



Fraunhofer Institut
Verkehrs- und
Infrastruktursysteme

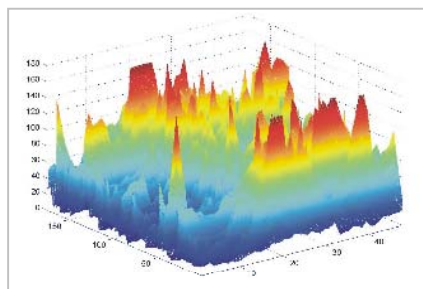
Pilotprojekt

zur Auswertung von Immissionsdatensätzen
auf Basis von Screeningfunktionen

K. Anke
E. Sähn
Dr. M. Klingner

Im Auftrag des Landesamtes
für Umwelt und Geologie

Dresden, September 2002



Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	3
2	Zielstellung des Projektes	3
3	Beschreibung des Messstandortes	5
3.1	Lage	5
3.2	Verkehrsbelastung	5
4	Datengrundlage	5
4.1	Messdaten des LfUG an der Lützener Straße in Leipzig	5
4.2	Daten des Deutschen Wetterdienstes	6
4.3	Datenaufbereitung	6
5	Screening-Verfahren - Modellgrundlagen der Datenauswertung	8
5.1	Zielstellung	8
5.2	Screening-Verfahren für das Immissionsmonitoring	10
5.2.1	Univariate Analysen	13
5.2.2	Multivariate Analysen.....	15
6	Auswertung der Immissionsdatensätze	18
6.1	Zeitliche Zerlegung	18
6.1.1	Tagesgänge.....	18
6.1.2	Wochengänge.....	22
6.2	Zerlegung des Messwertvektors.....	25
6.3	PM10 und Niederschlag	27
6.4	Einfluss weiterer Quellgruppen auf die PM10-Konzentration.....	30
6.5	Einhaltung von Grenzwerten	30
6.5.1	Gesetzliche Grundlagen	30
6.5.2	Auswertung der Messdaten unter Berücksichtigung gesetzlicher Grundlagen	31
7	Modellbildung	32
7.1	MKQ-Modell der PM10-Immissionen	32
7.2	Ergebnisse der Modellbildung.....	34
8	Möglichkeiten zur Senkung der PM10-Konzentration	39
9	Zusammenfassung.....	39
	Literaturverzeichnis.....	41

1 Einleitung

Mit der Verabschiedung der Richtlinie 96/62/EG des Rates wurde die Grundlage für die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität in der Europäischen Gemeinschaft geschaffen. In der ersten Tochterrichtlinie 1999/30/EG werden Grenzwerte für Luftschadstoffe zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt. Die Richtlinie wird die bestehenden Grenzwerte für Schwebstaub durch neue Grenzwerte für Feinstaub (PM₁₀) ersetzen. Die Änderung dieses Grenzwertes beruht auf Untersuchungen, denen zur Folge feine, lungengängige Partikel besondere gesundheits-schädigende Relevanz besitzen. Der Verkehr ist eine der Hauptquellgruppen von Partikeln im Straßenbereich. In der ab dem Jahr 2005 einzuhaltenden Euro4 Norm werden weitere strengere Abgasgrenzwerte für die PM₁₀-Konzentration (<10µm) vorgeschrieben. Eine Weiterentwicklung von Fahrzeugen (z. B. Partikelfilter) und Kraftstoffen ist in diesem Kontext zu erwarten. Die dadurch erreichten Emissionsvorteile werden jedoch durch die stete Zunahme des LKW-Verkehrs und die steigende Anzahl an Dieselfahrzeuge im PKW-Bereich wieder egalisiert werden.

Im städtischen Umfeld ergeben sich eine Vielzahl unterschiedlicher Belastungssituationen. Besonders an verkehrlich hoch belasteten Straßenschluchten ist zum jetzigen Zeitpunkt eine Einhaltung der ab 2005 geltenden PM₁₀-Grenzwerte nicht möglich. Hier sind deutliche Überschreitungen bezüglich der Höhe der zulässigen PM₁₀-Belastung sowie im Hinblick auf die Anzahl zulässiger Grenzwertüberschreitungen pro Jahr festzustellen. Um die Grenzwerte in Zukunft einhalten zu können, müssen Möglichkeiten gefunden werden

- die Überschreitung der PM₁₀-Grenzwerte rechtzeitig und sicher zu prognostizieren und
- Maßnahmen einzuleiten, um im Überschreitungsfall die PM₁₀-Immissionen zielgerichtet zu senken.

Dazu ist es notwendig, die unterschiedlichen Quellgruppen, die zur gemessenen PM₁₀-Konzentration beitragen, zu identifizieren und zu quantifizieren.

Am Fraunhofer-Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme wurden spezielle Verfahren zur Datenauswertung und statistischen Modellbildung für PM₁₀-Belastungen entwickelt. Mit Hilfe dieser Screening-Verfahren besteht die Möglichkeit, statistisch relevante Wirkzusammenhänge zwischen Emissionsquellen und gemessenen Immissionen in Straßenschluchten zu extrahieren. Darauf aufbauend kann eine Ermittlung und Bewertung der Einflussfaktoren und Quellgruppen erfolgen. Die gewonnenen Ergebnisse können dann zur Modellbildung herangezogen und konkrete Maßnahmen bzw. Regulatoren zur Senkung der PM₁₀-Konzentration entwickelt und angewendet werden.

2 Zielstellung des Projektes

Die gesundheitlichen Auswirkungen von Stäuben in der Luft werden seit vielen Jahren kontrovers diskutiert. Die große Anzahl epidemiologischer und toxikologischer Studien kommen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Auf welchen Mechanismen die schädigende Wirkung der Partikel beruht ist nach wie vor ungeklärt. Es wird vermutet, dass das Zusammenwirken unterschiedlicher Indikatoren zu einer gesundheitlichen Beeinträchtigung führt.

Die Messgröße PM₁₀ ist ein Summen-Messwert, der nur den Gesamtstaub (<10µm) in der Luft als Masse Staub pro Volumen Luft angibt. Staub ist ein komplexes Gemisch, das sich aus unterschiedlichen anthropogenen und natürlichen Emissionsquellen zusammensetzt. In dicht besiedelten Stadt- und Industriegebieten überwiegen die durch den Menschen produzierten Partikel. Sie entstehen durch:

- Verbrennungs- und Produktionsprozesse
- mechanische Abriebe
- Aufwirbelungen
- sekundäre Bildungsprozesse

Neben Quellgruppen wie Hausbrand und Industrie trägt der Verkehr zu einem großen Teil zu den PM10-Belastungen in städtischen Gebieten bei. Zudem unterliegen die gemessenen PM10-Konzentrationen verschiedenen meteorologischen und verkehrlichen Einflussfaktoren.

Bis jetzt ist es nur mit aufwendigen chemischen oder physikalischen Analysen der Partikel möglich, einzelne Emissionsquellen messtechnisch zu identifizieren. Darüber hinaus wird versucht, auf der Grundlage empirischer Modellansätze die Auswirkung der Emissionsfaktoren einzelner Quellgruppen quantitativ zu erfassen. Für routinemäßige Emissionsüberwachungen der PM10-Belastung sind diese Methoden entweder zu aufwendig oder zu ungenau. Differenzierte Rückschlüsse zur Auswirkung konkreter Verkehrsparameter wie Verkehrsdichte, Verkehrsfluss und Verkehrszusammensetzung oder Klimaparameter wie Temperatur, Feuchte, Wind usw. auf den PM10-Messwert können nicht gezogen werden. Zur Ableitung von PM10-Minderungsmaßnahmen sind aber gerade diese Wirkzusammenhänge von Bedeutung.

Das Hauptziel des vorliegenden Projektes war es, auf Basis von Screening-Verfahren die Quellgruppen der PM10-Belastung am Beispiel der Lützner Straße in Leipzig zu identifizieren und zu quantifizieren. Dabei sollen charakteristische Verläufe in den zeitlich hoch aufgelösten Messdaten gefunden werden, die es ermöglichen, verschiedenste Einflüsse auf den PM10-Messwert zu separieren. Anhand dieser Erkenntnisse können dann konkrete Maßnahmen zur Senkung der anthropogenen PM10-Emissionen entwickelt und erprobt werden.

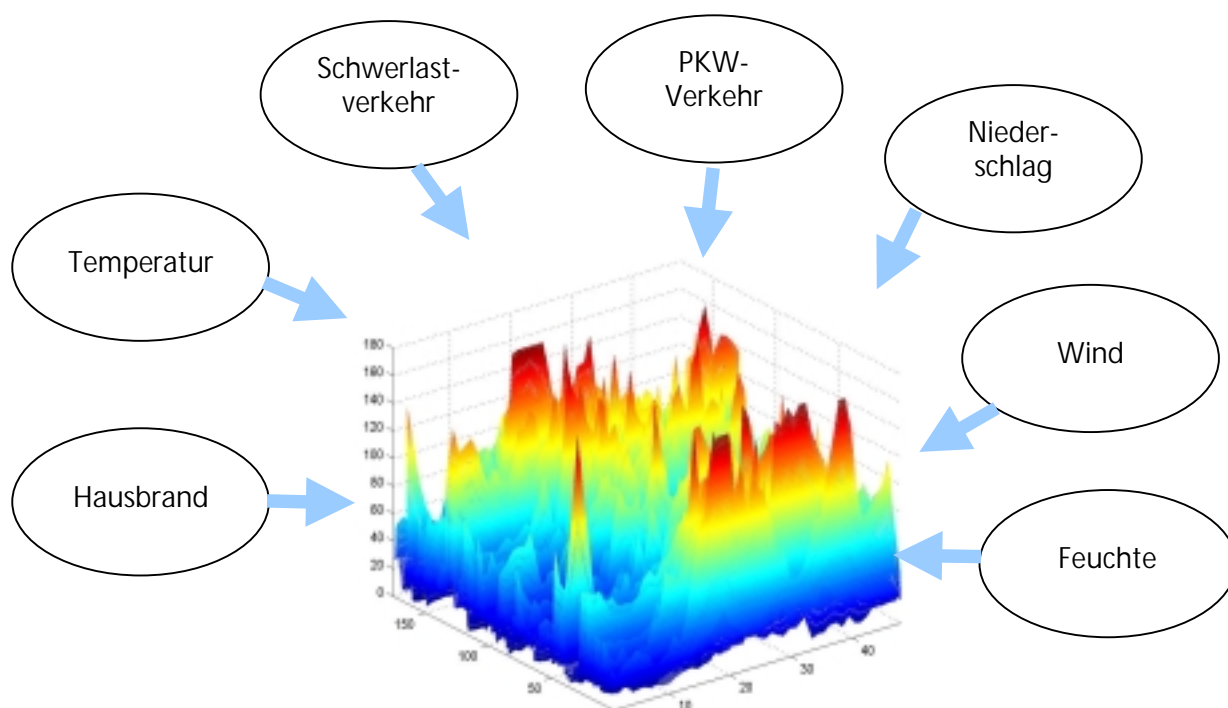


Abb.2.1: Einflussfaktoren auf die PM10-Konzentration (Immissionen)

Dazu werden die bekannten, den Prozess beeinflussenden Faktoren und möglichen Quellgruppen aus umfangreichen Messreihen zu PM10-Immissionen, Verkehrsmenge und -zusammensetzung, Witterungseinflüsse usw. in Form signifikanter Basisfunktionen und Messwertmuster extrahiert. Durch Anwendung von geeigneten Messwerttransformationen werden die Daten auf wenige, den Prozess charakterisierende Größen reduziert. Dabei werden redundante Messinformationen eliminiert, so dass eine kompakte, statistisch begründete Modellbildung erfolgen kann.

3 Beschreibung des Messstandortes

3.1 Lage

Zur Untersuchung des verkehrsrelevanten PM10-Anteils in Straßenschluchten wurden Messreihen der **Automatenmessungen an der Lützner Straße** in Leipzig herangezogen. Der Messcontainer ist direkt an der Fahrbahn, stadtauswärts auf dem Parkstreifen stationiert. Die Lützner Straße befindet sich in einem Gewerbe- und Siedlungsgebiet mit jeweils einer geschlossenen, teilweise unbewohnten, Wohngebäudefront auf beiden Seiten der Straße. Die Fahrbahn ist 10 Meter breit und besteht aus Teer (mehrfach ausgebessert). Auf beiden Seiten der Straße befinden sich Fußwege und Parkstreifen, die meist unbefestigt und in einem minder gutem Zustand sind. Einfluss auf die Messungen können sowohl der Verkehr als auch Kraftwerke, Fernheizungssysteme, kommunale Verbrennungsgase sowie die umfangreiche Bautätigkeit im Umfeld haben. Die PM10-Konzentration wird in 3,50 m Höhe gemessen.

3.2 Verkehrsbelastung

Die Lützner Straße ist verkehrlich hoch belastet, wobei der Verkehrsablauf im allgemeinen fließend und zügig erfolgt. Die Verkehrsdichte in Messstellennähe ist größer als 10.000 Fahrzeuge pro Tag.

Bis zum 16.1.2002 befand sich eine Baustelle auf der Lützner Straße. Dadurch kam es zu einer halbseitigen Sperrung eines Straßenabschnittes. Weitere Baustellen befanden sich auf den in unmittelbarer Umgebung des Messcontainers befindlichen Nebenstraßen. Die dadurch veränderte Verkehrsmenge und -zusammensetzung und der erhöhte Baustellenverkehr wirkten sich negativ auf die Homogenität des PM10-Datensatz aus. Weiteren Einfluss hat die in Richtung stadtauswärts liegende Ampelkreuzung, die einen möglichen Rückstau des Verkehrs zu Stoßzeiten bis zur Messstelle verursachen kann.

4 Datengrundlage

4.1 Messdaten des LfUG an der Lützener Straße in Leipzig

Folgende Messdaten standen zur Verfügung:

	Komponente
Verkehrszählung	PKW landwärts
	LKW landwärts
	LKW mit Anhänger landwärts
	sonstiger Verkehr landwärts
	PKW stadtwärts
	LKW stadtwärts
	LKW mit Anhänger stadtwärts
	sonstiger Verkehr stadtwärts
Schadstoff	PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Meteorologie	Windgeschwindigkeit [m/s]

Tab.4.1: Daten des LfUG der Automatenmessungen an der Lützner Straße in Leipzig

Der zur Auswertung herangezogene Datensatz hat einen Umfang von 175 Tagen (25 Wochen) und wurde im Zeitraum vom 19.11.2001 bis zum 12.05.2002 aufgenommen. Alle Messwerte liegen als Halbstundenmittelwerte vor.

4.2 Daten des Deutschen Wetterdienstes

Ergänzend wurden **meteorologische Daten** des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zur Auswertung der PM10-Konzentration herangezogen. Dabei handelte es sich um Daten der Messstation Leipzig-Schkeuditz. In die Betrachtungen wurden folgende Daten einbezogen:

	Komponente	Einheit	Beschreibung
Niederschlag	Niederschlagshöhe	0,1 mm	10 Minutenwerte
Wind	Windgeschwindigkeit	0,1 m/s	stündliche Messung
Sonstiges	Temperatur	0,1°C	stündliche Messung
	relative Luftfeuchte	%	stündliche Messung

Tab.4.2: Daten des DWD der Messstation Schkeuditz in Leipzig

Die Auflösung von Windgeschwindigkeit, Temperatur und relativer Feuchte wurde durch Interpolation der stündlichen Messungen an die Halbstundenmittelwerte der Daten von der Lützner Straße angeglichen. Die Erzeugung der Halbstundenmittelwerte des Niederschlags erfolgte durch Mittelwertbildung der jeweiligen 10-Minutenwerte.

4.3 Datenaufbereitung

Ausreißerelimination

In der Abbildung 4.1 ist der Ausgangsdatensatz der PM10-Konzentration dargestellt. Deutlich erkennbar sind Spitzenkonzentrationen des PM10-Wertes, die sich um Größenordnungen vom restlichen Datensatz unterscheiden. Ursachen für solche Ausreißer können kurzzeitige Ereignisse sein.

Als sinnvoll und notwendig erwies sich deshalb eine vorbereitende phänomenologische Analyse des Messdatensatzes aufgrund einzelner, singulär aufgetretener PM10-Messwertspitzen, deren natürliche oder messfehlerbedingten Ursachen im Vorfeld der statistischen Auswertungen zu klären waren.

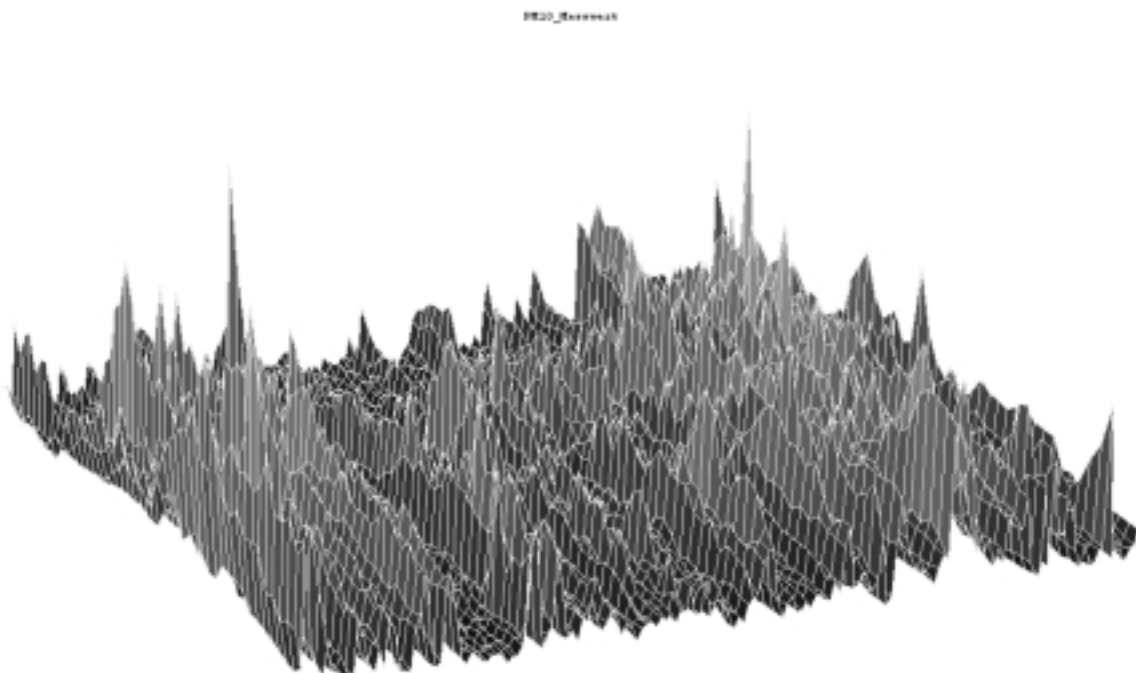


Abb. 4.1: PM10-Messwerte über 175 Tage

Manche Spitzenwerte ließen sich besonderen Ereignissen wie Feuerwerk zum Jahreswechsel zuordnen, andere wiederum könnten durch Baustellenbetrieb oder Abrissarbeiten zustande gekommen sein.

