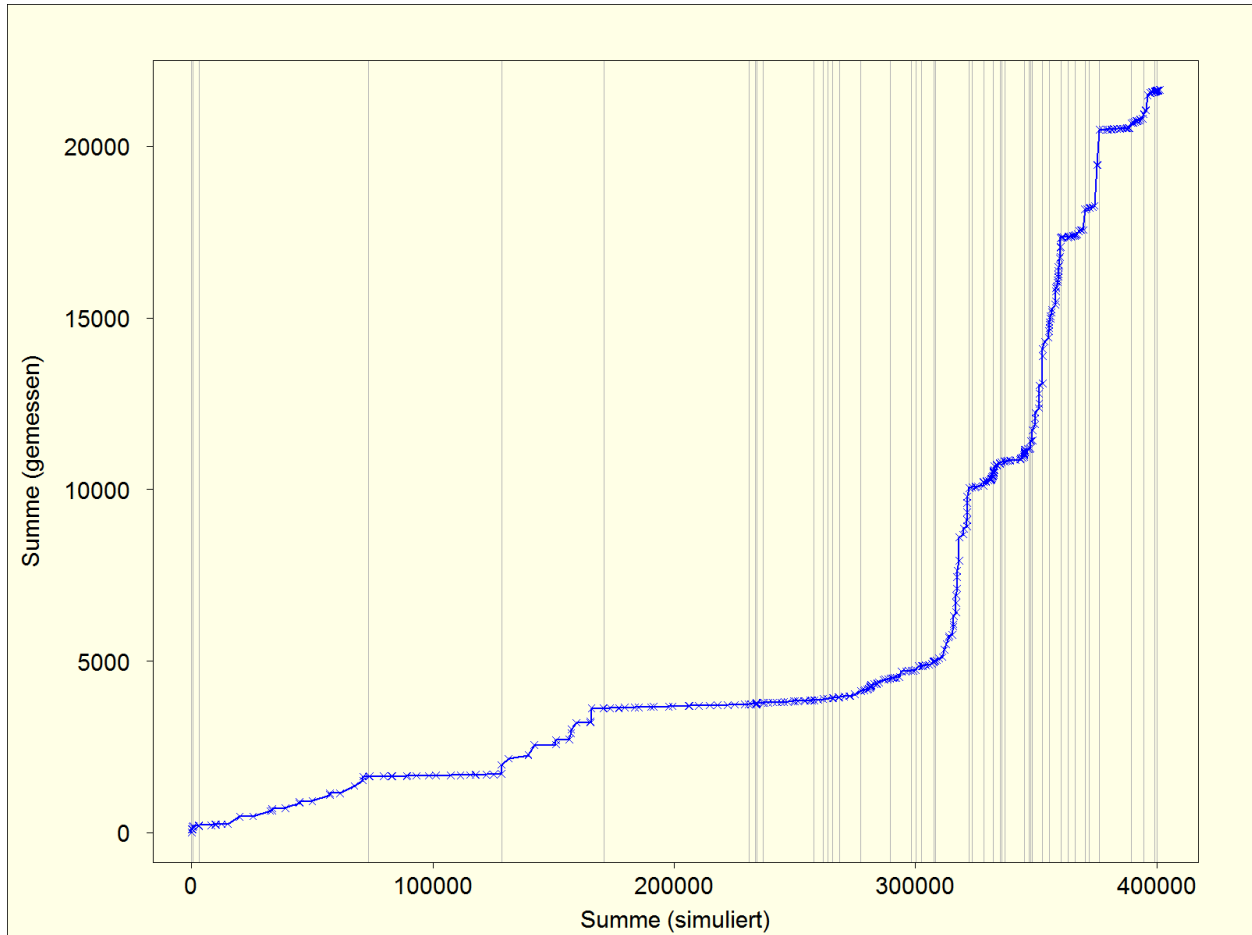


Abbildung 6-22: Zeitsprünge in der Datenreihe, die nach aufsteigender Windgeschwindigkeit sortiert ist (Vorgang "Beladen"). Die Zeitsprünge sind durch senkrechte Linien markiert.

### 6.3.2.3 Abhängigkeit der Emission von der relativen Luftfeuchte

In Abbildung 6-23 ist die Doppelsummenkurve, sortiert nach aufsteigender relativer Feuchte, dargestellt.

Im Wesentlichen weist die Kurve drei gut unterscheidbare Steigungen auf. Bei einer relativen Feuchte unterhalb von 55 % tritt die höchste Emission mit einem Emissionsfaktor von etwa 9,7 g/t ( $\pm 3\%$ ) auf. Im Bereich von 55 % bis etwa 75 % liegt die Emission bei durchschnittlich 1,2 g/t ( $\pm 2\%$ ), oberhalb von 75 % geht sie auf 0,1 g/t ( $\pm 4\%$ ) zurück.

