

Jürgen Junk

Vom Fachbereich VI
[Geographie/Geowissenschaften]
der Universität Trier
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

**Ausgewählte meteorologische und lufthygienische
Aspekte des Stadtklimas von Trier**

Betreuender:

Univ.-Prof. Dr. A. Helbig

Berichterstattende:

Univ.-Prof. Dr. A. Helbig
apl. Prof. Dr. W. Werner

Trier, den 23.7.2010

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung

Summary

1 Fragestellungen und Ziele.....	1
2 Einleitung und Stand der Forschung.....	3
2.1 Beobachtete und prognostizierte Klimaänderungen – vom globalen zum lokalen Scale.....	3
2.2 Kurzer historischer Überblick über die Entwicklung der Stadtklimaforschung.....	8
2.3 Ursachen des Stadtklimas.....	10
2.4 Aufbau und Eigenschaften der Stadtatmosphäre.....	12
3 Untersuchungsgebiet.....	17
3.1 Topographie und relevante statistische Kennzahlen des Untersuchungsgebietes.....	17
3.2 Allgemeine klimatische Einordnung des Untersuchungsgebietes.....	19
4 Datengrundlage.....	22
4.1 Datensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD).....	22
4.2 Lufthygienische Datensätze.....	24
4.3 REMO Datensätze.....	25
4.4 Sondermessnetz Fach Klimatologie/Umweltmeteorologie.....	26
4.5 Mobile Messungen.....	28
4.6 Fragebogen zum Stadtklima.....	28
4.7 Verkehrsunfalldaten.....	28
4.8 Landnutzungsdaten und Höhenmodell.....	28
4.9 Mortalitätsdaten für die Stadt Trier.....	29
5 Analyse der meteorologischen Verhältnisse.....	30
5.1 Großwetterlagen.....	30
5.1.1 Analyse der Großwetterlagenklassifikation nach HESS UND BREZOWSKY.....	30
5.1.2 Kennzahlen der objektiven Wetterlagenklassifikation des DWD	34
5.2 Analysen einzelner meteorologischer Größen für die Stadt Trier.....	35
5.2.1 Windverhältnisse.....	35
5.2.2 Niederschlag.....	40
5.2.3 Luftdruck.....	43
5.2.4 Bedeckungsgrad und Sonnenscheindauer.....	45
5.2.5 Thermische Verhältnisse.....	46

5.2.5.1	Langjährige Mittel der Lufttemperatur und Ereignistage.....	46
5.2.5.2	Veränderungen der Vegetationsperiode.....	51
5.2.5.3	Inversionshäufigkeit im Untersuchungsgebiet.....	52
5.2.5.4	Analysen der Wärmeinsel von Trier.....	56
5.2.5.5	Bewertung der thermischen Belastung und Wirkung auf die Bevölkerung.....	61
5.3	Der Einfluss verschiedener meteorologischer Größen auf Verkehrsunfallhäufigkeiten in Trier.....	73
5.4	REMO Klimaprojektionen.....	78
5.4.1	Bodennahe Lufttemperatur.....	78
5.4.2	Niederschlag.....	84
6	Analyse der lufthygienischen Belastung in Trier.....	88
6.1	Gesetliche Grundlagen der Luftreinhaltung.....	88
6.1.1	Internationales Immissionsschutzrecht.....	89
6.1.2	Europarecht.....	90
6.1.3	Nationales Immissionsschutzrecht / Bundes-Immissionsschutzrecht.....	91
6.2	Auswertung ausgewählter ZIMEN-Daten.....	94
6.2.1	Kohlenmonoxid (CO).....	94
6.2.2	Schwefeldioxid (SO ₂).....	97
6.2.3	Ozon (O ₃).....	101
6.2.4	Stickoxide.....	109
6.2.5	Feinstaub.....	118
6.3	Integrale Bewertung der Luftqualität mittels Luftqualitätsindizes.....	131
6.4	DAQx-Vorhersage mittels statistischer Modelle.....	136
7	Schlussbetrachtung.....	143
	Literaturverzeichniss.....	147
	Abbildungsverzeichnis.....	173
	Tabellenverzeichnis.....	183
	Annex.....	186
	Danksagung.....	200
	Wissenschaftlicher Lebenslauf.....	201

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt ausgewählte Bereiche des Stadtklimas von Trier. Hierzu standen verschiedene Datenquellen zur Verfügung. Anhand von langjährigen meteorologischen Messreihen aus verschiedenen Datenquellen ist eine Bewertung der klimatologischen Gegebenheiten für das Stadtgebiet von Trier möglich.

Trenduntersuchungen der Datenreihen des Niederschlags zeigen für die Jahressummen keine statistisch signifikanten Trends. Positive Niederschlagstrends konnten jedoch für die meteorologischen Wintermonate nachgewiesen werden. In Verbindung mit den geringeren Wintertemperaturen führt dies zu einer Verminderung des Schneeanteils und somit zu einer Erhöhung der Hochwassergefährdung. Bestehende subjektive Meinungen über die schlechte Durchlüftungssituation und eine erhöhte Schwülebelastung konnten anhand der Messdaten nicht bestätigt werden. Die Intensität der urbanen Wärmeinsel der Stadt Trier wurde mittels mehrerer Temperaturmessfahrten untersucht und bewertet. In den Wintermonaten treten maximale Differenzen von bis zu 5,5 °C zwischen dem unbebauten Umland und den Innenstadtbereichen auf; in den Sommermonaten konnten Differenzen von bis zu 4,5 °C beobachtet werden. Von der erhöhten thermischen Belastung während ausgewählter Wetterlagen sind vor allem die Anwohner der Innenstadtbereiche in den Sommermonaten betroffen. Zusätzlich fand eine Bewertung der thermischen Belastung mittels verschiedener thermischer Indizes statt. In der Regel tritt im Stadtgebiet von Trier eher eine mäßige Wärmebelastung auf, starke und extreme Wärmebelastungen bilden die Ausnahme. Dies wird sich jedoch in Zukunft durch den anthropogen verursachten Klimawandel ändern. Die Auswertungen der Klimaprojektionen des REMO-Modells für den Untersuchungsraum zeigen eine starke Zunahme der thermischen Belastung ab Mitte des 21. Jahrhunderts. Die Auswirkungen des Sommers 2003 auf die Bevölkerung von Trier wurde anhand von Mortalitätsdaten von JUNK ET AL. (2007) analysiert. Mit Hilfe ICD-10-kodierter Mortalitätsdatensätzen wurde die absolute durchschnittliche Sterbefallzahl je Monat für den Zeitraum 2001 bis 2004 bestimmt. Die Verteilung weist einen klaren Jahresgang mit höheren Mortalitätszahlen in den Wintermonaten auf. Dies ist durch die erhöhte Sterblichkeit durch Grippefälle während der Wintermonate zu erklären. Im Gegensatz zu den in der Regel niedrigen Mortalitätszahlen während der Sommermonate steigen diese im Sommer 2003 aufgrund der extremen Hitzeepisode stark. Die Auswertungen der REMO-Klimaprojektionen zeigen, dass in Zukunft auch im Raum Trier Sommer mit hoher thermischer Belastung vermehrt auftreten werden.