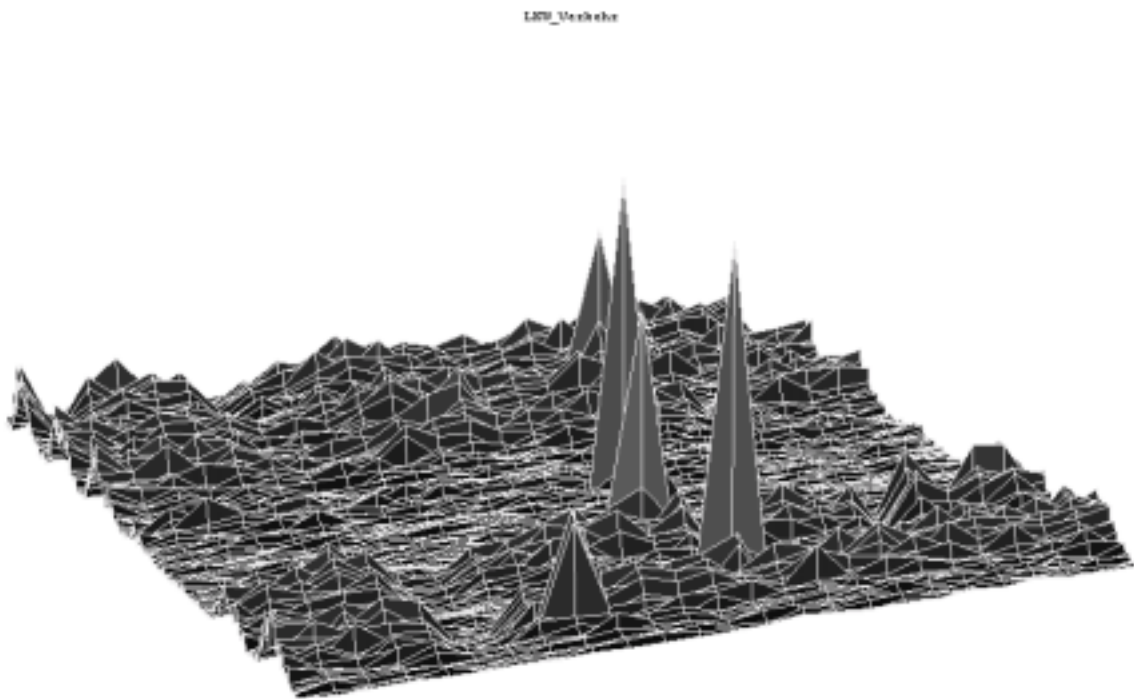


Abb. 4.2: Störende LKW-Verkehrsspitzen

Nicht zu interpretieren waren die extremen Spitzenwerte des LKW-Verkehrs (Abb. 4.2), so dass die größten Zählwerte eliminiert werden mussten.

Die Ausreißer waren so signifikant, dass es keiner speziellen statistisch begründeten Ausreißer-tests bedurfte, sondern durch Festlegung eines Grenzwertes oder einer Ordnungszahl die n größten Extremwerte in den PM10- und den Verkehrsdaten eliminiert werden konnten.

Normierung

Der gesamte Messdatensatz der Lützner Straße und des DWD setzt sich aus sehr unterschiedlichen Messgrößen zusammen. Diese natürliche Inhomogenität erschwert den Vergleich der Größen untereinander. Insbesondere für multivariate Analysen ist der Messdatensatz deshalb zu normieren. Es gibt verschiedene Möglichkeiten der Normierung mit unterschiedlichen Auswirkungen auf nachfolgende statistische Analysen. Im Falle der Messdaten Lützner Straße erwies es sich als zweckmäßig, alle Komponenten auf den Maximalwert der jeweiligen Messreihe zu normieren.

5 Screening-Verfahren - Modellgrundlagen der Datenauswertung

5.1 Zielstellung

Um die hochdimensionalen Datensätze der gemessenen Umweltdaten auf wenige, die Wirkzusammenhänge charakterisierende Messinformationen und deren Zeitverläufe zu verdichten, sollen geeignete Signaltransformationen auf den gesamten Datenraum angewandt werden. Abbildung 5.1 verdeutlicht den zu analysierenden dreidimensionalen Datenkörper.

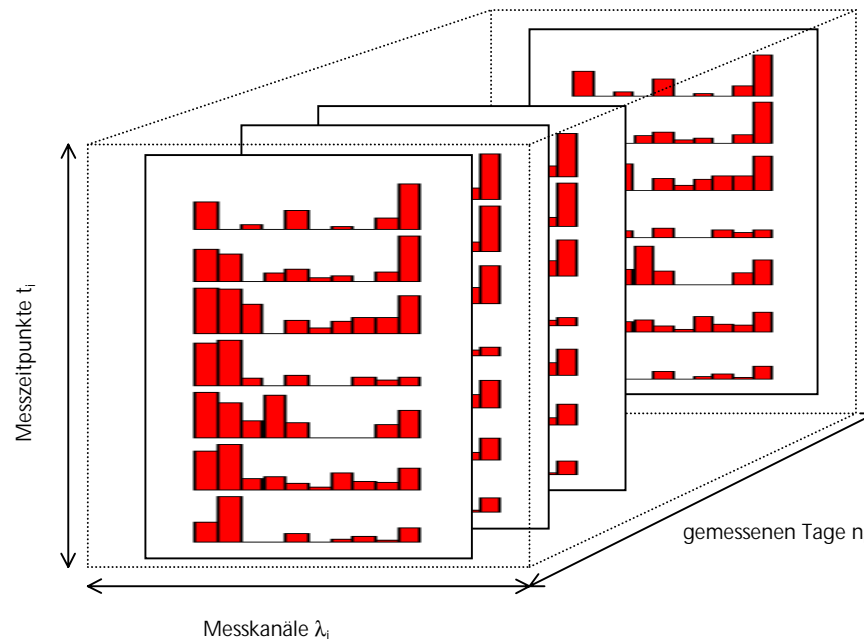


Abb. 5.1: Dreidimensionale Messdatenmatrix $\mathbf{A} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$

Die automatische Messstation liefert in Λ Messkanälen jeweils PM10-, Temperatur- und Windmesswerte sowie Messdaten zum klassifizierten Verkehrsfluss (richtungsabhängige Zählwerte für PKW- und LKW-Verkehr) zur jeweils gewählten Tastzeit t_A , in der Regel $\frac{1}{2}$ -Stundenmittelwerte. Für N gemessene Tage entsteht eine Messmatrix, so dass der gesamte zu analysierende Datenraum durch $\mathbf{A} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ mit

Λ : Anzahl der erfassten Messkanäle λ_i : $i=1..\Lambda$

T : Anzahl der Messzeitpunkte t_i eines Tages: $i=1..T$

N : Anzahl der gemessenen Tage n_i : $i=1..N$

beschrieben wird. Um differenziertere Aussagen zu Witterungseinflüssen auf die PM10-Immissionen treffen zu können, wurde die Matrix um drei weitere Messkanäle (aufbereitete Wetterdaten der Messstation Schkeuditz Tabelle 4.2) erweitert.

Diese Messmatrizen enthalten somit alle verfügbaren Informationen über die an der Messstation nachgewiesenen PM10-Immissionen, die durch die unterschiedlichsten Einflussgrößen erzeugt und/oder beeinflusst wurden.

Auf der Basis des Wissens um die wichtigsten physikalischen und umweltspezifischen Wirkzusammenhänge der PM10-Immissionen in urbanen Siedlungsräumen können aus den Messmatrizen zunächst rein empirisch signifikante Messwerte, typische Messwertkombinationen oder Zeitverläufe der Messwerte selektiert werden. Die bereits erwähnte Ausreißerelimination erfolgte in

empirischer Form wie auch die Untersuchung zu gesonderten Tagen z. B. Weihnachten, Feiertage, Öffnung der Baustelle, besondere Regenereignisse oder Trockenperioden usw..

Grundsätzlich ist eine phänomenologische Interpretation ökologischer Daten aufgrund der vielfältigen Wechselwirkungen, Einflussfaktoren und stark variierenden Emissionen jedoch wenig zielführend. Darüber hinaus ist oft nur hypothetisches A-priori-Wissen über die Wirkzusammenhänge zwischen Emissionsquellen, deren Dynamik sowie die klimabedingten Einflüsse auf die Verbreitung vorhanden.

Die überlagerte Darstellung aller 175 PM10-Ganglinien in Abb. 5.2 verdeutlicht in eindrucksvoller Weise die Schwierigkeiten und unter Beachtung der nachfolgend dargestellten Ergebnisse auch die Leistungsfähigkeit systematischer statistischer Auswertungen umweltrelevanter Messdaten.

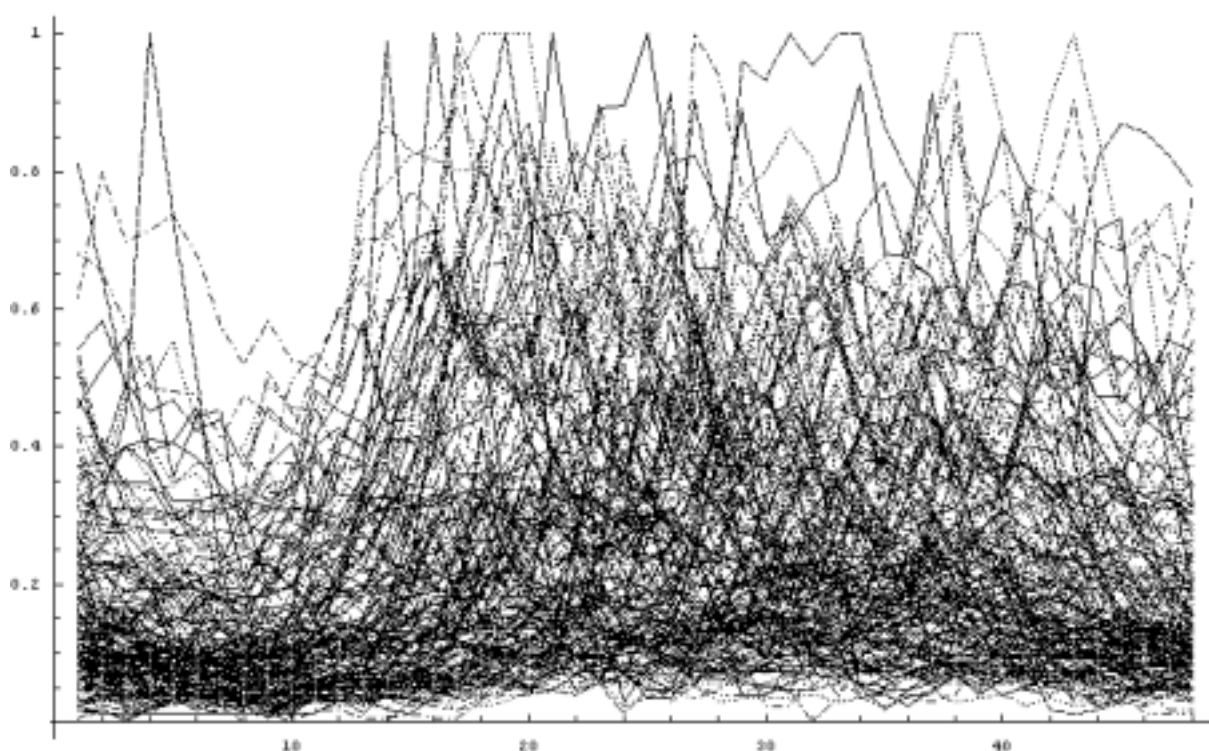


Abb. 5.2: Überlagerung der 175 PM10 – Ganglinien (1/2 Stundenmessungen)

Statistische Verfahren des signal processings, ursprünglich entwickelt für eine schnelle Auswertung hochdimensionaler Signalspektren, bieten hierfür die systematischen Ansatzpunkte, um komplexen Zusammenhänge aus den umfangreichen, heterogenen Immissionsdatensätzen qualitativ und quantitativ herauszufiltern.

Eine Extraktion charakteristischer Signalmuster aus dem hochdimensionalen Datenkörper $\mathbf{A} \in \mathbb{R}^{A \times T \times N}$ auf der Basis mathematischer Methoden kann sowohl durch den Einsatz von

- Screening-Verfahren als auch
- modellgestützter Verfahren

erfolgen.

Screening-Verfahren versuchen durch Anwendung von Verfahren der Signaltransformation charakteristische, den Wirkzusammenhang beschreibende Signalmuster zu extrahieren. Diese Methoden basieren auf der Auswertung zahlreicher gemessener Datensätze. Die in den Daten enthaltenen physikalischen Informationen über den Immissionsprozess werden durch verschiedene, meist orthogonale Transformationsmethoden aus den Datensätzen extrahiert und ggf. separiert. Bekannte Transformationsverfahren sind Fourieranalysen, Walshtransformationen oder in den letzten Jahren auch die Wavelet-Transformationen.

Die Ergebnisse bedürfen in der Regel auch einer nachfolgenden phänomenologischen Interpretation. Allerdings ist nach Anwendung geeigneter Transformationen der zu betrachtende Datenraum deutlich reduziert.

Im Gegensatz dazu suchen **Modellgestützte Verfahren** mittels moderner Methoden der Modellbildung einen expliziten Zusammenhang zwischen gemessenen Immissionsdaten und einem Einflussfaktor (PKW/LKW-Verkehr, Temperatur, Niederschlag, Feuchte, Wind usw.) herzustellen. Diese Modellgestützten Verfahren bewerten in den Messdatenmatrizen genau die Signalanteile, die mit dem zu modellierenden Immissionsanteil stark korrelieren. Aus praktischer Sicht besteht das entscheidende Problem in der Verfügbarkeit und eindeutigen Zuordnung von Immissionswert zu den gemessenen Verkehrs- und Klimadaten.

In der Studie zur Auswertung der PM10-Messreihen kommen sowohl

- Screening-Verfahren zur qualitativen Beschreibung zugrunde liegender Zusammenhänge als auch
- Modellgestützte Verfahren zur quantitativen Bewertung der Einflussfaktoren auf die Immissionsbelastung und Prädiktion der Immissionen

zur Anwendung.

5.2 Screening-Verfahren für das Immissionsmonitoring

Im folgenden Abschnitt sollen die verwendeten mathematischen Methoden zur Extraktion von charakteristischen Merkmalen aus den Messdatenmatrizen erläutert werden. Die Anwendung der Methoden erfolgt unter der Zielstellung

- einer Algebraisierung sowie
- einer Informationsverdichtung

des hochdimensionalen Datenraumes $\Lambda \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$. Abbildung 5.3 verdeutlicht diesen Sachverhalt.

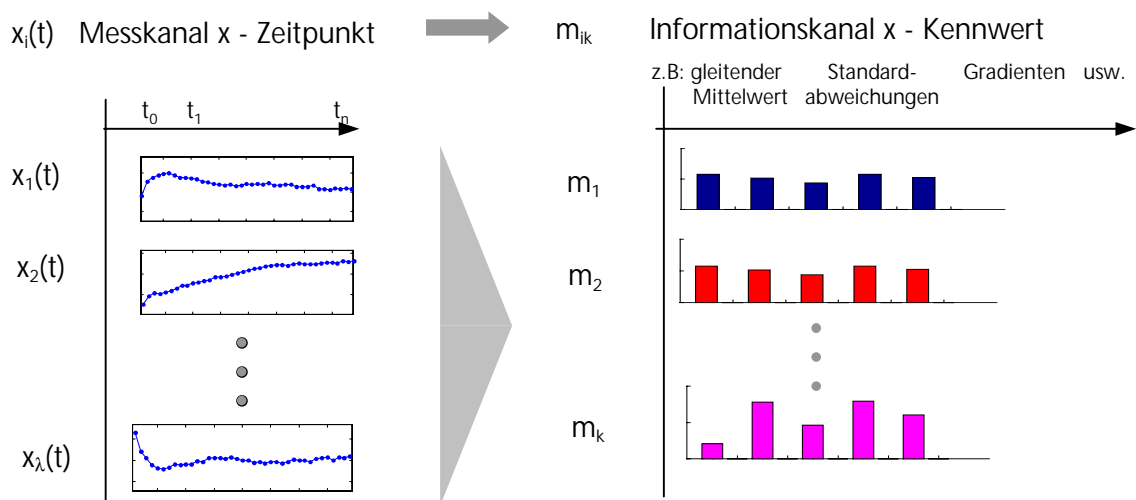


Abb. 5.3: Algebraisierung und Informationsverdichtung

Gleichzeitig soll der Prozess der Algebraisierung und Informationsverdichtung Merkmale liefern, die charakteristische Immissionseinflüsse beschreiben und separieren. Besonders effektiv kann die Reduktion der umfangreichen 3-dimensionalen Messdatenmatrix Λ (mehr als 100.000 Messpunkte) durch orthogonale Signaltransformationen erreicht werden. Da die Messwerte eine ausgeprägte Periodizität aufweisen (Tagesganglinien, Wochenganglinien), sind Fourier- oder Walshtransformationen durchaus anwendbar, die Transformationsergebnisse allerdings im Sinne einer Datenanalyse nicht interpretierbar. Gut geeignet ist hingegen die Hauptkomponentenanalyse

(PCA - Principle Component **A**nalysis), deren mathematische Grundlagen nachfolgend kurz zusammengefasst werden.

Die PCA erfordert zunächst eine Umformung oder Neuordnung der Messdatenmatrix $\mathbf{\Lambda} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ in Form zweidimensionaler Matrizen \mathbf{X} . Die Bildung dieser Matrizen \mathbf{X} hängt von dem zu untersuchenden Phänomen ab und führt zumeist auf eine Vorverdichtung der Messdaten.

Sind beispielsweise typische Effekte im zeitlichen Verlauf der PM10-Immissionen zu analysieren, so werden a-priori nur die PM10-Messwerte aus der Matrix $\mathbf{\Lambda} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ in die Matrix \mathbf{X} überführt, wobei in den Spalten entweder die N Werte einzelner Tagesgänge oder die $N \cdot 7$ Messwerte einzelner Wochenganglinien zusammengefasst werden. Im weiteren Verlauf kann dann die entstehende Matrix ${}^{\Lambda} \mathbf{X} \in \mathbb{R}^{N \times T}$ der Hauptkomponentenanalyse unterzogen werden.

Da in einer solchen Matrix nur ein Messkanal untersucht wird, werden diese Methoden im weiteren Verlauf als **univariate Methoden** bezeichnet.

Als **multivariate Methoden** werden solche Methoden bezeichnet, die Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Messgrößen bewerten. Im einfachsten Fall werden hierzu Tagesmittelwerte zu PM10-Immissionen, Verkehr, Temperatur oder anderer Einflussfaktoren untersucht.

In der dabei entstehenden Matrix ${}^T \mathbf{X} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times N}$ ist die Information über die zeitliche Entwicklung der Messgrößen eliminiert. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Untersuchung von Abhängigkeiten der Entwicklung einzelner oder aller Messgrößen ${}^N \mathbf{X} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T}$ in der Abfolge der Messtage.

Im Rahmen der Studie wurden eine Reihe methodischer Ansätze entwickelt und erprobt. Der linke Teil in Abbildung 5.4 verdeutlicht die methodische Vielfalt. Die Anwendung der **multiplen PCA** (MPCA), die im nachfolgenden Abschnitt erläutert wird, löst das Problem der mehrstufigen Algebraisierung und Informationsverdichtung, indem die Daten der gesamten 3-dimensionalen Datenmatrix $\mathbf{\Lambda} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ in die Analyse einbezogen werden können.



Abb. 5.4: Methoden der Signalextraktion

Im Sinne der Signaltheorie werden die Messreihen zu PM10-Konzentration, Verkehr bzw. Umwelteinflüssen in der weiteren Darstellung auch als Signale bezeichnet. Die Signale können den gesamten zeitlichen Verlauf einer Messgröße oder auch bestimmte Zeitintervalle umfassen.

PCA gestützte Immissionsdatenanalyse

Im Mittelpunkt der nachfolgenden Analysen steht die Hauptkomponentenanalyse (PCA-Principal Component Analysis), die eine sehr leistungsfähige Methode zur Datenverdichtung darstellt. Die PCA-Basis wird durch Anwendung der Singulärwertzerlegung auf einen Referenzdatensatz erzeugt.

Mathematische Grundlagen

Durch die Singulärwertzerlegung

$$X = U\Sigma V'$$

wird eine beliebige Matrix X in das Produkt zweier orthogonaler Matrizen U, V und einer Diagonalmatrix Σ mit positiven und der Größe nach geordneten Diagonalelementen σ_i zerlegt. Die Matrizen U und V ergeben sich aus den links- und rechtsseitigen Eigenvektoren

$$XX' = U\Sigma^2U' \quad U'U = I$$

$$X'X = V\Sigma^2V' \quad V'V = I$$

von X , die aufgrund der Symmetrie von XX' bzw. $X'X$ orthogonal sind.

