



Lufthygienische Situation an der Seebahnstrasse 2006-2011

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

BERICHT

Bericht Nr. 20111125

Verfasser/in:

Markus Scheller, wissenschaftlicher Mitarbeiter
Fachbereich Labor

Zürich, November 2011

Gesundheits- und Umweltdepartement



Impressum

Herausgeberin

Stadt Zürich

Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich UGZ

Abteilung Umwelt
Fachbereich Labor
Walchestrasse 31
8021 Zürich

Sachbearbeitung

Noël Rederlechner

Susanne Schlatter

Thomas von Allmen

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	2
3	Glossar	3
4	Messorte, Messprogramm und Verkehr.....	4
5	Passivsammlermessung	8
6	PM10 Messungen	12
7	Inhaltsstoffe PM10	22
8	Meteorologie im Bahneinschnitt.....	26
9	Schlussfolgerungen	30
10	Literatur.....	32

1 Zusammenfassung

Erste Immissionsmessungen von Stickstoffdioxid (NO₂) mit Passivsammlern [1] ergaben für das Jahr 2006 an einem Messort unmittelbar an der Seebahnstrasse eine massive Stickstoffdioxid-Belastung mit einem Jahresmittelwert von 83 µg/m³. Dies entspricht nahezu dem Dreifachen des Immissionsgrenzwerts in der Luftreinhalte-Verordnung [2].

Die Messwerte lagen deutlich ausserhalb der bisher angewandten Überführung des Passivsammler-Messverfahrens auf das Referenzverfahren für Stickstoffdioxid (Chemilumineszenz) [3, 4]. Um die Vergleichbarkeit der Messungen mit Passivsammlern mit denjenigen des Referenzverfahrens [5] auch bei derart hohen Belastungen zu validieren, wurden im August 2007 mit einer mobilen Messstation an der Seebahnstrasse zusätzliche kontinuierliche Messungen durchgeführt. Dabei wurden nicht nur die Stickoxid-Belastungen, sondern auch die Luftbelastung durch Feinstaub PM10 mit erfasst.

Bereits nach kurzer Zeit fielen wiederholt kurzzeitige, extreme Spitzenbelastungen durch Feinstaub PM10 auf. Es zeigte sich bald, dass diese Spitzen wetter- und tageszeitabhängig waren. Der Vergleich der PM10-Werte mit den primär emittierten Schadstoffen des Verkehrs (NO, CO) schloss den motorisierten Verkehr als Verursacher der Feinstaubspitzen aus. Die nahe gelegenen Holzfeuerungen kamen ebenfalls nicht als Verursacher in Frage. Beobachtungen vor Ort liessen den Verdacht zu, dass der Schienenverkehr im Bahneinschnitt an der Seebahnstrasse für die PM10-Spitzen verantwortlich war. Die nachträgliche Analyse der stofflichen Zusammensetzung der Filterproben, mit enthaltenen PM10-Spitzen, erhärtete diesen Verdacht zusätzlich.

In einer zweiten Messkampagne mit der mobilen Messstation und spezifischem Augenmerk auf die Feinstaub PM10-Spitzen wurden diese 2008 genauer untersucht. Dazu erfassten zwei kontinuierliche PM10-Monitore, parallel neben einem High Volume Sammler (HVS) und zwei Partikelzählern die Belastungen durch partikelförmige Luftschadstoffe. Eine ereignisgesteuerte Webcam im Bahneinschnitt sorgte für eine bildliche Erfassung der Zugspassagen. Es zeigte sich, dass ein direkter Zusammenhang zwischen Zugpassagen, insbesondere des Güterverkehrs, sowie bestimmter Wetterbedingungen und den PM10-Spitzen besteht.

Die Analyse der HVS-Filter mittels Röntgenfluoreszenz (XRF) zeigte hohe Eisengehalte in Filtern von Tagen mit Feinstaubspitzen. Zusätzlich wurde auch Kupfer gemessen, welches im Gegensatz dazu am strassenbelasteten Messort Schimmelstrasse praktisch nicht in Erscheinung trat. Aufnahmen mit einem Rasterelektronenmikroskop der hoch belasteten Filter zeigten plättchenförmige Teilchen, welche in einer Einzelanalyse mit EDX-Verfahren (energy dispersive X-ray) als eisenhaltige Partikel identifiziert wurden. Die Grösse und die Form dieser Metallpartikel liessen den Schluss zu, dass es sich um Produkte von Abriebprozessen handeln musste.

Der Einfluss der PM10-Spitzen auf die einzelnen Tagesmittelwerte war beträchtlich. Die Mittelwerte wurden durch die Feinstaubspitzen um bis zu 30 µg/m³ erhöht. An den untersuchten Tagen mit Feinstaubspitzen können 30% - 40% des Tagesmittelwerts auf die PM10-Spitzen zurückgeführt werden.

Der Effekt auf die gesundheitlichen Auswirkungen ist schwierig abzuschätzen. Die PM10-Spitzen waren durch relativ grobe Partikel (1 - 10 µm) geprägt, was zur Folge hat, dass sie nicht sehr tief in die Atemwege vordringen und vom Körper auch wieder ausgearbeitet werden können. Die Analyse der Partikel zeigt jedoch auch gesundheitlich bedenkliche Anteile wie Chrom oder Blei. In welchen Verbindungen diese Metalle in den Partikeln jedoch vorlagen, wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht geklärt.

2 Einleitung

Erste kontinuierliche Messungen an der Seebahnstrasse erfolgten 2007 mit einer mobilen Messstation. Um einen besseren Bezug zum Verkehrsgeschehen herstellen zu können, wurde die Messstation zusätzlich mit Analysatoren zur Messung von Kohlenmonoxid (CO) und Feinstaub PM10 ausgerüstet. Im Verlauf der Messungen fielen wiederholt extreme Spitzenbelastungen durch Feinstaub PM10 auf. Kurzfristige Spitzenmesswerte (Minutenmittelwerte) im Bereich von mehreren Hundert $\mu\text{g}/\text{m}^3$ waren keine Seltenheit (Abb. 1). Eine Fehlfunktion des Messgeräts konnte nach wiederholter Überprüfung ausgeschlossen werden.

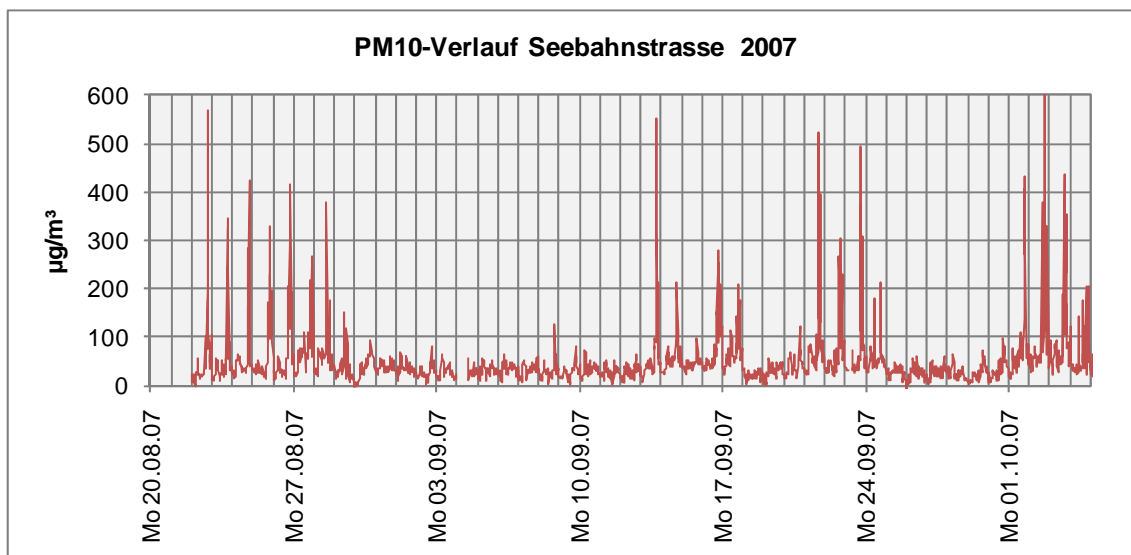


Abb. 1 Auffällige PM10-Spitzenbelastungen während der ersten Messperiode

Um der Ursache der hohen Feinstaub PM10-Werte auf den Grund zu gehen, wurden mehrere Begehungen in den späten Nachmittags- und frühen Abendstunden, der hauptsächlichen Erscheinungszeit der Feinstaubspitzen durchgeführt.

Dabei konnten folgende Beobachtungen gemacht werden:

- Die Stickoxid- und Kohlenmonoxid-Messwerte bleiben während der Feinstaubspitzen im Grossen und Ganzen unbeeinflusst.
- Ein Zusammenhang zwischen den Feinstaubspitzen und den Holzfeuerungen der nahe gelegene Genossenschaftssiedlung Erismannhof scheint nicht zu bestehen, da keine entsprechenden Gerüche während den Feinstaubepisoden wahrgenommen werden konnten.
- Ein vager Geruch nach heissen Brems- oder Kupplungsbelägen, bzw. Metallschleifarbeiten begleitet die PM10-Spitzen.
- Im Scheinwerferlicht der Züge kann eine deutliche Lufttrübung beobachtet werden.
- Es zeigt sich, dass unter gewissen Voraussetzungen (strukturierte, gemischte Güterzüge oder sich kreuzende Personenzüge) die Luft im Bahneinschnitt kräftig und auf den Brücken darüber sehr gut spürbar, verwirbelt wird.

Diese Beobachtungen führten zu der folgenden Hypothese:

- Bei klarem, sonnigem Wetter kann sich im Bahneinschnitt bei sinkendem Sonnenstand und schneller Abkühlung des Gleisfelds in den Abendstunden eine Bodeninversion bilden, in welcher sich Feinstaub ansammeln kann. Unter bestimmten Voraussetzungen wird der Bahneinschnitt regelrecht ausgeblasen. Dies führt in der näheren Umgebung zu den hohen Schadstoffwerten. Entsprechend dürften die Feinstaub-Episoden durch die Bahn verursacht werden.

Die erste Messphase dauerte von Ende August 2007 bis im März 2008. Die Resultate dieser Messung zeigten, dass eine genauere Untersuchung der Schadstoffsituation vor Ort wichtige Informationen über die Quellenzuordnung der Feinstaubspitzen geben konnte. Deshalb wurde in einer zweiten Messphase, von August 2008 bis Oktober 2008, für knapp zwei Monate das Messfahrzeug des AWEL am selben Messort positioniert.

Das Hauptaugenmerk lag in dieser zweiten Phase auf der zeitlich hochaufgelösten Erfassung der PM10-Konzentration, der Partikelanzahl und Informationen zu Partikelgrößenverteilungen, sowie auf den Inhaltsstoffen des Feinstaubes. Zudem wurden die Temperatur und die Luftströmung im Bahneinschnitt erfasst. Die Zugdurchfahrten erfasste eine Webcam im Bahneinschnitt. Das Ziel dieser zweiten Messphase war es, eine eindeutige Quellenzuordnung der Feinstaubspitzen zu ermöglichen.

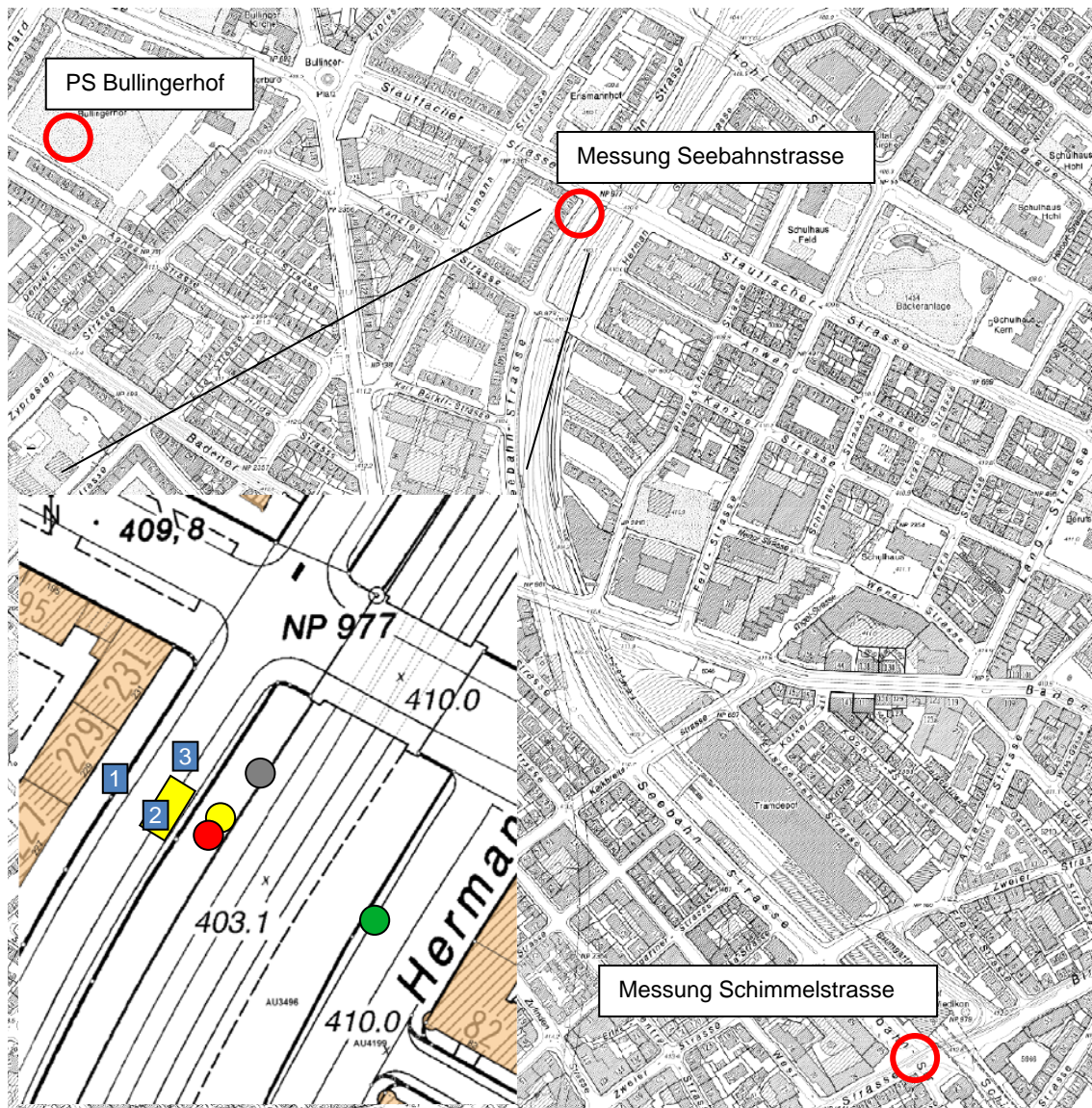
3 Glossar

AWEL	Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft
BSE	Backscattered Electrons
CPC	Kondensationspartikelzähler (TSI CPC 3775)
EC	Elementarer Kohlenstoff
EDX	Energy Dispersive X-Ray
ELPI	Electrical Low Pressure Impactor
FH62 I-R	Betameter, PM10-Online Monitor
HVS	Digitel DHA-80 High Volume Sampler, gravimetrisches Messverfahren (Referenzverfahren nach Konvention)
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxide (NO und NO ₂ zusammengefasst)
O ₃	Ozon
OC	Organischer Kohlenstoff
PM10	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner gleich 10 Mikrometer
PS	Passivsammler
REM	Rasterelektronenmikroskop
TEOM	Tapered Element Oscillating Microbalance, PM10-Online Monitor
Thygan	Ventiliertes Thermo-Hygrometer (Taupunktbestimmung)
XRF	Röntgenfluoreszenz

4 Messorte, Messprogramm und Verkehr

4.1 Messorte

In Abb. 2 sind die Positionen der Messgeräte im Bahneinschnitt während der zweiten Messphase dargestellt. Zudem sind die Positionen des Messfahrzeugs und der Passivsammler während beider Messphasen zu erkennen. In Abb. 3 ist dies nochmals, an Hand eines Querschnittes des Bahneinschnittes, schematisch dargestellt. Nur in der zweiten Messphase erfassten zwei Passivsammler im Bahneinschnitt vier Zweiwochen-Proben.