Die Kosten des Klimawandels (Temperaturzunahme bis 2100 um 4,5 °C) in den kommenden 50 Jahren beziffert eine Studie des Deutschen Institutes für Wirtschaftsforschung auf rund 800 Milliarden Euro. Rheinland-Pfalz liegt mit rund 80 Milliarden Euro auf Platz vier der Rangliste der Klimaschäden. Auch wenn diese Abschätzungen mit starken Unsicherheiten behaftet sind, so wird dringender Handlungsbedarf deutlich. Vor dem Hintergrund des Klimawandels und der zunehmenden Urbanisierung muss sich auch im Bereich der Stadtplanung und der Verwaltung von urbanen Agglomerationsräumen das Prinzip der Nachhaltigkeit in allen Skalenbereichen durchsetzen. Unter Nachhaltigkeit versteht man, die vorhandenen Ressourcen so zu nutzen, dass die Bedürfnisse der jetzigen Generation zwar befriedigt werden, jedoch ausreichend Ressourcen für kommende Generationen zur Verfügung stehen müssen. Übertragen auf den Bereich der Stadtklimatologie heißt das, dass dies auf die Ressourcen saubere Luft, angemessener Flächen- und Energieverbrauch verbunden mit Luftschadstoffemissionen, Recht auf Mobilität usw. übertragen werden muss. Im Vordergrund steht dabei eine Entkopplung des Ressourcenverbrauchs von dem wirtschaftlichen Wachstum durch technische Innovation, effizientere Technologien und verändertes individuelles Verhalten. Viele dieser Ziele haben direkte oder indirekte Auswirkungen auf das Klimasystem. Eine enge Verzahnung der Bereiche Planung und Verwaltung und der modernen angewandten Stadtklimatologie ist notwendig, um diese Herausforderungen zu lösen.

Bezüglich der lufthygienischen Situation im Stadtbereich von Trier konnten Partikel und Stickoxide als wichtige Schadstoffe identifiziert werden. Da die Auswertungen der Luftschadstoffe auf die Datensätze des ZIMEN-Messnetzes beschränkt sind, können keine Aussagen über Inhaltsstoffe von Partikeln getroffen werden. Insbesondere ist eine eventuelle vorhandene Schwermetallbelastung durch industrielle Quellen mittels dieser Daten nicht nachweisbar. Für die untersuchten Luftschadstoffe CO, SO₂, NO_x, O₃ und PM10 treten in den letzten Jahren keine Grenzwertüberschreitungen auf, jedoch liegen die gemessenen Werte nur geringfügig unter diesen und überschreiten teilweise die unteren- und oberen Beurteilungsschwellen. Die Auswertungen des wirkungsbezogenen Luft-

qualitätsindex DAQ_x zeigen, dass in der Mehrheit der Fälle Feinstaub der bestimmende Luftschadstoff ist. Die Analyse der mittleren Mortalitätszahlen je PM_{10} -Klasse zeigt, dass mit steigender PM_{10} -Belastung im Mittel die Anzahl der täglichen Mortalitätsfälle ansteigt. Noch deutlicher wird dies, wenn anstatt des einzelnen Luftschadstoffes PM_{10} die wirkungsbezogene DAQ_x -Werte genutzt werden. Schon ab DAQ_x -Werten $> 4,0$ (ausreichende Luftqualität) steigt die Anzahl der täglichen Mortalitätsfälle über den Durchschnitt von 5,74 Fällen pro Tag. Wenn bei der Auswahl von möglichen Maßnahmen rein nach der Gefahr von gesetzlichen Grenzwertüberschreitungen vorgegangen wird, so richtet sich das Hauptaugenmerk im Stadtgebiet von Trier auf Maßnahmen zur Reduktion von Stickoxiden. Da jedoch die negativen gesundheitlichen Auswirkungen von Partikeln, je nach chemischer Belastung der Partikel, höher sind, sollten auch hier geeignete Maßnahmen ergriffen werden. Neben den intensiv diskutierten Maßnahmen zu direkten Verkehrsbeschränkungen, wie z. B. Umweltzonen oder Fahrverbote, „Zero-Emission-Fahrzeuge“ etc., oder der Reduktion von Emissionen aus der Quellgruppe Hausbrand ist der gezielte Einsatz von Vegetation zur langfristigen Reduzierung von Feinstaub eine geeignete Maßnahmen. Zahlreiche Studien zeigen das Reduktionspotential von Straßenbäumen bezüglich Partikeln. Die positiven Effekte von Straßenbäumen überwiegen die teilweise vorhandenen negativen Effekte, die Bäume als Strömungshindernis im Straßenraum darstellen und somit negativ auf die Ausbreitungsbedingungen im Straßenraum wirken. Zusätzlich trägt der Schattenbereich von Straßenbäumen zur Erhöhung des Strahlungskomforts während der Sommermonate bei. Jedoch muss bei der Sortenwahl ein Kompromiss zwischen Arten mit effektiver Filterwirkung bezüglich Partikeln, ausreichender Belaubung und der Eignung der Baumarten für urbane Räume getroffen werden. Andere Maßnahmen wie z. B. der verstärkte Einsatz von Kehrmaschinen zeigen keinen messbaren Erfolg. Positive Effekte konnten jedoch durch Straßenspülungen nachgewiesen werden. Der Klimawandel wird auch direkte Auswirkungen auf die Luftschadstoffbelastung haben. Dies geschieht über die Veränderung der Windverhältnisse, Änderungen in der Höhe der Mischungsschicht sowie Änderungen in der Frequenz und Zugbahn von Tiefdruckgebieten. Veränderte Niederschlagsmuster beeinflussen die nassen und trockenen Depositionsraten, und die prognostizierte Temperaturerhöhung beeinflusst die chemischen Bildungs- und Abbauprozesse in der Atmosphäre, sowie die natürlichen Emissionsquellen.

Der Einfluss des zu erwartenden Temperaturanstieges auf die Ozonkonzentrationen in urbanen Gebieten lässt sich gut einschätzen, da während Episoden mit hohen Ozonkonzentrationen eine signifikante Korrelation zwischen der Lufttemperatur und der Ozonkonzentration besteht. Studien zeigen einen Anstieg der Ozonkonzentration zwischen $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Grad Kelvin in Abhängigkeit des Emissionsszenarios, der verwendeten Modelle und der untersuchten Region. Die urbanen Ballungsräume werden von diesem Ozonanstieg stärker betroffen sein, da dort genügend Ozonvorläufersubstanzen vorhanden sind. Der Einfluss auf die Partikelkonzentrationen ist schwieriger zu beurteilen, da keine klaren Zusammenhänge zwischen der Lufttemperatur und den Partikelkonzentrationen bestehen. Die für die zu erwartenden Veränderungen der PM_{10} -Konzentrationen relevante meteorologische Größe ist der Niederschlag (nasse Deposition). Hierbei ist eher die Frequenz von Niederschlagsereignissen als die Intensität von Bedeutung. Hinzu kommt, dass die Prognosen des Niederschlags mit höheren Unsicherheiten behaftet sind, als jene der Lufttemperatur. Insgesamt ist tendenziell mit einer Stagnation bis hin zu einer kurzzeitigen Verschlechterung der Luftqualität zu rechnen. Deswegen reicht die bereits erwähnte alleinige Berücksichtigung der thermischen Gegebenheiten in einem Warnsystem nicht aus. Eine weitere Schwierigkeit besteht in der Beurteilung des Gefährdungspotentials von Hitzewellen. So führen Hitzewelle gleicher Intensität im Frühsommer zu höheren Mortalitätszahlen als im Spätsommer, wenn die Menschen akklimatisiert sind. Weltweit wurden in den vergangenen Jahren verschiedene „Health Warning Systems“ für einzelne Städte oder urbane Agglomerationsräume geschaffen. Obwohl sich die verschiedenen Systeme in ihrer Methodik unterscheiden, liegt der Schwerpunkt primär auf Warnungen vor Hitzestress. Darüber hinaus sollten diese Systeme neben Zugriff auf aktuelle Wettervorhersagen wirksame Aktionspläne enthalten. Keines der bestehenden Warnsysteme enthält eine integrierte Betrachtung der thermischen und lufthygienischen Belastung. Ziel eines optimalen Systems sollte kein neuer integraler Index, der sowohl den thermischen als auch den lufthygienischen Bereich abdeckt, sein. Es geht vielmehr um die integrative Bewertung der potentiellen Gefahrensituation für die Bevölkerung und die situationsbezogene Auslösung von Interventionsmaßnahmen und Aktionsplänen. Ein solches System wird derzeit für die Modellregion Esch-sur-Alzette in Luxemburg erstellt und wird 2011 in die Pilotphase eintreten (JUNK ET AL. 2011, in preparation).