Die Darstellung

$$X = \sum_i \sigma_i u_i v_i'$$

liefert eine Zerlegung von X in Rang-1-Matrizen, die durch die paarweisen äußeren Produkte der Eigenvektoren gebildet werden. Die Bildung der FROBENIUS-Norm, bei der die quadratische Summe aller Matrixelemente

$$\|X\|_{fro}^2 = \sum_i \sigma_i^2$$

gebildet wird, zeigt, dass die gesamte Matrix-„Leistung“ auf die einzelnen Anteile σ_i aufgeteilt wird.

Die Ordnung dieser Anteile in Σ begründet auch die Annahmen, dass

- die wesentlichen Informationen aus X in den ersten Elementen der Zerlegung wiederzufinden sind,
- eine Separierung linear unabhängiger Informationen durch die Orthogonalität erreicht wird und
- eine Elimination von Rausch- und Störanteilen in X erfolgen kann.

Die Optimalität der mit Hilfe der Singulärwertzerlegung gefundenen Approximationsbasis für die Daten aus X bez. der quadratischen Norm lässt sich durch

$$\sigma_{i+1}, u_{i+1}, v_{i+1} = \arg \min_{\sigma, u, v} \|X_i - \sigma uv'\|_{fro}^2 \quad \text{mit} \quad X_i = X - \sum_{j=1}^i \sigma_j u_j v_j'$$

zeigen. In jedem Schritt wird genau ein solches äußeres Produkt uv' optimiert, damit möglichst viel des bis zu diesem Schritt verbliebenen „Restfehlers“ approximiert wird.

Die mit Hilfe einer Singulärwertzerlegung durchgeführte PCA eignet sich daher zur

- Konstruktion einer geeigneten Approximationsbasis für die gegebenen Messdaten,
- Separierung linear unabhängiger Informationen aus den Messdaten,
- Rausch- und Störsignalunterdrückung der Immissionsmessungen und
- Datenkomprimierung.

Der Einsatz dieser Technik ist um so effektiver, je ähnlicher sich die verwendeten Messdatenreihen bzw. deren Variationen sind.

5.2.1 Univariate Analysen

Univariate Analysen entsprechen einer Informationsverdichtung **durch** Selektion eines Messkanals. Das bedeutet, dass der zeitliche Verlauf der Intensität einer ganz speziellen Messgröße λ aus jedem zu analysierenden Tagesverlauf extrahiert wird. Damit entartet der gesamte zur Verfügung stehenden Datenraum $\mathbf{A} \in \mathbb{R}^{A \times T \times N}$ zu einer Matrix $\mathbf{X} \in \mathbb{R}^{N \times T}$.

Eine entsprechende Signalmatrix $\mathbf{X}(n, t) = \begin{bmatrix} x'_1(t) \\ \vdots \\ x'_N(t) \end{bmatrix}$, die zeilenweise z. B. die charakteristische

Tagesganglinie für einen Verkehrsträger (hier PKW) enthält, ist in Abbildung 5.5 dargestellt.

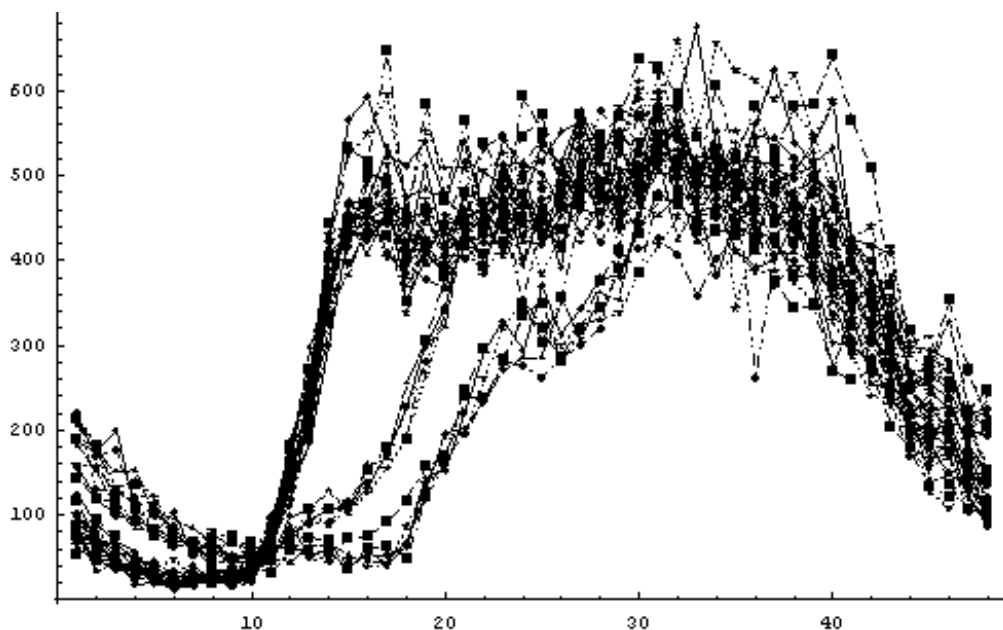


Abb. 5.5: Tagesganglinien des PKW-Verkehrs

Wird die PCA auf diese Signalmatrix $\mathbf{X}(n, t) = \begin{bmatrix} x'_1(t) \\ \vdots \\ x'_N(t) \end{bmatrix}$ angewandt, ergeben sich für den Immissionsdatensatz 48 Basisfunktionen.

Bezogen auf die Darstellung

$$\mathbf{X} = \mathbf{U}\mathbf{\Sigma}\mathbf{V}'$$

entsprechen die Basisfunktionen den Zeilen bzw. Spalten in \mathbf{U} .

In der dargestellten Art lassen sich beispielsweise die Ganglinienformen der Messreihen untersuchen. Verschiedene Messgrößen insbesondere LKW-, PKW-Verkehr und PM10 weisen eine ausgeprägte Tagesganglinie auf.

Die zu analysierende univariate Größe ist in diesem Fall „die Ganglinieform“, unabhängig ob sie sich in Verkehrs- oder PM10 Messreihen abbildet. Die Matrix X wird dazu aus den PM10-Messreihen und Verkehrszählwerten gebildet, wobei jeweils in den Spalten die 48 Messwerte eines Tagesganges angeordnet werden.

Die ersten sechs orthogonalen Basisfunktionen dieser Ganglinienanalyse nach der PCA-Zerlegung sind im Bild 5.6 dargestellt.

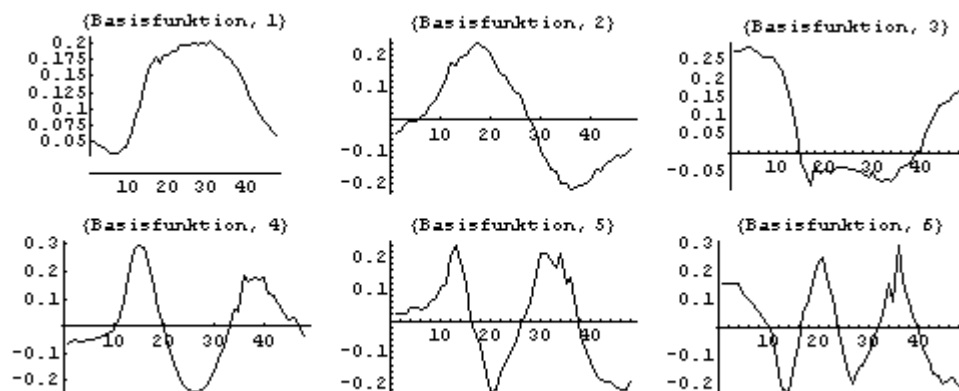


Abb.5.6: PCA-Zerlegung der Tagesganglinien

Eine detaillierte Interpretation der Verläufe erfolgt in den nachfolgenden Abschnitten. Die Basisfunktion 1 und die mit dem Faktor -1 multiplizierte Basisfunktion 3 repräsentieren zwei unterschiedliche mittlere Tagesganglinienformen. Genauere Analysen werden zeigen, dass die 1. Basisfunktion dem Tagesgang des Verkehrsaufkommen, die 3. Basisfunktion dem Tagesgang des PM10 zuzuordnen sind. Verkehrsaufkommen und PM10-Belastung sind demnach nicht durch dieselbe Basisfunktion darstellbar.

Die Basisfunktion 2 entspricht einem Verschiebeoperator der Basisfunktion 1. Multipliziert mit positivem Faktor und addiert zu Basisfunktion 1 wird der Tagesgang nach vorn bzw. andernfalls, mit negativem Faktor multipliziert, nach hinten verschoben. Solche typischen Verschiebungen an den Wochenenden oder Feiertagen sind auch in der Darstellung Abb. 5.6 zu erkennen.

Die Basisfunktion 4 führt je nach Vorzeichen des Faktors zu einer Verlängerung oder Verkürzung des Tagesganges (Basisfunktion 1). Verschiebungen der Vorder- bzw. Hinterflanke der Ganglinien werden durch die Basisfunktionen 5 und 6 erreicht.

Mit welchem Gewicht diese Basisfunktionen zu den einzelnen Messzeitpunkten auftreten, wird durch die Gewichtsfunktionen (Scores) vermittelt, die sich aus dem Produkt der Matrizen $\Sigma V'$ oder $U'X$ berechnen. Gewichtsfunktionen in Verbindung mit der zugehörigen Basisfunktion separieren die Auswirkung einzelner Einflussfaktoren auf die Messgrößen. Die PCA berechnet die Basisfunktionen geordnet nach der Intensität der Wirkung auf die Messdaten.

Die Interpretation der PCA-Zerlegung zu den Ganglinienformen (Abb. 5.7) demonstriert die Leistungsfähigkeit.

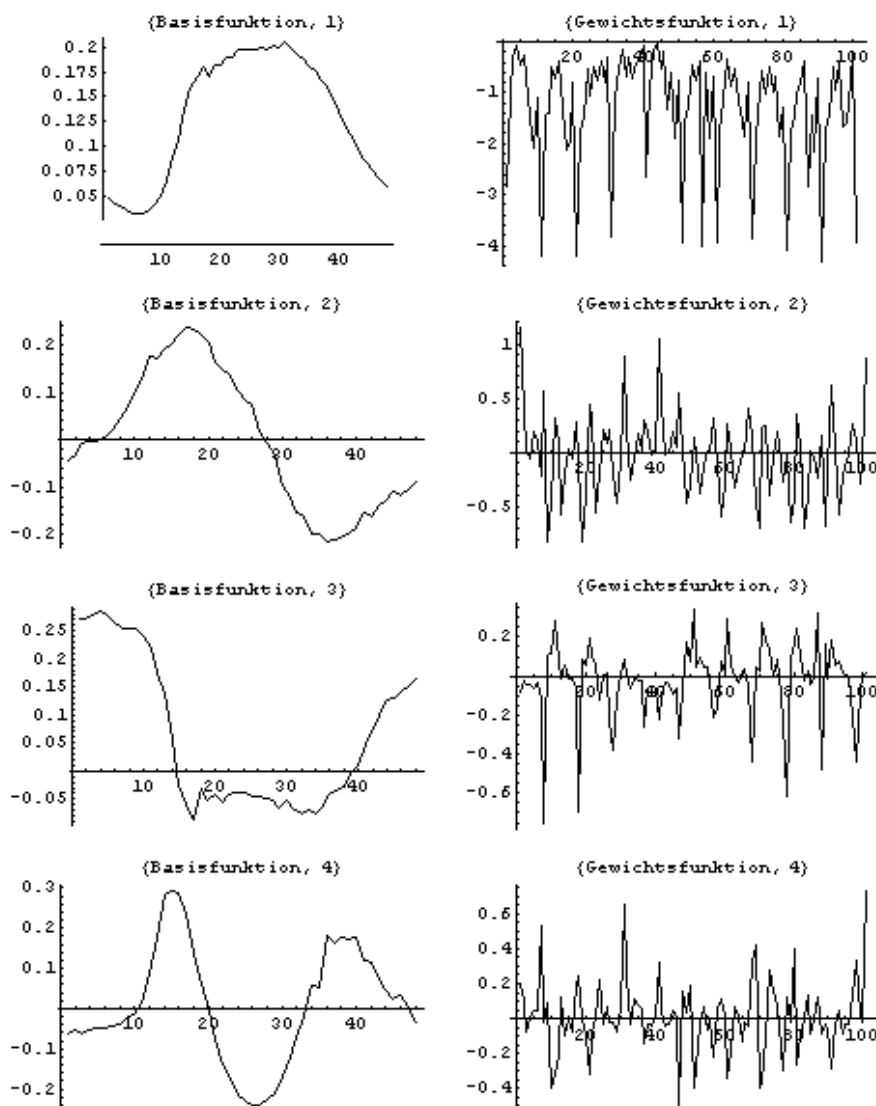


Abb.5.7: Zugeordnete Gewichtsfunktionen

Die Gewichtsfunktionen zu 100 aufeinanderfolgenden Tagen zeigen regelmäßige Signaturen zu den Wochenenden (7-Tage-Periodizität). An diesen Tagen erfolgen die oben skizzierten typischen Veränderungen an den Ganglinien.

Der Einfluss des Wochenendes zeigt sich in allen Scores. Die Gewichtsfunktion zur Basisfunktion 2 beschreibt eine zeitliche Verschiebung der Ganglinien sowohl an den Wochenenden als auch während der Weihnachtsfeiertage (Bereich um den 40. Tag).

Einen vergleichbaren Scoreverlauf weist die zweite Ganglinienform (Basisfunktion 3) auf. Die Weihnachtsfeiertage haben hier offensichtlich einen stärkeren Einfluss.

5.2.2 Multivariate Analysen

Während die univariate Analyse charakteristische Veränderungen beispielsweise des zeitlichen Verlaufs einer Messgröße aufdeckt, werden durch die multivariate Analyse charakteristische Korrelationen zwischen den Messgrößen ermittelt.

Am Beispiel der Immissionsmessungen erklärt, erfolgt keine Zerlegung der Zeitfunktionen in Basisfunktionen. Vielmehr werden die zu den jeweiligen Messzeitpunkten gleichzeitig gemessenen Daten der zehn Messkanäle in orthogonale Basismuster zerlegt.

Diese Basismuster beschreiben typische Korrelationen zwischen den Messkanälen. Die Basismuster bzw. die zugehörigen Korrelationen lassen sich wiederum bestimmten Vorgängen oder Wirkzusammenhängen zuordnen.

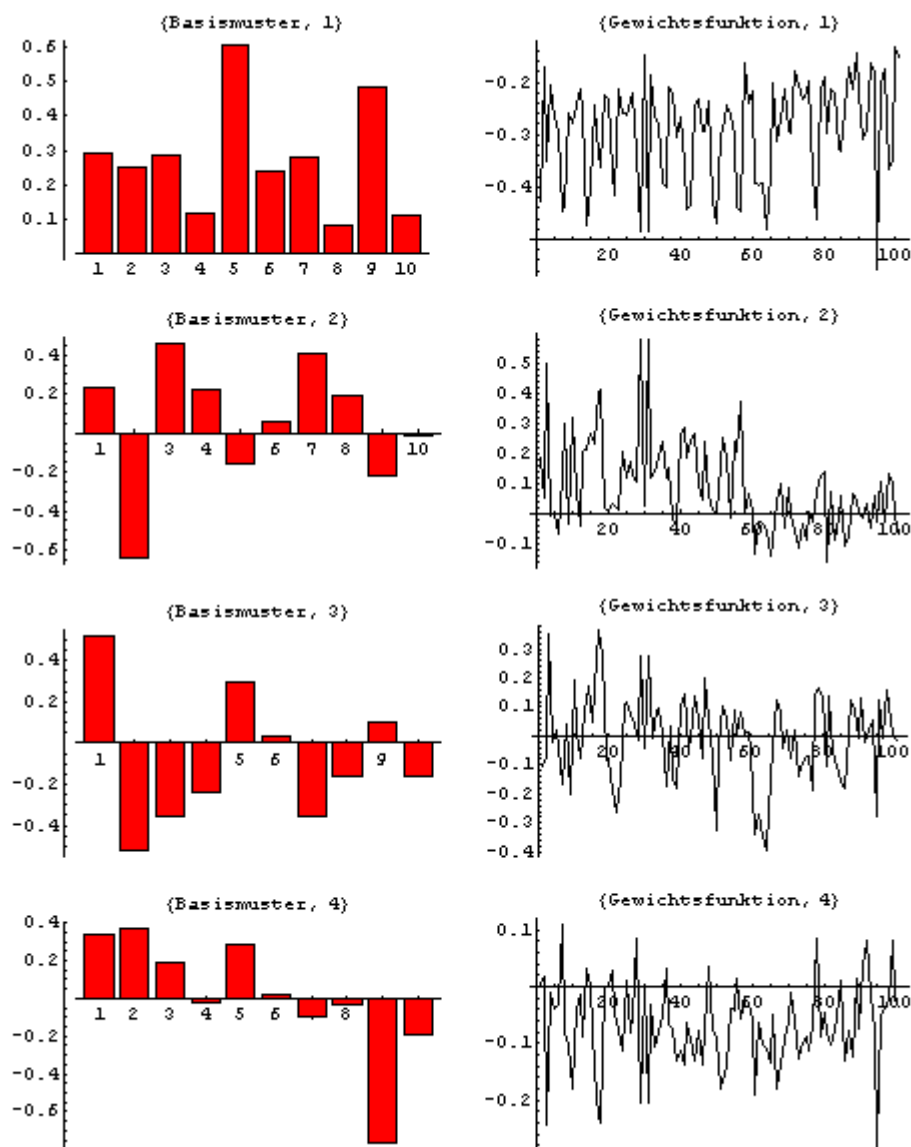


Abb.5.8: PCA-Zerlegung der Messkanäle

Interpretiert wird das Vorgehen an den ersten 4 Basismustern einer Zerlegung über 100×48 aufeinanderfolgende Messungen (Abb. 5.8).

Das erste Basismuster repräsentiert den Mittelwert der einzelnen Messkanäle. In der Signatur der zugehörigen Gewichtsfunktion ist der Wochengang (Absinken der Signalintensität am Wochenende) deutlich zu erkennen.

Der starke Einfluss des Windes (Windstärke entspricht Komponente 2 der Basismuster) und des LKW-Verkehrs (Komponenten 3,4, 7 und 8) auf die PM10-Messungen (Komponente 1) kommt bereits im zweiten Basismuster zum Ausdruck. Aufgrund der Stochastik der Windereignisse sind regelmäßige Signaturen (Wochengang), die durch den LKW-Verkehr geprägt werden, durch größere Störspitzen (z. B. um den 30. Tag) in den Gewichtsfunktionen überlagert.

Im einzelnen werden die Basismuster für verschiedene Immissionsdatensätze in den folgenden Abschnitten detailliert interpretiert und quantitativ bewertet. Die multivariate Zerlegung in Ba-

sismuster zeigt, dass insbesondere bei Immissionsmessungen die Zuordnung der Einflussfaktoren auf einzelne Basismuster und deren Gewichtsfunktionen aufgrund der Überlagerungen verschiedener Effekte nicht immer eindeutig ist. Die multiple PCA bietet hier weitere Möglichkeiten.

5.2.3 Multiple PCA

Die Bezeichnung multivariat bezieht sich in der nachfolgenden Darstellung auf die gleichzeitige Analyse zeitlicher Variationen der Ganglinien als auch charakteristischer Korrelationen der Signalintensitäten zwischen den Messkanälen.

Die multiple PCA erfordert zunächst eine Umformung oder Neuordnung der Messdatenmatrix $\mathbf{\Lambda} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ in Form der zweidimensionalen Matrizen \mathbf{X}^{Λ} , in der jedem Messkanal genau eine Zeile der Matrix zugeordnet wird sowie in Form der zweidimensionalen Matrizen \mathbf{X}^T , in der den Spalten die Messwerte über ein Zeitintervall (Tag oder Woche) zugeordnet werden.