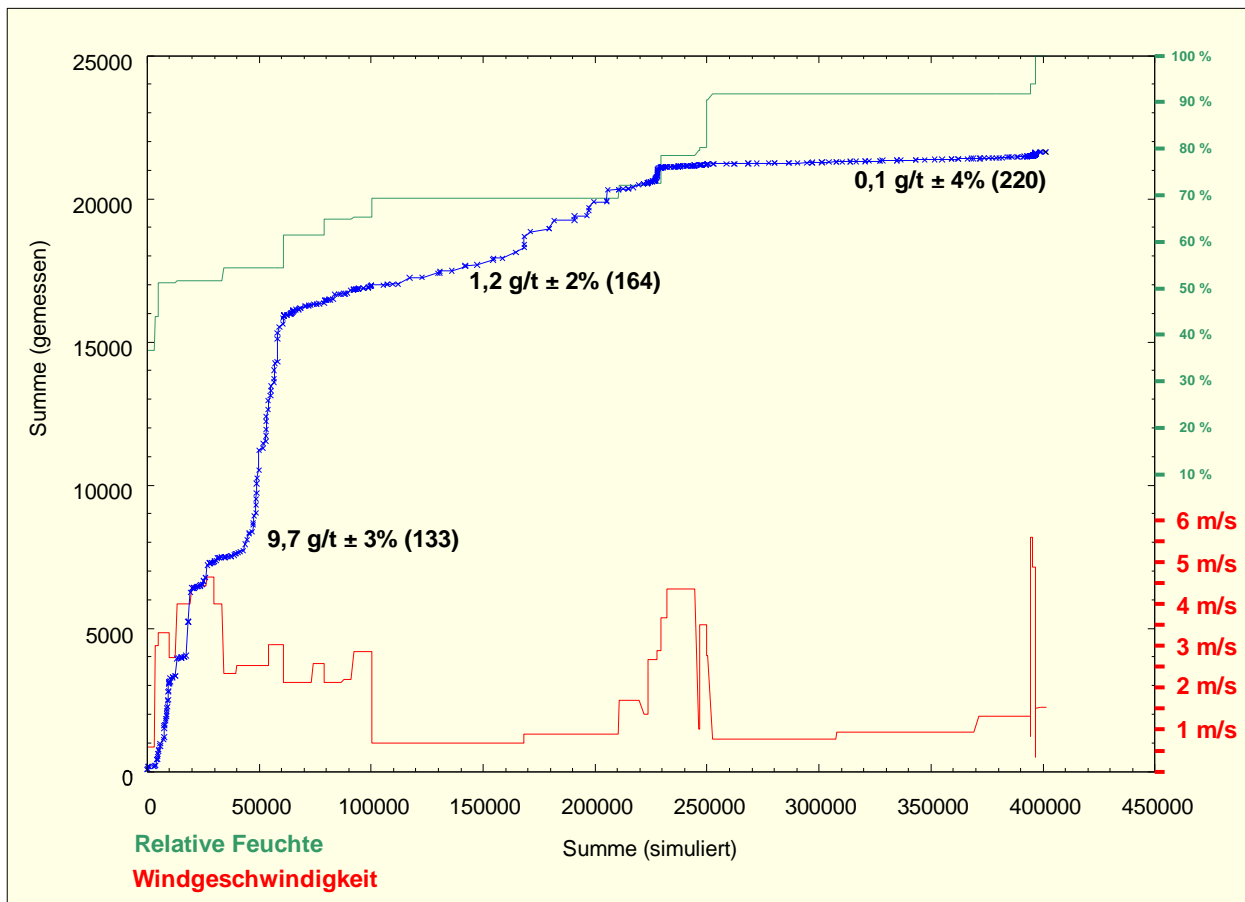


Abbildung 6-23: Doppelsummenkurve der  $PM_{10}$ -Konzentrationen für den Vorgang 'Beladen', aufgetragen nach ansteigender relativer Feuchte (grüne Kurve). Ebenfalls eingetragen ist die Windgeschwindigkeit (rote Kurve). In Klammern ist die Anzahl der Datenpunkte im jeweiligen Segment aufgeführt.

### 6.3.2.4 Zusammenfassung

Aus den vorangehenden Kapiteln wird deutlich, dass die relative Luftfeuchtigkeit und die Windgeschwindigkeit auch bei Beladen einen deutlichen Einfluss auf die Emissionen haben. Eine höhere Luftfeuchtigkeit bewirkt eine Reduktion, eine erhöhte Windgeschwindigkeit eine Steigerung der Emission.

Anders als beim Schreddern zeigt sich beim Beladen allerdings, dass der jeweilige Zusammenhang der Emission von der Windgeschwindigkeit bzw. der relativen Feuchte weniger vom anderen Parameter beeinflusst wird. So lassen sich bei steigender relativer Feuchte drei Segmente mit vergleichbarer Emission identifizieren (vgl. Abbildung 6-23), beim Zusammenhang mit der Windgeschwindigkeit sind zwei voneinander getrennte Segmente erkennbar (Grenzgeschwindigkeit etwa 2,5 m/s, vgl. Abbildung 6-21). Diese beiden Zusammenhänge sind in den folgenden beiden Tabellen zusammengefasst.



Tabelle 6-6:  $PM_{10}$ -Emissionsfaktoren für den Vorgang ‚Beladen‘ in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit

| Windgeschwindigkeit [m/s] | Emissionsfaktor [g/t] |
|---------------------------|-----------------------|
| 0 - 2,5                   | 2                     |
| > 2,5                     | 7                     |

Tabelle 6-7:  $PM_{10}$ -Emissionsfaktoren für den Vorgang ‚Beladen‘ in Abhängigkeit von der relativen Feuchte

| Relative Feuchte [%] | Emissionsfaktor [g/t] |
|----------------------|-----------------------|
| 0 - 55               | 10                    |
| 55 - 75              | 2                     |
| 75-100               | 0,1                   |

Zieht man die Zeitreihe der Windgeschwindigkeiten der LUBW-Station Kehl aus dem Jahr 2008 heran und geht davon aus, dass täglich zwischen 7 und 17 Uhr verladen wird, so errechnet sich bei einem Durchsatz von 3650 t/a mit der Methode nach Tabelle 6-6 ein  $PM_{10}$ -Massenstrom von etwa 10.500 g/a, mit der Methode nach Tabelle 6-7 von etwa 9.100 g/a.