Summary

This study describes selected parts of the urban climate of Trier, a mid-sized town in the western part of Germany. Based on many years of meteorological measurements from different data sources, an assessment of the climatological conditions for the urban area of Trier was possible. Trend analyses of annual precipitation totals showed no statistically significant results. Positive precipitation trends could be detected for the meteorological winter months. In combination with the projected higher air temperatures during winter, this will lead to a reduction of snow events and thus to increased flood risks. In addition, the thermal situation was evaluated using different thermal indices. Statements about poor ventilation and increased humidity stress in the area of investigation could not be confirmed by measurements or analyses of long-term time series of air temperature and relative humidity. The intensity of the urban heat island of the city of Trier was assessed by several temperature-measuring trips with an environmental measuring vehicle. During the winter months, maximum differences up to 5.5 °C between the rural areas outside the city and the city centre were observed; in summer differences up to 4.5 °C were observed. The increased heat stress during the summer months affects especially the residents of the downtown area of Trier. In general, the thermal stress in the city of Trier is moderate; with severe and extreme heat events being exceptions. But this will change in future due to anthropogenic climate change. The results of the climate projections from the REMO model runs show a strong increase of the thermal load from the middle of the 21st century onwards for all emission scenarios. The impact of the 2003 heat wave on the citizens of Trier was analyzed, based on ICD-10 coded mortality data sets, by JUNK ET AL. (2007). Absolute monthly mortality values for the period between 2001 and 2004 were calculated. The distribution of the mortality data shows a clear annual cycle with higher values during the winter months. This increased mortality in winter is mainly caused by influenza. In contrast to the low mortality cases in the summer months, the number of death cases increased significantly due to the extreme heat event in July and August 2003. The REMO projections show that in future the thermal stress in the area of investigation will significantly increase.

The “German Institute for Economic Research” estimated the total costs of climate change (air temperature increase of 4.5 °C by the end of this century) for Germany for the next 50 years of approximately 800 billion euros. Rhineland-Palatinate is, with approximately 80 billion euros, fourth place in the rankings. Even if these estimates are subjected to considerable uncertainties, the urgent need for action is obvious. Against the background of climate change and increasing urbanization the principle of sustainability must become an essential part of urban planning processes and urban management systems in all spatial scales. Sustainability means that all resources should be used in a way that the requirements of present generations are satisfied, but enough resources must remain for future generations. Transferred and applied to the field of urban climatology, this means that the resources of clean air, adequate energy, and space consumption and the right of individual mobility must be handled in a sustainable way. The main emphasis must be a decoupling of the consumption of resource from the general economic growth through the use of technical innovations, new efficient technologies, and the changing of individual behaviour. Many of these goals have a direct or indirect impact on the climate system. To solve these challenges, a close integration of modern applied urban climatology and urban planning will be essential.

Looking at the air quality situation in the city area of Trier, particles and nitrogen oxides were identified as major pollutants. Hence, the analyses of the air quality in the city area was limited to the use of the ZIMEN data sets, no statements about the chemical characterisation of the dust particles were possible. In particular, no heavy metal pollution caused by industrial sources could be detected. For the air pollutants CO, SO₂, NO_x, O₃, and PM10, no limit values were exceeded, between 2001 and 2007, however the measured values were only slightly below the valid EU-thresholds.

The evaluations of the health impact related air quality index DAQx showed that in most of the cases the determining air pollutant is PM10. The analysis of the mortality cases showed that with increasing PM10, the average number of daily mortality cases increased. This becomes even clearer if, instead of PM10, the impact related DAQx is used. DAQx values greater than 4.0 (indicating sufficient air quality) were correlated with daily mortality cases above the average of 5.74 cases per day. If the selection of measures to reduce the environmental pollution is focused only on the relevant EU regulations and thresholds, the main target pollutants are the nitrogen oxides. However, since the

negative health effects of particles are more severe, appropriate measures to reduce the particle concentrations and particle numbers should also be taken into account.

In addition to the intensively discussed direct traffic bans, zero-emission vehicles, or the reduction of emissions from domestic heating systems, the use of vegetation as an efficient particle filter should be used more intensively in the future. Numerous studies have shown the reduction potential of street trees for particles. These positive effects of street trees outweigh, in most of cases, the negative effects that trees may have on the dilution situation in street canyons. In addition, the shadow area of street trees decreases the thermal stress for pedestrians during the summer months. Important criteria for the selection of appropriate tree species are, besides good filter capabilities for particles and adequate foliage, a high resistance against road salt, traffic emissions, and dry periods. Other actions such as the increased use of road sweepers have shown no measurable success. Positive effects could be detected during roadside irrigation but this is only a possibility for regions with water excess.

Climate change will also have a direct impact on future air pollution levels by changing wind vectors, frequency of high- and low-pressure systems, and the mixing layer height. Altered rainfall patterns affect the wet and dry deposition rates and the predicted increase in air temperature affects the chemical formation and decomposition processes in the atmosphere as well as the emission rates of natural emission sources. The influence of the projected increase in air temperature on ozone concentrations can be estimated quite well. During episodes with high ozone levels, significant correlations between air temperature and ozone concentration were observed. Numerical model studies show an increase in ozone concentrations between $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per degree Celsius, depending on the emission scenarios, the model used, and the geographical region. Urban agglomerations will be affected even more because of the large amount of available ozone precursor substances. The influence of climate change on particle concentrations is more difficult to assess because no clear correlation between air temperature and particle concentrations exists. The more relevant meteorological parameter to assess particle concentrations is precipitation (wet deposition), and additionally, precipitation frequency seems to be more important than the precipitation intensity. Projections of future precipitation amounts show higher uncertainties than the projections of air temperature. Overall, stagnation or even a decline in the current air quality levels is expected for the future. Therefore, the consideration of heat stress in warning systems is not enough. Another important point is the quantification of the risk of heat waves for humans. Heat waves in early summer lead to higher mortality rates than heat waves, which occur later in the year of the same intensity because people are already acclimatized.

In recent years, several "Health Warning Systems" have been created for individual cities or urban agglomerations all over the world. Although these systems differ in their methodology, the primary focus is an alert system for heat stress. Beside the use of reliable weather forecasts, these systems should include comprehensive emergency plans and instructions for relevant stakeholders. None of the existing warning systems contain an integrated view of the thermal stress and the air quality. The aim of an optimal health warning system should not be a new index combining thermal stress and pollution loads, but the integrative assessment of the potential risk situation caused by thermal stress and expected air pollution levels. Such a system is being created for the model region of Esch-sur-Alzette in Luxembourg and will enter the pilot phase in 2011 (JUNK ET AL, 2011, in preparation).

1 Fragestellung und Ziele

Die anthropogene Beeinflussung des globalen Klimas gilt als nachgewiesen und allgemein anerkannt. Schon seit mehr als 100 Jahren lässt sich ein vergleichbares Phänomen auf regionalem Maßstab beobachten. Während das Klima in der unbebauten Landschaft hauptsächlich von natürlichen Gegebenheiten abhängt, bildet sich in Städten ein durch anthropogene Veränderungen des Stoff- und Energiehaushaltes beeinflusstes Klima, das Stadtklima. Die wichtigsten Faktoren, die zur Ausbildung eines eigenen Stadtklimas führen, liegen in der Veränderung des Wärme- und Stoffhaushaltes und des lokalen Windfeldes. Zusätzlich wird die bodennahe Atmosphäre in Städten mit Luftschadstoffen aus verschiedenen Quellen, wie z. B. Hausbrand, Verkehr und Industrieanlagen, aber auch diffusen Quellen, angereichert. Die Ausprägung eines typischen Stadtklimas ist in erster Linie abhängig von der Stadtgröße, der Bebauungsstruktur und dem Grünflächenanteil, aber auch, besonders relevant für die Stadt Trier, von der Geländeform.