Sowohl \mathbf{X}^{Λ} als auch \mathbf{X}^T enthalten jeweils sämtliche Matrixelemente von $\mathbf{\Lambda} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ jedoch in einer unterschiedlichen zweidimensionalen Anordnung.

Die PCA angewandt auf \mathbf{X}^{Λ} bzw. \mathbf{X}^T liefert die Basismuster in der Matrix \mathbf{U}^{Λ} sowie die Basisfunktionen über die Matrix \mathbf{U}^T . Bei entsprechender Anordnung der dreidimensionalen Messdatenmatrix $\mathbf{\Lambda} \in \mathbb{R}^{\Lambda \times T \times N}$ können die Gewichtsfunktionen in \mathbf{G} , mit denen ein bestimmtes Basismuster i sich entsprechend der Basisfunktion j an einem Tag oder einer Woche verändert, über die einfache Beziehung

$$\mathbf{G} = \mathbf{U}^{\Lambda} \mathbf{\Lambda} \mathbf{U}^T$$

berechnet werden.

Das Element g_{inj} der ebenfalls dreidimensionalen Matrix \mathbf{G} entspricht dem Gewicht des i -ten Basismusters und der j -ten Basisfunktion im n -ten Zeitintervall (Tag oder Woche).

Die nachfolgenden Beispiele demonstrieren die Wirksamkeit der zweidimensionalen Analyse. Die einzelnen Messkanäle stehen (von links nach rechts) für

- PM10
- Wind
- Verkehr stadtwärts (LKW, LKW mit Anhänger, PKW, sonstiger Verkehr)
- Verkehr landwärts (LKW, LKW mit Anhänger, PKW, sonstiger Verkehr).



Abb 5.9: Zweidimensionale Transformation der Messdaten

In Abbildung 5.9 werden die Auswirkungen von Weihnachten und weiterer Feiertage (15. Woche) besonders deutlich, da der Wochengang über die Basisfunktion 1 herausgefiltert wurde. Die multiple PCA sollte in jedem Fall zur Auswertungen umfangreicher Immissionsmessreihen herangezogen werden. Der vorliegende Datensatz war für den systematischen Einsatz dieser Methode jedoch zu inhomogen bzw. noch zu klein.

6 Auswertung der Immissionsdatensätze

Die Zerlegung des Immissionsdatensatzes erfolgte in den oben beschriebenen zwei verschiedenen Dimensionen:

- zeitliche Zerlegung in Basisfunktionen
- multivariate Zerlegung des Messwertvektors in Basismuster

6.1 Zeitliche Zerlegung

6.1.1 Tagesgänge

Die Zerlegung der Ganglinien erfolgte für den LKW- und PKW-Verkehr, die PM10-Konzentration, die Windgeschwindigkeit und die Daten des DWD. Bei dem LKW- und PKW-Verkehr handelt es sich um Summen aus stadt- und landwärts gerichtetem Verkehr. Die Messreihen eines Tages umfassen 48 Halbstundenmittelwerte. Es wurden 175 Tage ausgewertet.

In den sich anschließenden Diagrammen sind zunächst die Basismuster der PM10-Konzentration und des LKW- und PKW-Verkehrs vergleichsweise untereinander dargestellt. Es wird deutlich, dass alle drei Messgrößen einem Tagesgang folgen.

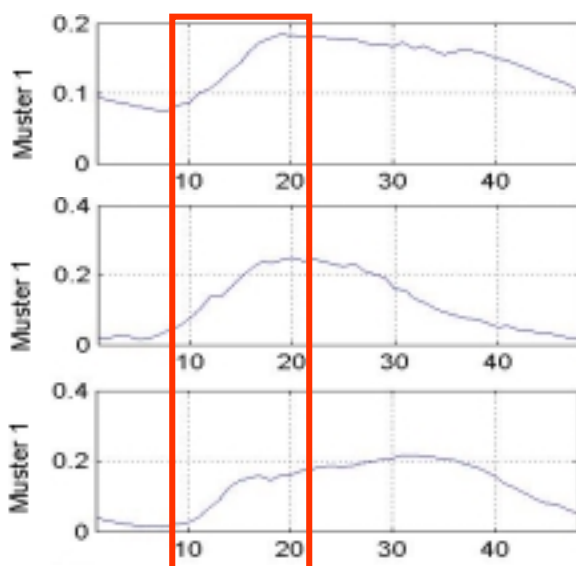


Abb.: 6.1: Vergleich der Durchschnittlichen Tagesverläufe von PM10, LKW und PKW über den Gesamtzeitraum

In den Morgenstunden steigen PM10-Konzentration und Verkehr innerhalb von ca. 5 Stunden mit gleichem Anstieg auf ein Maximum an. In den Mittagsstunden wird das hohe Niveau gehalten und Nachmittags beginnen die Kurven wieder zu fallen. Der PKW- und LKW-Verkehr sinkt sehr schnell in einem Zeitraum von ca. 7 Stunden. Im Gegensatz dazu nimmt die PM10-Konzentration mit 14 Stunden deutlich langsamer ab. Die Tatsache ist darauf zurück zu führen, dass sich die Partikel, je nach Gewicht, sehr lange in der Luft halten und nur langsam zu Boden sinken. Das heißt, dass eine Reduktion des Verkehrs sich erst Stunden später mit einer Verringerung des PM10-Messwertes auswirkt. Hier werden schon erste Zusammenhänge zwischen dem Verkehrsaufkommen und der gemessenen PM10-Konzentration deutlich.

Die simultane PCA Zerlegung aller Ganglinien (Abschnitt 5.2.1) hat darüber hinaus gezeigt, dass PM10 Ganglinie und Verkehrsganglinien durch zwei unterschiedliche Basisfunktionen repräsentiert werden.

Ein Einfluss der Zunahme des Hausbrandes durch Einschalten der Heizungen in den Morgenstunden bei niedrigen Außentemperaturen konnte nicht ermittelt werden. In den Basismustern ist kein Anstieg der PM10-Konzentration im Bereich der automatischen Heizungsinbetriebnahme (zwischen 4 und 6 Uhr in der kalten Jahreszeit) festzustellen.

Im folgenden Abschnitt werden die den Basismustern zuzuordnenden Scoreverläufe diskutiert.

Tagesgang PM10-Konzentration

In der ersten Abbildung ist noch einmal das Basismuster der PM10-Konzentration nun aber mit den dazugehörigen Scores dargestellt. Zwei Aussagen werden hier deutlich:

- Weihnachten und die darauffolgenden Feiertage sind eindeutig zu identifizieren (roter Kreis).
- Zwischen den Tagen 100-150 verändern sich die Gewichte bzw. die Streuung der Scores des Basismusters signifikant.

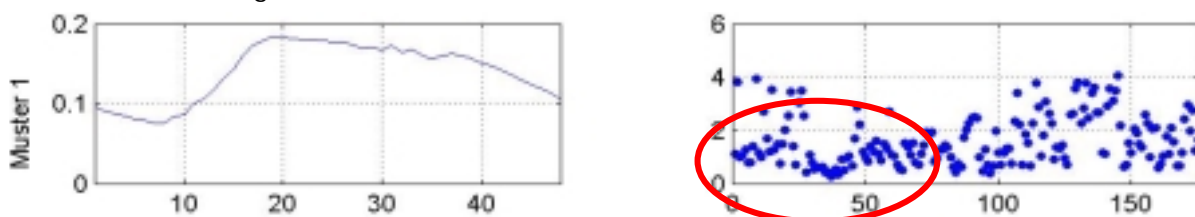


Abb.: 6.2: Tagesgang der PM10-Konzentration

Die Klärung der Ursachen hierfür bedurfte weiterführender Untersuchungen. Grundsätzlich scheint die Schwankungsbreite der PM10-Konzentrationen in den Wintermonaten kleiner zu sein als in den wärmeren Jahreszeiten.

Tagesgang LKW-Verkehr

Die anschließende Darstellung fasst das Basismuster und den zugehörigen Scoreverlauf des LKW-Tagesganges zusammen. Die Reduzierung des LKW-Verkehrs zu den Weihnachtsfeiertagen ist hier ebenfalls im Scoreverlauf zu erkennen (roter Kreis). Weiterhin sehr deutlich zu sehen sind die Unterschiede des LKW-Verkehrs an den Wochenenden im Vergleich zu den Arbeitstagen der Woche. Die zwischen 0 und 1 liegenden Scorewerte sind den Sonnabenden und Sonntagen zuzuordnen, an denen der LKW-Verkehr sehr gering ist. Alle darüber liegenden Scores entsprechen Werktagen mit hohem LKW-Verkehr.

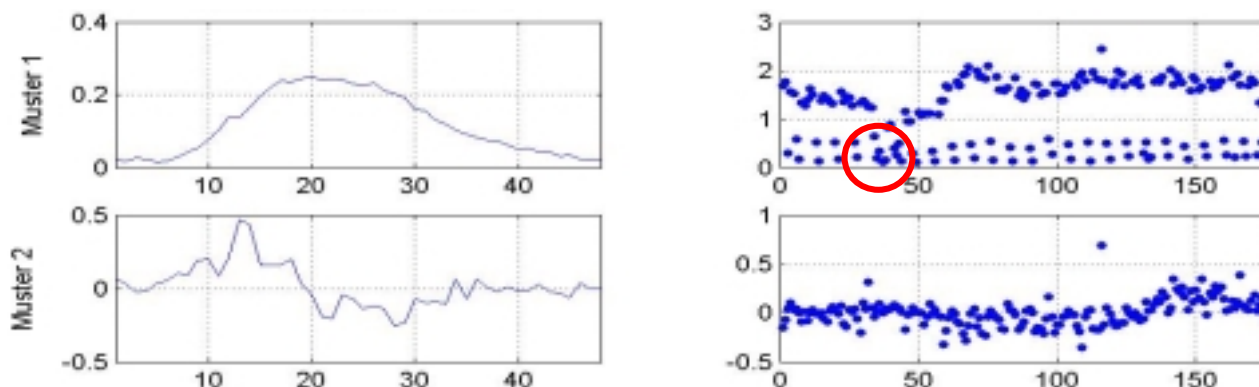


Abb.: 6.3: Durchschnittlicher Tagesverlauf aller LKW über den Gesamtzeitraum

Die zweite Basisfunktion beschreibt eine Verschiebung und Erhöhung der Morgenspitze des LKW-Verkehrs. Der zugehörige Scoreverlauf zeigt singuläre Ereignisse (etwa zum 30. und 120. Tag) aber auch einen leichten kontinuierlichen Anstieg nach dem 140. Tag (Umstellung auf Sommerzeit).

Tagesgang PKW-Verkehr

Bei der Auswertung des Basismusters zum PKW-Tagesgang und dessen Scores (Abb.6.4, rechts oben) wurden Unterschiede zum LKW-Tagesgang festgestellt. Weihnachten, als signifikantes Ereignis, wirkt sich offensichtlich weniger stark auf den PKW-Verkehr aus. Auch an den Wochenenden fällt der PKW-Verkehr im Vergleich zum LKW-Verkehr weniger stark ab. Die Sonntage sind noch deutlich zu erkennen (untere Reihe des Scoreverlaufes). Die Sonnabende unterscheiden sich jedoch nicht so prägnant von den Werktagen. Die Ursache für den hohen PKW-Verkehr sind die an den Sonnabenden geöffneten Geschäfte usw..

Sehr deutlich wird die zeitliche Verschiebung der Ganglinie des PKW-Verkehrs durch den Scoreverlauf zum zweiten Basismuster repräsentiert. Charakteristisch auch hier die 7-Tage Periodizität, die Weihnachtsfeiertage und die Veränderungen nach dem 140. Tag (Sommerzeit).

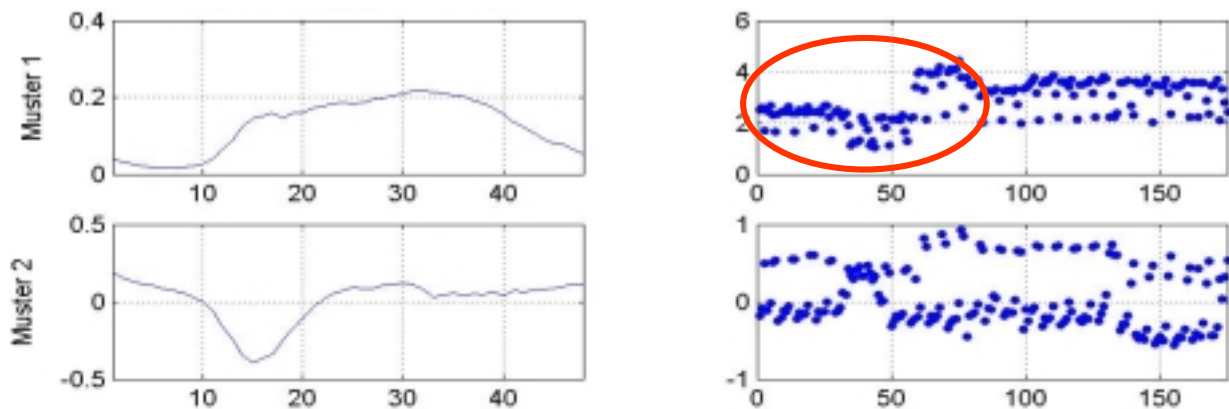


Abb.: 6.4: Durchschnittlicher Tagesverlauf aller PKW über den Gesamtzeitraum

Weiterhin auffallend sind die systematischen Veränderungen des Scoreverlaufes zur ersten Basisfunktion nach dem 59. Tag.

Ursache hierfür war eine Baustelle mit Sperrung einer Straßenseite im Bereich der Lützner Straße, die die Verkehrsmenge und -zusammensetzung offensichtlich sehr beeinflusst hat. Wenn auch nicht so deutlich, ist die Auswirkung der Baustelle auch im Scoreverlauf des LKW-Verkehrs (Abb. 6.3) zu erkennen.

Welche Aussagen bezüglich der PM10 Immissionen können aus diesen ersten univariaten Analysen abgeleitet werden?

1. Der PM10-Tagesgang wird durch das Verkehrsaufkommen induziert.
2. Der PM10-Tagesgang klingt im Vergleich zum Verkehrstagesgang langsamer ab.
3. Der PM10-Tagesgang ist, das zeigen die veränderten Verkehrsrelationen und PM10-Konzentrationen an den Wochenenden, stärker an den LKW-Verkehr gebunden.

Tagesgang Windgeschwindigkeit, relative Feuchte und Temperatur

Die gemessene Windgeschwindigkeit in der Straßenschlucht Lützner Str. aber auch die Messreihen des DWD weisen einen Tagesgang auf (siehe Abb. 6.5). In den Morgenstunden ist die Geschwindigkeit gering, im Laufe des Tages steigt sie auf ein Maximum (Mittagszeit) und sinkt dann wieder zu den Abendstunden hin ab. Die Windgeschwindigkeit wird u. a. durch Temperaturverteilungen (Temperaturunterschiede zwischen Erdboden und Luft) und daraus resultierender Konvektionsströme als auch durch Hoch- und Tiefdruckgebiete beeinflusst.

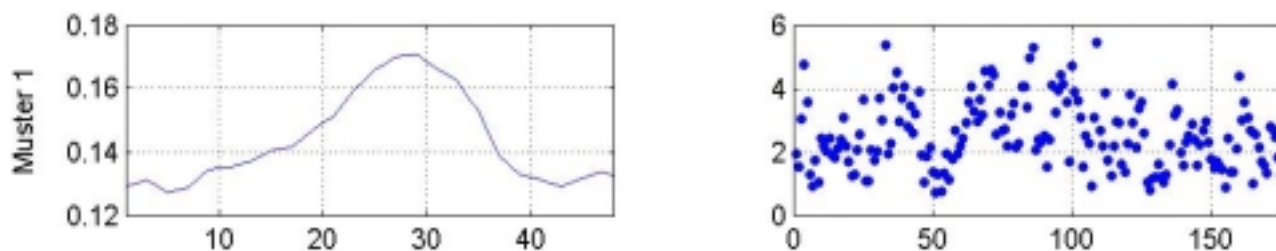


Abb. 6.5: Tagesgang der Windgeschwindigkeit (DWD)

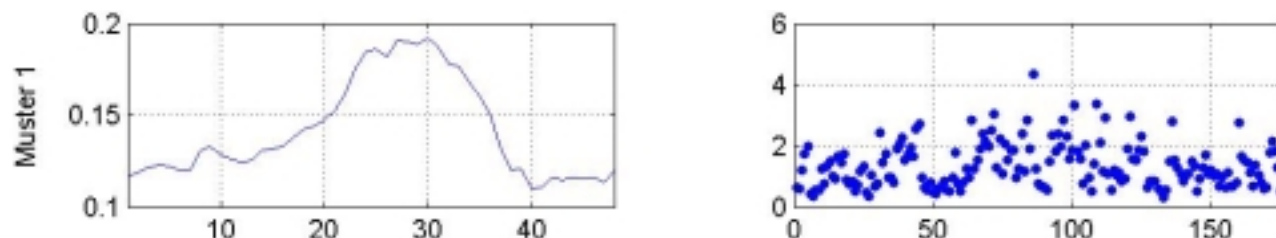


Abb. 6.6: Tagesgang der Windgeschwindigkeit (LfUG)

Unabhängig von der Höhe der Messstelle sind die Basisfunktionen der Windgeschwindigkeitsmessung fast identisch. Die Scoreverläufe zeigen, dass die in 10 Metern Höhe gemessene Windgeschwindigkeit des DWD stärker streut. Die Frage, wie die Windgeschwindigkeit die gemessenen PM10-Konzentration in der Lützner Straße beeinflusst, wird im Abschnitt 6.2 behandelt. Signifikante Ereignisse, Signaturen oder Trendverläufe, die empirische Aussagen zur Auswirkung des Windes auf die PM10-Konzentrationen zulassen, sind in den Scoreverläufen nicht zu identifizieren.

Die relative Luftfeuchtigkeit hat in Abhängigkeit der Temperatur ebenfalls einen Tagesgang. In den Nacht-, Morgen- und Abendstunden ist sie hoch, in den Mittags- und frühen Nachmittagsstunden am geringsten. Auch hier stellt sich die Frage, welchen Einfluss die Feuchte auf die PM10-Konzentration in der Luft hat (siehe Kapitel 6.2). Die Darstellung der Scores im linken Diagramm gibt Hinweise darauf, dass im Winter eine hohe Luftfeuchtigkeit offensichtlich häufiger auftritt. Die Streuung der Luftfeuchte nimmt mit steigenden Außentemperaturen offensichtlich zu.

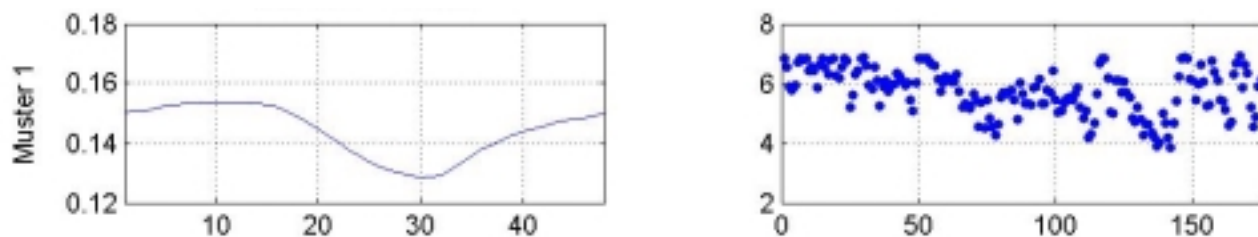


Abb. 6.7: Tagesgang der Feuchte (DWD)

Gegenläufig zur relativen Luftfeuchtigkeit verhält sich der Tagesgang der Temperatur (Abb. 6.8).