### 6.3.3 $PM_{2,5}$ -Emissionen und $PM_1$ -Emissionen

In den folgenden beiden Abbildungen sind die Doppelsummenkurven für die  $PM_{2,5}$ - bzw. die  $PM_1$ -Fraktion dargestellt.

Die wesentlichen Charakteristika der  $PM_{10}$ -Kurve bleiben bestehen, jedoch weisen die beiden Kurven einen flacheren Verlauf auf. Offensichtlich ist der Einfluss der Effekte, die die Emission beeinflussen, bei allen drei Feinfraktionen messbar, jedoch prägt er sich bei größeren Stäuben stärker aus.

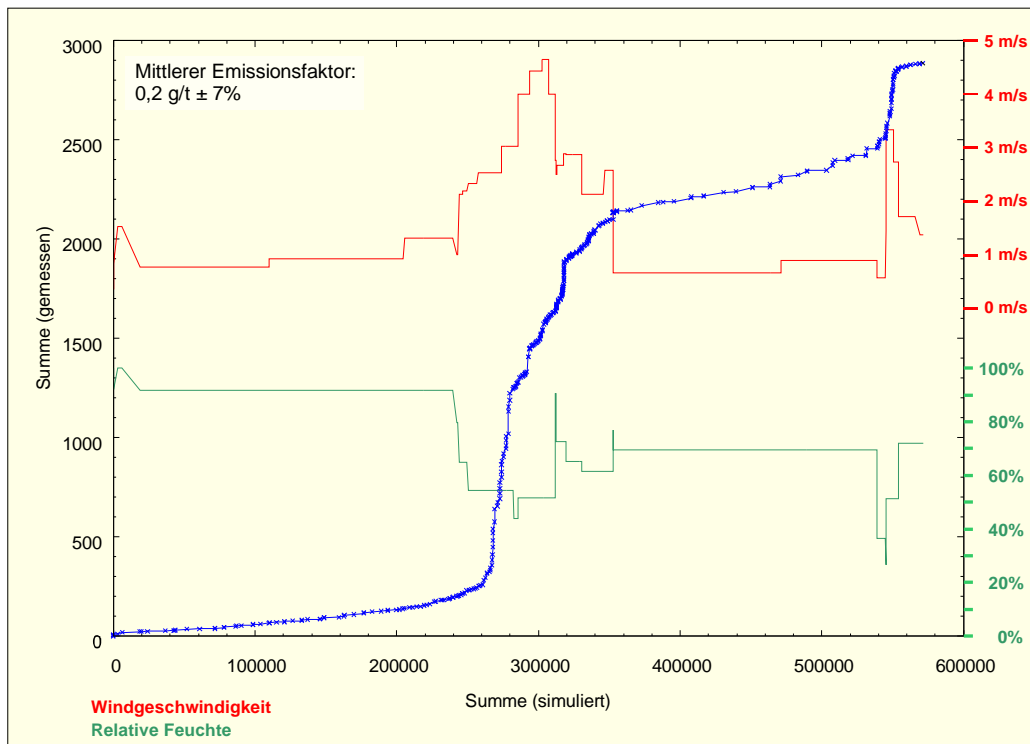


Abbildung 6-24: Doppelsummenkurve der  $PM_{2,5}$ -Fraktion für den Vorgang "Beladen". Ferner sind die relative Feuchte (grün) und die Windgeschwindigkeit (rot) eingetragen.

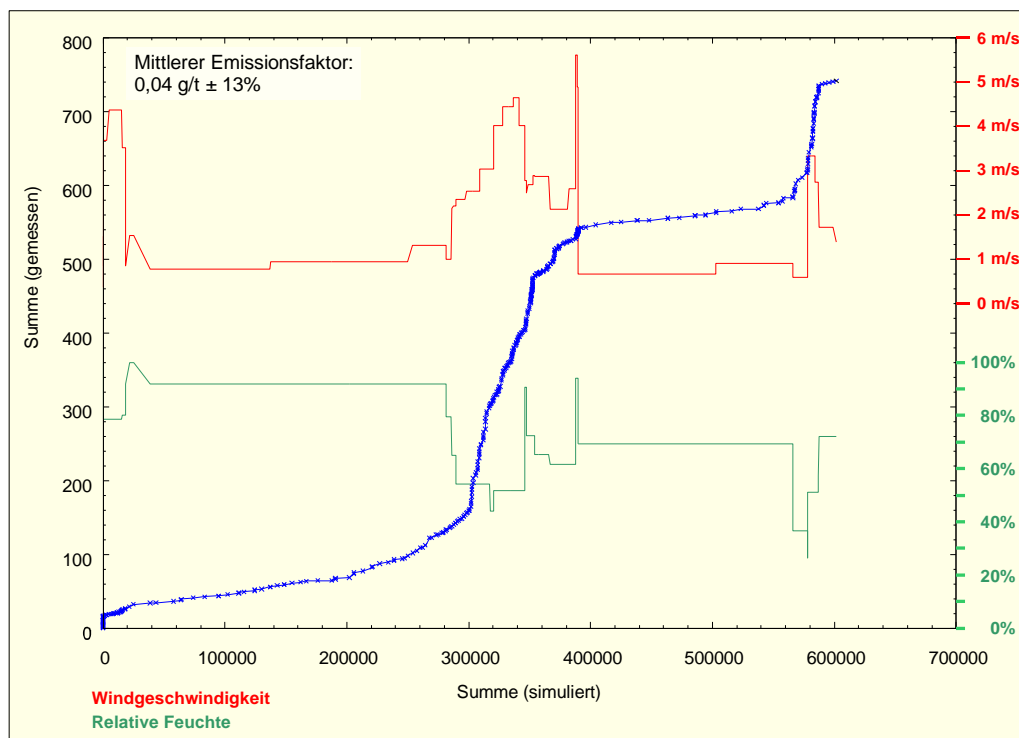


Abbildung 6-25: Doppelsummenkurve der  $PM_1$ -Fraktion für den Vorgang "Beladen". Ferner sind die relative Feuchte (grün) und die Windgeschwindigkeit (rot) eingetragen.