Das Ziel der Arbeit ist, auf bekannte Problemfelder des Stadtklimas von Trier einzugehen, aber auch neue anwendungsorientierte Fragestellungen (z. B. Untersuchung der subjektiven Wahrnehmung der Schwülebelastung, Schadstoffprognosemodell für einen Luftqualitätsindex) zu analysieren und zu beantworten. Die Grundlage der Arbeit entstand im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 522 „Umwelt und Region“ an der Universität Trier, in dem mittels einer detaillierten Umweltanalyse Umweltmanagement-Strategien für die Region Trier entworfen werden sollten. Im Vordergrund standen dabei sowohl eine nachhaltige Entwicklung als auch die Erschließung neuer Umweltpotentiale für diese strukturschwache Region (HELBIG ET AL. 2002).

Zur Charakterisierung der raum-zeitlichen Maßstäbe der Untersuchungen wird die Einteilung nach ORLANSKI (1975) genutzt. Eine vollständige Einordnung der gesamten Arbeit in einen einzigen räumlichen oder zeitlichen Scalenbereich ist nicht möglich. Räumlich konzentrieren sich die Auswertungen primär auf den Stadtbereich von Trier und reichen von der Untersuchung der Wirkung von biometeorologischen Kenngrößen (Mikroscale) bis hin zur Beurteilung der lufthygienischen Situation im gesamten Stadtgebiet von Trier (Mesoscale). Es müssen jedoch bei diesen Untersuchungen auch großräumigere Prozesse, wie z. B. der Ferntransport von Luftschadstoffen oder die Häufigkeit von bestimmten Großwetterlagen (GWL) im Macroscale, berücksichtigt werden.

Die Stadt Trier weist aufgrund ihrer Lage im Tal der Mosel einige regionalklimatische Besonderheiten auf. Seit Jahren existieren Aussagen seitens der Öffentlichkeit über das ungünstige Stadtklima und erhöhte thermische Belastungen. Ursache dafür soll der unzureichende Luftaustausch, der in Verbindung mit der Tallage des Kernstadtgebietes gebracht wird, sein. Dies soll auch während bestimmter Wetterlagen zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Stadtgebiet von Trier führen. Schon unter Napoleon sollen Truppen in Trier stationiert worden sein, um sich auf spätere Aufenthalte in wärmeren Gebieten vorzubereiten (MERGENS 2006). Dem „Regionalen Gesundheitssurvey für die Stadt Trier und Trier-Saarburg“ (JACOB & MICHELS 2001) zufolge scheint das Mikroklima der Innenstadt, insbesondere in den Sommermonaten, für vermehrte Kreislaufbeschwerden und Kopfschmerzen verantwortlich zu sein. Da die angesprochenen Problemfelder sowohl den thermischen als auch den lufthygienischen Bereich des Stadtklimas betreffen, ist die Untersuchung beider Bereiche in den unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Scales notwendig. Neben statistischen Verfahren und Modellen kommen Fallstudien zum Einsatz, um spezielle Phänomene, wie z. B. die Ausprägung der urbanen Wärmeinsel, näher zu untersuchen.

Vor diesem Hintergrund gliedert sich die Arbeit in vier Abschnitte. Der erste Abschnitt umfasst die Kapitel eins bis vier. Nach der Einleitung folgt ein kurzer Überblick über den aktuellen Stand der Forschung und die geographische Einordnung des Untersuchungsgebietes. Der Beschreibung der verwendeten Datensätze ist ein eigenes Kapitel gewidmet, da im Rahmen der Untersuchung sehr viele unterschiedliche Datenquellen und Formate genutzt werden. Auf ein eigenständiges Methodenkapitel wurde wegen der Vielzahl und Verschiedenheit der verwendeten Methoden verzichtet. Diese werden in den jeweiligen Kapiteln erklärt, oder es wird auf entsprechende Literaturstellen verwiesen.

Der zweite Abschnitt (Kapitel fünf) umfasst die allgemeine Beschreibung der meteorologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet und die Auswertung von Großwetterlagen, die für spätere Untersuchungen relevant sind. Es schließt sich der thermische Aspekt des Stadtklimas an. Das Phänomen der urbanen Wärmeinsel wird sowohl mittels statistischer Analyse langer Reihen der beiden Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und der Stationen des Zentralen Immissionsmessnetzes Rheinland-Pfalz (ZIMEN), als auch anhand eigener mobiler Messungen untersucht. Hierbei steht sowohl die Intensität der Wärmeinsel zu unterschiedlichen Jahreszeiten, ihre räumliche Ausdehnung, aber auch die Veränderung der Temperaturunterschiede in den letzten dreißig Jahren im Vordergrund. Es folgt die Untersuchung der Schwülebelastung im Stadtgebiet von Trier. Auch hier erfolgen die Auswertungen in verschiedenen Zeitscales. Um Aussagen über einen möglichst langen Zeitraum (1948 bis 1998) treffen zu können, werden die beiden DWD-Stationen in Trier mit der ebenfalls im Moseltal gelegenen Station Bernkastel (~ 30 km nordöstlich der Stadt Trier) mit Hilfe verschiedener Schwülekriterien verglichen. Mit dem Modell RayMan werden komplexere biometeorologische Kenngrößen, wie Predicted Mean Vote (PMV) oder die Physiologically Equivalent Temperature (PET), die auch für Fragen der Stadtplanung genutzt werden, berechnet. Das Kapitel schließt mit ausgewählten Ergebnissen über den Einfluss meteorologischer Parameter, wie z. B. Lufttemperatur und Niederschlag, auf die Unfallhäufigkeit im Stadtgebiet von Trier sowie mit Analysen der Datensätze des regionalen Klimamodells REMO. Um Aussagen über die zukünftige Entwicklung des Klimas im Bereich von Trier treffen zu können, werden ausgewählte REMO-Datensätze, erstellt vom Max-Planck-Institut für Meteorologie Hamburg und beauftragt vom Umweltbundesamt, genutzt.

Der dritte Abschnitt (Kapitel sechs) behandelt den lufthygienischen Aspekt des Stadtklimas von Trier. Nach einer allgemeinen Übersicht über die rechtlichen Grundlagen und relevanten Grenzwerte folgt die Auswertung der Luftschadstoffdaten Kohlenmonoxid (CO), Ozon (O₃), Stickstoffdioxid (NO₂), Schwefeldioxid (SO₂), Benzol und Feinstaub (particulate matter (PM₁₀)) der drei in Trier gelegenen ZIMEN-Stationen. Neben der Untersuchung der Immissionsbelastungen auf Tages-, Wochen- und Monatsgänge wird detailliert auf die Belastungssituationen zu ausgewählten meteorologischen Bedingungen eingegangen. Im Hinblick auf die seit Juni 2008 geltende Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Luftqualität und saubere Luft für Europa wird besonders die Feinstaubbelastung im Stadtgebiet genauer untersucht. Des Weiteren wurde unter Verwendung von nichtlinearen statistischen Verfahren ein Prognosemodell entwickelt, um einen wirkungsbezogenen Luftqualitätsindex vorherzusagen zu können.

Der letzte Schwerpunkt liegt in der abschließenden Bewertung des Stadtklimas von Trier. Es werden die Ergebnisse der statistischen Auswertung von langen meteorologischen und lufthygienischen Messreihen und mobilen Messungen, die Ergebnisse der Modellierungen sowie problemorientierte Bewertungen miteinander verknüpft. Ziel ist einerseits die Bewertung des Zustandes des Stadtklimas von Trier und andererseits die lösungsorientierte Diskussion aktueller Umweltprobleme.