- | | | | |
|---|-------------------------------|---|----------------------------------|
| 1 | PS Seebahnstrass 229 | ● | Webcam |
| 2 | PS Seebahnstrasse Messstation | ● | T, p, Hr, PS Bahneinschnitt West |
| 3 | PS Seebahnstrasse Ost | ● | Wind |
| ■ | Messfahrzeug | ● | T, p, Hr, PS Bahneinschnitt Ost |

Abb. 2 Messorte während den beiden Messphasen an der Seebahnstrasse

Das Messfahrzeug befand sich während beiden Messphasen auf der östlichen Strassenseite der Seebahnstrasse, auf der Höhe des Hauses Nummer 229. In ca. 30 Metern Entfernung befindet sich die Kreuzung Stauffacherstrasse/Seebahnstrasse. Der Rückstau vor der Lichtsignalanlage dieser Strassenkreuzung reichte oft bis zum Messfahrzeug zurück. Auf der westlichen Seite der Seebahnstrasse erstreckt sich eine Blockrandbebauung, während die östliche Seite durch den Bahneinschnitt und eine Baumallee begrenzt wird.

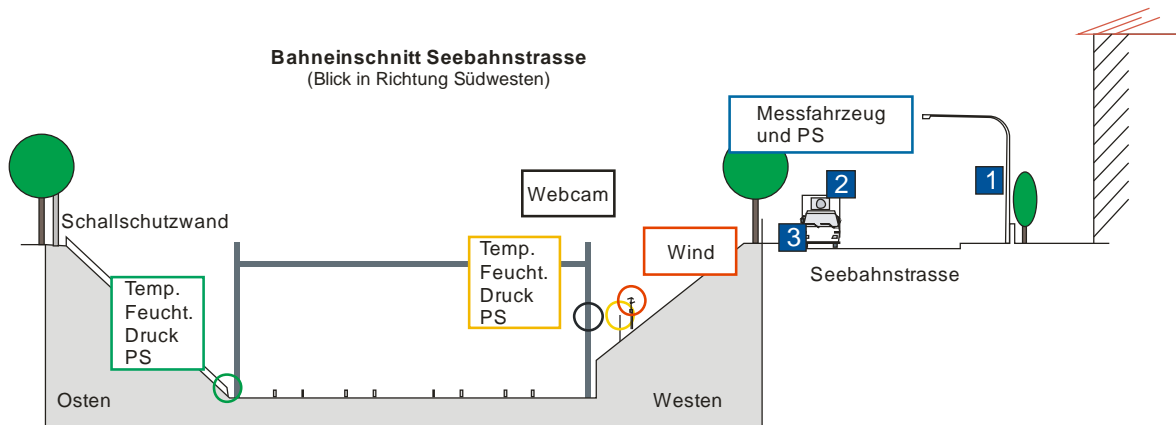


Abb. 3 Standorte der Messeinrichtungen, dargestellt an Hand eines Querschnittes der Seebahnstrasse und des Bahneinschnittes



Abb. 4 Situation am Messort Seebahnstrasse

Der Passivsammler (PS) "Seebahnstrasse Messstation" war am Messfahrzeug, direkt am Fahrbahnrand auf ca. drei Metern Höhe montiert, während der ebenfalls am Fahrbahnrand montierte Passivsammler "Seebahnstrasse Ost" auf gut anderthalb Metern Höhe angebracht war.

4.2 Messprogramm

Die gesamte Messung war in zwei Perioden unterteilt. In der ersten Messperiode kam das UGZ-Messfahrzeug zum Einsatz. In der zweiten Messphase, mit der Fokussierung auf den Feinstaub PM10 und dem damit verbundenen erhöhten Platzbedarf, wurde das Messfahrzeug des AWEL eingesetzt.

In der zweiten Messung kamen insgesamt fünf Staubmessgeräte parallel zum Einsatz. Zwei kontinuierliche PM10 Monitoren (Eberline FH 62 I-R, TEOM), zwei Partikelzählgeräte (CPC, ELPI) und die PM10-Referenz (HVS). Die Messwerte der PM10-Monitore lagen in Minutenmit-

telwerten vor, während der HVS zeitweise 6 Stunden-Proben lieferte. Damit konnten die Feinstaubspitzen zeitlich möglichst gut aufgelöst erfasst werden.

Tab. 1 Gemessene Parameter, eingesetzte Geräte und die Einsatzdauer während der ersten Messperiode

1. Messperiode			
Parameter	Messgerät	Messbeginn	Messende
NO₂	Passivsammler UGZ	1. Jan. 07	31. Dez. 08
NO_x, NO, NO₂	Horiba APNA 360 CE	22. Aug. 07	24. Mär. 08
O₃	Horiba APOA 360 CE	22. Aug. 07	24. Mär. 08
CO	Horiba APMA 360 CE	28. Aug. 07	24. Mär. 08
PM₁₀	Eberline FH62 IR	22. Aug. 07	24. Mär. 08
PM₁₀	Digitel HVS DHA 80	22. Aug. 07	24. Mär. 08

Tab. 2 Gemessene Parameter, eingesetzte Geräte und die Einsatzdauer während der zweiten Messperiode

2. Messperiode			
Parameter	Messgerät	Messbeginn	Messende
NO₂	Passivsammler UGZ	1. Jan. 08	31. Dez. 08
NO_x, NO, NO₂	APNA 360CE	27. Aug. 08	20. Okt. 08
O₃	APOA 360CE	27. Aug. 08	20. Okt. 08
Partikelanzahl	ELPI	27. Aug. 08	20. Okt. 08
Partikelanzahl	TSI CPC 3775	27. Aug. 08	20. Okt. 08
PM₁₀	Eberline FH62 IR	27. Aug. 08	8. Okt. 08
PM₁₀	Digitel HVS DHA-80	27. Aug. 08	23. Okt. 08
PM₁₀	TEOM 1400ab FDMS	27. Aug. 08	8. Okt. 08
Temperatur/Feuchte	Thygan VTP6	1. Sept. 08	20. Okt. 08
Temperatur/Feuchte/Druck	MSR Logger	3. Sept. 08	15. Okt. 08
Wind	Metek USA-1	27. Aug. 08	20. Okt. 08
Video-Aufzeichnung (Webcam)	Robotix D10D	29. Aug. 08	20. Okt. 08

4.3 Verkehr 2008 und 2011

Die Seebahnstrasse war vor dem Mai 2009 Teil der Nord-Süd-Transitachse in Zürich. Pro Tag befuhren sie im Bereich der Zählstelle Seebahnstrasse 251 knapp 30'000 Fahrzeuge. Der Schwerverkehrsanteil belief sich durchschnittlich auf hohe 6-7% [6]. Als der Uetlibergtunnel eröffnet wurde, begannen im Zuge flankierenden Massnahmen zur Westumfahrung Zürich, die Bauarbeiten in der Stadt Zürich. Eine Reduktion der Fahrspuren auf der Seebahnstrasse sorgte in dieser Zeit für weniger Verkehr. Mit der Beendigung der Bauarbeiten an der Seebahnstrasse,

wurde die Fahrbahn in Richtung Sihlhölzli freigegeben und die Fahrzeugzahlen stiegen wieder an. Der Schwerverkehrsanteil stieg bis jedoch nicht wieder auf frühere Werte an. Nach Schätzungen des Tiefbauamtes [7] der Stadt Zürich könnte die Seebahnstrasse nach Abschluss aller Bauarbeiten, als innerstädtische Hauptverbindungsstrasse, jedoch eine Mehrbelastung bis zu 20% erreichen.

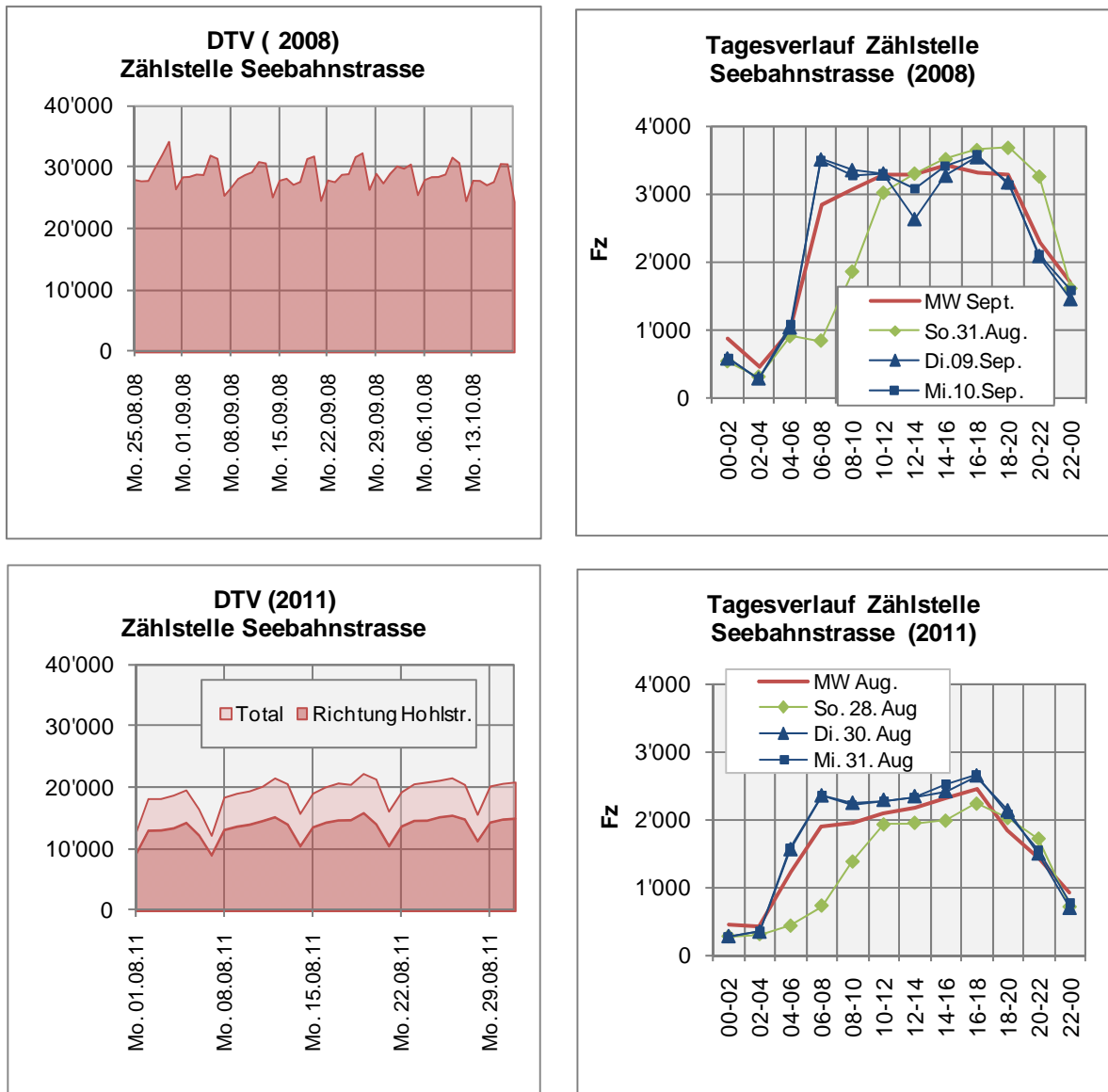


Abb. 5 Verkehr an der Seebahnstrasse im Bereich der Messstation

5 Passivsammlermessung

Die Passivsammlermessungen begannen an der Seebahnstrasse 2006 mit dem Messort „Seebahnstrasse 229“, welcher ein Jahresmittelwert von $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergab. Solch hohe NO_2 -Werte lagen ausserhalb der Kalibrationsfunktion der Passivsammler auf das Referenzverfahren. Auf Grund dieser sehr hohen Werte, wurde im Mai 2007 ein zweiter Passivsammler zur Verifizierung auf der gegenüberliegenden Strassenseite montiert (Seebahnstrasse Ost). Diese Messung sollte zeigen, ob bei einem Einsatz eines Messfahrzeugs auf der gegenüberliegenden Strassenseite, ähnlich hohe NO_2 -Werte zu erwarten wären, wie sie auf der bebauten Strassenseite registriert wurden. Erste Auswertungen ergaben im Vergleich mit „Seebahnstrasse 229“ ca. 20% niedrigere Belastungen. Mit Blick auf die Kalibrationsfunktion, liess dies einen Vergleich mit NO_x -Monitoren, aber immer noch als interessant erscheinen.

5.1 Erfasste Belastungen

Obwohl der PS Seebahnstrasse 229 mit knapp drei Metern den grössten Abstand zur Fahrbahn aufweist, verzeichnet er doch die höchste Belastung der drei Passivsammler. Wahrscheinlich entsteht auf Grund der Ausrichtung der Häuserfront quer zur Hauptwindrichtung ein Windschatten, welcher die Anreicherung der Schadstoffe begünstigte. Zudem emittieren viele Lastwagen in Fahrtrichtung gesehen auf ihrer linken Seite die Abgase und somit direkt zum PS Seebahnstrasse 229. In solchen Fällen dürfte die lediglich fünf Meter entfernte Häuserfront die Ausbreitung der Abgase behindert haben.

Tab. 3 Vergleich der NO_2 -Mittelwerte der ersten und zweiten Messperiode an der Seebahnstrasse

NO_2-Belastung am Messort Seebahnstrasse, 1. Phase, 2007/2008				
Messperiode Di. 28.08.07 - Di. 18.3.08	Seebahnstrasse Messstation NO_x-Monitor	Seebahnstrasse Messstation (PS)	Seebahnstrasse rechts (PS)	Seebahnstrasse 229 (PS)
Mittelwert	$62 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$69 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$65 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$77 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Monitor/PS	100%	111%		
PS/PS		90%	85%	100%
NO_2-Konzentrationen am Messort Seebahnstrasse, 2. Phase, 2008				
Messperiode Di. 2.9.08 - Di. 21.10.08	Seebahnstrasse Messstation NO_x-Monitor	Seebahnstrasse Messstation (PS)	Seebahnstrasse rechts (PS)	Seebahnstrasse 229 (PS)
Mittelwert	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$52 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$53 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$65 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Monitor/PS	100%	105%		
PS/PS		80%	81%	100%

In Tab. 3 sind die NO_2 -Mittelwerte der beiden Messperioden notiert. Während beiden Messperioden wurden die höchsten Messwerte an der Messstelle Seebahnstrasse 229 gemessen. Die Messorte auf der gegenüberliegenden Strassenseite wiesen mindestens 10% niedrigere Werte auf. Zudem überschätzte der Passivsammler Seebahnstrasse Messstation in beiden Messperioden die vom elektronischen Monitor gemessenen NO_2 -Konzentrationen um mindestens fünf Prozent.