In der folgenden Tabelle sind die mittleren Emissionsfaktoren für den Vorgang „Beladen“, aufgeteilt auf die verschiedenen Feinstaubfraktionen, zusammengefasst.

Tabelle 6-8: Mittlere Emissionsfaktoren für den Vorgang „Beladen“.

| Fraktion          | Mittlerer Emissionsfaktor | Anteil am PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktor |
|-------------------|---------------------------|---|
| PM <sub>10</sub>  | 2,0 g/t                   | 100 %                                       |
| PM <sub>2,5</sub> | 0,18 g/t                  | 9 %   |
| PM <sub>1</sub>   | 0,04 g/t                  | 2 %   |

## 7 Vergleich mit der VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3

### 7.1 Berechnungsformeln der VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3

In der VDI-RL 3790, Blatt 3 sind Formeln angegeben, mit denen Emissionsfaktoren für folgende Umschlagvorgänge berechnet werden können:

- Kontinuierlicher Abwurf (z.B. Abwurf von Band)
- Diskontinuierlicher Abwurf (z.B. Abwurf per Bagger)
- Diskontinuierliche Aufnahme (z.B. Aufnahme per Bagger)

#### Kontinuierlicher Abwurf

Zur Abschätzung der Staubemission muss gemäß VDI-RL 3790, Blatt 3 zunächst die Größe  $q_{\text{norm}}$  berechnet werden. Diese beträgt für kontinuierliche Abwurfverfahren:

$$q_{\text{norm}} = a \cdot 83,3 \cdot M^{-0,5} \quad [\text{g/t} \cdot \text{m}^3/\text{t}]$$

M = Abwurfleistung in t/h

a = Faktor zur Berücksichtigung der Staubneigung

Der Parameter a enthält die Information, ob das Material staubarm ist (z.B. feuchtes Material wie Erde) oder ob es stark staubt (z.B. trockenes sehr feinkörniges Material). Der Parameter a errechnet sich dann folgendermaßen:

$$a = (10^b)^{0,5}$$

Die „Staubneigung“  $b$  des Materials wird in 5 Klassen eingeteilt (siehe Tabelle 7-1):

Tabelle 7-1: Staubneigung

| $b$ | Staubneigung                                    |
|-----|---|
| 0   | Material sehr feucht (z.B. aus einer Kiesgrube) |
| 2   | Staub nicht wahrnehmbar                         |
| 3   | Schwach staubend                                |
| 4   | Mittel staubend                                 |
| 5   | Stark staubend                                  |

Mit diesen Daten wird der Emissionsfaktor  $q_{Ab}$  folgendermaßen berechnet:

$$q_{Ab} = q_{norm} \cdot (H/2)^{1,25} \cdot (K_G/2) \cdot \rho_s \cdot k_U \quad [g/t]$$

$H$ = Fallhöhe des Materials

$\rho_s$ = Schüttdichte in  $[t/m^3]$  des Materials

$K_G$ = empirischer Korrekturfaktor, der das Abwurfverfahren berücksichtigt.  
Kontinuierlicher Abwurf von Band:  $K_G = 1$

$k_U$ = dimensionsloser Umfeldfaktor.

Der Umfeldfaktor berücksichtigt staubreduzierende Maßnahmen, die sich z.B. durch Einrichtungen zur Verminderung der Windangriffsfläche ergeben.

### Diskontinuierlicher Abwurf

Für den diskontinuierlichen Abwurf (z.B. Abwurf von Bagger) wird die Größe  $q_{norm}$  folgendermaßen berechnet:

$$q_{norm} = a \cdot 2,7 \cdot M^{-0,5} \quad [g/t \cdot m^3/t]$$

$M$  = abgeworfene Masse in t/Abwurf

$a$  = Faktor zur Berücksichtigung der Staubneigung

Mit diesen Daten wird der Emissionsfaktor  $q_{Ab}$  folgendermaßen berechnet:

$$q_{Ab} = q_{norm} \cdot (H/2)^{1,25} \cdot (K_G/2) \cdot \rho_s \cdot k_U \quad [g/t]$$

$H$ = Fallhöhe des Materials

$\rho_s$ = Schüttdichte in  $[t/m^3]$  des Materials

$K_G$ = empirischer Korrekturfaktor, der das Abwurfverfahren berücksichtigt.  
Diskontinuierlicher Abwurf von Bagger:  $K_G = 2$

$k_U =$  dimensionsloser Umfeldfaktor.

### Diskontinuierliche Aufnahme

Für die diskontinuierliche Aufnahme (z.B. Aufnahme per Bagger) wird die Größe  $q_{\text{norm}}$  folgendermaßen berechnet:

$$q_{\text{norm}} = a \cdot 2,7 \cdot M^{-0,5} \quad [\text{g/t} \cdot \text{m}^3/\text{t}]$$

$a =$  Faktor zur Berücksichtigung der Staubneigung

Die Masse  $M$  kann gemäß VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3 mit 100 t angesetzt werden, falls das Material vor der Aufnahme nicht zurechtgeschoben (zugetrimmt) werden muss.