2 Einleitung und Stand der Forschung

2.1 Beobachtete und prognostizierte Klimaänderungen – vom globalen zum lokalen Scale

Nach Aussagen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) hat sich das Klimasystem der Erde seit der vorindustriellen Zeit sowohl auf globaler, als auch auf regionaler Ebene verändert. Einige dieser Veränderungen sind nachweislich durch anthropogene Emissionen und Aktivitäten verursacht (HOUGHTON ET AL. 2001). Hierbei stehen neben der Veränderung der Mittelwerte der bodennahen Lufttemperatur, der Niederschlagssummen oder der Windgeschwindigkeit auch Veränderungen in der Häufigkeit des Auftretens von Extremwerten im Vordergrund.

Tabelle 2.1 zeigt die Wahrscheinlichkeit beobachteter und prognostizierter Veränderungen verschiedener Klimatelemente sowie von Extremereignissen. Neben dem sehr wahrscheinlichen Anstieg der bodennahen Lufttemperatur ist die Zunahme von meteorologischen Extremereignissen, wie z. B. Starkregen, langen und intensiven Trockenperioden oder Stürmen, von besonderem Interesse. Diese vom IPCC prognostizierten Veränderungen in der Häufigkeit des Auftretens von extremen Wetterereignissen sind inzwischen auch teilweise in dem regionalen und lokalen Scale nachweisbar.

Die grundlegende Frage bei der Prognose des zukünftigen Klimas ist der Einfluss der anthropogenen Emissionen von Treibhausgasen. Die im Kyoto-Protokoll reglementierten Treibhausgase sind Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffmonoxid (N₂O), Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/HFCs) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Um den relativen Beitrag dieser Treibhausgase beurteilen zu können wurden Faktoren als Treibhausgasäquivalent definiert, die den gewichteten Beitrag zum globalen Erwärmungspotential (global warming potential (GWP)) über einen bestimmten Zeitraum angeben. Dabei wurde CO₂ (Faktor = 1) als Referenz definiert (CH₄ = 21, N₂O = 310) (MÖLLER 2003).

Tabelle 2.1: Wissensstand bezüglich des menschlichen Einflusses auf den Trend und Projektionen für extreme Wetterereignisse, für die im 20. Jahrhundert ein Trend beobachtet wurde, IPCC 2007.

Phänomen und Richtung des Trends	Wahrscheinlichkeit, dass ein Trend im späteren 20. Jahrhundert (typischerweise nach 1960) auftrat	Wahrscheinlichkeit eines anthropogenen Beitrags zum beobachteten Trend	Wahrscheinlichkeit eines zukünftigen Trends, basierend auf den Projektionen für das 21. Jahrhundert
Wärmere und weniger kalte Tage und Nächte über den meisten Landflächen	sehr wahrscheinlich	wahrscheinlich	praktisch sicher
Wärmere und häufigere heiße Tage und Nächte über den meisten Landflächen	sehr wahrscheinlich	wahrscheinlich (Nächte)	praktisch sicher
Wärmeperioden/Hitzewellen. Zunahme der Häufigkeit über den meisten Landmassen	wahrscheinlich	eher wahrscheinlich als nicht	sehr wahrscheinlich
Starkniederschlagsereignisse. Die Häufigkeit (oder der Anteil an Starkniederschlägen am Gesamtniederschlag) nimmt über den meisten Gebieten zu	wahrscheinlich	eher wahrscheinlich als nicht	wahrscheinlich
Von Dürren betroffene Flächen nehmen zu	wahrscheinlich in vielen Regionen seit 1970	eher wahrscheinlich als nicht	wahrscheinlich
Die Aktivität starker tropischer Wirbelstürme nimmt zu	wahrscheinlich in vielen Regionen seit 1970	eher wahrscheinlich als nicht	wahrscheinlich
Zunehmendes Auftreten von extrem hohem Meeresspiegel (ausgenommen Tsunamis)	wahrscheinlich	eher wahrscheinlich als nicht	wahrscheinlich

Die Menge dieser zukünftigen Emissionen hängt von den globalen ökonomischen, politischen und gesellschaftlichen Entwicklungen ab und ist somit schwer vorhersagbar.

Sogenannte „Storylines“ beschreiben die unterschiedlichen Entwicklungen der Weltwirtschaft, des Bevölkerungswachstums und anderer relevanter Faktoren und somit der zugehörigen Emissionsentwicklungen, die sich sowohl in der Stärke als auch in dem zeitlichen Verlauf unterscheiden (NAKICENOVIC ET AL. 2000). Der IPCC-Report 2007 beschreibt über 40 dieser verschiedenen Szenarien, die grob in vier unterschiedliche Familien gliedert werden können (Abbildung 2.1).

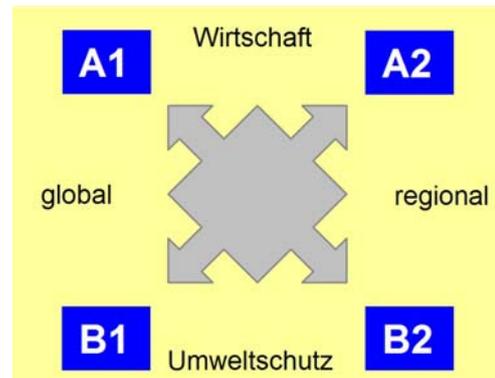


Abbildung 2.1: Emissionsszenarien des IPCC, verändert nach IPCC (2007).

Die **A1-Szenarien-Familie** beschreibt eine zukünftige Welt mit sehr raschem Wirtschaftswachstum. Die Weltbevölkerung nimmt bis Mitte des 21. Jahrhunderts zu und zeigt danach eine rückläufige Entwicklung; neue und effizientere Umwelttechnologien werden rasch entwickelt. Es wird von einer Annäherung der Regionen, Entwicklung von Handlungskompetenz sowie zunehmender kultureller und sozialer Interaktion bei gleichzeitiger substantieller Verringerung regionaler Unterschiede der Pro-Kopf-Einkommen ausgegangen. Eine weitere Unterteilung der A1-Szenarien-Familie in drei Gruppen erfolgt nach der unterschiedlichen Ausrichtung technologischer Änderungen im Energiesystem: A1FI (fossil-intensiv), A1T (nichtfossile Energiequellen) sowie A1B mit einer ausgewogenen Nutzung aller Quellen. Ergebnisse des Regionalmodells REMO unter Verwendung des A1B-Szenarios für die Region Trier werden in Kapitel 5.4 gezeigt.

Die **A2-Szenarien-Familie** geht von einer sehr heterogenen Welt aus. Das Grundthema ist Autarkie und Bewahrung lokaler Identitäten bei einer stetig zunehmenden Bevölkerung. Die wirtschaftliche Entwicklung ist vorwiegend regional orientiert, das Pro-Kopf-Wirtschaftswachstum und technologische Veränderungen sind langsamer als in anderen Szenarien.