Während der PS Messstation in der ersten Messperiode knapp drei Meter über Grund montiert war, hing er in der zweiten Messperiode ab August 2008 in über vier Metern Höhe (Abb. 6). Dies könnte erklären, dass der PS Messstation in der zweiten Messperiode tiefere Messwerte lieferte als der PS Seebahnstrasse Ost. In der ersten Messperiode verzeichnete nämlich der PS Seebahnstrasse Ost noch um $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höhere Werte. Auch der Vergleich mit dem Monitor vor Ort ergab verschiedene Resultate: In der ersten Phase war der Passivsammler 11% höher als der Monitor, während er in der zweiten Phase nur noch 5% höher war.

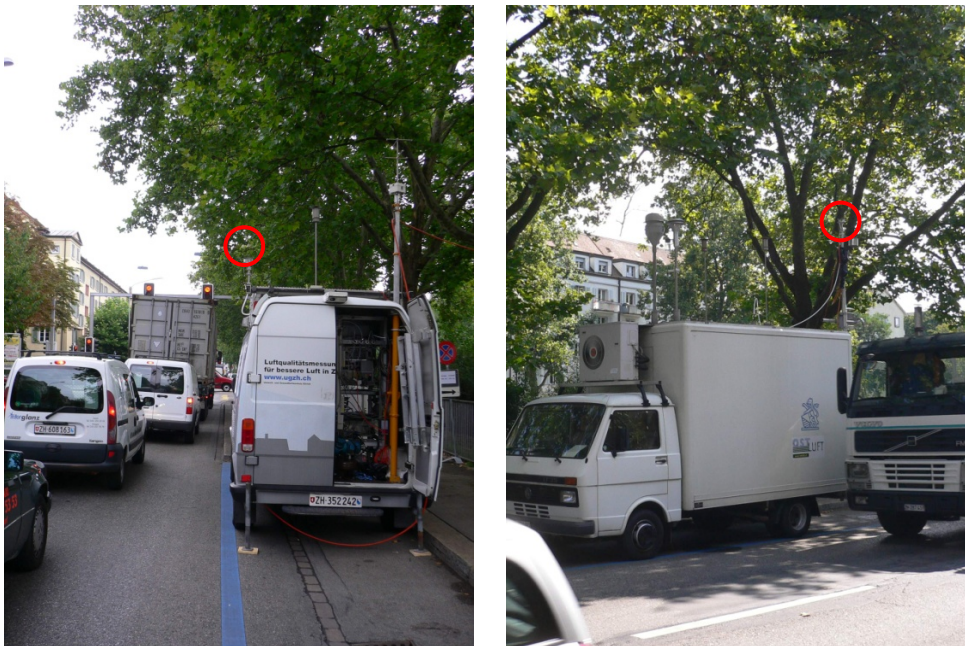


Abb. 6 Positionen der Passivsammler während der ersten (links) und der zweiten Messperiode (rechts) an der Seebahnstrasse

5.2 Vergleich mit der OSTLUFT-Kalibrationsfunktion

Der Umwelt- und Gesundheitsschutz (UGZ) führt im Auftrag von OSTLUFT die Messungen von NO_2 mittels Passivsammlern aus. Wurden die Messwerte der Seebahnstrasse mit der Kalibrationsfunktion für Passivsammler von OSTLUFT aus dem Jahr 2008 verglichen, passten sie sich relativ gut ein. Verglichen mit der Funktion von 2007, überschätzten die Passivsammler an der Seebahnstrasse die NO_2 -Konzentration. Zur Überführung der PS-Messwerte auf das Referenzverfahren, wurde die Kalibrationsfunktion von 2007 verwendet (Abb. 7).

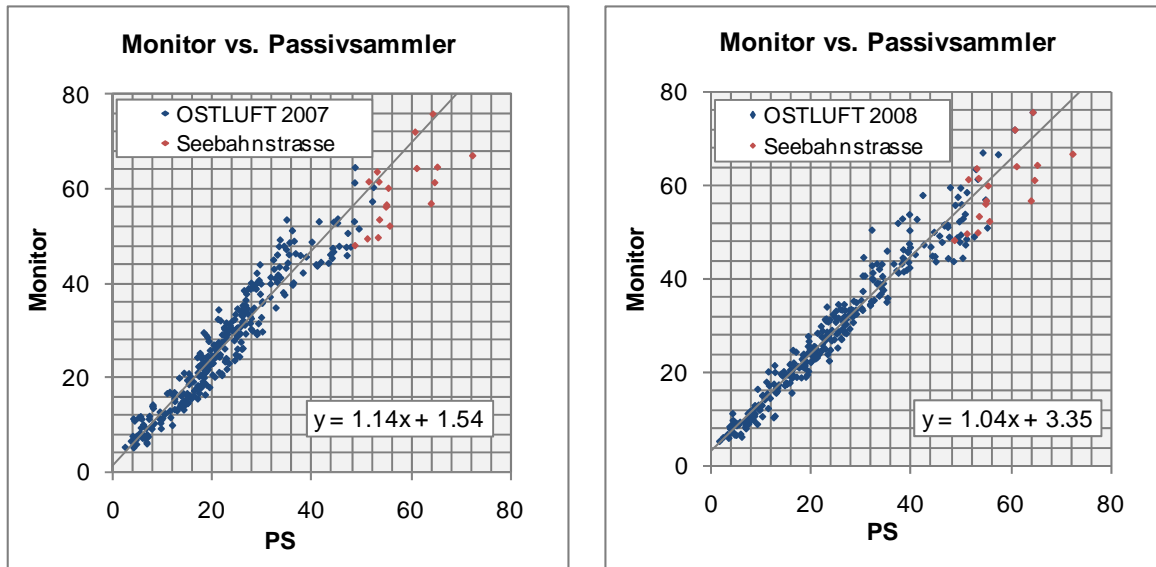


Abb. 7 Vergleich zwischen Passivsammler- und kontinuierlichem Messverfahren 2007 und 2008

5.3 NO₂-Belastung an der Seebahnstrasse 229 von 2005 - 2011

Bis Mai 2009 und der Eröffnung des Uetlibergtunnels war die Seebahnstrasse eine Transitachse in Zürich. Mit Beginn der Umsetzung der flankierenden Massnahmen und der entsprechenden Bautätigkeit nahm der Verkehr stark ab, dafür führten Stickoxidemissionen der Baustellen zu teils erhöhten NO₂-Messwerten. Ab Anfang August 2010, nach Abschluss der Bauarbeiten wurde die Seebahnstrasse für den Gegenverkehr geöffnet und die Anzahl Fahrzeuge nahm wieder zu. Der Anteils des Schwerververkehrs hat dabei jedoch deutlich abgenommen [8]. Diese Entwicklung ist in Abb. 8 an Hand des NO₂-Verlaufes sichtbar. Im Frühling 2009 nahm die NO₂-Belastung nach der Inbetriebnahme der Westumfahrung rasch ab und begann mit dem Ende der Bautätigkeiten an der Seebahnstrasse wieder langsam anzusteigen.

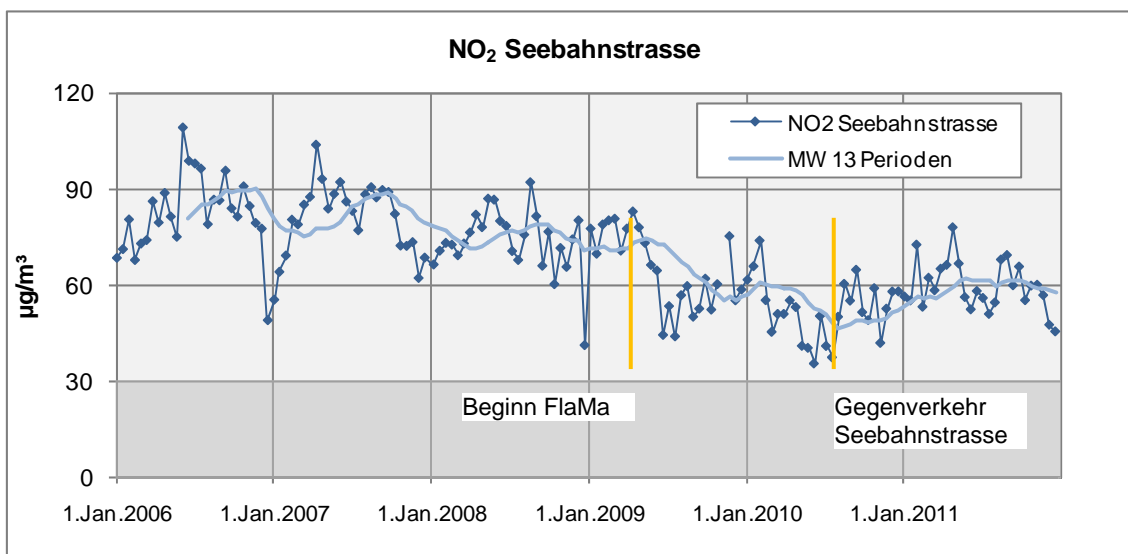


Abb. 8 NO₂-Belastung an der Seebahnstrasse 229 im Verlauf der letzten fünf Jahre

5.4 NO₂-Belastungsverlauf Seebahnstrasse im Vergleich

Werden die Jahresmittelwerte der Seebahnstrasse mit dem Hintergrundmesswert vom Bullingerhof verglichen, ist zu erkennen, dass sich die Hintergrundbelastung des Gebietes in der Zeitspanne von 2006 bis 2011 praktisch nicht verändert hat. Sie lag durchwegs im Bereich des LRV-Grenzwertes für NO₂ [2]. Auch ein typischer Messort für eine mittlere städtische Belastung, die Stampfenbachstrasse, zeigte in dieser Zeitspanne ebenfalls eine relativ konstante NO₂-Belastung. Die beträchtliche Belastungsabnahme an der Seebahnstrasse ist ausschliesslich auf die Änderungen der Verkehrsmenge und der -zusammensetzung vor Ort zurückzuführen. Der NO₂-Jahresmittelwert der Seebahnstrasse von 2011 unterstreicht diese Aussage, indem sich die seit 2010 angestiegenen Verkehrszahlen in den NO₂-Werten niederschlagen.

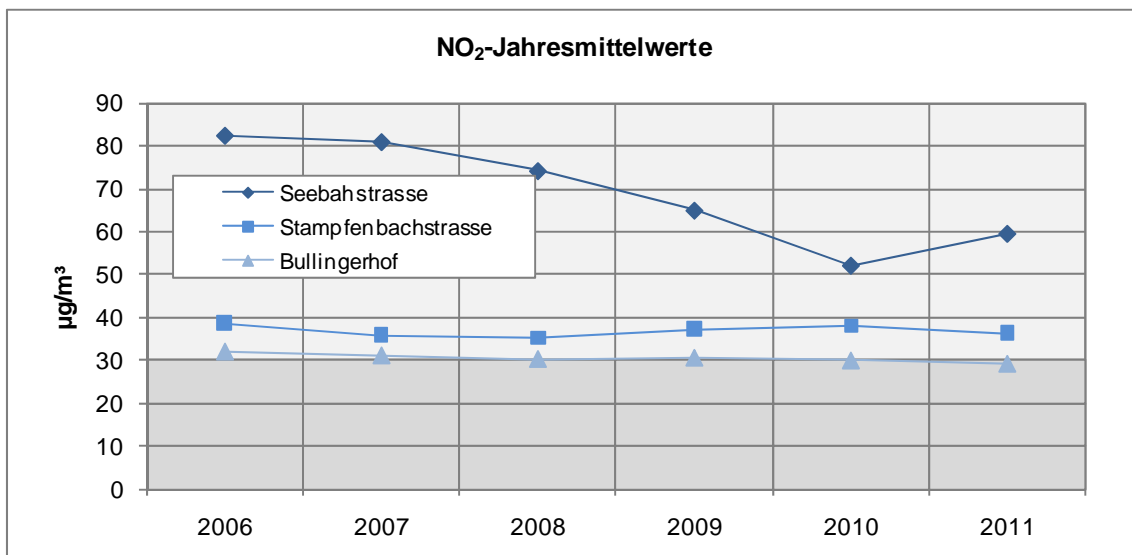


Abb. 9 Jahresmittelwerte an der Seebahnstrasse 229, im Vergleich mit dem Messort Bullingerhof (Hintergrund) und der Stampfenbachstrasse (mittlere städtische Belastung)

5.5 NO₂ im Bahneinschnitt

Während der zweiten Messphase wurden neben den drei Passivsammlern an der Seebahnstrasse zwei weitere Sammler im Bahneinschnitt betrieben. An beiden Seiten des Bahndammes wurde je ein PS aufgestellt. Wie erwartet zeigte es sich, dass die NO₂-Werte bei einer Distanz von 10 Metern zur Fahrbahn (PS Einschnitt West) bereits deutlich abnehmen und sich bei gut 30 Metern Abstand (PS Einschnitt Ost) sich dem Hintergrundwert des Bullingerhofs bereits stark annähern (Abb. 10).

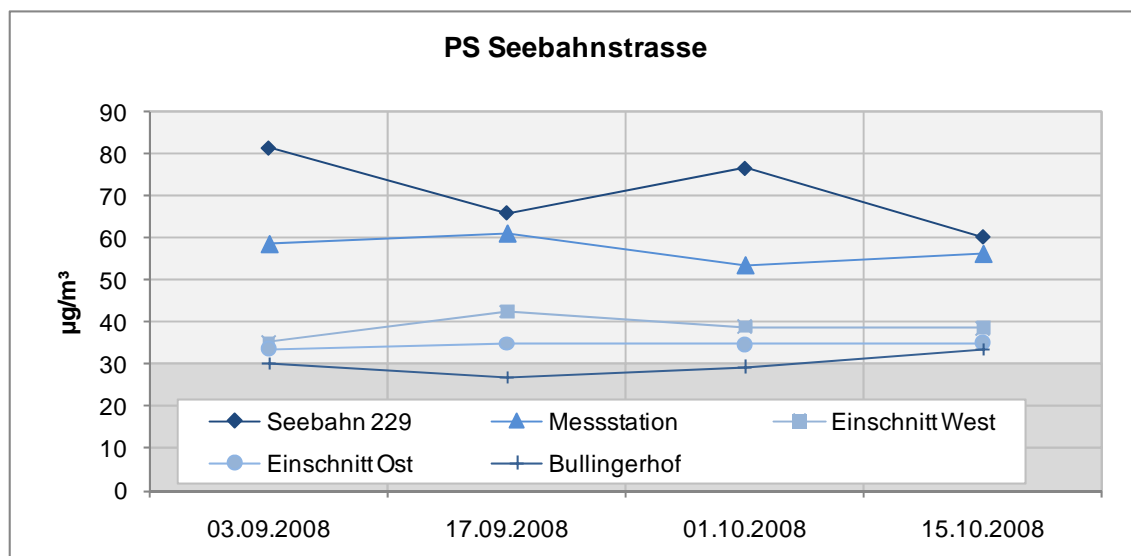


Abb. 10 Passivsammlermesswerte der Seebahnstrasse während der zweimonatigen Messung im Vergleich

6 PM10 Messungen

Die erste Messung an der Seebahnstrasse konzentrierte sich vor allem auf die Messung von NO_2 , PM_{10} wurde mit einem Betameter FH62IR online erfasst. Als Referenz nahm ein Digital HVS Tagesproben, anfangs jeden dritten Tag, mit dem Erkennen der speziellen Feinstaubsituation, wurden ab Anfang Oktober täglich Staubproben genommen.