Der Emissionsfaktor errechnet sich zu:

$$q_{\text{Auf}} = q_{\text{norm}} \cdot \rho_s \cdot k_U \quad [\text{g/t}]$$

## 7.2 Schreddern

Um den Vorgang des Schredderns nachzubilden, werden 4 staubemittierende Prozesse angesetzt:

- Aufnahme des Input-Holzes per Bagger
- Abwurf des Input-Holzes in den Aufgabetrichter des Schredders
- Staubemission des Schreddervorgangs (berechnet wie ein zusätzlicher Bandabwurf)
- Bandabwurf des zerkleinerten Materials auf Halde

Der Vorgang c) wird ausnahmsweise mit einbezogen, da aus dem Innenbereich des Schredders (Schnellläufer) noch sichtbare Staubemissionen im Bereich des Zuführbandes nach außen traten. Üblicherweise sind Zerkleinerungsaggregate so gekapselt, dass keine gesonderte Staubquelle zu berücksichtigen ist.

Die Parameter für den Vorgang „Schreddern“ sind:

- Aufnahme des Input-Holzes per Bagger
 

|            |  |
|------------|--|
| $\rho_s =$ | 0,2 t/m <sup>3</sup>   |
| $b =$      | 3 (schwach staubend entsprechend der Tabelle im Anhang der VDI-Richtlinie) |
| $M =$      | 700 t (Aufnahme ohne Zutrimmen)  |
| $K_U =$    | 0,9 (Halde)  |
- Abwurf von Bagger in Schredder
 

|            |   |
|------------|---|
| $\rho_s =$ | 0,2 t/m <sup>3</sup>  |
| $b =$      | 2 (Staub nicht wahrnehmbar entsprechend der Tabelle im Anhang der VDI-Richtlinie, da Aufgabetrichter befeuchtet wird) |

|                  |   |
|------------------|---|
| M =              | 0,2 t (Inhalt des Baggergreifers)       |
| H=               | 1 m (Abwurfhöhe in den Aufgabetrichter) |
| K <sub>G</sub> = | 2 (Greifer)                             |
| K <sub>U</sub> = | 0,9 (Trichter)                          |

## c) Staubemissionen des Zerkleinerers

|                  |   |
|------------------|---|
| ρ <sub>s</sub> = | 0,35 t/m <sup>3</sup>   |
| b=               | 2 (Staub nicht wahrnehmbar entsprechend der Tabelle im Anhang der VDI-Richtlinie) |
| M =              | 20 t/h  |
| H=               | 0,5 m (eine Bandübergabe)   |
| K <sub>G</sub> = | 1   |
| K <sub>U</sub> = | 0,9 (Trichter)  |

## d) Bandabwurf des zerkleinerten Materials auf Halde

|                  |   |
|------------------|---|
| ρ <sub>s</sub> = | 0,35 t/m <sup>3</sup>   |
| b=               | 2 (Staub nicht wahrnehmbar entsprechend der Tabelle im Anhang der VDI-Richtlinie) |
| M =              | 20 t/h  |
| H=               | 1,5 m (Abwurf auf Halde)  |
| K <sub>G</sub> = | 1   |
| K <sub>U</sub> = | 0,9 (Halde)   |

Da das Input-Holz zumeist nicht befeuchtet war, wird für dieses eine Staubneigung von 3 angesetzt. Der Aufgabetrichter wurde befeuchtet. Deshalb wird für die weiteren Vorgänge b) bis d) jeweils eine Staubneigung von 2 angesetzt.

Die Berechnungen zur Ermittlung des Emissionsfaktors sind in Tabelle 7-2 dargestellt.

Tabelle 7-2: Berechnung des Emissionsfaktors gemäß VDI 3790/3 für das Schreddern

| Stoff  | Menge     | Staub-<br>neigung | Verstau-<br>bungs-<br>koeffizient a | Abwurf-<br>höhe | $K_H$ | $K_{Gerät}$ | $K_{Um-feld}$ | Schütt-<br>dichte | Emissions-<br>faktor |
|--|-----------|-------------------|-------------------------------------|-----------------|-------|-------------|---------------|-------------------|----------------------|
|  | t/Vorgang |                   |                                     | m               |       |             |               | t/m <sup>3</sup>  | g/t                  |
| <b>Aufnahme des Input-Holzes per Bagger:</b> |           |                   |                                     |                 |       |             |               |                   |                      |
| Holz ungeschreddert                          | 700       | 3                 | 32                                  | -               | -     | -           | 0.9           | 0.2               | 0.6                  |
| <b>Abwurf von Bagger in Schredder:</b>       |           |                   |                                     |                 |       |             |               |                   |                      |
| Holz ungeschreddert                          | 0.2       | 2                 | 10                                  | 1               | 0.4   | 2.0         | 0.9           | 0.2               | 4.6                  |
| <b>Staubemission des Zerkleinerers:</b>      |           |                   |                                     |                 |       |             |               |                   |                      |
| Holz geschreddert                            | 20        | 2                 | 10                                  | 0.5             | 0.2   | 1.0         | 0.9           | 0.35              | 5.2                  |
| <b>Bandabwurf:</b>                           |           |                   |                                     |                 |       |             |               |                   |                      |
| Holz geschreddert                            | 20        | 2                 | 10                                  | 1.5             | 0.7   | 1.0         | 0.9           | 0.35              | 20.5                 |
| <b>Mittlerer Emissionsfaktor</b>             |           |                   |                                     |                 |       |             |               |                   | <b>30.8</b>          |

Der mittlere PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktor des Vorgangs „Schreddern“ wurde im vorliegenden Forschungsprojekt mit 6,9 g/t bestimmt. Geht man davon aus, dass mit den Berechnungsformeln der VDI-Richtlinie die Gesamtstaubemission ermittelt wird, so betrüge der PM<sub>10</sub>-Anteil etwa 22 %. Der PM<sub>2,5</sub>-Anteil läge bei etwa 3 % und der PM<sub>1</sub>-Anteil bei etwa 1 %.