Die **B1-Szenarien-Familie** beschreibt eine sich näher kommende Welt, mit der gleichen, Mitte des 21. Jahrhunderts kulminierenden und danach rückläufigen Weltbevölkerung, wie in der A1-Modellfamilie. Es wird jedoch mit raschen Änderungen der wirtschaftlichen Strukturen in Richtung einer Dienstleistungs- und Informationswirtschaft, bei gleichzeitigem Rückgang des Materialverbrauchs und Einführung von saubereren und ressourcen-effizienten Technologien gerechnet. Der Schwerpunkt liegt auf globalen Lösungen für eine wirtschaftliche, soziale und umweltgerechte Nachhaltigkeit, einschließlich erhöhter sozialer Gerechtigkeit, aber ohne zusätzliche Klimainitiativen. Die genauen Definitionen der jeweiligen Szenarien mit entsprechenden

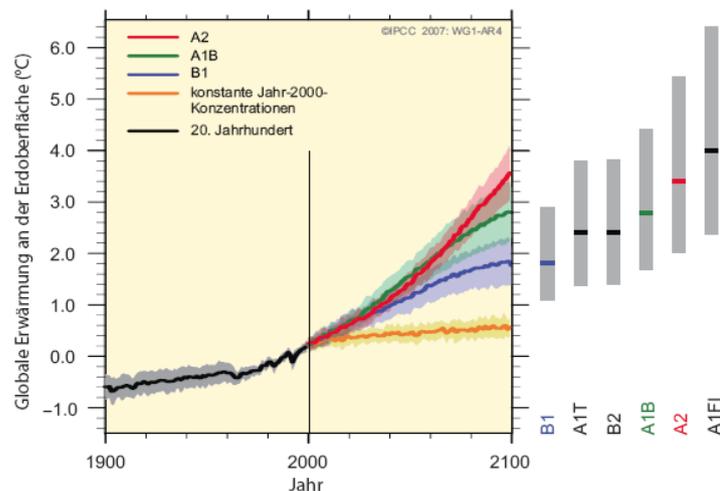


Abbildung 2.2: Bodennahe Lufttemperatur nach IPCC. Durchgezogene Linien: globale Multimodell-Mittel der Erwärmung an der Erdoberfläche relativ zum Mittelwert 1980 bis 1999 für die Szenarien A1B, A2 und B1. Die Schattierungen entsprechen der Bandbreite von plus/minus einer Standardabweichung der Modell-Jahresmittel. Die orange Linie zeigt die prognostizierte Erwärmung bei konstanten Emissionen aus dem Jahr 2000. Die grauen Balken zeigen die jeweils beste Schätzung, sowie die abgeschätzte wahrscheinliche Bandbreite für sechs verschiedene Szenarien, (IPCC 2007, dt. Übersetzung).

Emissionsmengen an treibhausrelevanten Gasen sind im IPCC-Bericht 2007 enthalten. Wichtig ist anzumerken, dass alle IPCC- Emissionsszenarien als gleich wahrscheinlich behandelt werden und keinerlei Wertung vorgenommen wird.

Abhängig von dem in Zukunft eintretenden Szenario werden die zu erwartenden Klimaänderungen, auch auf dem regionalen Maßstab, mehr oder weniger folgeschwer sein. Auf globalem Maßstab ist dem IPCC-Bericht 2007 zufolge mit folgenden Bandbreiten für die mittlere globale Erwärmung zu rechnen (Abbildung 2.2). Angegeben ist die jeweilige Veränderung zwischen der Periode 1980 bis 1999 und den Projektionen für den Zeitraum 2080 bis 2100.

- B1-Szenario + 1,8 °C
(Wahrscheinliche Bandbreite 1,1 °C bis 2,9 °C)
- A1B-Szenario + 2,8 °C
(Wahrscheinliche Bandbreite 1,7 °C bis 4,4 °C)
- A2-Szenario + 3,4 °C
(Wahrscheinliche Bandbreite 2,0 °C bis 5,4 °C)

Insgesamt werden sich die Kontinente sowie die polnahen Regionen stärker erwärmen als die äquatornahen Gebiete und die Ozeane. Im Klimastatusbericht 2001 zeigt MÜLLER-WESTERMEIER (2001) einen positiven Trend der bodennahen Lufttemperaturen von 0,6 K für das 20. Jahrhundert, welcher jedoch nicht gleichmäßig über das ganze Jahrhundert verteilt ist, sondern auf die erste und die beiden letzten Dekaden des Jahrhunderts zurück zu führen ist.

Insgesamt war in Deutschland die Erwärmung jeweils im

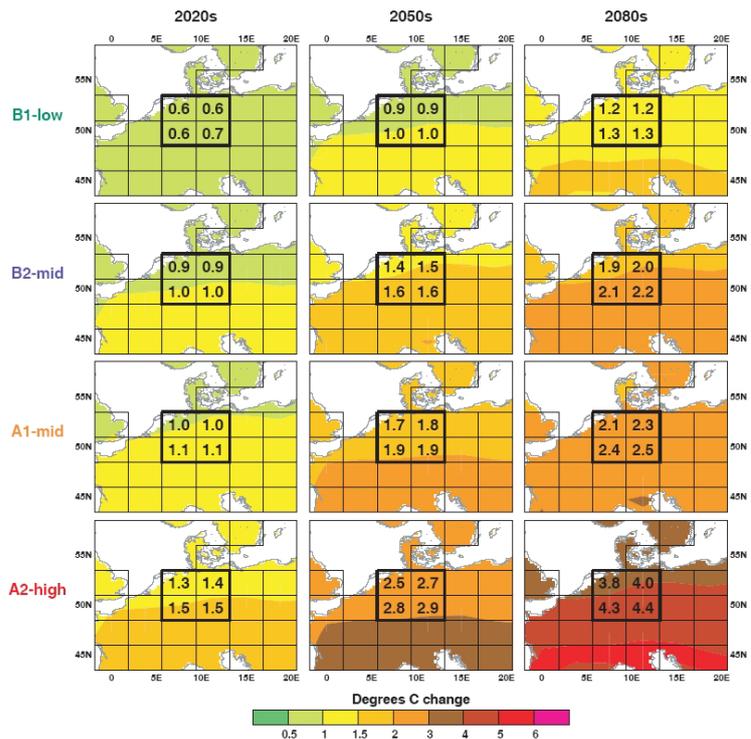


Abbildung 2.3: Veränderung der Jahresdurchschnittstemperatur (1961 bis 1990) für Perioden von je 30 Jahren gemittelt für 2020, 2050 und 2080 in den vier Hauptszenarien des IPCC. Die Zahlen entsprechen der prognostizierten Veränderung in Grad Celsius. Quelle: HULME & SHEARD (1999).

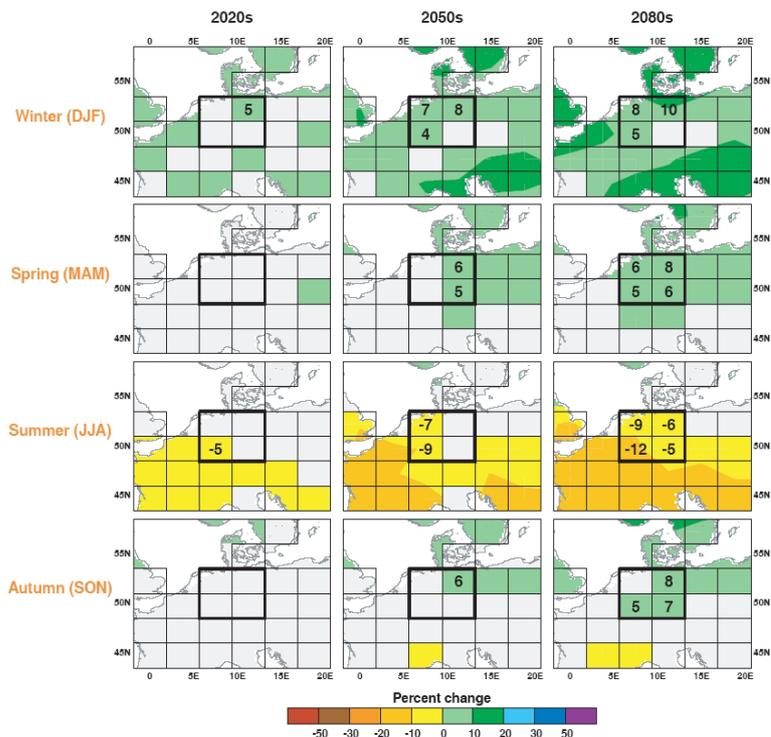


Abbildung 2.4: Veränderung des durchschnittlichen saisonalen Niederschlags (1961 bis 1990) für Perioden von je 30 Jahren, gemittelt für 2020, 2050 und 2080, für das A1-Szenario. Die Zahlen entsprechen der prognostizierten Veränderung in Prozent. Quelle: HULME & SHEARD (1999).