Während der zweiten Messperiode kamen zwei Partikelzähler und zwei PM_{10} -Onlinemonitore zum Einsatz (Tab. 2). Zudem wurden mit einem Digital-HVS an gewissen Tagen 12 Stunden- bzw. sogar 6 Stundenproben gesammelt.

6.1 PM_{10} -Spitzenwerte

Im Verlauf der ersten Messkampagne (2007/2008) zeigten sich ungewöhnliche Spitzenbelastungen beim Feinstaub PM_{10} . Die Online-Messgeräte verzeichneten diverse kurzfristige, sehr hohe PM_{10} -Werte. In Abb. 11 sind drei exemplarische Tage mit Feinstaubspitzen dargestellt. Diese Spitzen traten meistens am späteren Nachmittag bis in die Nacht hinein auf und erreichten Belastungen von einigen Hundert Mikrogramm pro Kubikmeter.

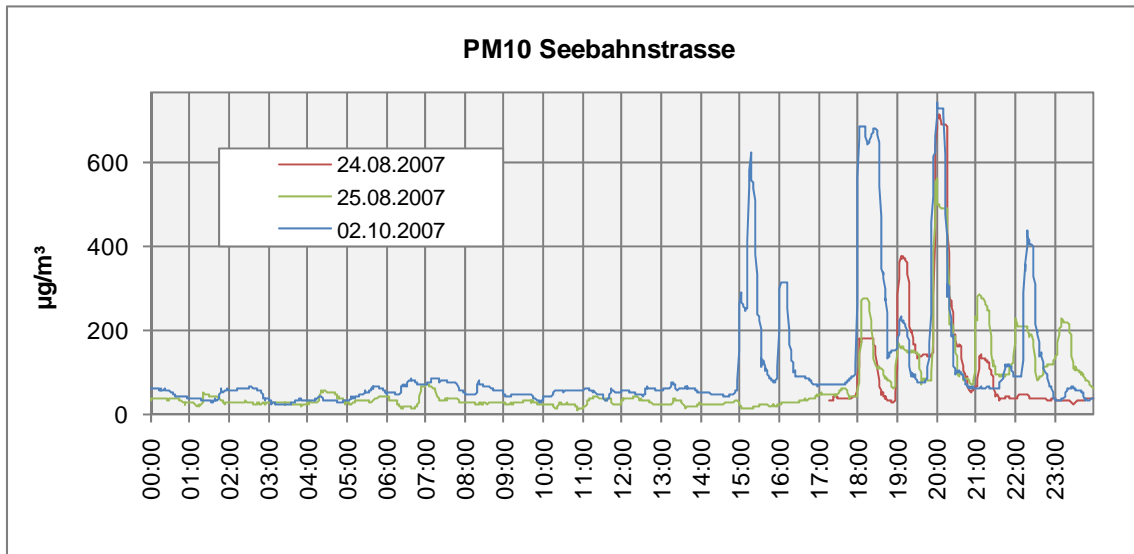


Abb. 11 Auffällige PM10-Spitzenbelastungen während der ersten Messperiode 2007/2008, aufgezeichnet von einem Betameter

6.2 Zeitlich höher aufgelöste Betrachtung der PM10-Spitzen

Die genauere Untersuchung einer PM10-Spitze vom 24. September 2007 zeigt, dass diese nicht von Kohlenmonoxid- und Stickoxidspitzenwerten begleitet wird (Abb. 12). Damit kann der motorisierte Verkehr, resp. ein Verbrennungsprozess, als Quelle des Feinstaubes praktisch ausgeschlossen werden. Zudem fällt auf, dass die PM10-Konzentration während der Spitzenbelastung sehr schnell ansteigt, dafür eher langsam abklingt. Ein Luftpaket mit einer hohen Staubkonzentration schien durch das verursachende Ereignis schnell zum Messort verfrachtet worden zu sein. Das relativ langsame Abklingen deutete darauf hin, dass diese Luftpaket nicht weiter zog, sondern sich an Ort langsam verdünnte.

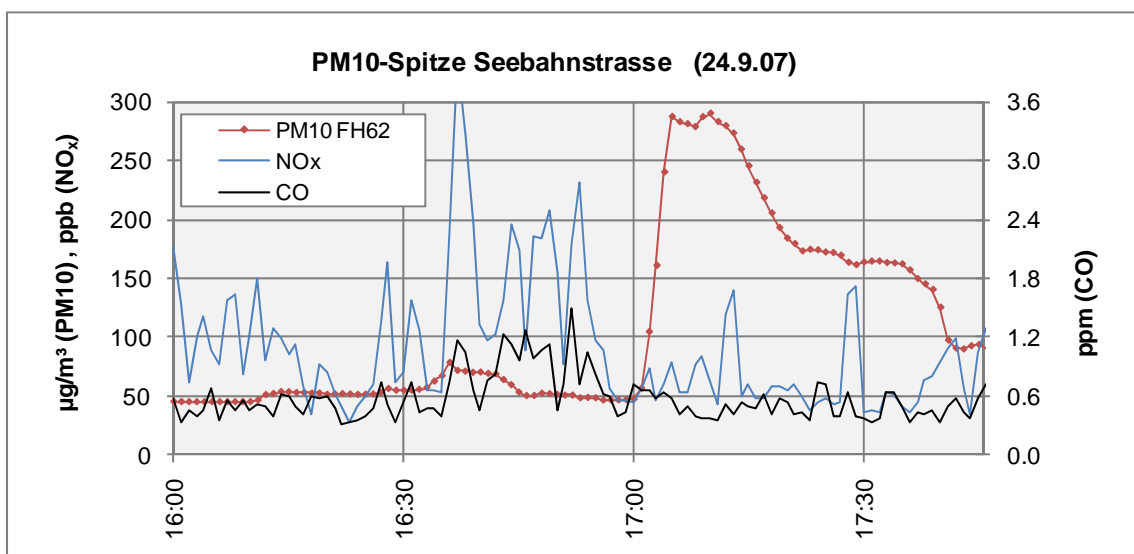


Abb. 12 Unterschied im Verlauf von gas- und partikelförmigen Schadstoffen (1 Minutenmittelwerte)

6.3 Betameter im Vergleich zum HVS

Es zeigte sich, dass das Betameter an Tagen mit PM10-Spitzen systematisch höhere Messwerte gegenüber dem HVS ausgab, als an Tagen ohne PM10-Spitzen. Diese überhöhten Messwerte des Betameters gaben erste Hinweise auf eine veränderte Staubzusammensetzung während den PM10-Spitzen.

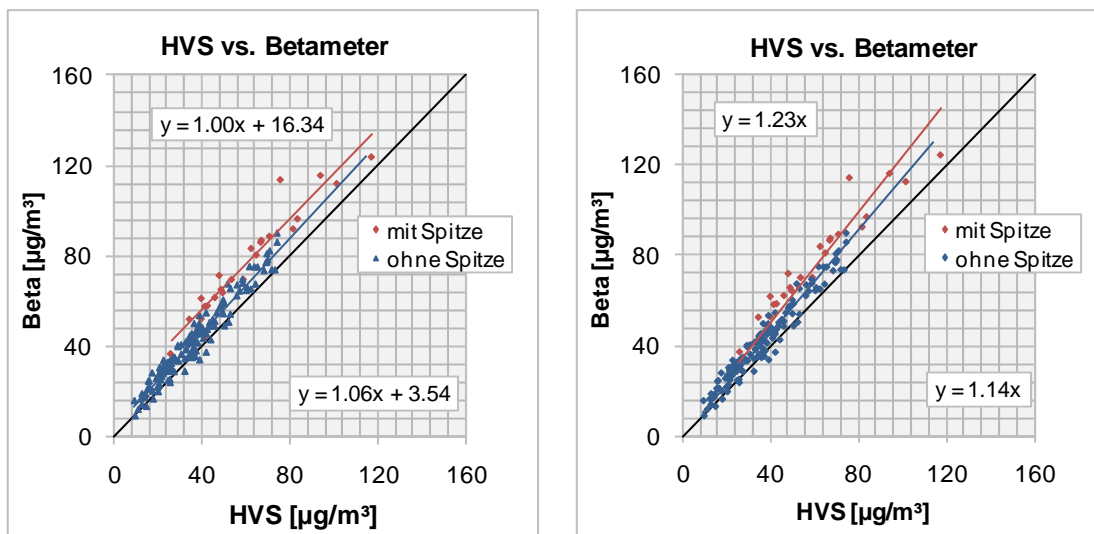


Abb. 13 Tagesmittelwerte mit Feinstaubspitzen (rot) und ohne (blau) von HVS und Betameter im Vergleich

6.4 Vergleich der kontinuierlichen PM10-Monitore

Während der zweiten Messphase waren an der Seebahnstrasse parallel zwei Online-Staubmonitore, sowie zwei Partikelzähler im Einsatz, immer begleitet von HVS-Messungen, welche immer noch die Referenz in der PM10-Messung darstellen.

Tab. 4 Vergleich der Sechsstundenintervalle und der Tagesmittel

Vergleich der PM10-Messwerte vom 9. September 2008 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			
Tageszeit	Betameter	TEOM	HVS
01 Uhr - 07 Uhr	27	19	19
07 Uhr - 13 Uhr	57	49	41
13 Uhr - 19 Uhr	96	61	50
19 Uhr - 01 Uhr	202	143	125
24-Stundenmittel	96	68	59
	163%	116%	100%

Am 9. September 2008, ab etwa 14:00 waren immer wieder PM10-Spitzenwerte zu verzeichnen (Abb. 14), die ihr Maximum zwischen 18:00 und 23:00 erreichten. Werden die 24-Stundenmittelwerte betrachtet (Tab. 4), überschätzen die unkorrigierten Messwerte des Betameters den

24-Stundenmittelwert um über 60%. Vor allem in der zweiten Tageshälfte, während den PM10-Spitzen, überschätzte es die Staubkonzentration massiv. Dies dürfte eine Folge des veränderten Absorptionsverhaltens von Betastrahlen bei stark metallhaltigen Stäuben sein (Kapitel 6.6, Seite 18). An diesem Tag wurden 4 HVS-Filter exponiert. Deshalb können in Tab. 4 vier Sechsstundenintervalle für den Vergleich mit dem HVS aufgeführt werden.

Der verschiedenen Verläufe der Minutenmittelwerte in Abb. 14, zeigen jedoch ein differenzierteres Bild. Sie bringen die verschiedenen Eigenschaften der Messgeräte zum Vorschein. Das TEOM kommt dem Tagesmittelwert, sowie den Sechsstundenmitteln recht nahe. Es reagiert jedoch so stark gedämpft auf Konzentrationsänderungen, dass die einzelnen Staubsitzen nicht mehr erkennbar sind. Das Betameter bildet die Staubsitzen deutlich besser ab, überschätzt die Werte des HVS, besonders während den Feinstaubspitzen, stark.

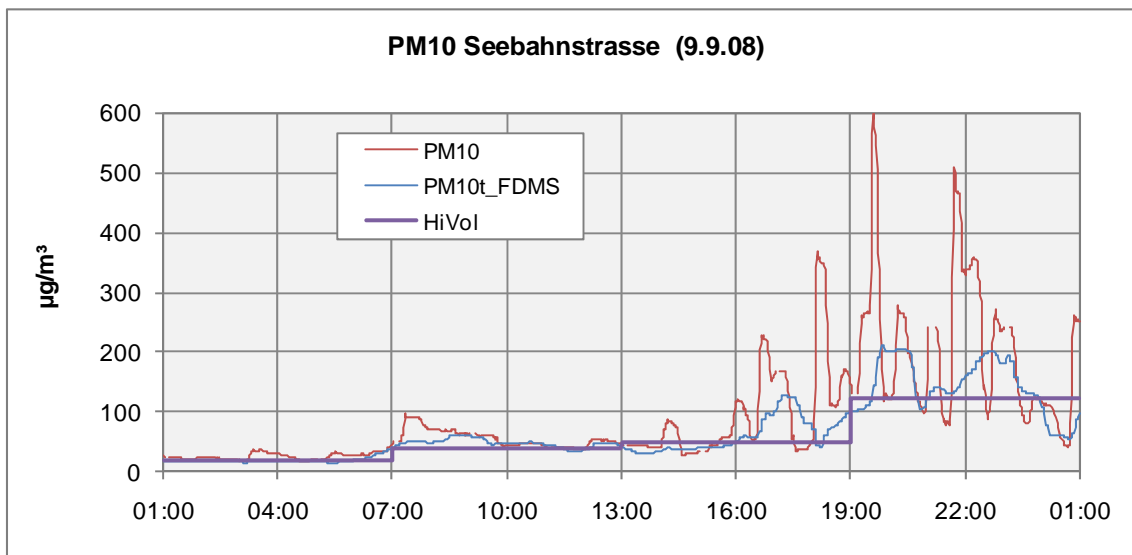


Abb. 14 Verlauf der Minutenmittelwerte der kontinuierlichen Monitore im Vergleich mit den Sechsstundenwerten des HVS (Messung in MEZ, Darstellung in MESZ)

6.5 Auswirkungen von PM10-Spitzen auf den Tagesmittelwert

Die PM10-Spitzenbelastungen erreichten zum Teil Werte von mehreren hundert Mikrogramm pro Kubikmeter. Der PM10 Kurzzeitgrenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde an solchen Tagen meistens überschritten. Es stellte sich die Frage, ob der Grenzwert auch ohne PM10-Spitzen überschritten worden wäre.

Die PM10-Werte vom September 2007 wurden auf Feinstaubspitzen untersucht. Es zeigte sich, dass in jenem Monat an acht Tagen deutliche Feinstaubspitzen zu verzeichnen waren. Für diese acht Tage wurden die Halbstundenwerte genauer untersucht. An Hand des PM10-Konzentrationsverlaufes, liessen sich jene durch Feinstaubspitzen beeinflussten Messwerte erkennen. Diese Werte wurden durch Mittelwert des vorangehenden und des nachfolgenden Messwertes ersetzt. Das Beispiel einer solchen Korrektur ist in Abb. 15 dargestellt.