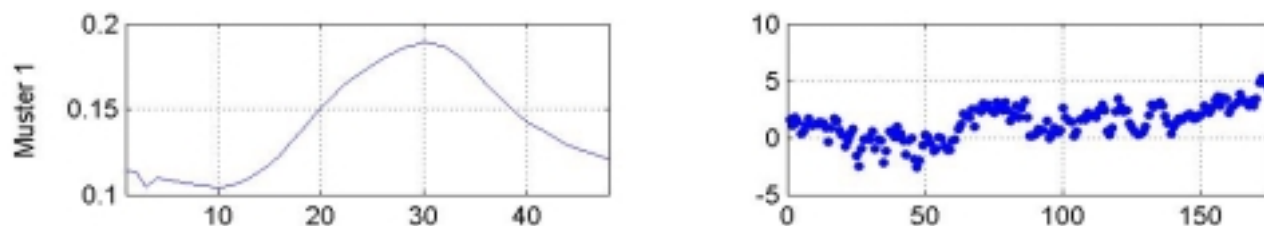


Abb. 6.8: Tagesgang der Temperatur (DWD)

Gut zu erkennen ist der Trend im Scoreverlauf zu wärmeren Außentemperaturen am Ende der Messperiode.

6.1.2 Wochengänge

Indem statt der Tagesgänge die Wochengänge einer Zerlegung unterworfen werden, können längerfristige Trends anhand der stark gefilterten Scoreverläufe zu den einzelnen Wochen besser erkannt werden.

Dazu wurden die Wochengänge der PM10-Konzentration und des PKW- sowie LKW-Verkehrs (Summe aus stadt- und landwärtigem Verkehr) des Immissionsdatensatzes in Basisfunktionen zerlegt.

Zu Beginn der Betrachtungen wurden wieder die Basismuster der drei Größen vergleichsweise untereinander dargestellt (Abb.6.9). Eine Woche bestand aus 336 Halbstundenmittelwerten, wobei 48 Messwerte innerhalb eines Tages aufgenommen wurden. Der Wochengang beginnt immer mit Montag. Die Scores zeigen die Wichtung des jeweiligen Musters in jeder der 25 Wochen des Messzeitraumes.

Bei der Betrachtung der Basismuster zeichnet sich eine deutliche Wochengangcharakteristik der drei Größen ab. An den Werktagen besitzen die Kurven einen ähnlichen Tagesgang mit Maxima in gleicher Größenordnung. Im Gegensatz dazu entwickelt sich der Verlauf der Kurven an den Wochenenden sehr unterschiedlich. Der LKW-Verkehr reduziert sich deutlich von den Werktagen zum Wochenende. An den Sonnabenden ist er noch in geringer Menge vorhanden, an den Sonntagen kommt er durch das Fahrverbot fast völlig zum Erliegen.

Beim PKW-Verkehr ist die Differenz zwischen Werktagen und Wochenende nicht so groß wie beim LKW-Verkehr, was auch schon aus der Betrachtung der Scores zu den Tagesgängen hervorging (Kapitel 6.1.1). Die an den Sonnabenden noch sehr hohen PKW-Zahlen verringern sich an den Sonntagen. Ausflugs- und Freizeitverkehr kompensieren jedoch einen großen Anteil des nicht auftretenden Berufsverkehrs.

Im Gegensatz zum PKW-Verkehr zeigt die PM10-Konzentration auch hier den für den LKW-Verkehr typischen Wochengang. Das Konzentrationsmaximum an den Wochenenden ist deutlich geringer als an den Werktagen.

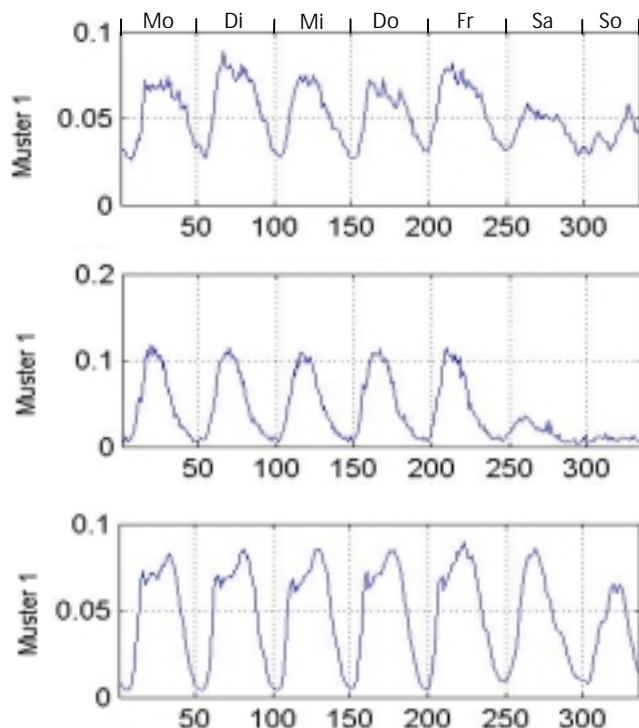


Abb. 6.9: Vergleich der PM10/LKW/PKW-Wochengänge untereinander

Wochengang PM10-Konzentration

In der Abbildung 6.10 sind das Basismuster und die dazugehörigen Scores der Zerlegung der PM10-Konzentration dargestellt.

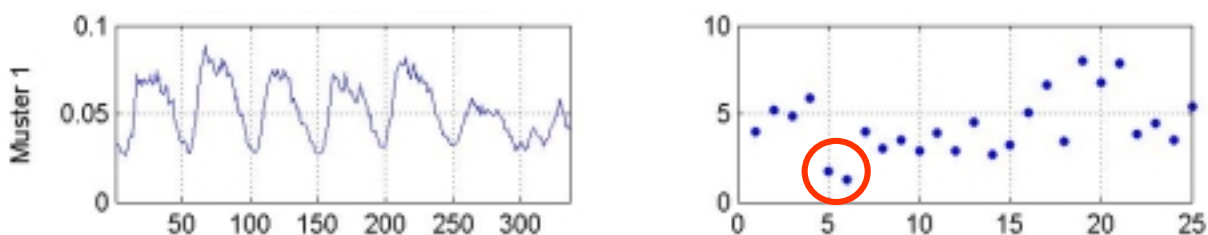


Abb. 6.10: Durchschnittlicher Wochengang der PM10-Konzentration über den Gesamtzeitraum

Gut erkennbar ist das Absinken der PM10-Konzentration in den Wochen über Weihnachten und den Jahreswechsel auf etwa ein Drittel der im übrigen Zeitraum gemessenen und über eine Woche gemittelten PM10-Belastung. Dieser Wert gibt einen Schätzwert für die PM10-Grundbelastung, die durch verkehrsbeeinflussende Maßnahmen nicht zu reduzieren ist, an.

Wochengang LKW-Verkehr

Bei der Untersuchung des Wochengangs des LKW-Verkehrs gab es mehrere Auffälligkeiten. Die Scores des Basismusters (rechts oben) verdeutlichen auch hier den Rückgang des LKW-Verkehrs während des Jahreswechsels. Bemerkenswert die besonders starke Abweichung vom Normalverlauf in Muster 2, die genau auf Mittwoch fällt. Ergebnis der Recherche zu den Ursachen dieser Auffälligkeit war, dass im Betrachtungszeitraum mehrere Feiertage auf den Mittwoch fielen. Aus den Scores zum Muster 2 können Ereignisse, wie Buß- und Betttag sowie 1. Mai abgelesen werden (rote Kreise).

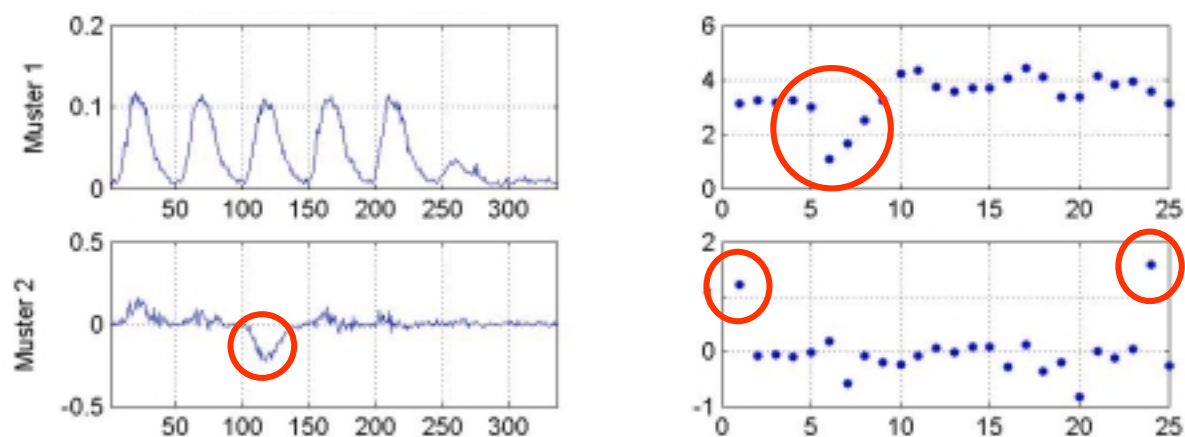


Abb. 6.11: Durchschnittlicher Wochengang aller LKW über den Gesamtzeitraum

Für die PM10-Analysen ist der LKW-Anteil in der 6. und 7. Woche von Bedeutung. Ein geringer Anteil an LKW-Verkehr ist hier zu verzeichnen, so dass die angenommene, nicht durch LKW-Verkehr beeinflusste PM10-Grundbelastung unter 30% der gemessenen Tages- oder Wochenimmissionen liegen wird.

Wochengang PKW-Verkehr

In der Abbildung 6.12 ist der Wochengang des PKW-Verkehrs dargestellt. Der gleichmäßige Verlauf an allen Wochentagen im Basismuster steht im Gegensatz zu den vorherigen Wochenverläufen. Auch die Scores zeigen einen anderen Verlauf. Geringer gewichtet sind die Messwerte während der Zeit der Baustelle, der PKW-Verkehr ging in diesen Wochen deutlich zurück, sehr homogen ist dann der weitere Verlauf. Im Muster 2 unten rechts fiel die zeitliche Verschiebung ab der 20. Messwoche auf. Bei dieser Abweichung handelt es sich um die Umstellung auf die Sommerzeit. Damit verbunden ist auch eine zeitliche Verschiebung des Berufsverkehrs. Eine Abweichung im Muster 2, wie sie beim LKW-Verkehr zu sehen war, ist hier nicht erkennbar. Es ist anzunehmen, dass sich der PKW-Verkehr an den Feiertagen nicht reduziert hat, da, wie schon erwähnt, die Differenz des Berufsverkehrs durch Ausflugs- und Freizeitverkehr ausgeglichen wurde.

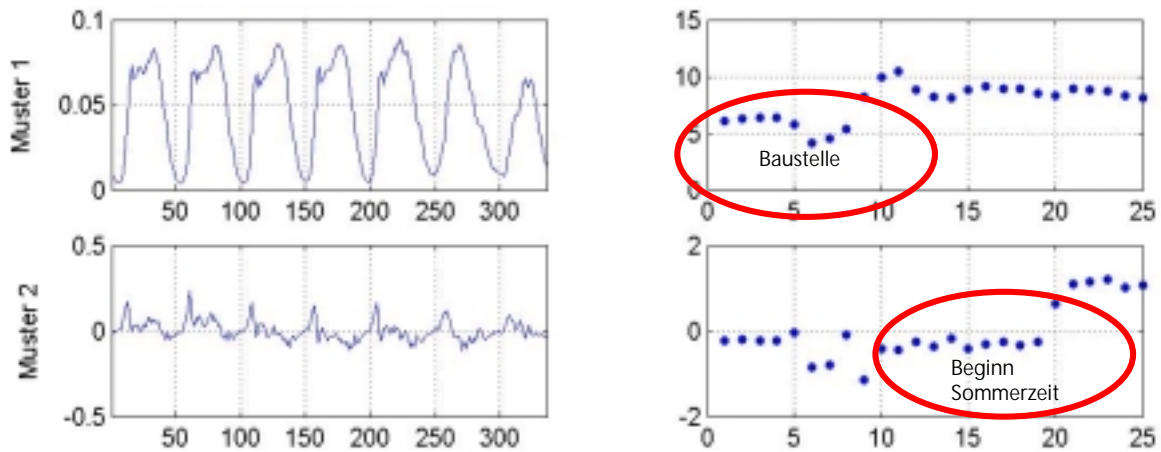


Abb. 6.12: Durchschnittlicher Wochenverlauf aller PKW über den Gesamtzeitraum

Wochengang Windgeschwindigkeit

In der Abbildung 6.13 ist der im Kapitel 6.1.1 schon festgestellte Tagesgang der Windgeschwindigkeit wieder deutlich zu erkennen. Die Größe weißt aber keinen ausgeprägten Wochengang mit Unterschieden zwischen Werktagen und Wochenenden auf.

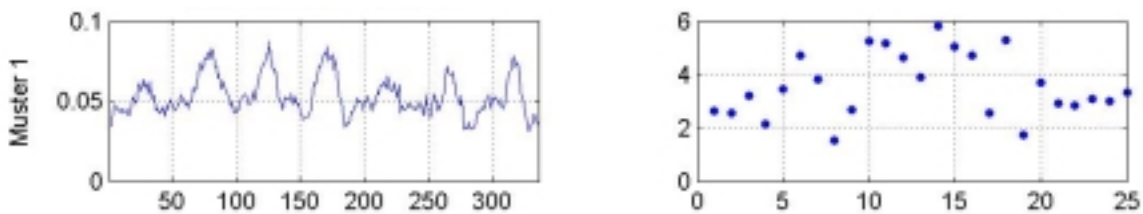


Abb.6.13: Wochengang der Windgeschwindigkeit (LfUG)

Zum Vergleich ist der Wochengang der Windgeschwindigkeit des DWD dargestellt. Basisfunktionen und Scoreverlauf sind außerordentlich ähnlich.

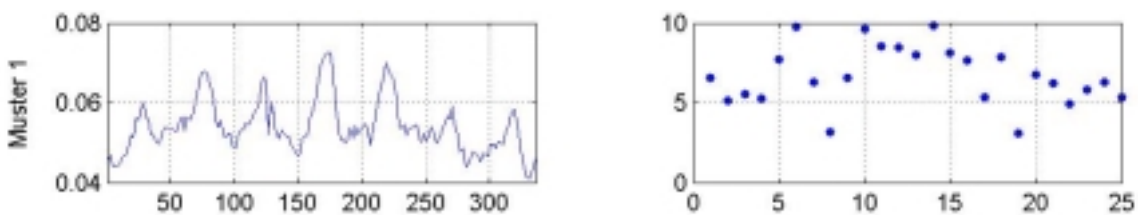


Abb.6.13a: Wochengang der Windgeschwindigkeit (DWD)

6.2 Zerlegung des Messwertvektors

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Ganglinien der Daten in Basisfunktionen zerlegt und sowohl diese Basisfunktionen als auch die zugehörigen Scoreverläufe interpretiert. Um Korrelationen und Wechselwirkungen der gemessenen Einflussgrößen auf die PM10-Immissionen detaillierter untersuchen zu können, wird die in Abschnitt 5.2.2 eingeführte multivariate Zerlegung des Messwertvektors in Basismuster durchgeführt.

Basismuster des Datensatzes Lützner Straße

In den linken Diagrammen sind die Basismuster und in den rechten die Scoreverläufe zu sehen. Die Interpretation erfolgt auch hier nach dem Schema der vorangegangenen Bewertungen.

Das Basismuster 1 in Abb. 6.14 entspricht in etwa dem Mittelwertvektor über alle Messungen der 10 Messkanäle. Die Scores werden zu den 8.400 Halbstundenmessungen berechnet. Die Wochensignatur ist deutlich zu erkennen. Höhere Auflösungen der Darstellung zeigen auch den ausgeprägten Tagesgang der Scores zum ersten Basismuster.

Das Muster 2 ergibt sich aus dem ersten orthogonalen Differenzvektoren zum Basismuster 1.

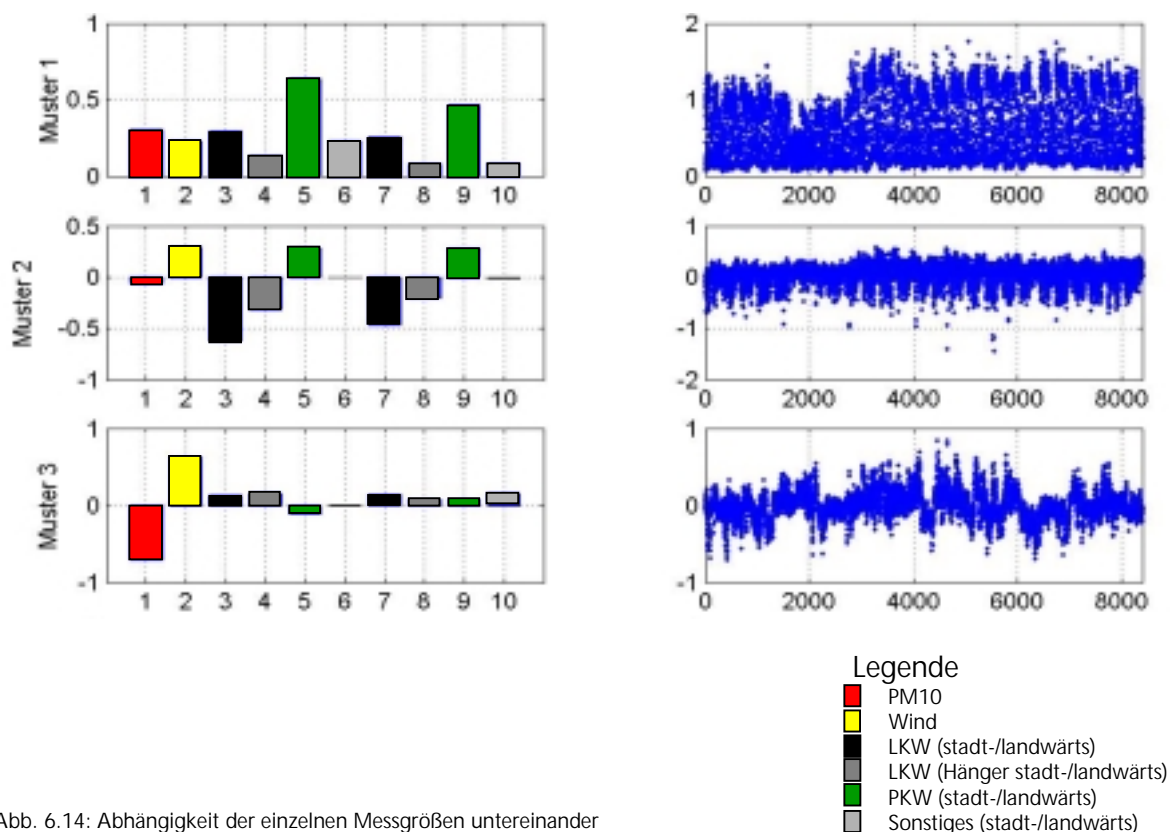


Abb. 6.14: Abhängigkeit der einzelnen Messgrößen untereinander

Aus dem Muster 2 der Zerlegung sind folgende Abhängigkeiten zu erkennen:

- Die gemessene PM10-Konzentration steigt mit sinkender Windgeschwindigkeit.
- Die gemessene PM10-Konzentration steigt mit steigendem LKW-Verkehr.
- Der PKW-Verkehr hat eine dem Wind vergleichbare Wirkung auf die PM10-Konzentration.
- Es ist kein Einfluss des sonstigen Verkehrs auf die PM10-Konzentration ersichtlich.

Inwieweit der PKW-Verkehr durch Verwirblung die PM10-Immissionen ähnlich dem Windeinfluss reduziert oder ob durch die Korrelation der Tagesganglinie des Windes Abb. 6.13 mit der Tagesganglinie des Verkehrs implizit eine Abhängigkeit induziert wird, konnte nicht abschließend geklärt werden.