### 7.3 Verladen

Das zerkleinerte Holz wurde nach dem Zerkleinern zumeist eine längere Zeit gelagert und konnte trocknen. Teilweise wurde auch trockenes zerkleinertes Holz angeliefert und verladen.

Die Parameter für das Verladen sind:

- a) Aufnahme des Materials per Bagger
- $\rho_s =$  0,35 t/m<sup>3</sup>
  - $b =$  2,5 (Mittelwert zwischen ‚schwach staubend‘ und ‚Staub nicht wahrnehmbar‘)
  - $M =$  1,4 t (mittlere Zuladung des Radladers)
  - $H =$  1,5 m (mittlere Abwurfhöhe in das Großraumfahrzeug)
  - $K_G =$  1,5 (Radlader)
  - $K_U =$  0,9 (Walking-Floor LKW)

Der Berechnungen zur Ermittlung des Emissionsfaktors sind in Tabelle 7-2 dargestellt.

Tabelle 7-3: Berechnung des Emissionsfaktors gemäß VDI 3790/3 für das Beladen mit zerkleinertem Holz

| Stoff                   | Volumen<br>m <sup>3</sup> | Menge<br>t/Vorgang | Staub-<br>neigung | Verstau-<br>bungs-<br>koeffizient<br>a | Abwurf-<br>höhe<br>m | K <sub>H</sub> | K <sub>Gerät</sub> | K <sub>umfeld</sub> | Schütt-<br>dichte<br>t/m <sup>3</sup> | Emissi-<br>ons-<br>faktor<br>g/t |
|-------------------------|---------------------------|--------------------|-------------------|--|----------------------|----------------|--------------------|---------------------|---------------------------------------|----------------------------------|
| <b>Abwurf Radlader:</b> |                           |                    |                   |  |                      |                |                    |                     |                                       |                                  |
| Holz geschreddert       | 4.0                       | 1.4                | 3                 | 32                                     | 1.5                  | 0.7            | 1.5                | 0.9                 | 0.35                                  | 11.9                             |

Im vorliegenden Forschungsprojekt wurde der mittlere PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktor mit ca. 2,0 g/t berechnet. Geht man davon aus, dass mit den Berechnungsformeln der VDI-Richtlinie die Gesamtstaubemission ermittelt wird, so betrüge der PM<sub>10</sub>-Anteil des Absetzens etwa 16%. Die PM<sub>2,5</sub>-Anteil betrüge etwa 2 % und der PM<sub>1</sub>-Anteil unter 1%.



## 8 Zusammenfassung

### 8.1 Aufgabenstellung

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) hat vom Umweltministerium Baden-Württemberg den Auftrag erhalten, Emissionsfaktoren für Staub, insbesondere der PM<sub>10</sub>-Fraktion, aus diffusen Quellen abzuleiten.

Die Untersuchungen wurden von der LUBW gemeinsam mit iMA Richter & Röckle durchgeführt. Im Einzelnen wurden folgende Schritte durchgeführt:

1. Recherche nach einem geeigneten Betrieb, an dem Messungen durchgeführt werden können
2. Erstellen einer Messplanung
3. Durchführung der Messungen
4. Statistische Auswertung der Messdaten
5. Durchführung von Modellsimulationen (Rückrechnung von der Immission auf die Emission)
6. Interpretation der Ergebnisse, Ableitung von Emissionsfaktoren

Die Messungen wurden an einem Betrieb zum Umschlag und zur Aufbereitung von Altholz durchgeführt.

Der vorliegende Bericht enthält die Schritte 5 und 6. Die vorangehenden Schritte sind in separaten Zwischenberichten dargestellt.

Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren wurde die Methode der ‚Doppelsummenanalyse‘ angewandt. Bei dieser Methode werden die Summen der berechneten und gemessenen Staubkonzentrationen gegeneinander aufgetragen und die Emission aus der Kurvensteigung abgeleitet. Die Methode ist relativ stabil gegenüber kleinen zeitlichen Versätzen zwischen den berechneten und gemessenen Konzentrationen, die sich nie ganz vermeiden lassen. Ferner können zeitliche Unterschiede der Emissionen und die dafür verantwortlichen Parameter analysiert werden.

### 8.2 Schreddern

Tabelle 8-1 enthält die mittleren Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“. Dieser Prozess setzt sich aus folgenden Schritten zusammen:

- Aufnahme des unzerkleinerten Holzes per Bagger mit Polypgreifer
- Aufgabe der unzerkleinerten Holzes in den Aufgabetrichter des Schredders
- Schreddern des Holzes mit einer rotierenden Schlegelwalze (Schnellläufer)
- Austrag und Abwurf der zerkleinerten Holzes auf Halde

Technische Daten wie Durchsatzleistungen, Hubmenge usw. können Kapitel 3.4 dieses Berichts entnommen werden.

Tabelle 8-1: Mittlere Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“

| Fraktion          | Mittlerer Emissionsfaktor | Anteil am PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktor |
|-------------------|---------------------------|---|
| PM <sub>10</sub>  | 6,9 g/t                   | 100 %                                       |
| PM <sub>2,5</sub> | 1,0 g/t                   | 15 %  |
| PM <sub>1</sub>   | 0,3 g/t                   | 4 %   |

Berechnet man den Gesamtstaub-Emissionsfaktor nach VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3 und vergleicht diesen mit dem PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktor der Tabelle 8-1, so kann der PM<sub>10</sub>-Anteil an der Gesamtstaubemission mit ca. 20 % abgeschätzt werden.