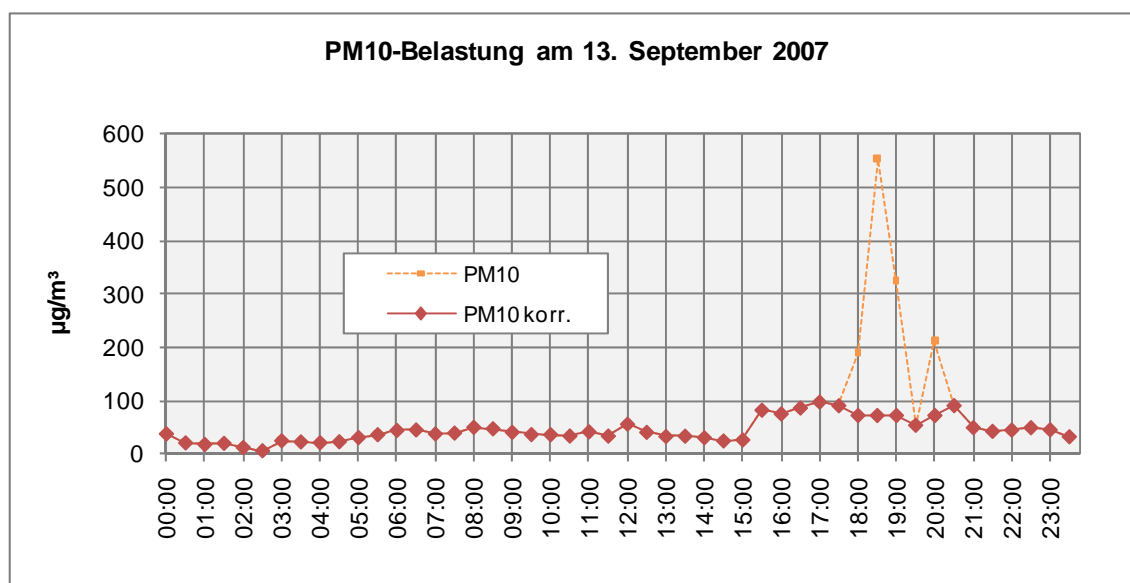


Abb. 15 PM10-Belastung an der Seebahnstrasse vom 13. September 2007 (1. Messperiode). Der gestrichelte Verlauf zeigt die Rohwerte mit den Feinstaubspitzen, während die durchgezogene Linie den Verlauf ohne die manuell gelöschten PM10-Spitzen darstellt

Die Tagesmittelwerte wurden auf das Referenzverfahren zurückgerechnet. Durch die rechnerische Eliminierung der PM10-Spitzen, liessen sich die Tagesmittelwerte um 10% - 40% reduzieren. Von den insgesamt acht Überschreitungen des Kurzzeitgrenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ blieb noch eine übrig (Tab. 5). Dies zeigt, dass diese zum Teil sehr kurzen Feinstaubspitzen, einen substantiellen Anteil am Tagesmittelwert an der Seebahnstrasse bilden. Auch die PM10-Spitze vom 13. September 2007 war für die Überschreitung des Kurzzeitgrenzwertes verantwortlich.

Tab. 5 PM10-Tagesmittelwerte (Winterzeit) des Betameters auf HVS-Werte gerechnet, PM10-Spitzenwerte rechnerisch eliminiert

PM10-Tagesmittel (Betameter korrr. auf HVS) an Tagen mit Feinstaubspitzen					
Tage mit Feinstaubspitzen	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) inkl. Spitze	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Spitze eliminiert	Reduktion	Reduktion ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
13.09.07	58.3	38.8	33%	19.5	
14.09.07	51.5	46.3	12%	6.2	
16.09.07	70.7	45.2	36%	25.5	
17.09.07	60.3	53.7	11%	6.6	
21.09.07	70.8	49.9	30%	20.9*	
22.09.07	67.1	47.6	29%	19.5	
23.09.07	72.9	41.6	43%	31.3	
24.09.07	51.7	42.8	17%	8.9	
Mittelwert	62.9	45.6	26%	17.3	

Während der zweiten Messkampagne an der Seebahnstrasse erfasste die Station Schimmelstrasse, in ca. 900 Meter Entfernung, die Luftschadstoffwerte an derselben Verkehrsachse. Dieser Messort war nicht von den Feinstaubspitzen beeinflusst, wie die Abb. 16 an Hand des 9. September 2008 exemplarisch zeigt.

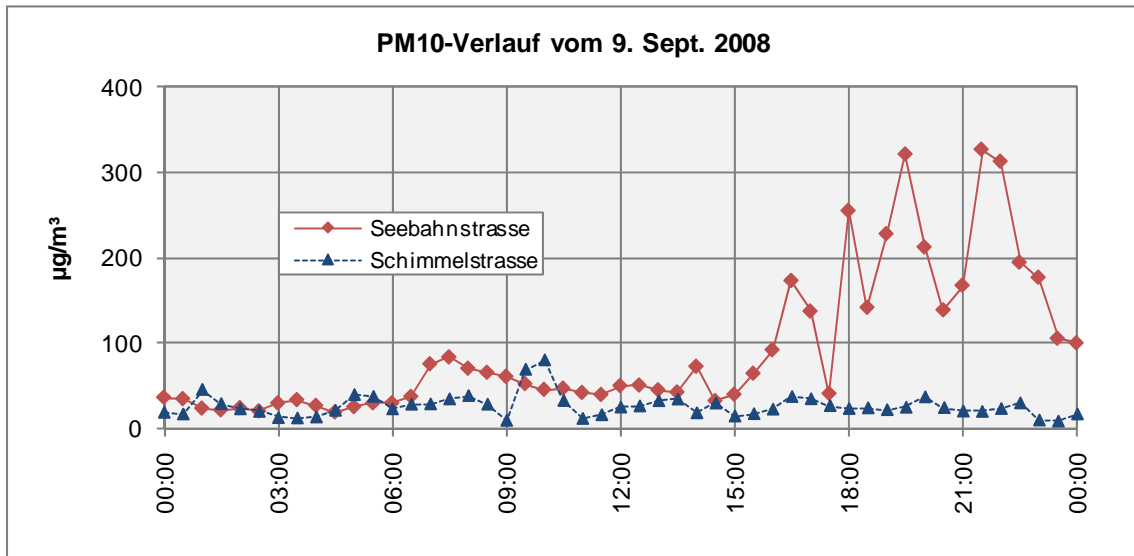


Abb. 16 Tagesverlauf der PM10-Halbstundenwerte der Seebahnstrasse und der Schimmelstrasse vom 9. September 2008

Mit einem Vergleich der HVS-Tagesmittel von beiden Messorten, konnte eine Korrelation unter "normalen" Bedingungen sowie unter Bedingungen mit Feinstaubspitzen an der Seebahnstrasse ermittelt werden (Abb. 17).

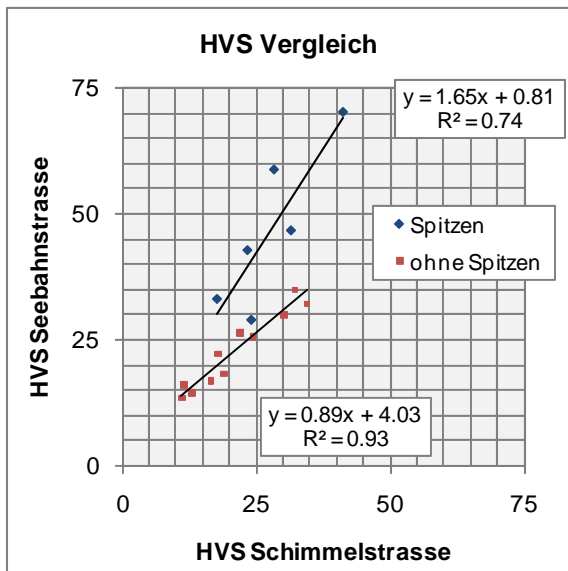


Abb. 17 PM10 Korrelationen zwischen den Messorten Seebahnstrasse und Schimmelstrasse (Bhf Wiedikon) an Tagen mit und ohne PM10-Spitzen

Wurden auf Grund dieser Beziehung die Tagesmittel der Seebahnstrasse mit Hilfe der Tagesmittelwerte von der Station Schimmelstrasse berechnet, hätte die durchschnittliche Tagesbelastung der Seebahnstrasse an Tagen mit PM10-Spitzen um 38% abgenommen.

Tab. 6 Die grobe Abschätzung des Einflusses der Feinstaubspitzen an der Seebahnstrasse (2. Messphase)

PM10-Tagesmittel [HVS, µg/m³] (Tage mit PM10-Peak an der Seebahnstrasse)		
Seebahnstrasse		Schimmelstrasse
gemessen	auf Schimmelstrasse bezogen	gemessen
28.8	25.5	24.2
58.7	29.3	28.4
70.1	40.8	41.3
42.7	24.9	23.5
33.0	19.9	17.8
46.6	32.1	31.6
46.6	28.8	27.8
100%	62%	

Je nach Schätzmethode, trugen die Feinstaubspitzen an der Seebahnstrasse durchschnittlich zwischen 25% und 40% des Tagesmittelwertes bei.

6.6 Substanzabhängigkeit der Betameter

Wenn Betateilchen (schnelle Elektronen) eine Substanz durchdringen, treten sie in Wechselwirkung mit den Kernen der Atome, sowie deren Elektronenhüllen. Dabei werden sie abgelenkt und gebremst. Das atomare Bremsvermögen ist abhängig vom durchstrahlten Material, dessen Dicke, sowie des Energiegehaltes der Elektronen [9]. In Tab. 7 sind sechs Materialien mit ihrem dazugehörigen Bremsvermögen für β -Strahlung als Beispiele aufgeführt.

Tab. 7 Bremsvermögen [MeV·cm²/g] von verschiedenen Elementen für β -Strahlung mit 0.7 MeV (85Kr).
Quelle: NASA [10]

Bremsvermögen von verschiedenen Materialien für β-Strahlung mit 0.7 MeV [MeV·cm²/g]				
Pb	Cu	O₂	C	Fe
1.149	1.376	1.716	1.704	1.419
67.43%	80.75%	100.70%	100.00%	83.27%

Seit jeher zeigte sich bei PM10-Messungen mit Betametern, an Hand ihrer standortabhängigen Korrekturfaktoren, dass diese Messungen standort- respektive substanzabhängig sind. Die Werte in Tab. 7 unterstreichen diese Beobachtungen. Die Zusammensetzung des Feinstaubes variiert standortabhängig beträchtlich. Die jeweilige Absorption der Vielzahl von chemischen Verbindungen auf dem Filterband abzuschätzen ist praktisch unmöglich.

Feinstaubspitzen und Strassenverkehr

In der Stadt Zürich wird ein bedeutender Anteil der Luftbelastung durch Stickoxide und Feinstaub PM10 vom motorisierten Verkehr verursacht. Der Verlauf der Stickoxide und des Kohlenmonoxids an Tagen mit Feinstaubspitzen zeigte jedoch, wie in der ersten Messkampagne (Abb. 12), auch in der zweiten Messkampagne keine Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und Feinstaubspitzen (Abb. 18).

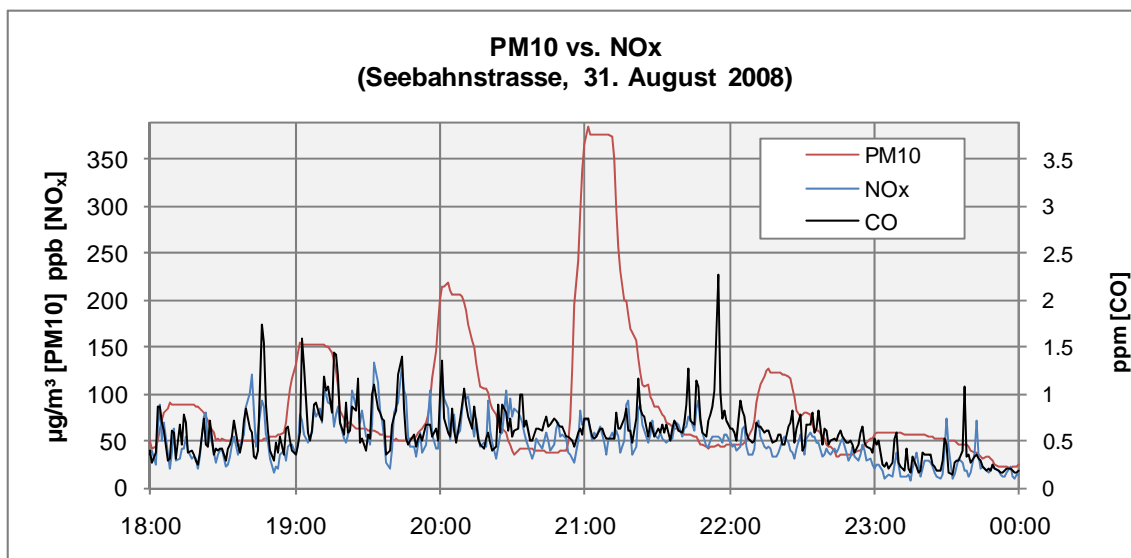


Abb. 18 Zeitabschnitt mit ausgeprägten Feinstaubspitzen

Feinstaubspitzen und Zugdurchfahrten

Beobachtungen vor Ort während Feinstaubspitzen ergaben Geruchswahrnehmungen am Messort und Sichttrübungen innerhalb des Bahneinschnittes. Deshalb konnte ein Zusammenhang zwischen Zugpassagen und den zum Teil massiven Feinstaubspitzen angenommen werden, auch wenn in bisherigen Messungen [11] eine nur sehr geringe Beeinflussung der Tagesmittelwerte durch die Bahn ermittelt wurde. Um den Zusammenhang zwischen dem Zugverkehr und den PM10-Spitzen erhärten zu können, wurde an der westlichen Böschung im Bahneinschnitt eine Webcam installiert. Diese zeichnete alle fünf Sekunden ein Bild auf, sobald sich ein bestimmter Bildausschnitt verändert hatte. Auf diese Weise konnten, auf die Minute genau, die Passagen der Züge festgehalten werden. Zusätzlich zur Zeitangabe der Zugpassage waren die Art des Zuges, das befahrene Geleise und die Fahrtrichtung erkennbar.



Abb. 19 Zugdurchfahrt eines Güterzuges im Bahneinschnitt Seebahnstrasse, festgehalten von der Webcam

Die Zugpassagen wurden mit den Staubspitzen auf eine zeitliche Übereinstimmung verglichen. Als Indikator für die Staubbelastung an Ort wurden der Verlauf des Betameters und die Partikelanzahl des ELPI im Bereich zwischen 900 nm und 1500 nm verwendet. In der Zeitspanne von 18 Uhr bis Mitternacht des 31. August 2008, passierten ausschliesslich Personenzüge die Messstelle. Es fiel auf, dass ein Anstieg der Staubwerte mit der Durchfahrt mehrerer Züge innerhalb kurzer Zeit in Richtung HB zusammenfiel (Abb. 20). Die Zugpassagen in Richtung Tunnel liessen praktisch keinen Zusammenhang mit den Feinstaubspitzen erkennen. Am 10. September 2008 hingegen, fuhren auch mehrere Güterzüge an der Messstelle vorbei. Da zeigte sich, dass in dieser Zeitspanne die PM10-Spitzen durchweg mit der Passage eines Güterzuges verbunden waren.