Während das Basismuster 2 auf Korrelationen zwischen den Einflussfaktoren hinweist, repräsentiert das Basismuster 3 die starke Auswirkung des Windes auf den PM10-Messwert, unabhängig von den anderen Prozessgrößen. Die Verminderung der PM10-Konzentration durch höhere Windgeschwindigkeiten zeigt, welchen Einfluss klimatische Faktoren neben den vermuteten Quellgruppen auf die PM10-Immissionen haben.

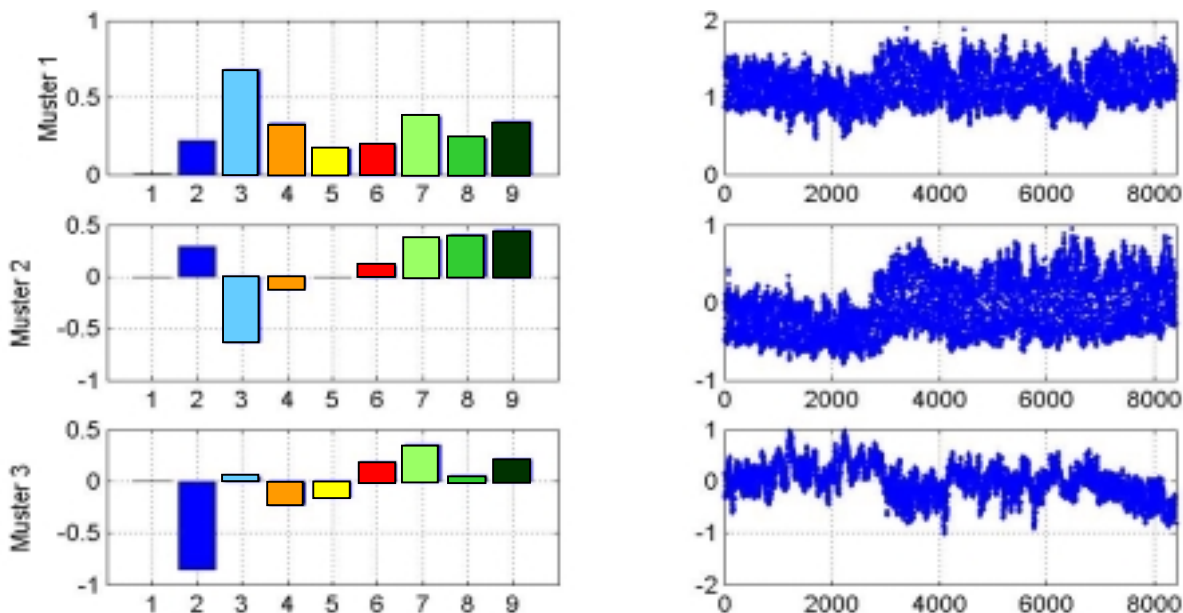
Der Zusammenhang zwischen der PM10-Konzentration und dem LKW-Verkehr ist zu erkennen. Er ist in erster Linie auf den im Schwerlastbereich verwendeten Dieselkraftstoff zurückzuführen. Des Weiteren verursachen LKWs durch ihre Größe und Gewicht mehr Staubaufwirbelungen und Abriebsstäube als kleiner dimensionierte Fahrzeuge.

Datensatz Wetterstation Leipzig - Schkeuditz

Zur weiteren Interpretation wurden Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) einbezogen. In der mittels der PCA zu analysierende zweidimensionale Matrizen X^A werden die Messkanäle

- Niederschlag,
- relative Feuchte und
- Windgeschwindigkeit (DWD und LfUG) sowie
- PM10-Konzentration und
- Verkehrszählung stadtwärts,
- Verkehrszählung landwärts und
- Verkehrszählung gesamt

genau einer Zeile der Matrix zugeordnet. Die Windgeschwindigkeit aus der Lützner Straße wurde in diese Zerlegung einbezogen, um sie mit der des DWD von der Wetterstation Schkeuditz zu vergleichen.



- Legende
- Niederschlag
 - Temperatur
 - Feuchte
 - Wind (DWD)
 - Wind
 - PM10
 - Verkehr stadtwärts
 - Verkehr landwärts
 - Verkehr gesamt

Abb. 6.15: Abhängigkeit der einzelnen Daten der Messstation und der Wetterdaten sowie deren Abhängigkeiten untereinander

Auch hier entspricht das erste Basismuster wieder dem Mittelwert über die 8.400 Messzeitpunkte. Das Basismuster 2 markiert die bekannten Wirkzusammenhänge:

- Die relative Feuchte verhält sich umgekehrt proportional zur Temperatur.
- Die PM10-Konzentration wird durch höheren Feuchtegehalt der Luft reduziert.
- Die PM10-Konzentration sinkt mit zunehmender Windgeschwindigkeit.
- Die PM10-Konzentration erhöht sich bei steigendem Verkehr.

Da aus der Zerlegung des Messwertvektors der Einfluss des Niederschlages nicht explizit abgelesen werden kann, wird im Kapitel 6.3 näher darauf eingegangen.

Die relative Feuchte beschreibt das Verhältnis zwischen aufgenommener und maximal möglicher Aufnahme an Wasserdampf in Abhängigkeit von Umgebungsparametern wie Temperatur, Druck usw.. Die maximale Aufnahmemenge ist von der Lufttemperatur abhängig und erhöht sich mit steigender Temperatur.

Die sinkende PM10-Konzentration bei zunehmender relativen Feuchte bedarf weiterer Untersuchungen. Der Effekt kann darauf zurückgeführt werden, dass die Partikel durch den Wasserdampf in der Luft stärker gebunden werden. Zur detaillierteren Interpretation sollte die absolute Feuchte in die Untersuchungen einbezogen werden.

6.3 PM10 und Niederschlag

Bei der Zerlegung in einzelne Quellgruppen (Kapitel 6.2) konnte man erkennen, dass der Niederschlag im Gegensatz zu den anderen Faktoren vergleichsweise selten auftritt. Dies machte eine gesonderte Untersuchung erforderlich. Dafür wurden aus dem vorhanden Datensatz Wochen ausgewählt, die besonders niederschlagsreich waren, d. h. die Anzahl des Niederschlagsereignisses pro Woche musste mindestens 50 % über dem sonstigen wöchentlichen Durchschnitt liegen. Anschließend wurden niederschlagsarme Zeiträume in der gleichen Anzahl ermittelt. Nach erfolgter Singulärwertzerlegung der entsprechenden Daten entstanden für die PM10-Konzentration zwei unterschiedliche Tagesgänge, die mit dem durchschnittlichen Tagesgang verglichen wurden (Abb. 6.16).

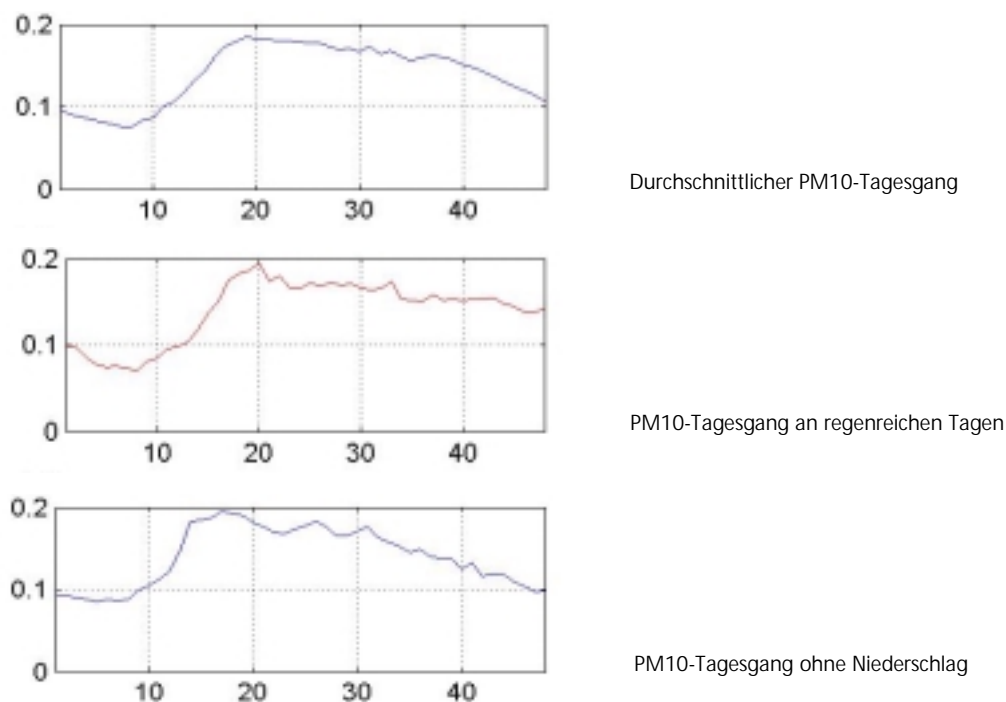


Abb. 6.16: Vergleich unterschiedlicher PM10-Tagesgänge in Abhängigkeit vom Niederschlag

Dabei fällt auf, dass an Regentagen die PM10-Konzentration im Tagesverlauf nur langsam zurückgeht. Die Ursache hierfür war aus dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial bisher nicht zu ermitteln. Möglicherweise sind die wenigen Regenereignisse nicht ausreichend für eine statistisch signifikante Aussage.

Auch durch den empirischen Vergleich der PM10-Wochengänge (Abb. 6.17) kann der Einfluss des Niederschlags auf die PM10-Immissionen verdeutlicht werden. Während der durchschnittliche PM10-Wochengang am Wochenende weniger ausgeprägt ist und ohne Niederschlagsereignis fast völlig zurückgeht, ist an Regentagen kaum ein Unterschied zu Werktagen erkennbar. Dafür treten im gesamten Wochenverlauf starke, durch die Regenereignisse hervorgerufene Störungen der Ganglinienformen auf. Insbesondere zur Qualifizierung der Niederschlagseinflüsse auf die PM10-Immissionen bedarf es eines umfangreicheren Datensatzes mit einer größeren Anzahl Niederschlägen.

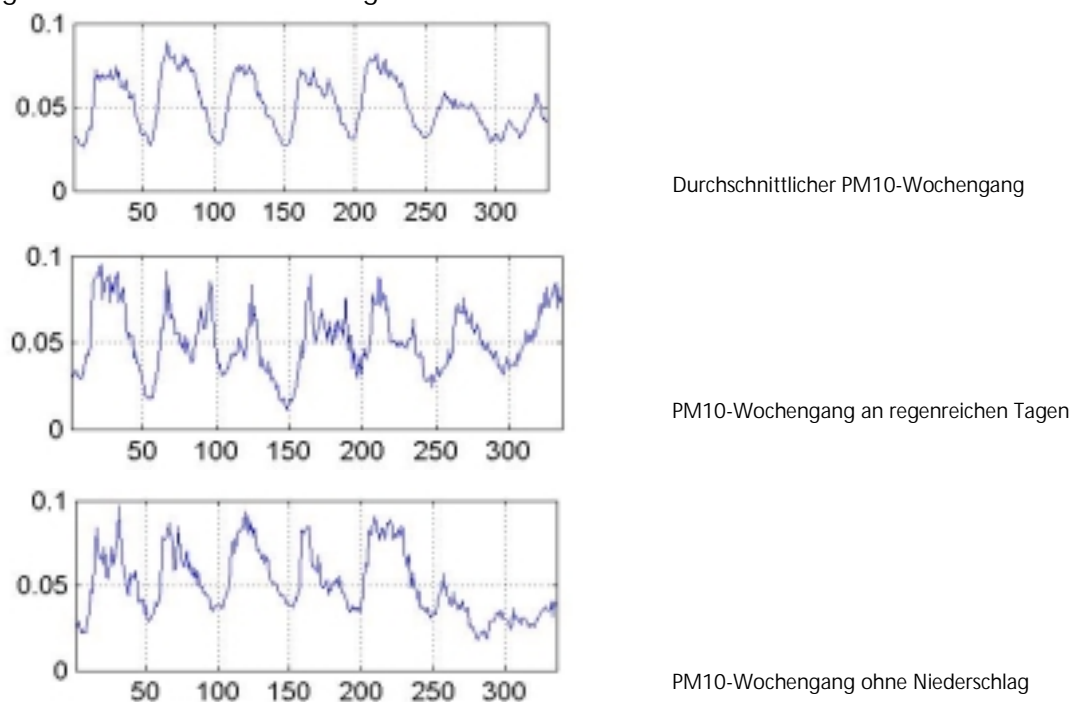


Abb. 6.17: Vergleich unterschiedlicher PM10-Wochengänge in Abhängigkeit vom Niederschlag

Die aus den Daten der regenreichen und niederschlagslosen Tage im Betrachtungszeitraum gebildeten PM10-Mittelwerte führten zu folgenden Ergebnissen (Abb. 6.18):

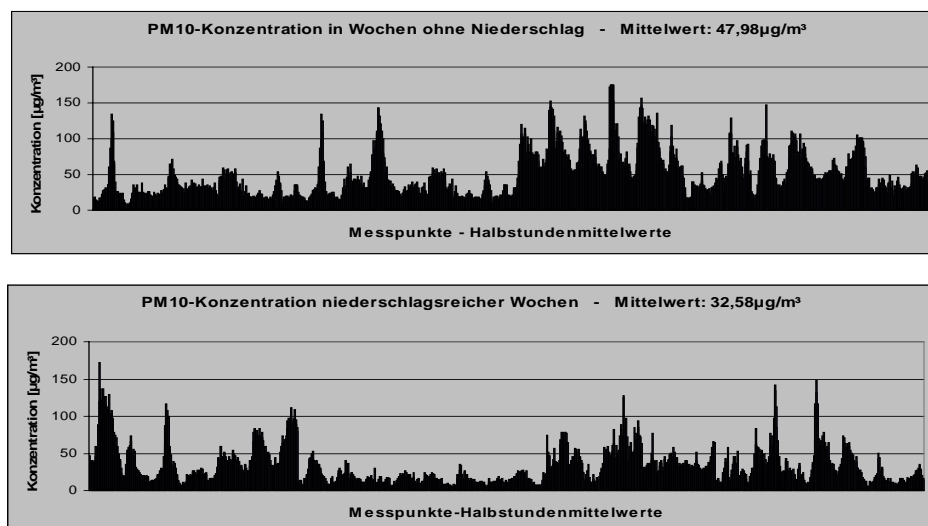


Abb. 6.18: PM10-Konzentration mit und ohne Niederschlag

Die PM10-Konzentration ist an Tagen ohne Niederschlag ca. 50 % höher als an niederschlagsreichen Tagen. Da der Niederschlag einen offensichtlich überproportional großen Einfluss auf die PM10-Konzentration hat und die Feuchte wie in Kapitel 6.2 beschrieben auch zur Senkung des PM10-Wertes beiträgt, erschien es sinnvoll, die Auswirkungen noch differenzierter zu untersuchen.

Die regenreichen und -losen Tage wurden dazu nach ihrem Auftreten im Winter und im Frühjahr (Daten aus den Sommermonaten lagen nicht vor) unterteilt (Abb. 6.19).

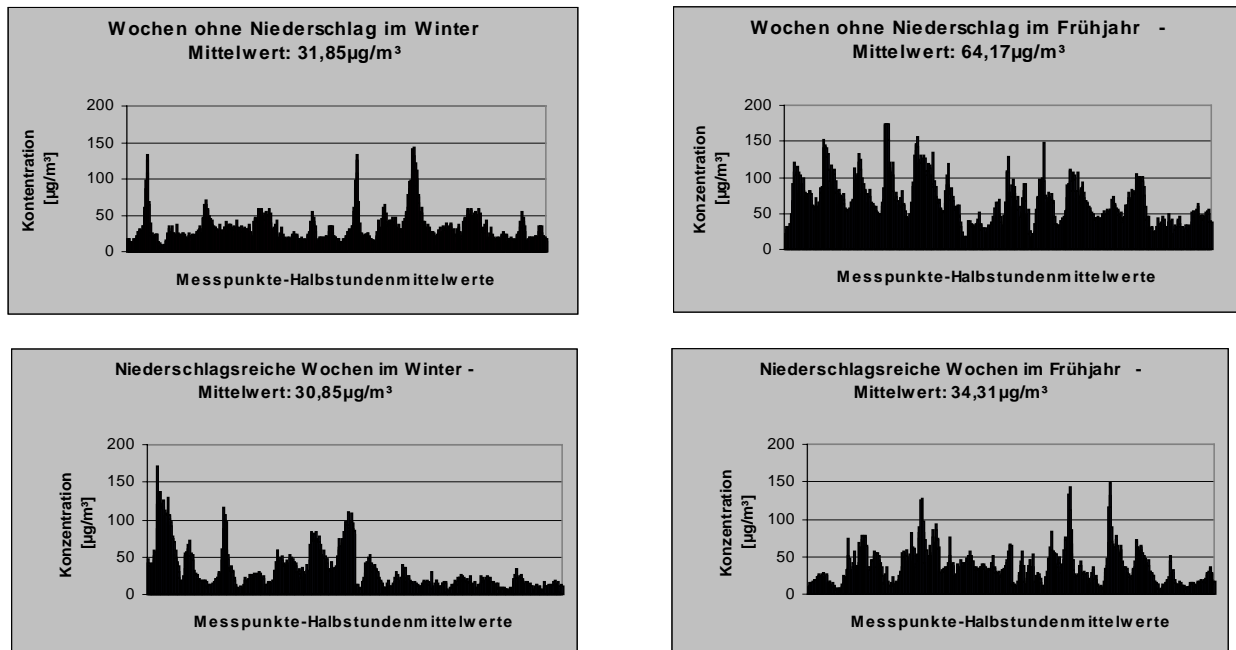


Abb. 6.19: PM10-Konzentration mit und ohne Niederschlag im Winter und im Frühjahr

Diese differenzierte Analyse zeigt, dass

- unabhängig vom Niederschlag im **Winter** die mittlere PM10-Konzentration ungefähr gleich hoch ist,
- sich an niederschlagslosen Tagen im **Frühjahr** die Höhe der PM10-Konzentration gegenüber regenreichen Zeiten nahezu verdoppelt.

Ursache dafür dürfte die insgesamt höhere Luftfeuchtigkeit im Winter sein, die zu den eher niedrigeren PM10-Konzentrationen in dieser Zeit beiträgt (siehe Kapitel 6.2).

Im Gegensatz dazu wird an trockenen Tagen Staub immer wieder aufgewirbelt und hat somit einen entscheidenden Anteil an der hohen PM10-Konzentration im Frühjahr.

Aber auch hier ist es notwendig längere Zeiträume zu betrachten, um vorhandene Korrelationen zwischen Niederschlag, Feuchte und PM10-Konzentration näher betrachten zu können.

Nachdem ein Einfluss des Niederschlages auf die Höhe der PM10-Konzentration festgestellt werden konnte, soll an dieser Stelle auf den Verlauf der Scores der PM10-Konzentration über den Gesamtzeitraum eingegangen werden (Kapitel 6.1.2, Abb. 6.10). Dort war ein kontinuierlicher Anstieg der PM10-Konzentration nach der 15. Woche aufgefallen. Die Auswertungen ergaben, dass es sich bei den Folgewochen um eine niederschlagsarme bis niederschlagslose Zeit (Ausnahme Woche 18) handelte, die bis einschließlich 21. Woche anhielt.

6.4 Einfluss weiterer Quellgruppen auf die PM10-Konzentration

Die Beurteilung des Einflusses weiterer, neben dem Verkehr auftretender, Quellgruppen ist aufgrund des zeitlich beschränkten Datensatzes schwierig. Ungünstig ist die Tatsache, dass keine Mess- bzw. Zählwerte für die Sommermonate, d.h. mindestens ein voller Jahreszyklus vorliegen.

Um den Anteil andere Quellgruppen an der PM10-Konzentration dennoch tendenziell einordnen zu können, wurden die im Datensatz liegenden Weihnachtsfeiertage herangezogen. Zu dieser Zeit kam der LKW-Verkehr fast vollkommen zum Erliegen, so dass sein Anteil auf die Höhe der PM10-Konzentration unter der zu dieser Zeit vorliegenden Wetterlage sichtbar werden konnte.