Weitere Untersuchungen zeigen, dass die PM<sub>10</sub>-Emissionen auch von meteorologischen Parametern, insbesondere der Windgeschwindigkeit und der relativen Luftfeuchte, abhängen (siehe Tabelle 8-2).

Tabelle 8-2: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“ unter Berücksichtigung der relativen Feuchte und der Windgeschwindigkeit

| Relative Feuchte [%] | Windgeschwindigkeit [m/s] | Emissionsfaktor [g/t] |
|----------------------|---------------------------|-----------------------|
| 50 % - 100 %         | > 0                       | 5                     |
| < 50 %               | 0 – 2,5                   | 7                     |
|                      | 2,5 – 4                   | 15                    |
|                      | > 4                       | 45                    |

Falls keine Informationen zur relativen Feuchte vorliegen, lassen sich die Ergebnisse folgendermaßen zusammenfassen:

Tabelle 8-3: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für den Vorgang „Schreddern“ in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit

| Windgeschwindigkeit [m/s] | Emissionsfaktor [g/t] |
|---------------------------|-----------------------|
| 0 – 2,5                   | 5                     |
| > 2,5                     | 15                    |

Die Methode nach Tabelle 8-3 führt zu etwas höheren Emissionen.

### 8.3 Verladen von zerkleinertem Holz

Tabelle 8-1 enthält die mittleren Emissionsfaktoren für den Vorgang „Verladen“. Dieser Prozess setzt sich aus folgenden Schritten zusammen:

- Aufnahme des zerkleinerten Holzes per Radlader
- Fahrten des Radladers von der Lagerhalde zum LKW und zurück
- Abwurf der zerkleinerten Holzes in den LKW (üblicherweise Großraumfahrzeug)

Tabelle 8-4: Mittlere Emissionsfaktoren für den Vorgang „Beladen“.

| Fraktion          | Mittlerer Emissionsfaktor | Anteil am PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktor |
|-------------------|---------------------------|---|
| PM <sub>10</sub>  | 2,0 g/t                   | 100 %                                       |
| PM <sub>2,5</sub> | 0,18 g/t                  | 9 %   |
| PM <sub>1</sub>   | 0,04 g/t                  | 2 %   |

Der Vergleich mit der VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3 zeigt, dass der PM<sub>10</sub>-Anteil an der Gesamtstaubemission mit ca. 15 % abgeschätzt werden kann.

Anders als beim Schreddern ist der jeweilige Zusammenhang der Emission von der Windgeschwindigkeit bzw. der relativen Feuchte weniger vom anderen Parameter beeinflusst wird. Diese Abhängigkeiten sind in den folgenden beiden Tabellen zusammengefasst.

Tabelle 8-5: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für den Vorgang ‚Beladen‘ in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit

| Windgeschwindigkeit [m/s] | Emissionsfaktor [g/t] |
|---------------------------|-----------------------|
| 0 - 2,5                   | 2                     |
| > 2,5                     | 7                     |

Tabelle 8-6: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für den Vorgang ‚Beladen‘ in Abhängigkeit von der relativen Feuchte

| Relative Feuchte [%] | Emissionsfaktor [g/t] |
|----------------------|-----------------------|
| 0 - 55               | 10                    |
| 55 - 75              | 2                     |
| 75-100               | 0,1                   |

Für den Inhalt

Claus-Jürgen Richter  
Diplom-Meteorologe

David Nies  
Diplom-Mathematiker

Freiburg, den 02.02.2015

## Literatur

**BGI 593:** "Schadstoffe beim Schweißen und bei verwandten Verfahren" in der Fassung vom November 2012

**4. BImSchV:** Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. Mai 2013, BGBl. I S. 973

**BAFU (Hrsg.). 2008:** Schäffeler. U.; Keller. M.: Treibstoffverbrauch und Schadstoffemissionen des Offroad-Sektors. Studie für die Jahre 1980-2020. Bundesamt für Umwelt, Bern. 2008,136. [www.umwelt-schweiz.ch/uw-0828-d](http://www.umwelt-schweiz.ch/uw-0828-d)

**BBodSchV:** Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Art. 5 Abs. 31 G v. 24.2.2012 I 212

**Bahmann. W.. N. Schmonsees. 2005a:** Geruchsausbreitung für Genehmigungszwecke. Immissionsschutz. Heft 1. Jahrgang 10 (2005). Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin, März 2005

**Bahmann. W.. N. Schmonsees. 2005b:** Zur Auswahl repräsentativer Jahre für Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL2000. In: AirScope - Beiträge zur Umweltmeteorologie (ISSN 1617-6162) Vol. 4. Nr. 6. Oktober 2005

**Bundesministerium für Wirtschaft. Familie und Jugend (Österreich):** Technische Grundlage zur Beurteilung diffuser Staubemissionen in der Fassung von 2013.

**Dahmen, E.R.; Hall, M.J. (1990):** Screening of Hydrological Data. International Institute for Land Reclamation and Improvement. Publication 49, 1990.

**Düring. I.. C. Sörgel. 2014:** Anwendung der Richtlinie VDI 3790 Blatt 3 in der Praxis. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, **1/2** 2014.

**Dyck, Siegfried, Hrsg.(1980):** Angewandte Hydrologie, Kap.2.3.2.

**EMEP/EEA. 2013:** Air pollutant emission inventory guidebook 2013. European Environment Agency, ISBN 978-92-9213-403-7.