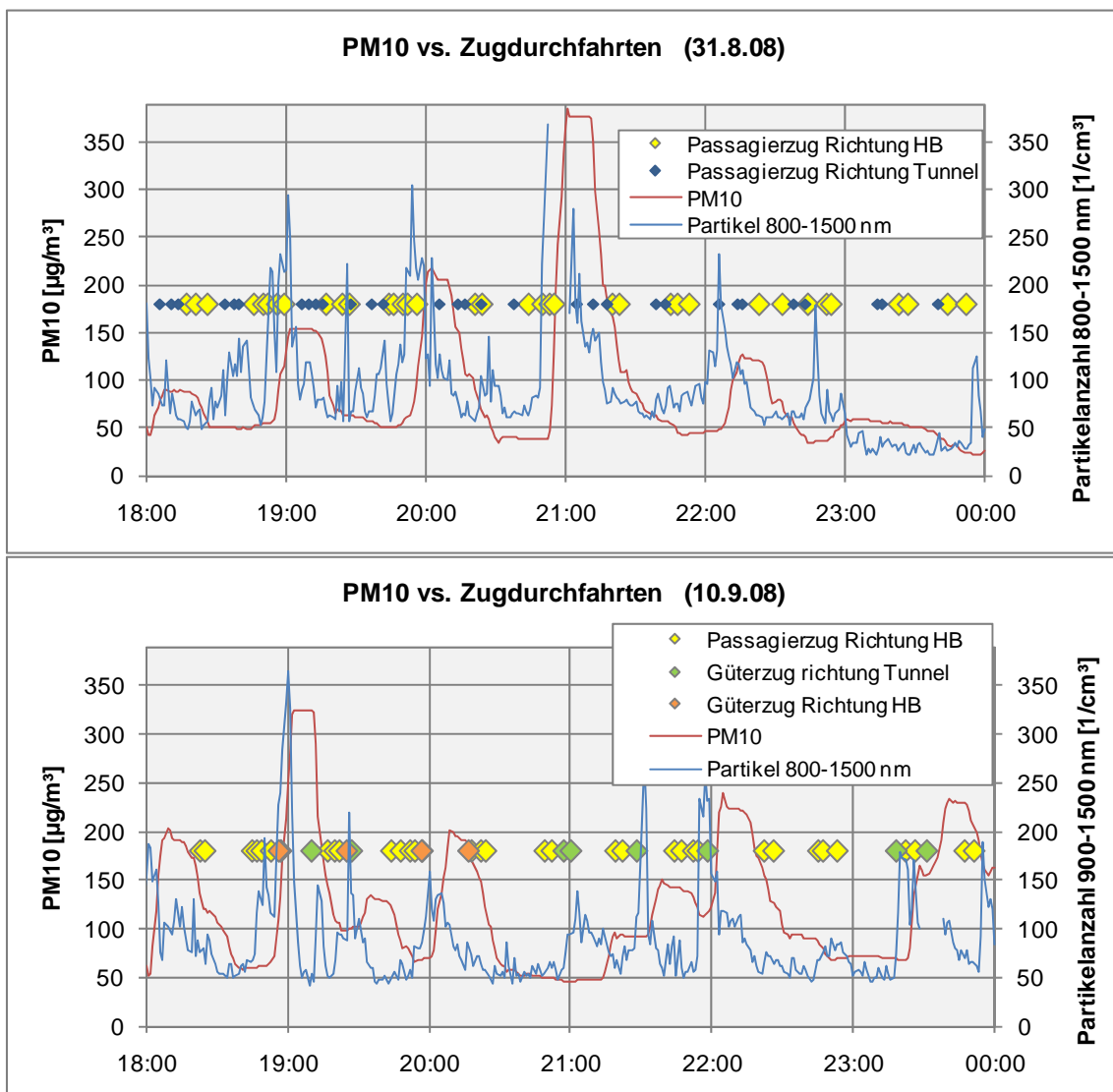


Abb. 20 Der PM10-Verlauf, aufgezeichnet vom Betameter und die Partikelanzahl erfasst vom ELPI im Bereich von 900 nm - 1500 nm, sind den Zugdurchfahrten gegenüberstellt

7 Inhaltsstoffe PM10

Das Zusammenfallen der Feinstaubspitzen mit den Zugdurchfahrten legte den Schienenverkehr als PM10-Quelle nahe. Um diese Vermutung zu verifizieren, wurden die HVS-Filter auf ihre Inhaltsstoffe untersucht.

7.1 Elementarer Kohlenstoff (EC) und organischer Kohlenstoff (OC)

Die Menge an elementarem Kohlenstoff in Feinstaubproben, sagt einiges über ihre Quellen aus. Er gibt einen Hinweis auf Verbrennungsprozesse und liefert damit an Strassenstandorten ein Mass für die Verkehrsaktivitäten. Biologische Stäube, sekundär gebildete Partikel oder auch Reifenabrieb, lassen sich mit einer Auswertung des organischen Kohlenstoffs (OC) im Feinstaub detektieren.

Die EC- und OC-Auswertung basiert auf der Analyse von elf HVS-Filterproben während der ersten Messperiode. Unter diesen Tagesproben enthielten deren vier Partikel von Feinstaubspitzen. Wurde der Anteil an EC am PM10 der Messstation Seebahnstrasse mit dem EC-Gehalt der Stationen Stampfenbachstrasse und Autobahn Schwamendingen verglichen, zeigte sich keine erhöhte Belastung an der Seebahnstrasse.

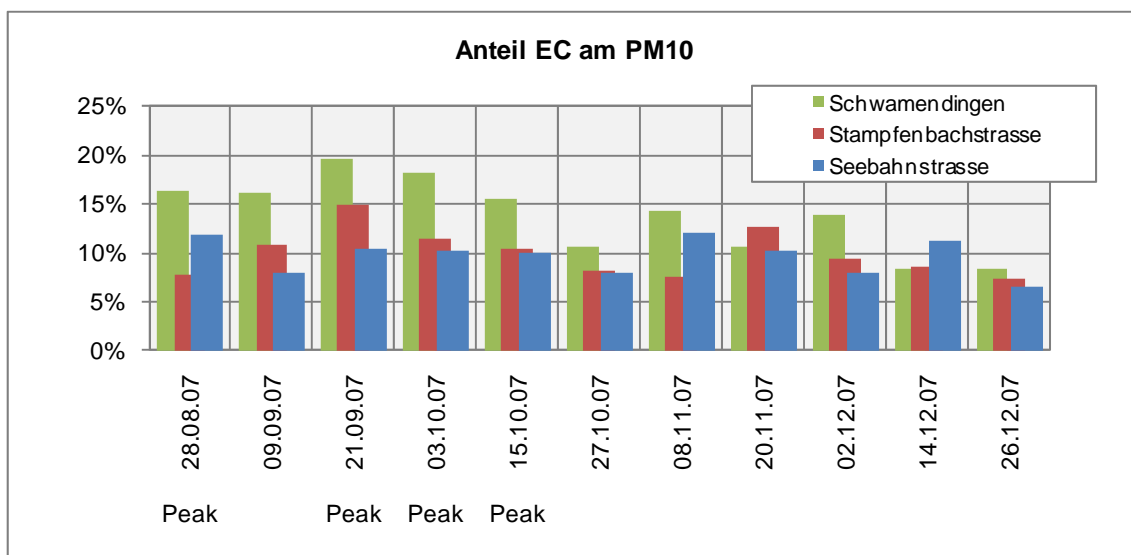


Abb. 21 Anteil an EC am Feinstaub PM10 im Vergleich. Die PM10-Werte stammen vom Betameter und sind auf den HVS bezogen

An der Seebahnstrasse zeigte sich an Tagen mit Feinstaubspitzen kein statistisch signifikant erhöhter EC-Anteil im PM10 (Tab. 9). Jedoch wiesen Tage mit Feinstaubspitzen einen statistisch signifikant niedrigeren OC-Anteil auf. Dies ergab sich aus dem Umstand, dass die OC-Konzentration an allen Tagen relativ konstant blieb, die PM10-Werte an Staubspitzentagen jedoch stark anstiegen. Die Anzahl Staubproben war für diese statistische Auswertung jedoch sehr knapp.

Tab. 9 Statistischer Vergleich von Tagen mit und ohne PM10-Spitzen

Seebahnstrasse: Vergleich von Tagen mit PM10-Sitzen mit Tagen ohne				
Zweistichproben t-Test unter der Annahme unterschiedlicher Varianzen	EC Spitze	keine Spitze	OC Spitze	keine Spitze
Mittelwert	10.6%	9.1%	18.9%	26.8%
Varianz	7.28E-	4.20E-04	3.15E-	1.52E-03
Beobachtungen	4	7	4	7
Hypothetische Differenz der Mittelwerte	0		0	
Freiheitsgrade (df)	9		9	
t-Statistik	1.67		-4.61	
P(T<=t) einseitig	0.06		0.00	
Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	1.83		1.83	
P(T<=t) zweiseitig	0.13		0.00	
Kritischer t-Wert bei zweiseitigem t-Test	2.26		2.26	

7.2 Metalle im PM10

Eine weitere Möglichkeit Hinweise auf die Herkunft der PM10-Spitzen zu erhalten, stellte die Untersuchung der HVS-Filter mittels Röntgenfluoreszenz (XRF) dar. Mit dieser Methode lässt sich die Zusammensetzung der Feinstaubprobe bezüglich ihrer Elemente untersuchen. Von den 19 untersuchten Elementen standen die Metalle im Vordergrund. Erhöhte Gehalte an Metallen, wie Eisen, Kupfer oder Chrom deuten auf die Eisenbahn als Emittenten hin. Sie ist aber vor allem eine Quelle von Eisenpartikeln. In Abb. 22 ist der Anteil von Eisen im PM10 an der Seebahnstrasse und der Schimmelstrasse dargestellt. Während den abendlichen PM10-Peaks dreier Tage stiegen die Eisenanteile der 6h-Proben an der Seebahnstrasse jeweils markant an. Der Eisenanteil an der Seebahnstrasse war zudem in allen untersuchten PM10-Proben um ein Vielfaches höher als an der Schimmelstrasse.

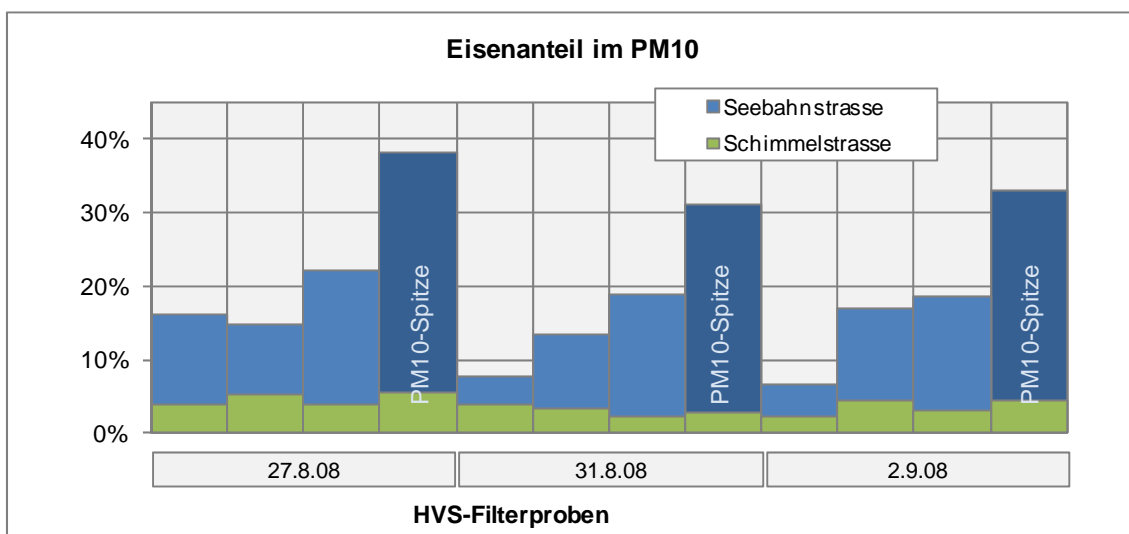


Abb. 22 Eisenanteile im PM10 an drei ausgewählten Tagen mit PM10-Spitzen

Kupfer ist unter den von der Eisenbahn emittierten metallischen Stäuben das zweithäufigste Metall. Es erreicht etwa einen Anteil 5% des emittierten Eisen [12]. Dieses Kupfer/Eisen-Verhältnis kann als Indikator für Feinstäube dienen, welche von der Eisenbahn emittiert wurden.

An der Schimmelstrasse sind bei zwölf von 20 Proben die Kupferkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. An der Seebahnstrasse war dies nur in den Morgenstunden des 2. September der Fall. Während Feinstaubspitzen bewegte sich das Cu/Fe-Verhältnis im Bereich von 5%. Dieser grosse Unterschied der Kupferanteile im PM10 zwischen zwei benachbarten Messstationen ist ein weiterer Hinweis auf von der Eisenbahn emittierten Feinstäube.

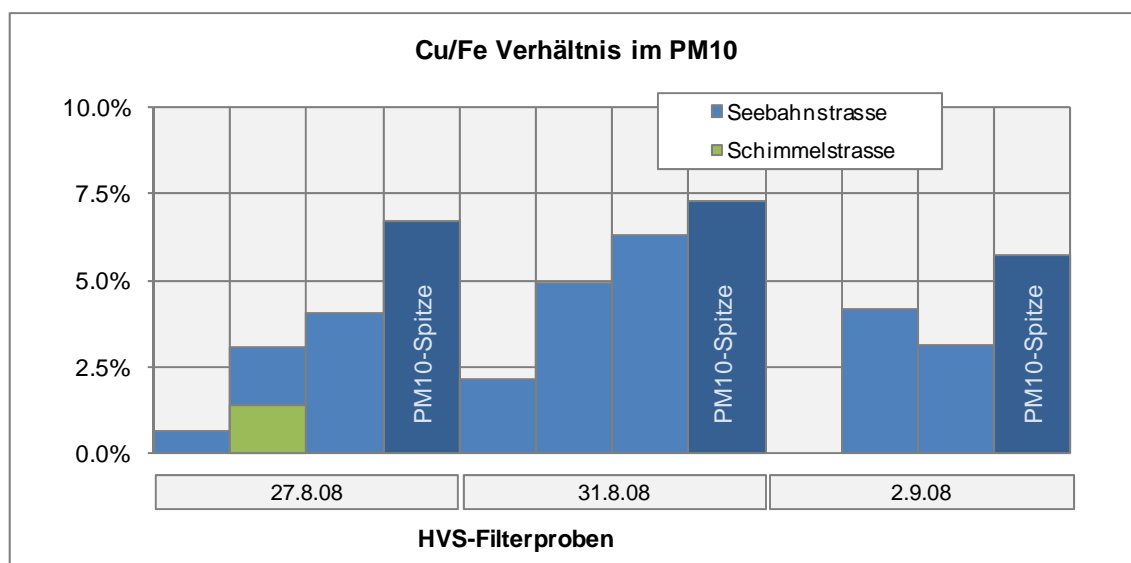


Abb. 23 Cu/Fe Verhältnis an Tagen mit Feinstaubspitzen

7.3 REM-Bilder der HVS-Filter

In Abb. 24 sind Ausschnitte der Feinstaubprobe vom Messort Seebahnstrasse vom 27. August 2008 zwischen 18 Uhr und Mitternacht zu sehen. In dieser Probe wurde ein enormer Eisengehalt von $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. Die Abb. 24 zeigt im linken Bild viele recht grosse, plättchenförmige Teilchen von der Grösse von einigen Mikrometern über den ganzen Bildausschnitt verteilt. Das rechte Bild besitzt die zehnfache Vergrösserung des Linken. Darauf sind diese Plättchen besser zu erkennen. Die Kleineren bewegen sich im Bereich von $1 \mu\text{m}$, die Abmessung der grössten Teilchen wurde durch die Abscheidvorrichtung der Probenahme bestimmt. Das grosse Partikel im rechten Bild scheint eine Grösse von ca. $10 \mu\text{m}$ zu aufzuweisen.