Zur quantitativen Beurteilung der Quellgruppen wurden die Mittelwerte des LKW-Verkehrs und der PM10-Konzentration an den Weihnachtsfeiertagen und den restlichen Tagen ermittelt.

Folgende zwei Fakten ergaben sich:

- Reduktion des LKW-Verkehrs auf 20 % des sonst üblichen Verkehrs
- Reduktion der PM10-Konzentration auf 23 % der sonst üblichen Konzentration

Damit wird deutlich, dass der LKW-Verkehr eine der Hauptquellen für Partikel ist. Die verbleibenden 23 % der PM10-Konzentration können nun, nach Elimination des Hauptteils der vom LKW-Verkehr verursachten PM10-Konzentration, speziell auch anderen Quellgruppen, wie Hausbrand, Ferntransport, Hintergrundbelastung, biogenen Quellen usw. zugeordnete werden.

Zu einer weiteren konkreten Beurteilung der Anteile anderer Quellgruppen ist ein deutlich größerer, homogenerer Datensatz notwendig.

6.5 Einhaltung von Grenzwerten

6.5.1 Gesetzliche Grundlagen

Die Richtlinie der Europäischen Kommission 1999/30/EG aus dem Jahr 1999 legt die einzuhaltenen Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft fest. Die Überführung dieser weitreichenden Forderungen in nationales Recht geschah mit der Neufassung der 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft zur (22. BImSchV)) im Juli 2002.

Die darin festgelegten Grenzwerte werden z. T. nach einer Übergangsfrist ab 2005 bzw. 2010 - gültig sein. Gleichzeitig wurden Festlegungen für eine umfassende und aktuelle Information der Öffentlichkeit zur Höhe der jeweiligen Schadstoffkonzentration getroffen und grundlegende Richtlinien zu Messverfahren und Durchführung gegeben.

In der Tabelle 6.1 sind die Grenzwerte für die PM10-Konzentration aufgeführt. Dabei wird nach zwei Kriterien unterschieden:

- Über einen kurzen Zeitraum (innerhalb von 24 Stunden) dürfen Spitzenwerte nur in begrenzter Anzahl pro Jahr überschritten werden.
- Über einen langen Zeitraum (ein Jahr) muss ein bestimmter Maximalwert eingehalten werden.

Außerdem sind der Zeitpunkt, ab dem der Grenzwert eingehalten sein muss, sowie für die Übergangszeit festgesetzte Toleranzmargen aufgezeigt. Ist die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge überschritten, muss für die entsprechenden Gebiete ein Maßnahmenplan mit dem Ziel aufgestellt werden, die Grenzwerte bis zum festgesetzten Zeitpunkt einzuhalten.

PM10-Konzentration / Stufe 1

	Mittlungszeitraum	Grenzwert	Zeitpunkt bis zu dem der Grenzwert erreicht werden muss	Toleranzmarge
24-Stundengrenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	24 Stunden	eine Konzentration von 50µg/m ³ PM10 darf nicht mehr als 35 mal im Jahr überschritten werden	1.1.2005	50% bei Inkrafttreten dieser Richtlinie, lineare Reduzierung am 1. Januar 2001 und alle 12 Monate danach um einen gleichen jährlichen Prozentsatz bis auf 0% am 1. Januar 2005
Jahresgrenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	die Konzentration von 40µg/m ³ darf nicht überschritten werden	1.1.2005	20% bei Inkrafttreten dieser Richtlinie, lineare Reduzierung am 1. Januar 2001 und alle 12 Monate danach um einen gleichen jährlichen Prozentsatz bis auf 0% am 1. Januar 2005

PM10-Konzentration / Stufe 2

24-Stundengrenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	24 Stunden	eine Konzentration von 50µg/m ³ PM10 darf nicht mehr als 7 mal im Jahr überschritten werden	1.1.2010	Aus Daten abzuleiten, gleichwertig mit dem Grenzwert der Stufe 1
Jahresgrenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	die Konzentration von 20µg/m ³ darf nicht überschritten werden	1.1.2010	50% am 1. Januar 2005, lineare Reduzierung alle 12 Monate danach um einen gleichen jährlichen Prozentsatz bis auf 0% am 1. Januar 2010

Tab. 6.1: Grenzwerte für Partikel (PM10)

Um diese Grenzwerte bzgl. Feinstaub bereits in der Stufe 1 einhalten zu können, bedarf es einheitlicher Konzepte und Bewertungsmaßstäbe angefangen von den Messverfahren über Datenauswertung und Modellbildung bis zur Festlegung von Maßnahmenplänen zur Minderung der Immissionsbelastung vorliegen.

Die in Kapitel 7 durchgeführte Modellbildung zu den Einflussfaktoren auf die PM10-Immissionen soll dazu dienen, Maßnahmen objektiv quantifizieren zu können.

6.5.2 Auswertung der Messdaten unter Berücksichtigung gesetzlicher Grundlagen

Nach der Analyse des vorliegenden Datensatzes über 175 Tage konnten 51 Tagesmittelwerte ermittelt werden, die eine Konzentration von 50 µg/m³ überschritten. Dabei entfallen 16 der Überschreitungen auf den Zeitraum von Mitte November bis Ende Februar (3 ½ Monate), die restlichen 35 auf die Monate im Frühjahr (2 ½ Monate). Der am 1. Januar 2005 in Kraft tretende Grenzwert kann damit weder für den betrachteten Zeitraum von 25 Wochen und erst recht nicht über zwölf Monate eingehalten werden.

Der Mittelwert über alle 175 Tage ergab eine Konzentration von 39,61 µg/m³, progressiv projiziert auf den Zeitraum von einem ganzen Jahr bedeutet das, dass der ab 2005 festgelegte Grenzwert von 40µg/m³ nicht eingehalten werden kann, da man annehmen muss, dass bei den nicht einbezogenen Daten der Sommermonate Juni bis August auf Grund der höheren Temperatur und der niedrigeren Feuchte weit höhere PM10-Konzentrationen zu erwarten sind.

Bei der Festlegung von Maßnahmen zur Senkung der PM10-Konzentration ist zu beachten, dass die meteorologischen Verhältnisse einen sehr großen Einfluss haben. Wie stark allein die Wirkung des Niederschlages ist, soll im Folgenden nochmals verdeutlicht werden.

So wurden die Tage mit erhöhter PM10-Konzentration den Niederschlagsereignissen gegenübergestellt und ausgewertet.

Dabei konnte festgestellt werden, dass an Regentagen nur viermal die PM10-Konzentration von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten wurde. Dies war auch nur dann der Fall, wenn das Niederschlagsereignis am späten Abend bzw. nach Erreichen der Tagesspitze für die PM10-Konzentration oder in frühesten Morgenstunden (geringe Niederschlagsmenge 2.10 Uhr) auftrat. Auch hier wird der enge Zusammenhang zwischen Niederschlag und Höhe der PM10-Konzentration deutlich.

Es lag somit nahe, ähnlich wie im Winter an den Weihnachtsfeiertagen eine gesonderte Betrachtung spezieller Tage im Frühjahr mit geringem LKW-Verkehr durchzuführen. Als geeignet erwies sich das Osterwochenende von Karfreitag bis Ostermontag, an dem LKW-Fahrverbot gilt. Trotz des starken Rückgangs des LKW-Verkehrs um ca. 70 % gab es während dieser Zeit täglich eine Überschreitung des PM10-Grenzwertes. Die Höhe der PM10-Konzentration über Ostern verdoppelte sich gegenüber dem durchschnittlichen Mittelwert des Betrachtungszeitraums.

Daraus kann der Schluss gezogen werden, dass an trockenen warmen Tagen eine kurzfristige Reduktion des LKW-Verkehrs allein nicht unmittelbar zur Senkung der PM10-Konzentration beiträgt.

7 Modellbildung

7.1 MKQ-Modell der PM10-Immissionen

Bisherige Emissionsmodelle basieren weitestgehend auf empirischen Modellgleichungen zur Quantifizierung der PM10-Emissionsquellen unter Beachtung der Umgebungsbedingungen wie Verkehr, Klimaparameter und weiterer Einflussfaktoren. Unter Annahme bestimmter Voraussetzungen wie Flottenzusammensetzung, Fahrzeuggewicht, Fahrmuster nach dem HBEFA (Handbuch für Emissionsfaktoren), Straßenzustand und der Einbeziehung von Niederschlagsereignissen können Abschätzungen für die PM10-Konzentration vorgenommen, modifiziert und mit tatsächlichen Messdaten verglichen werden.

Die Messdaten der Lützner Straße sind vom Umfang der Daten her ausreichend, multiple Regressionsverfahren zur Modellbildung heranzuziehen. Damit können die empirischen Modelle validiert oder durch statistisch fundierte Modelle ersetzt werden.

Aus Gründen einer robusten und ggf. auch adaptiven Parameterschätzung wird für den vorliegenden Datensatz ein parameterlinearer Ansatz zur Modellierung der PM10-Immissionen vorgehen. Das Modell selbst kann allerdings auch nichtlinear gestaltet werden.

Dazu ist die Vorgabe eines Strukturansatzes

$$\hat{y} = \sum_i c_i f_i(x(k))$$

erforderlich, der die Art der nichtlinearen Verknüpfung der Messsignale bzw. abgeleiteter Basisfunktionen oder Basismuster vorgibt.

Im einfachsten Fall des linearen Modells $f_i(x(k)) = x(k_i)$ ergibt sich das Modellierungsproblem

$$\Phi c \equiv y \Leftrightarrow \begin{pmatrix} x(1,1) & \cdots & x(1,K) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ x(N,1) & \cdots & x(N,K) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} c_1 \\ \vdots \\ c_K \end{pmatrix} \equiv \begin{pmatrix} y(1) \\ \vdots \\ y(N) \end{pmatrix}.$$

Dieser lineare Ansatz ist zunächst für das zur Verfügung stehende Datenmaterial ausreichend. Für Messreihen über einen längeren, möglichst ungestörten Zeithorizont sollten geeignete nicht-lineare Ansätze, die die Wechselwirkungen zwischen den Einflussgrößen stärker berücksichtigen können, getestet werden.

Übliche Beispiel für derartige nichtlineare Ansätze sind polynomiale Verknüpfungen der Form $f_1(x(k)) = x(k_1)$, $f_2(x(k)) = x^2(k_1)$, $f_3(x(k)) = x^3(k_1)$

oder Quotienten

$$f_4(x(k)) = x(k_2) / x(k_1), \quad f_5(x(k)) = x(k_3) / x(k_1)$$

von Messgrößen bzw. Basisfunktionen oder Basismustern. In diesem Fall stellt sich die Modellierungsaufgabe in der Art

$$\Phi c \equiv y \Leftrightarrow \begin{pmatrix} X(1,1) & X^2(1,1) & X^3(1,1) & X(1,2)/X(1,1) & X(1,3)/X(1,1) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ X(N,1) & X^2(N,1) & X^3(N,1) & X(N,2)/X(N,1) & X(N,3)/X(N,1) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} c_1 \\ \vdots \\ c_5 \end{pmatrix} \equiv \begin{pmatrix} y(1) \\ \vdots \\ y(N) \end{pmatrix}$$

Sowohl im linearen wie auch im nichtlinearen Ansatz könnten die Modellparameter durch Minimierung des quadratischen Ausgangsfehlers als

$$\hat{c} := (\Phi' \Phi)^{-1} \Phi' y$$

ermittelt werden. Bekannt ist diese Lösung auch unter der Bezeichnung MKQ-Schätzung (mittleres kleinstes Fehlerquadrat).

Eine Beurteilung der Modellgüte wäre dann auf der Basis von

$$Q = \|y - \hat{y}\| = \|y - \Phi \hat{c}\|$$

möglich. Dieses Vorgehen ist sinnvoll, da in den umfangreichen Messreihen sehr viel mehr Zeilen (Messungen) als Spalten (verknüpfte Messsignale / Merkmale bzw. Modellparameter) auftreten.

Auf der Grundlage des linearen Ansatz wurde der Einfluss des LKW- und PKW-Verkehrs sowie klimatischer Parameter wie Wind und Feuchte auf den PM10-Verlauf in einfachster Form quantifiziert. Der lineare Ansatz unter Verwendung gemittelter Tageswerte führt zu weitgehend stabilen Lösungen mit akzeptablen Fehlertoleranzen.

Die Anwendung der MKQ-Verfahren zur Parametrierung nichtlinearer Ansätze gestaltete sich hingegen komplizierter. In Abänderung der problematischen MKQ-Lösung $\hat{c} := (\Phi' \Phi)^{-1} \Phi' y$ wird anstelle der Inversen $(\Phi' \Phi)^{-1}$ eine Pseudoinverse $(\Phi' \Phi)^+$ verwendet, bei der lediglich diejenigen Modi invertiert werden, deren zugehörige Singulärwerte einen vorgegebenen Betrag überschreiten.

Mit der Singulärwertzerlegung $\Phi = U\Sigma V'$ ergibt sich

$$(\Phi'\Phi)^{-1}\Phi' = U\Sigma^+V' := V \cdot \text{diag} \begin{pmatrix} \sigma_i^{-1} & \text{für } \sigma_i > \rho \\ 0 & \text{für } \sigma_i \leq \rho \end{pmatrix} \cdot U'$$

wobei $\Sigma\Sigma^+$ eine Diagonalmatrix ist, die die inversen Singulärwert $\sigma_i\sigma_i^{-1}$ enthält, solange $\sigma_i > \rho$ ist. Diejenigen Singulärwerte, die kleiner sind, werden auf den Wert Null gesetzt, was einer nachträglichen Elimination der zugehörigen Anteile (Modi) aus der Merkmalmatrix X entspricht. Durch eine Variation von ρ kann damit die Anzahl der zur Parameterschätzung genutzten Komponenten aus der Datenmatrix gesteuert werden, wodurch die Komplexität des Modellierungsproblems im Sinne des Bias-Varianz-Kompromisses angepasst werden kann.

7.2 Ergebnisse der Modellbildung

Die PM10-Immissionen wurden im einfachsten Fall durch den lineare Modellansatz der Form

$$y_{PM10} = k_0 + k_1 x_{Wind} + k_2 x_{Feuchte} + k_3 x_{LKW} + k_4 x_{PKW}$$

approximiert. Unter Verwendung der LeastSquare Standardverfahren (Matlab) wurden die Parametersätze

	Estimate	SE	TStat	PValue	
1	1.24308	0.151336	8.21405	0	
x1	-0.810097	0.0817209	-9.91297	0	
x2	-0.886822	0.131359	-6.75115	0	, RSquared@ 0.462047,
x3	0.239922	0.0786278	3.05137	0.00264382	
x4	0.0226814	0.126921	0.178705	0.858382	

	DF	SumOfSq	MeanSq	FRatio	PValue
Model	4	4.168	1.042	36.5032	0
Error	170	4.85273	0.0285455		
Total	174	9.02073			

AdjustedRSquared@ 0.449389, EstimatedVariance@ 0.0285455, ANOVATable@

für die Tagesmittelwerte der PM10-Belastung ermittelt. Die geschätzte Varianz des Modellfehlers erscheint für diesen einfachen Modellansatz durchaus akzeptabel.

Die Modellparameter

$$\begin{aligned} k_0 &= 1,24 \\ k_{Wind} &= -0,81 \\ k_{Feuchte} &= -0,88 \\ k_{LKW} &= 0,24 \\ k_{PKW} &= 0,023 \end{aligned}$$

sind gut interpretierbar. Während Wind und Feuchte mit dem Faktor 0.8 bzw. 0.9 auf die PM10-Immissionen wirken, liegt der Einfluss des LKW-Verkehrs bei 0.24. Die Auswirkungen des PKW-Verkehrs im Vergleich zum LKW-Verkehr beschränken sich mit 0.023 dem entgegen auf etwa 1/10.

Wie aus den vorangegangenen Auswertungen hervorging, bewirkt der Anstieg der Windgeschwindigkeit und der Feuchte eine Verringerung der gemessenen PM10-Konzentration. Dieser Sachverhalt spiegelt sich in den Vorzeichen der Faktoren k_{Wind} und $k_{Feuchte}$ wider.

Der Vergleich zwischen den geschätzten (punktierte Linie) und gemessenen Daten in Abb. 7.1 zeigt die relativ gute Übereinstimmung an „normalen Tagen“.

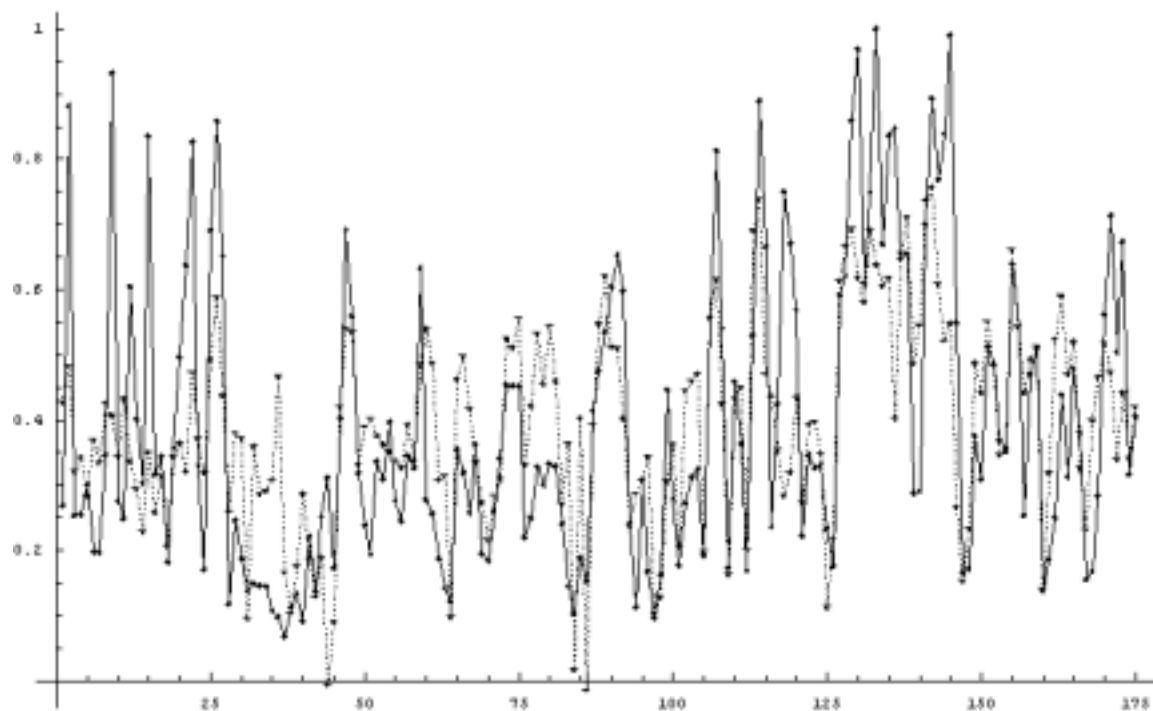


Abb. 7.1: Vergleich Modellapproximation (gestrichelt) und gemessene PM10-Daten

Größere Abweichungen sind an den Weihnachtsfeiertagen und während längerer niederschlagsfreier Phasen (Tage: 65 – 75; 125 – 145) zu verzeichnen. Hier lassen sich künftig systematische Verbesserungen erreichen, wenn unter Verwendung umfangreicherer Messdatensätze insbesondere der Sommermonate sowie ggf. auch erweiterter, nichtlinearer Modellansätze die Schätzungen präzisiert werden.

Durch Einsetzen der normierten Mittelwerte für Wind, Feuchte, LKW- und PKW-Verkehr in die Modellgleichung

$$y_{\text{PM10}} = k_0 + k_1 \bar{x}_{\text{Wind}} + k_2 \bar{x}_{\text{Feuchte}} + k_3 \bar{x}_{\text{LKW}} + k_4 \bar{x}_{\text{PKW}}$$

ist eine Abschätzung des Einflusses der verschiedenen Faktoren auf die Höhe der PM10-Konzentration möglich.