**EG. 1997:** Richtlinie 97/68/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 1997 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte.

**EPA. 2011:** AP42. Fifth Edition. Volume I. Chapter 13: Miscellaneous Sources: 13.2.1 Paved Roads.

**Hansel, N.; Schäfer, U (1970):** Die Doppelsummenanalyse. WWT 20 (1970) 5.

**Janicke. U.. L. Janicke. 2004:** Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Immissionsschutz (TA Luft). Ing.-Büro Janicke. Dunum. Oktober 2004. im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Förderkennz. (UFOPLAN) 203 43 256

**Janicke. L.. U. Janicke. 2000:** „Vorschlag eines meteorologischen Grenzschichtmodells für Lagrangesche Ausbreitungsmodelle“. Berichte zur Umweltphysik 2. Ingenieurbüro Janicke. ISSN 1439-8222. September 2000.

**Janicke. L.. 2000:** A random walk model for turbulent diffusion. Berichte zur Umweltphysik. Nummer 1. Auflage 1. August 2000) ISS-Nr.: 1439-8222

**Janicke. L. et al.. 2001:** Papier („Anhang 2“) zum Workshop AUSTAL 2000 zur Formulierung des Anhanges 3 der künftigen TA Luft.

**Kummer. V.; van der Pütten. N.; Schneble. H.; Wagner. R.; Winkels. H.-J.:** Ermittlung des PM10-Anteils an den Gesamtstaubemissionen von Bauschuttzubereitungsanlagen. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 70 (2010). Seiten 478 – 482.

**Lahl. U.; Steven. W.. 2004:** Reduzierung von Partikelimmissionen – eine gesundheitspolitische Schwerpunktaufgabe. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft. 64. 2004. 325 – 331

**LUA NRW. 2004:** Abfalldatenblatt Altholz

**Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen:** Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmisions-Richtlinie. Merkblatt 56. Essen. 2006

**Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2008):** Regionale Klimadiagnose. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 5/2008.

**Niemeyer, H.D. (1995):** Determination of changes of mean tidal peaks and range in the Elbe estuary do the waterway deeping 13,5 m below chart datum (in Germany). Bund-Länder Arbeitsgruppe Beweissicherung zum KN-13,5m Ausbau von Außen- und Unterelbe, Kiel/Lüneburg, Juni 1995.



**Pieper. H.. 1995:** Ein Verfahren zur Beurteilung der Staubentwicklung beim Umschlag von Schüttgütern. Teil 1. Staub - Reinhaltung der Luft. 55 (1995). Nr. 1. S. 25-29

**Pieper. H.. 1995:** Ein Verfahren zur Beurteilung der Staubentwicklung beim Umschlag von Schüttgütern. Teil 2. Staub - Reinhaltung der Luft. 55 (1995). Nr. 2. S. 71-73

**Pieper. H.. 1995:** Ein Verfahren zur Beurteilung der Staubentwicklung beim Umschlag von Schüttgütern. Teil 3. Staub - Reinhaltung der Luft. 55 (1995). Nr. 3. S. 107-110

**Remus. R.. 2004:** Feinstaub (PM10) - Emissionen. Immissionsbegrenzungen. Messungen. Maßnahmen. (insbesondere Tabelle: Staubemissionen 1996 in Deutschland. Schätzung Feinstaub PM10 (ohne natürliche Quellen)). Gefunden in: UBMEDIA Fachdatenbank. 08/2004. Beiträge zu verschiedenen Themenbereichen.

**Schneider. C.; Niederau. A.; Schulz. T.. Brandt. A. 2006:** Ermittlung der durch Aufwirbelung und Abrieb im Straßenverkehr verursachten PM10-Emissionen. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 10-2006. Seiten 436-439

**TA Luft. 2002:** Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI Nr. 25-29 vom 30.07.2002 S 511)

**TRGS 900. 2014:** Technische Regeln für Gefahrstoffe: Arbeitsplatzgrenzwerte. Ausgabe: Januar 2006 BArBI Heft 1/2006 S. 41-55; zuletzt geändert und ergänzt: GMBI 2014 S. 271-274 v. 2.4.2014 [Nr. 12]

**UBA. 2010:** Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs; Version 3.1; Umweltbundesamt; Berlin; 2010

**UBA. 2002:** Klimont. Z.; Cofala. J.; Bertok. I.; Amann. M.; Heyes. C.; and F. Gyarmas: Modelling Particulate Emissions in Europe; A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs; Interim Report IR-02-076; International Institute for Applied Systems Analysis; Laxenburg; Austria. 2002 (Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt. Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 299 43 249)

**VDI-Richtlinie 3782. Blatt 1:** Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Gauß'sches Fahnenmodell zur Bestimmung von Immissionsgrößen. August 2009

**VDI-Richtlinie 3783. Blatt 13:** Umweltmeteorologie. Qualitätssicherung in der Immissionsprognose. Anlagenbezogener Immissionsschutz. Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft. Januar 2010

**VDI-Richtlinie 3790. Blatt 1:** Emissionen von Gasen. Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Grundlagen. Januar 2005.

**VDI- Richtlinie 3790. Blatt 2:** Emissionen von Gasen. Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Deponien. Dezember 2000.

**VDI- Richtlinie 3790. Blatt 3:** Emissionen von Gasen. Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen. Lagerung. Umschlag und Transport von Schüttgütern. Januar 2010.

**Weiss, L.L.; Wilson, W.T. (1953):** Evaluation of significance of slope changes in double-mass curves. Trans. Am. Geophys. Un., Vol. 34, No. 6.