Werden die plättchenförmigen Strukturen mit dem BSE-Verfahren (**B**ackscattered **E**lectrons) untersucht, heben sie sich durch eine helle Färbung vom Rest ab (Abb. 25). Diese helle Färbung entsteht durch die intensive Rückstrahlung dieser Partikel. Die Intensität des Signals hängt in erster Linie von der Ordnungszahl des Materials ab. Schwere Elemente reflektieren stärker als Leichte. Dies lässt darauf schliessen, dass es sich bei diesen Plättchen um Metallpartikel handelt.

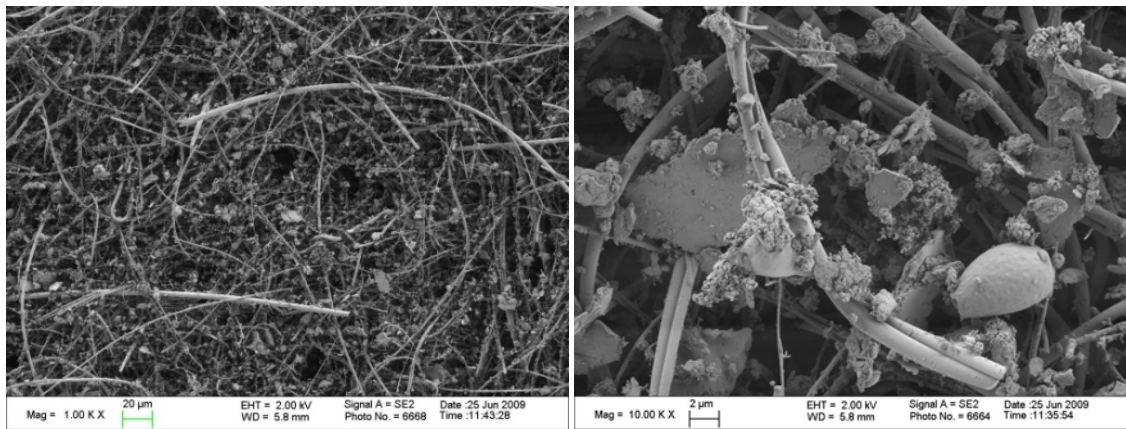


Abb. 24 REM-Aufnahmen des HVS-Filteres vom 27.8.08, der einen hohen Eisengehalt ($51 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aufwies. Das rechte Bild ist etwa zehnfach stärker vergrößert als das Linke

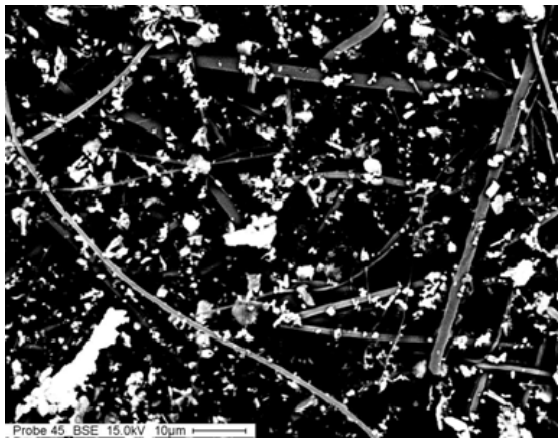


Abb. 25 REM-Aufnahme mit BSE-Verfahren (Backscattered Electrons) des selben Filters wie in Abb. 24

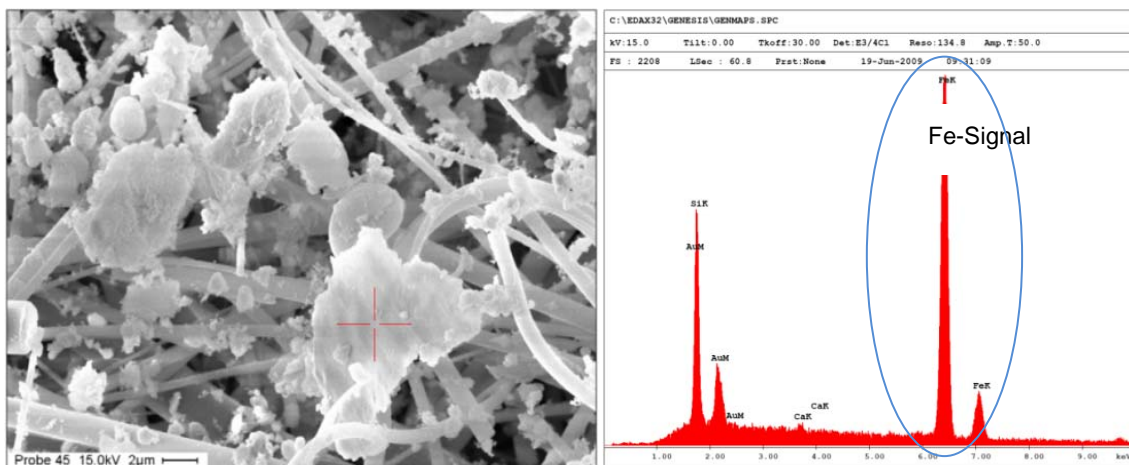


Abb. 26 EDX-Auswertung der Filterprobe vom 27.8.2008 mit dem deutlichen Eisensignal und den signalgebenden eisenhaltigen Partikeln

Zum Nachweisen von Elementen in der Staubprobe wurden die von der Probe emittierten Röntgenstrahlen auf charakteristische Eigenschaften untersucht. Das EDX-Spektrum (**e**nergy **d**ispersive **X**-ray) gibt an Hand der elementspezifischen Spitzen Auskunft über die Zusammensetzung

der Probe. Ein Element kann dabei mehrere Spitzen erzeugen. Abb. 26 zeigt wiederum das Spektrum der HVS-Filterprobe vom 27. August 2008. Darin sind deutlich die Signale von eisenhaltigen Materialien zu sehen. Die ausgewertete Fläche hatte die eine Grösse von $35 \mu\text{m} \times 27 \mu\text{m}$. Die mittlere PM10-Konzentration während dieses Sechsstundenintervalls betrug $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

8 Meteorologie im Bahneinschnitt

Die Feinstaubspitzen traten meistens bei bestimmten Witterungsverhältnissen auf. Also sollte es möglich sein, an Hand eines oder mehrerer meteorologischer Faktoren, einen Zusammenhang mit den PM10-Spitzen darzustellen.

8.1 Temperaturen

Es zeigte sich, dass die Feinstaubspitzen zwar durchwegs bei relativ hohen Durchschnittstemperaturen auftraten, jedoch bei erhöhten Temperaturen nicht zwingend eine Feinstaubspitze entstehen musste. Die an beiden Bahndammböschungen installierten Temperaturlogger lieferten vom 3. September an 1-Minuten-Messwerte. Der Temperaturlogger an der östlichen Böschung wurde von Nachmittagssonne beschienen, während der Westliche am Morgen besonnt wurde. Am Messfahrzeug lieferte ein ventiliertes Thermo-Hygrometer (Thygan) Werte von ausserhalb des Bahneinschnittes.

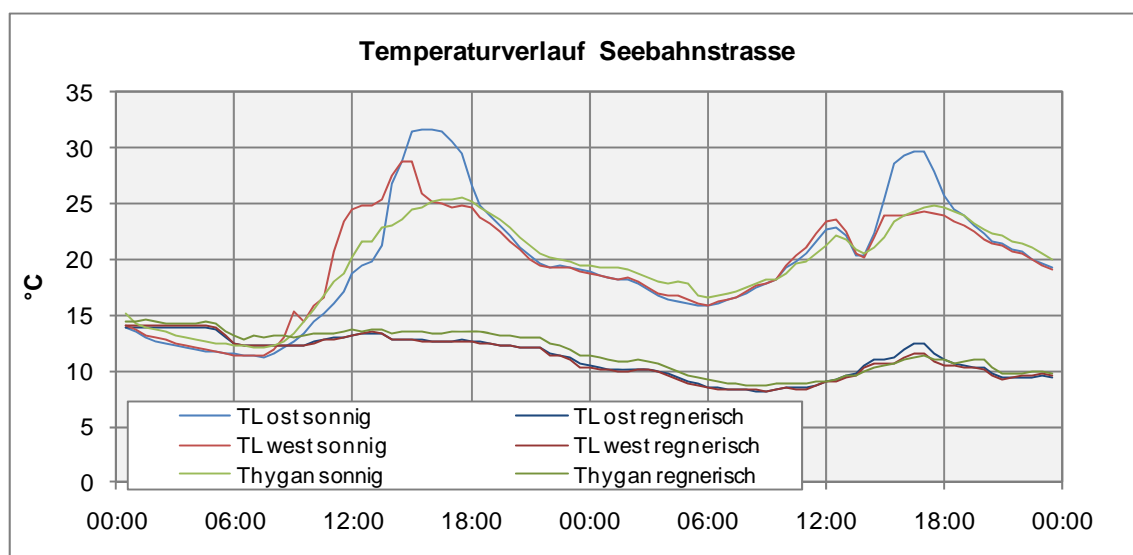


Abb. 27 Temperaturverlauf an der Seebahnstrasse. "TL ost sonnig" bezeichnet den Temperaturloggerwerte an der östlichen Böschung an zwei sonnigen Tagen, "TL west regnerisch" jene an der westlichen Böschung an zwei bewölkten, regnerischen Tagen. "Thygan" bezeichnet die Temperaturerfassung mittels Referenzverfahren beim Messfahrzeug

In Abb. 27 ist der Temperaturverlauf mit 30-Minutenmittelwerten an zwei warmen, sonnigen Tagen (9.9.08 und 10.9.08), sowie an zwei kühlen regnerischen Tagen (13.9.08 und 14.9.08) dargestellt. Die direkte Sonneneinstrahlung führte dabei bei den Temperaturloggern zu erhöhten

Werten. Im Verlauf der Abendstunden glichen sich die Temperaturwerte der beiden Logger jeweils wieder aneinander an, sie waren jeweils jedoch ca. 1 °C tiefer als jene des Thermo-Hygrometers an der Seebahnstrasse, direkt neben dem Bahneinschnitt. Auch an regnerischen, kühlen Tagen waren die Temperaturen im Bahneinschnitt tiefer als auf der Höhe der Seebahnstrasse.

Viele PM10-Spitzen schienen in einem direkten Zusammenhang mit den Zugpassagen zu stehen. Der Feinstaub konnte durch das Verwirbeln der Luftmassen im Bahneinschnitt zur Messstation transportiert worden sein. Solche Luftmassenbewegungen könnten sich im Temperaturverlauf der Temperaturlogger im Bahneinschnitt als auffällige Temperaturveränderungen niedergeschlagen haben.

Als Beispiel ist in Abb. 28 der Abend des 10. September 2008 (analog zu Abb. 20, auf Seite 21) dargestellt. Die Minutenwerte der Temperaturlogger (TL) lassen den Schluss zu, dass es bei mehreren Zugpassagen innerhalb kurzer Zeit zu einem verstärkten Temperaturabfall gekommen war. Am deutlichsten ist dies bei den Zugpassagen kurz vor 19 Uhr bis ca. 20 Uhr zu erkennen. Es zeigen beide Temperaturlogger diesen Zusammenhang. Da der TL west mit den tiefsten Temperaturen ebenfalls einen Temperaturrückgang ausweist, handelt es sich bei den nachströmenden kühleren Luftmassen möglicherweise um Luft, die aus dem Zimmerberg-Tunnel stammt.

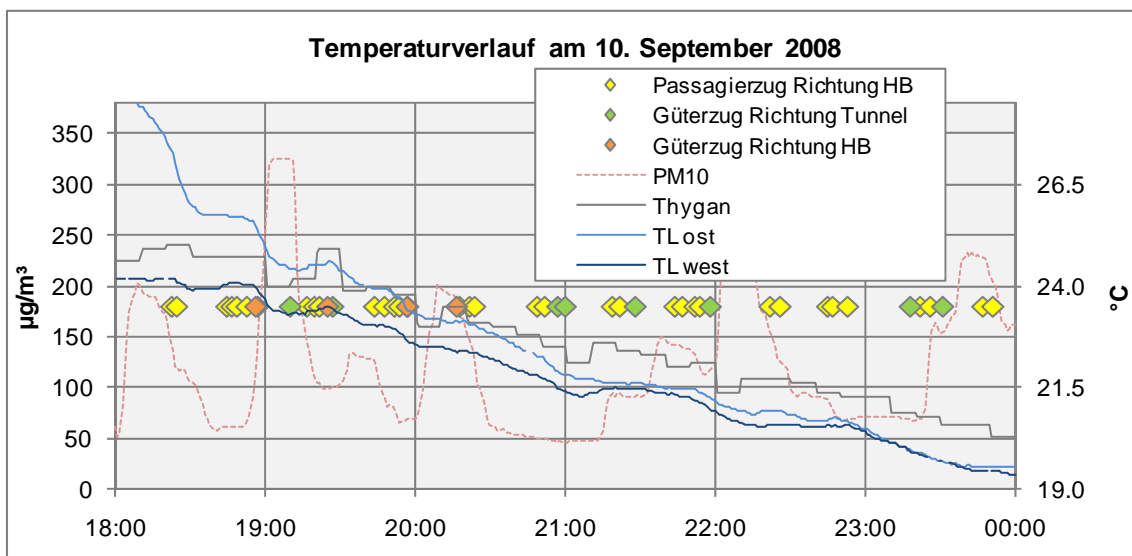
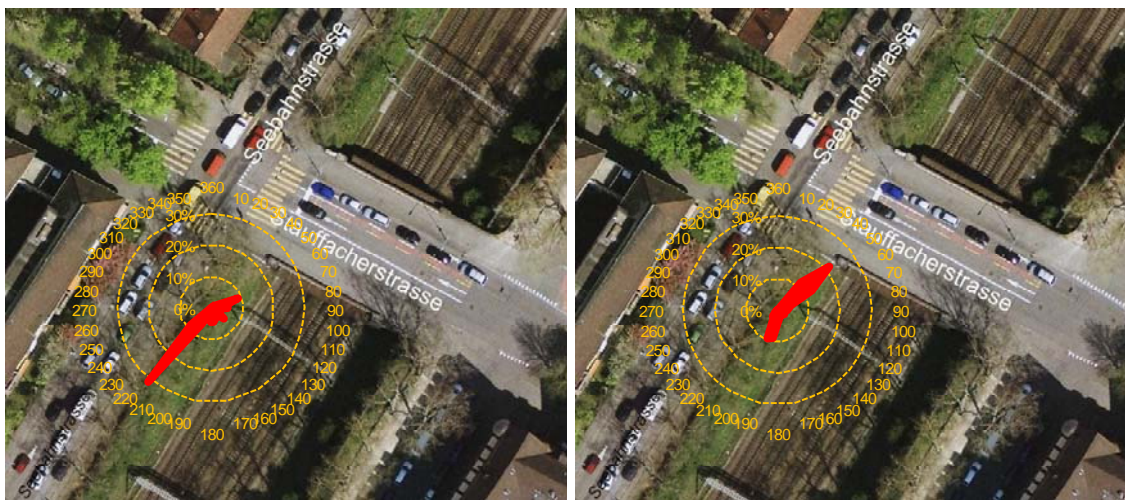