Für den Zeitraum der Messungen kann durch gesperrten LKW-Verkehr eine 30%ige Senkung der PM10-Konzentration berechnet werden. Dagegen werden durch den PKW-Verkehr nur etwa 4 % Prozent der PM10-Immissionen beeinflusst.

Die Umgebungsbedingungen der Lützner Straße mit enger Straßenschlucht, hohem Verkehrsaufkommen, schlechter Straßenbeschaffenheit, Bautätigkeit, dichte Wohn- und nahe- liegende Industriegebiete usw. sind für hohe PM10-Immissionen geradezu idealtypisch. Die berechneten Werte liegen somit durchaus im Bereich der i.a. mit etwa 25% angenommenen verkehrsbedingten PM10-Immissionen.

Die PM10-Grundbelastung der Lützner Straße beläuft sich nach Abzug der verkehrsbedingten Immissionen auf ca. 65 %. Das liegt über dem empirisch ermittelten Wert in Abschnitt 6.1.2 (Absinken auf 1/3 PM10-Grundbelastung zu den Weihnachtsfeiertagen). Geht man davon aus, dass zu den Weihnachtsfeiertagen auch die industriell bedingten Emissionen stark reduziert sind, kann in grober Näherung von

- 1/3 Grundbelastung durch Hausbrand
- 1/3 Grundbelastung durch Industrie
- 1/3 verkehrsbedingte Belastung

in den Wintermonaten ausgegangen werden. Das Verhältnis wird sich über die Sommermonate deutlich verschieben. Durch Auswertung ganzjähriger Messreihen sollte diese Annahme statistisch signifikant nachgewiesen werden.

Ein weiterer linearer Ansatz erfolgte unter Einbeziehungen eines zusätzlichen Parameters, der die unterschiedliche Wichtung der Tage in den jeweiligen Wochenverläufen (Werktage, Wochenende, Feiertage) berücksichtigen sollte. Der ergänzend zur Ausgangsmatrix erstellte Vektor beschreibt jeden Wochentag mit "0", jeden Samstag, Sonn- und Feiertag mit einer "1". Dabei ergaben sich folgende Modellparameter:

$$\begin{aligned} k_0 &= 1,29 \\ k_{\text{Wind}} &= -0,811 \\ k_{\text{Feuchte}} &= -0,89 \\ k_{\text{LKW}} &= 0,14 \\ k_{\text{PKW}} &= 0,06 \\ k_{\text{Woche}} &= 0,047 \end{aligned}$$

Temperatur und Feuchte beeinflussen die Höhe der PM10-Konzentration gleichermaßen wie im ersten Modellansatz. Veränderungen ergeben sich aber bei den Faktoren für LKW und PKW und damit auch nach dem Einsetzen der Werte in die o.g. Modellgleichung. Die durch den LKW-Verkehr verursachte PM10-Konzentration beträgt hier 17,6 % und stellt die untere Grenze des Einflusses dar.

Diese Aussagen entsprechen auch den Ergebnissen aus einem Vergleich der normierten PM10-Mittelwerte:

PM10-Mittelwert über Gesamtzeitraum	0,39
PM10-Mittelwert an allen Wochenenden	0,32
PM10-Mittelwert Montag - Freitag	0,42

Die PM10-Konzentration geht am Wochenende gegenüber dem Durchschnitt des Gesamtzeitraumes um knapp 18 % zurück, im Vergleich zu den Mittelwerten aus den Tagen Montag bis Freitag sogar um 23,81 %.

In einem zweiten Modellansatz wurden die Wirkung des Windes und der Feuchte durch lineare, quadratische und ein bilineares Glied approximiert. Geschätzt wurden die Parameter der Modellgleichung

$$y_{\text{PM10}} = k_0 + k_1 x_{\text{Wind}} + k_{12} x_{\text{Wind}}^2 + k_2 x_{\text{Feuchte}} + k_{22} x_{\text{Feuchte}}^2 + k_{21} x_{\text{Feuchte}} x_{\text{Wind}} + k_3 x_{\text{LKW}} + k_4 x_{\text{PKW}}$$

zu

$$\begin{aligned} k_0 &= 2.39157 & k_{22} &= 1.2560 \\ k_1 &= -2.52819 & k_{21} &= 1.2134 \\ k_{12} &= 0.99837 & k_3 &= 0.2368 \\ k_2 &= -3.23182 & k_4 &= 0.05633. \end{aligned}$$

Ein Vergleich der approximierten und gemessenen PM10-Werte (Abb. 7.2) zeigt den geringen Unterschied in der Approximationsgenauigkeit. Die gefitteten Verläufe sind faktisch identisch, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Abweichungen durch Störungen hervorgerufen wurden, die nicht durch die Messgrößen erfasst werden können.

Der lineare Modellansatz ist für die Bewertung der Einflussfaktoren in jedem Falle ausreichend.

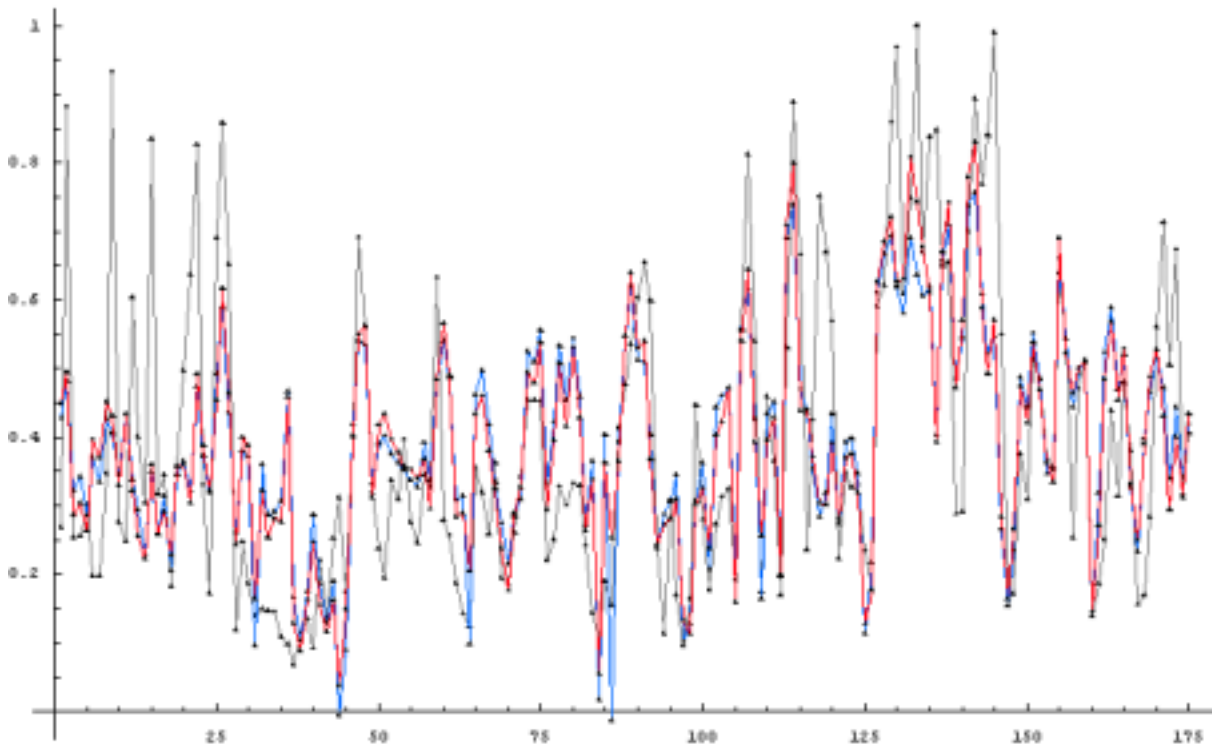


Abb. 7.2 Vergleich gemessener (schwarz), linear approximierter (blau) und nichtlinear approximierter (rot) PM10 – Belastungen

In einem dritten Modellansatz, der dem unter 7.1 skizzierten Vorgehen unter Verwendung der Pseudoinversen entspricht und unter der Bezeichnung Partial Least Square-Verfahren (PLS) bekannt ist, wurde die Veränderung des mittleren PM10-Tagesganges unter der Annahme eines reduzierten oder vollständig gesperrten LKW-Verkehrs berechnet.

Zunächst wurden die einzelnen Ganglinienanteile zu

- Wind,
- Feuchte,
- LKW-Verkehr,
- PKW-Verkehr sowie
- Sonn- und Feiertag bedingt

aus dem gesamten Messdatensatz ermittelt.

Offensichtlich prägt der LKW-Verkehr (rot) die Ganglinienform, während die anderen Komponenten im Mittel die Kurvenform nicht beeinflussen.

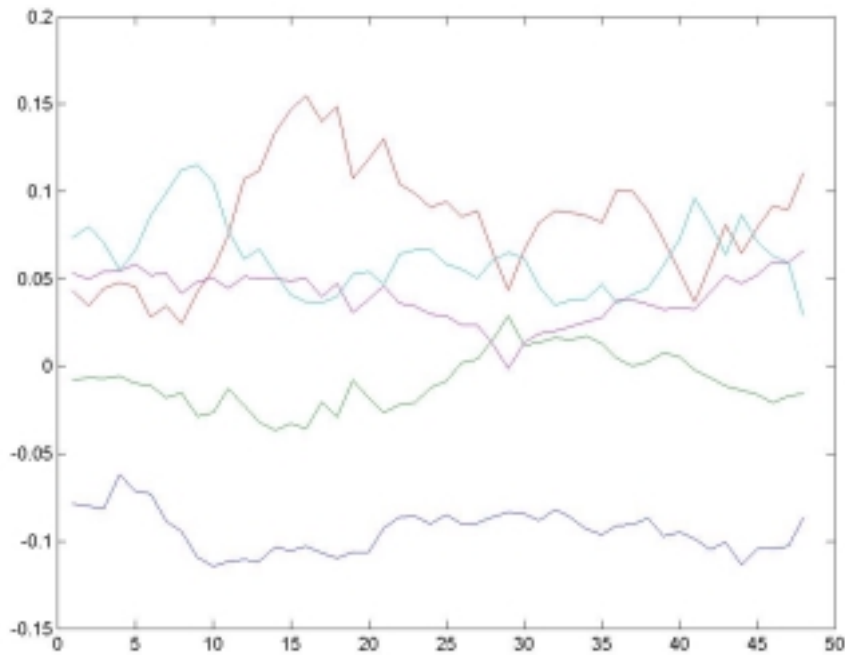


Abb. 7.2 : Anteil des LKW – Verkehrs (rot) an der Ganglinienform

Setzt man in dem PLS-Modell den LKW-Verkehr zu Null, wird die mittlere Ganglinie entsprechend Abb. 7.3 (unterbrochene Linie) verändert.

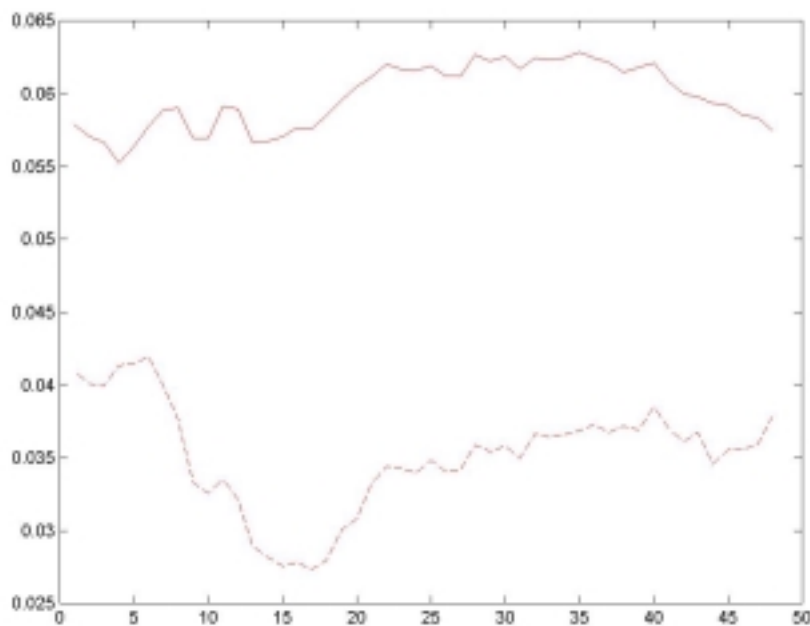


Abb. 7.3 : Veränderung der PM10 – Ganglinie (durchgehende Linie) bei gesperrtem LKW – Verkehrs (unterbrochene Linie)

In den frühen Nacht- und Morgenstunden ist im Mittel mit einem Absinken der PM10 Belastung zu rechnen, während über den Tag eine weitgehend konstante Belastung zu erwarten ist.

Wichtig ist auch im Ergebnis dieser Modellbildung, dass mit dieser Totalsperrung für den LKW-Verkehr die PM10-Gesamtbelastung der Lützner Straße etwa um 17% - 30% gesenkt werden könnte.

8 Möglichkeiten zur Senkung der PM10-Konzentration

Allgemeine Maßnahmen zur Senkung der Partikelimmissionen im Bereich des LKW-Verkehrs sind:

- Senkung des LKW-Verkehrs durch Verlagerung von Gütern auf die Schiene
- Einschränkung des LKW-Durchgangsverkehrs durch Städte
- Modernisierung der Fahrzeugtechnik (Verbesserung der Motoren, Einsatz / Nachrüstung von Partikelfiltern)
- Verbesserung der Dieselmotoren.

Können unter günstigen Bedingungen bis zu 30% der PM10-Immissionen durch reduzierten LKW-Verkehr vermieden werden, so wirken allgemeine verkehrsverbessernde Maßnahmen wie

- Einführung von Geschwindigkeitsbegrenzungen
- Erneuerung der Straßenbeläge

nur unbedeutend auf die Immissionsverhältnisse. Durch Geschwindigkeitsbegrenzungen kann der Kraftstoffverbrauch der Fahrzeuge und damit auch die Partikelemissionen verringert werden. Zudem vermindern sich die Aufwirbelungen von Partikeln der Straßenoberfläche. Insgesamt liegt die Wirkung jedoch unter 10 %.

Wie aus dem Kapitel 6.5.2 hervorgeht, muss - in Abhängigkeit von der Wetterlage - eine kurzfristige Senkung des LKW-Verkehrs keine unmittelbare Auswirkung auf die Verringerung der Partikelimmissionen haben. Die ausgeprägte Dynamik der PM10-Immissionen bewirkt ein „Nachwirkung“ von mindestens 2 - 4 Stunden. Mittelfristige oder langfristige Maßnahmen zur Verminderung der LKW-Zahlen sind in jedem Fall operativen Eingriffen vorzuziehen.

9 Zusammenfassung

Ziel des Projektes war es, mittels **Screening-Verfahren**, in Straßenschluchten erfasste Immissionsdatensätze des Schadstoffmonitorings hinsichtlich statistisch relevanter Wirkzusammenhänge zu analysieren um daraus Maßnahmen zur Senkung der PM10-Konzentration abzuleiten. Die Aufnahme des PM10-Datensatz erfolgte in dem Zeitraum vom 19.11.2001 bis 12.5.2002 an der Lützner Straße in Leipzig. Zur umfassenden Interpretation wurden meteorologische Daten des DWD und Daten aus der Verkehrszählung einbezogen.

Trotz des geringen und sehr inhomogenen Datensatzes konnten bei der Anwendung der signaltheoretischen Methoden wesentliche Ergebnisse erzielt werden.

Bei der **zeitlichen Zerlegung** der einzelnen Größen wurden Tages- und Wochengänge der PM10-Konzentration, des Verkehrs und der Windgeschwindigkeit festgestellt. Deutliche Korrelationen ergaben sich zwischen der PM10-Konzentration und dem LKW-Verkehr.

Zur Interpretation von Wirkzusammenhängen und Abhängigkeiten der Größen untereinander erfolgte die **Zerlegung des Messwertvektors**. Dabei wurde festgestellt, dass sich die gemessene PM10-Konzentration mit steigender Windgeschwindigkeit und relativer Feuchte verringert. Einen weiteren deutlichen Einflussfaktor stellt der LKW-Verkehr dar. Sein Anstieg hat eine höhere PM10-Konzentration in der Straßenschlucht zur Folge.

Zur Untersuchung des **Niederschlages** wurden Daten niederschlagsloser und regenreicher Tage miteinander verglichen. Besonders fiel dabei auf, dass die PM10-Konzentration an Tagen ohne Niederschlag ca. 50 % höher als an niederschlagsreichen Tagen ist.

Bei der Betrachtung verschiedener Modellansätze zur Quantifizierung der ermittelten Wirkzusammenhänge erwies sich der **lineare Modellansatz** als ausreichend. Dieser Ansatz basiert auf multiplen Regressionsverfahren und könnte eine erste Grundlage für zukünftige Berechnungen und Interpretationen von Immissionssituationen sein. Gleichzeitig bestätigt er die aus den Zerlegungen ermittelten Ergebnisse:

- Die Windgeschwindigkeit und die relative Feuchtigkeit gehen mit einem negativen Faktor in die PM10-Konzentration ein.
- Eine Sperrung des PKW-Verkehrs hat eine sehr geringe Reduktion der PM10-Konzentration, um 4% zur Folge.
- Der Einfluss der LKW-Emissionen ist mit Anteilen zwischen 17% und 30% an der PM10-Konzentration hingegen sehr hoch.

Hieraus ergibt sich ein Ansatzpunkt zur Senkung der hohen Immissionen, um Grenzwertüberschreitungen zu vermeiden.

Für weiterführende Untersuchungen zu dieser Thematik sollen zum Abschluss noch folgende **Empfehlungen** gegeben werden:

- Für weiterführende statistische Untersuchungen sind deutlich größere Datensätze über einen längeren Zeitraum erforderlich.
- Zur Quantifizierung der Quellgruppen aus dem PM10-Messwert muss die Grundbelastung über unabhängige Zweit- oder Drittmessungen ermittelt und eliminiert werden.
- Zur Bestätigung von Schlussfolgerungen sind Parallel- bzw. Vergleichsmessungen empfehlenswert.
- Um Einflussgrößen differenzierter betrachten und bewerten zu können, ist es sinnvoll, Messstandorte und -bedingungen zu variieren.

Literaturverzeichnis

Biran, A.; Breiner, M.: „Matlab 5 für Ingenieure - Systematische und praktische Einführung“, Addison-Wesley-Longman Verlag GmbH, 3. Auflage, Bonn 1999

Crandall, Richard E.: „Mathematica for the Sciences“, Addison-Wesley-Longman Verlag GmbH, 1991

Düring, I., Lohmeyer, A.: „Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen“, Projekt 2286/C, Juni 2001

Klingner, M. (Projektleitung): „Simulation des Equipment und der Herstellungsprozesse in der Mikroelektronik“, Fraunhofer-Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Fraunhofer-Institut für Mikroelektronische Schaltungen und Systeme Dresden, Technische Universität Dresden, Institut für Halbleiter und Mikrosystemtechnik Dresden, Dresden 1999

„Matlab - The Language of Technical Computing - Using Matlab Version 5“, The Math Works, Inc. 1984-1999

„Matlab - The Language of Technical Computing - Using Matlab Graphics Version 6“, The Math Works, Inc. 1984-2000

Schulze, E.: „Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin - Einfluss von Regen und Luftfeuchtigkeit auf die PM10-Emissionen und -Immissionen“ TU Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie, Diplomarbeit, Dresden 2002

Richtlinie 96/62/EG DES RATES über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität vom 27.9.1996

Richtlinie 1999/30/EG DES RATES über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft vom 22. April 1999

Schönwiese, Ch.-D.: „Klimatologie“, Ulmer Verlag (UTB für Wissenschaft / Uni-Taschen- bücher), Stuttgart 1994

Wolfram, St.: „Mathematica - A System for Doing Mathematics by Computer“, Addison-Wesley-Longman Verlag GmbH, 2. Auflage, 1991

Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Immissionswerte - 22. BImSchV vom 26. Oktober 1993