Abb. 28 Minutenwerte der Temperaturen im und am Bahneinschnitt. "TL Ost": Temperaturlogger östliche Böschung, "TL West": Temperaturlogger westliche Böschung, "Thygan": Ventiliertes Thermo-Hygrometer an der Seebahnstrasse

8.2 Windverhältnisse in Bahneinschnitt

Der Windmesser befand sich an der westlichen Böschung im Bahneinschnitt und lieferte vom 26. August bis zum 20. Oktober Winddaten. Dabei zeigte sich wie erwartet, dass vornehmlich Windrichtungen entlang des Bahneinschnittes zu verzeichnen waren. An Tagen mit Feinstaubspitzen überwiegen Windrichtungen aus Südwesten (Abb. 29, linkes Bild), während an Tagen ohne Spitzen (Abb. 29, rechtes Bild) der Wind vornehmlich aus Nordosten blies. Die mittlere skalare Windgeschwindigkeit betrug in beiden Situationen ca. 0.5 m/s. Der 30-Minutenspitzenwert betrug in der Phase mit PM10-Spitzen 1 m/s, während er in der Phase ohne PM10-Spitzen 2 m/s erreichte.



5 Tage zwischen dem 26.8.2008 und 11.9.2008

16.9.2008 - 1.10.2008

Abb. 29 Das linke Bild zeigt die Windverhältnisse von 5 Tagen mit PM10-Spitzen, während das rechte Bild die Windsituation von 16 Tagen ohne PM10-Spitzen darstellt

Luftmassen, die den Messort aus Südwesten passierten, strömten entweder entlang des Bahneinschnittes von Wiedikon her in Richtung Geleisfeld des Hauptbahnhofs, oder sie stammten aus dem Zimmerberg-Basistunnel. Luftpakete aus der Richtung des Wiediker Bahnhofes stammten eventuell auch aus dem dort endenden Wiedikon-Ulmbergtunnel. Ein Luftpaket, das von diesem Tunnelende bis zur Messstation gelangte, dürfte jedoch bereits stark mit der Umgebungsluft vermischt worden sein. Die Luftmassen aus Nordosten hatten ihren Ursprung beim offenen Gleisfeld. Die Windrichtung und damit die Herkunft der Luftmassen scheint einen entscheidenden Faktor bei der Entstehung von Feinstaubspitzen darzustellen. In den Minutenmittelwerten der Winddaten waren während den PM10-Spitzen jedoch keine auffälligen Veränderungen zu verzeichnen, ausser dass die Windgeschwindigkeit zunahm.

8.3 Luftdruck

Die Abb. 30 zeigt keinen engen Zusammenhang zwischen den PM10-Spitzen und bestimmten Luftdrucklagen, ausser, dass die Spitzen meistens bei fallendem Luftdruck und Tagesmitteltemperaturen von über 15 °C in Erscheinung traten. Bei fallendem Luftdruck stellt sich oftmals eine Südströmung ein. Ist diese schwach, so dass sie nicht verdünnend wirkt, passt dies zu den Windbeobachtungen in Abb. 29 mit hauptsächlich südwestlichen Windrichtungen an Tagen mit Feinstaubspitzen.

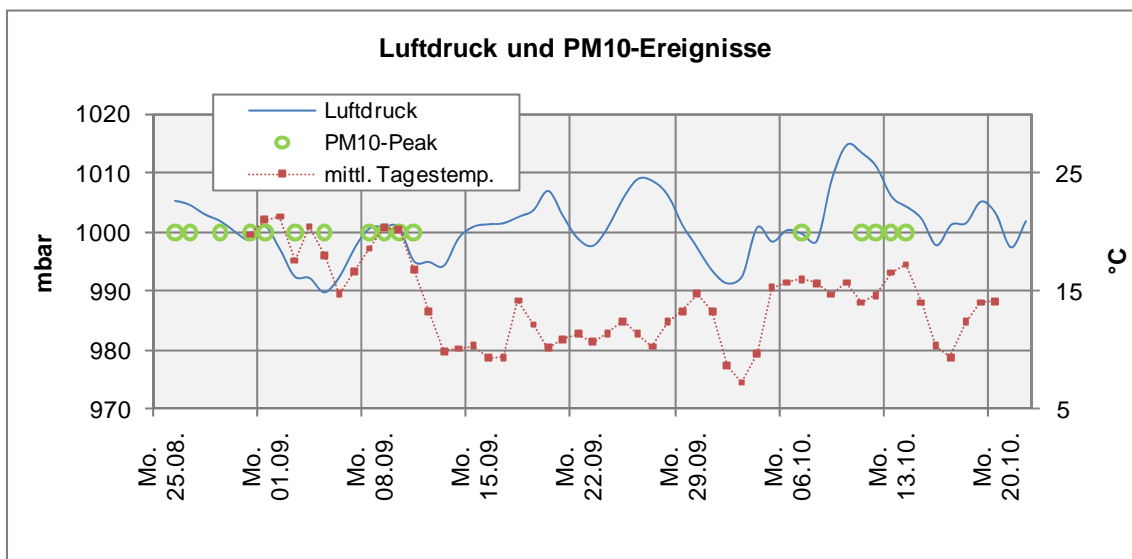


Abb. 30 Tagesmittelwerte von Druck und Temperatur an der Seebahnstrasse sind den Tagen mit PM10-Peak gegenübergestellt

9 Schlussfolgerungen

PM10-Spitzen und Verkehr

- Die PM10-Spitzenwerte können nicht vom starken Verkehr an der Seebahnstrasse stammen. Weder in den Verkehrszahlen, noch in den Messsignalen der primär vom Verkehr emittierten Schadstoffe NO (NO_x) und CO, ist ein Hinweis zu erkennen. Als ein weiteres Argument gegen verkehrsbedingte PM10-Spitzen können die nicht signifikant höheren EC-Anteile im Feinstaub an Tagen mit PM10-Spitzen angeführt werden.

PM10-Spitzen und Meteorologie

- An Tagen mit PM10-Spitzen befand sich die Schweiz in Hochdrucklagen oder es herrschte eine flache Druckverteilung. Der schwache Wind blies dabei vermehrt aus der Richtung Südwest, während an den restlichen Tagen eher die Windrichtung Nordost im Bahneinschnitt vorherrschte. Die jeweils dominierende Windströmung muss einen wichtigen Beitrag zur Entstehung der PM10-Spitzen beigetragen haben. Möglicherweise bilden Luftpakete aus dem Zimmerberg-Basistunnel eine Grundlage für die PM10-Spitzen.
- Die zeitlich hochaufgelösten Temperaturmessungen in und neben dem Bahneinschnitt gaben schwache Hinweise bezüglich der Entstehung der PM10-Spitzen. Kurzzeitig stärker als üblich sinkende Temperaturwerte im Bahneinschnitt, während und nach Zugpassagen, können als ein Signal für einen Luftmassenaustausch im Bahneinschnitt interpretiert werden. Diese kühlere Luft konnte aus dem Tunnel gekommen sein.

PM10-Spitzen und Zugpassagen

- Die Passagen mehrerer aus Südosten kommender Züge zeigten eine gute zeitliche Übereinstimmung mit den PM10-Spitzen. Besonders gut stimmten Güterzugpassagen mit ihnen überein. Diese Zugdurchfahrten schienen eine weitere Grundbedingung für die Entstehung der PM10-Spitzen zu sein.
- Die ELPI-Messwerte zeigten, dass während PM10-Spitzen, die Anzahl der gröberen Partikel mit dem Feinstaub korrelierten. Die Durchmesser der anzahlmässig gut korrelierenden Partikel waren durchwegs grösser als ein Mikrometer.
- Die XRF-Auswertungen an den HVS-Filtern mit Expositionszeiten von sechs und zwölf Stunden zeigten in der 2. Messung von 2008 einen noch deutlicheren Zusammenhang zwischen den Feinstaubspitzen und den erhöhten Metallkonzentrationen als in der Messung 2007/08. Eine Beeinflussung des PM10 Signals durch die Eisenbahn war an Hand der erheblichen Eisenkonzentrationen und des gleichzeitig hohen Cu/Fe-Verhältnisses um die 5%, in praktisch allen ausgewerteten Filter der Seebahnstrasse zu erkennen. Die Filter der Schimmelstrasse hingegen, als Messort ohne Beeinflussung durch die Bahn, zeigten sehr geringe Eisen und Kupferbelastungen im PM10.
- In den REM-Aufnahmen des sehr hoch mit Eisen belasteten HVS-Filter sind die vielen Metallpartikel mit ihren plättchenförmigen Strukturen zu erkennen. Die Grösse und die Form dieser Metallpartikel zeigen, dass es sich dabei um Produkte von Abriebprozessen handeln muss.

Verursacher der Feinstaubspitzen

- Auf Grund der oben nochmals zusammengefassten Ergebnisse, kann mit grosser Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die an der Messstation Seebahnstrasse beobachteten PM10-Spitzen vom Bahnverkehr stammen. Dazu müssen jedoch bestimmte Witterungsbedingungen erfüllt sein und der Zugverkehr muss bestimmte Bedingungen erfüllen. Die erhöhten Eisengehalte im PM10, auch an Tagen ohne Feinstaubspitzen, zeigen, dass die Feinstaubbelastung an der Seebahnstrasse generell durch den Eisenbahnverkehr beeinflusst wird.
- Der Ort der Entstehung des Feinstaubes ist aber weiterhin nicht restlos klar. Die beobachteten Luftströmungen besagen, dass die Luft an PM10-Spitzen-Tagen jeweils aus Südwesten zu den Messgeräten strömte. Ob der Feinstaub darin bereits enthalten war, oder ob er vor Ort gebildet respektive aufgewirbelt wurde, konnte nicht geklärt werden.

Einfluss auf die Tagesmittelwerte und auf die Gesundheit

- Der Einfluss der PM10-Spitzen auf die einzelnen Tagesmittelwerte war beträchtlich. Die Mittelwerte wurden durch die Feinstaubspitzen um bis zu $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erhöht. An den untersuchten Tagen mit Feinstaubspitzen war jeweils durchschnittlich, je nach Berechnungsart, 30% - 40% des Tagesmittelwertes auf die PM10-Spitzen zurückzuführen.
- Je stabiler und je wärmer die Wetterlagen waren, desto stärker fielen die PM10-Spitzen ins Gewicht. Da die Intensitäten und Häufigkeiten der PM10-Spitzen jedoch stark variierten, ist ihre Auswirkung auf den Jahresmittelwert schwer abzuschätzen. Zudem waren während der ersten Messperiode in den Wintermonaten nur ganz vereinzelt PM10-Spitzen zu verzeichnen. Mit Sicherheit ist festzustellen, dass die PM10-Spitzen auf die Anzahl Überschreitungen der LRV-Tagesgrenzwerte für Feinstaub PM10 einen gewichtigen Einfluss ausüben.
- Der Effekt auf die gesundheitlichen Auswirkungen ist dagegen schwierig abzuschätzen. Die PM10-Spitzen waren durch relativ grobe Partikel geprägt, was bedeutet, dass diese nicht sehr tief in die Atemwege vordringen können. Jedoch bestehen die Partikel aus zum Teil gesundheitlich problematischen Elementen, wie Chrom oder Blei. In welchen Verbindungen diese Metalle in den Partikeln vorlagen oder ob sie vorwiegend in elementarer Form vorhanden waren, wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht abschliessend geklärt.

10 Literatur

- [1] J. Brunner und S. Schlatter, Messung von Stickstoffdioxid mit Passivsammlern des Palmes-Typs - Praktische Erfahrungen und Resultate aus der Stadt Zürich, der Ostschweiz und dem Fürstentum Liechtenstein (OSTLUFT), *VDI-Berichte*, **1656**, 407 - 420, 2002,
- [2] Schweiz. Eidgenossenschaft, Luftreinhalte-Verordnung (LRV), Stand am 1. September 2007, SR 814.318.142.1, EDMZ, Bern, 2007
- [3] CEN, Passivsammler zur Bestimmung der Konzentration von Gasen und Dämpfen - Anforderungen und Prüfverfahren - Teil 1: Allgemeine Anforderungen - Aussenluftqualität, **EN 13528-1**, Brüssel, 2002
- [4] CEN, Passivsammler zur Bestimmung der Konzentration von Gasen und Dämpfen - Anforderungen und Prüfverfahren - Teil 2: Spezifische Anforderungen und Prüfmethoden - Aussenluftqualität, **EN 13528-2**, Brüssel, 2002
- [5] Cercl'Air, Stickstoffdioxidmessung mit Passivsammlern - Aussenluftqualität, **Cercl'Air Empfehlung Nr. 25**, Herisau, 2004
- [6] Regierungsrat des Kantons Zürich, 543. Anfrage (Lastwagen-Transitverbot mit der Eröffnung der Westumfahrung), Anfrage 543, 2003
- [7] S. Z. Tiefbauamt et al., Flankierende Massnahmen zur Westumfahrung Zürich, den Durchgangsverkehr nachhaltig reduzieren, 2007
- [8] SNZ Ingenieure und Planer AG, Wirkungskontrolle Westumfahrung und A4 Knonaueramt, im Auftrag Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Zürich, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau, Stadt Zürich, Zürich, 2011,
- [9] R. Burek und D. Chocyk, Basic Aspects Of The Mass Absorbtion Coefficient Of Beta-Particles, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **209**, 181-191, 1996,
- [10] M. J. Berger und S. M. Stelzer, Tables of Energy Losses and Ranges of Electrons and Positrons, im Auftrag National Aeronautics and Space Administration, Washington, D.C., 1964,
- [11] R. Gehrig et al., Contribution of railway traffic to local PM10 concentrations in Switzerland, *Atmospheric Environment*, **47**, 923-933, 2007,
- [12] N. Bukowiecki et al., Iron, manganese and copper emitted by cargo and passenger trains in Zürich (Switzerland) : Size-segrated mass concentrations in ambient air, *Atmos. Environ.*, **41**, 878 - 889, 2007,