Sommer beziehungsweise im Herbst am größten. Es zeichnen sich trockenere Sommer ab, und in den Jahren von 1980 bis 2000 wiesen nur drei Sommer (1980, 1987, 1993) überdurchschnittliche Niederschlagsmengen auf. Es treten jedoch vermehrt Winterniederschläge in flüssiger Form auf. Als Reaktion auf die nachgewiesenen positiven Trends der Lufttemperatur verlängerte sich zum Beispiel die Vegetationsperiode in Deutschland um ca. zehn Tage innerhalb der letzten 40 Jahre. Jedoch sind auch hier regionale Unterschiede in den Veränderungen des Niederschlags und der Lufttemperatur zu beobachten. Nach RAPP (2001) ist die Jahresniederschlagshöhe in den 100 Jahren zwischen 1896 und 1995 im Westen Deutschlands signifikant um 50 mm bis 150 mm angestiegen, wobei dieser Trend hauptsächlich von der Entwicklung im meteorologischen Winter abhängt. Im Osten Deutschlands ist tendenziell eine Niederschlagsabnahme zu beobachten, jedoch ist dieser Trend nur in Sachsen signifikant (SCHÖNWIESE & JANOSCHITZ 2005, SCHÖNWIESE & TROEMEL 2005, SCHÖNWIESE ET AL. 2006).

Neben diesen Analysen der Vergangenheit zeigten HULME & SHEARD (1999) Prognosen für die zukünftige Entwicklung der Niederschlags- und Lufttemperaturverhältnisse in Deutschland. Auf der Basis von Klimadatensätzen der University of East Anglia, Norwich, wurden basierend auf unterschiedlichen Treibhausgasemissions-Modellen verschiedene Szenarien von HULME & SHEARD (1999) für Deutschland berechnet. Die bodennahe Lufttemperatur in Deutschland wird in Zukunft im gleichen Maße wie die globale durchschnittliche bodennahe Lufttemperatur steigen. Je nach gewähltem bzw. eingetretenem Szenario steigt die Temperatur zwischen 0,10 °C pro Jahrzehnt bei dem optimistischen B1-Szenario bis hin zu 0,45 °C pro Jahrzehnt bei dem A2-Szenario (Abbildung 2.3 und Abbildung 2.4). Die Erwärmung wird nicht gleichmäßig über alle vier Jahreszeiten verteilt sein, sondern hauptsächlich in den Winter- und Sommermonaten auftreten. Auch regional verläuft die prognostizierte Temperaturentwicklung nicht gleich. So ist mit einer schnelleren Erwärmung in Süddeutschland als im Norden des Landes zu rechnen. Aufgrund der positiven Trends in den Werten der bodennahen Lufttemperatur wird in Zukunft der Wasserdampfgehalt der Atmosphäre steigen und zu vermehrten Niederschlagsereignissen mit höheren Intensitäten führen. In Abbildung 2.4 sind Veränderungen des durchschnittlichen saisonalen Niederschlags (1961 bis 1990) für Perioden von je 30 Jahren gemittelt für 2020, 2050 und 2080 für das A1-Szenario dargestellt. Für das Jahr 2020 wird für den Winter eine leichte Zunahme, für den Sommer eine leichte Abnahme der Niederschläge prognostiziert. Dieser Trend setzt sich für die Jahre 2050 und 2080 fort. Die Sommer werden trockener, in den restlichen Jahreszeiten kommt es zu einer Zunahme der Niederschläge.

Die bisher gezeigten Ergebnisse der Klimaprojektionen erlauben aufgrund der zu geringen horizontalen Auflösung keine konkreten Aussagen für die regionale Maßstabebene. Aus diesem Grund beauftragte das Umweltbundesamt (UBA) das Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg (MPI-M), unter der Leitung von Dr. Daniela Jacob, hoch aufgelöste regionale Szenarien für mögliche Klimaänderungen in Deutschland bis zum Jahr 2100 zu berechnen.

Mit Unterstützung des Deutschen Klimarechenzentrums Hamburg wurde mit dem Regionalmodell (REMO) zunächst die Klimaentwicklung des vergangenen Jahrhunderts (1950 bis 2000) erfolgreich simuliert. Es folgten drei hoch aufgelöste Klimamodellierungen für Deutschland, Österreich und die Schweiz für den Prognosezeitraum 2001 bis 2100. Das regionale Modell wurde dabei initialisiert und angetrieben mit Ergebnissen des gekoppelten Ozean-Atmosphären-Modells ECHAM5/MPI-OM. Die horizontale Auflösung des Modellgitters beträgt 0,088° (~ 10 km). Nähere Angaben zu REMO sind auf der Homepage des MPI-H (<http://www.mpimet.mpg.de>) zu finden.

Die Abbildungen 2.5 a) bis 2.5 c) zeigen die Entwicklung der Lufttemperatur (2 m) für das A1B-Szenario zwischen dem Kontrollzeitraum 1961 bis 1990 und dem Prognosezeitraum 2071 bis 2100. Die erhöhten Konzentrationen von treibhausrelevanten Gasen führen zu einer mittleren Erwärmung, die im Jahr 2100 – in Abhängigkeit des jeweiligen Emissionsszenarios – zwischen 2,5 °C und 3,5 °C liegt. Diese Erwärmung ist, wie aus Abbildung 2.5 a) bis 2.5 c) zu ersehen ist, saisonal und regional unterschiedlich stark ausgeprägt. Die größten Temperaturzunahmen von bis zu 5 °C werden für die Wintermonate im Süden und Südosten Deutschlands prognostiziert (UBA 2008).

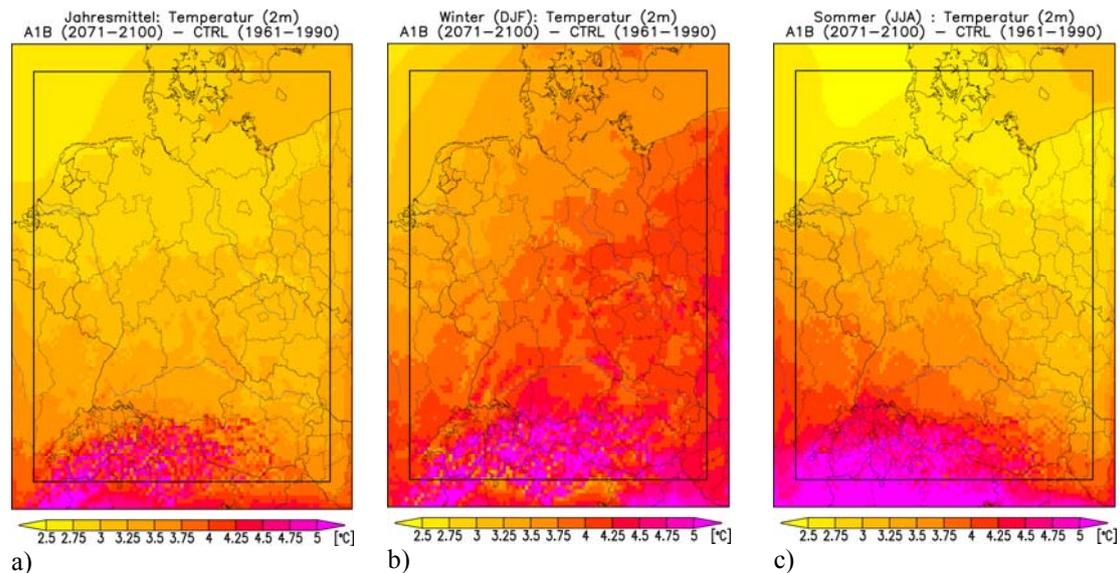


Abbildung 2.5: Änderung der 2 m-Lufttemperatur für a) Jahresmittelwerte, b) Wintermonate und c) Sommermonate zwischen dem Kontrolllauf (1961 bis 1990) und dem für das A1B-Szenario (2071 bis 2100); Quelle: www.mpimet.mpg.de.

Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 522 „Umwelt und Region“ wurden regionalklimatologische Analysen des ehemaligen Regierungsbezirkes Trier von LICHT (2005) durchgeführt. Mesoklimatisch kann das Untersuchungsgebiet in drei Teilregionen gegliedert werden: (a) das wärmebegünstigte Moseltal (Jahresmitteltemperatur 10 °C) sowie in die beiden kühleren Mittelgebirgsregionen von (b) Eifel und (c) Hunsrück (8 °C Jahresmitteltemperatur). Die in Richtung Südwest-Nordost ausgerichteten Mittelgebirgsrücken beeinflussen die überwiegend aus westlichen Richtungen großräumig herantransportierten Luftmassen. Sowohl im Bedeckungsgrad, als auch hinsichtlich der Niederschlagsverteilung sind deutliche Luv- und Lee-Effekte zu erkennen. Umfangreiche Trendanalysen des Untersuchungszeitraums 1961 bis 2000 für die Lufttemperatur sowie des Zeitraums 1971 bis 2000 für den Niederschlag von LICHT (2005) bestätigen mit einem Anstieg der Jahresmitteltemperatur von $\geq +1$ °C für die Region Trier den weltweit beobachteten positiven Trend der Lufttemperatur. Diese Veränderungen spiegeln sich auch in den meteorologischen Ereignistagen wider. Die Zunahme von „Sommertagen“ und „heißen Tagen“ sowie die Abnahme der „Frosttage“ und „Eistage“ geht mit der Zunahme der Länge der Vegetationsperiode (ca. +20 Tage in den letzten 40 Jahren des 20. Jh.) und der Abnahme der Dauer der Frostperiode um ca. 20 Tage einher. Sowohl bei der Lufttemperatur als auch bei den Ereignistagen ist eine Verstärkung der Trends im Zeitraum 1981 bis 2000 festzustellen.

Bei den Trenduntersuchungen des Niederschlags ergeben sich für die Jahressummen an den Stationen der Zentraleifel signifikante positive Trends mit Zunahmen von > 10 % im Vergleich zum langjährigen Mittel. Auch für die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen (Tagessumme des Niederschlags > 10 mm) sind in der Zentraleifel signifikante Zunahmen nachweisbar (LICHT 2005). Obwohl diese Trendanalysen nur die Entwicklung in der Vergangenheit beschreiben, muss in Verbindung mit den in Abbildung 2.3 bis 2.5 gezeigten Szenarien für Deutschland auch in den nächsten Jahrzehnten für die Region Trier von einer Fortsetzung dieser Entwicklung ausgegangen werden. Die Auswirkungen dieser Veränderungen auf den für die Region landschaftsprägenden Weinbau wurden von LÜERS (2003) untersucht.

In dem urbanen Scale führten und führen kontinuierliche Eingriffe des Menschen in die Struktur der Erdoberfläche zu einem speziellen Klima, dem Stadtklima. Der Begriff des Stadtklimas kann nicht ohne Berücksichtigung der Entwicklung der Bevölkerungs- und der Siedlungsstrukturen gesehen werden. Der 12. Oktober 1999 wurde vom Weltbevölkerungsfonds der Vereinten Nationen zu dem Tag erklärt, an dem die Weltbevölkerung sechs Milliarden Menschen erreicht hat. Da es weltweit mehr Geburten als Sterbefälle gibt, wird die Zahl der Menschen weiter zunehmen. Die Vereinten Nationen gehen hingegen für Europa von einem Rückgang der Bevölkerung um 22 % bis zum Jahr 2050 aus. In Deutschland sind seit Ende 1995 durchschnittlich pro Jahr etwa 67.000 mehr

Menschen gestorben als Kinder geboren wurden. Nach Deutschland sind seit 1995 im Jahresdurchschnitt 141.000 Menschen zugewandert. Der Bevölkerungsanstieg in Deutschland (74.000 Menschen pro Jahr) geht damit allein auf die Zuwanderungen zurück (Statistisches Bundesamt 1999). Diese Bevölkerungszunahme bedeutet primär, neben der gleichzeitig stattfindenden Tendenz zur Verlagerung des Wohnsitzes vom Land zurück in die Stadt, eine steigende Urbanisierung. Die Urbanisierung ist die Verbreitung städtischer Lebensformen und Verhaltensweisen sowie die daraus entstehenden räumlichen Prozesse und Strukturen. Urbanisierung ist also nicht nur das zahlenmäßige Wachstum, sondern auch ein stetiger Veränderungsprozess, der tief greifende Auswirkungen auf die Industrie-, Handels-, und Sozialstruktur hat. Heute sind hauptsächlich die Entwicklungsländer von einer starken Urbanisierung und den damit einhergehenden Problemen betroffen. Vor allem die Zahl der Megastädte (Städte mit über 10 Millionen Einwohnern) wird in Zukunft weiter ansteigen. 1950 existierte nur New York als weltweit einzige Megastadt, 1990 gab es weltweit bereits 12 Megastädte und bis 2015 wird es ~ 27 solcher Megastädte geben, wobei ~ 23 davon in den Entwicklungsländern liegen werden.

Vor dem Hintergrund eines gestiegenen Umweltbewusstseins in Deutschland und dem Konzept der nachhaltigen Stadtplanung hat das Interesse an dem anthropogen beeinflussten und veränderten Klima der Städte durch die wachsende Urbanisierung stark zugenommen (UBA 2004). Der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen betrug im Jahr 2004 in der Bundesrepublik Deutschland 12,8 % und die Inanspruchnahme von Flächen für städtische Nutzung hält weiter an (STATISTISCHES BUNDESAMT 2005). Auch in kleineren Städten ab ca. 10.000 Einwohnern ist die Veränderung des Mesoklimas durch anthropogene Eingriffe nachweisbar.

Der Begriff des Stadtklimas ist nicht an den politischen Begriff der Stadt gebunden, da dieser meistens durch die Einwohnerzahl bzw. die Verleihung der Stadtrechte vorgegeben ist. Es gab früher keine klare Definition des Stadtklimas; hingewiesen wurde lediglich auf das Vorhandensein einer stärkeren Konzentration der Bebauung, teilweise auf eine Mindesteinwohnerzahl von 10.000, wobei diese Zahl als Indikator für die überbaute Fläche anzusehen war. Im Jahre 1981 legte die Weltorganisation für Meteorologie durch ihre Kommission für Klimatologie folgende Definition fest: Das Stadtklima ist das durch die Wechselwirkung mit der Bebauung und deren Auswirkungen einschließlich Abwärme und Emission von luftverunreinigenden Stoffen modifizierte Klima (WMO 1983). KUTTLER (2004a) definiert als Stadtklima ein mit der Bebauung in Wechselwirkung stehendes Klima, das zusätzlich durch anthropogen emittierte atmosphärische Spurenstoffe und Abwärme modifiziert wird. Auf dem interdisziplinär besetzten Workshop des Fachausschusses Biometeorologie der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft (DMG) im Jahr 1988 wurde das ideale Stadtklima wie folgt definiert: „Ein ideales Stadtklima ist ein räumlich und zeitlich variabler Zustand der Atmosphäre in urbanen Bereichen, bei dem sich möglichst keine anthropogen erzeugten Schadstoffe in der Luft befinden und den Stadtbewohnern in Gegendnähe (charakteristische Länge: ~ 150 m, charakteristische Zeit: ~ 5 min) eine möglichst große Vielfalt an Atmosphärenzuständen (Vielfalt der urbanen Mikroklimata) unter Vermeidung von Extremen (z. B. extreme Wärme- oder Schadstoffbelastung) geboten wird.“ (MAYER 1989).

2.2 Kurzer historischer Überblick über die Entwicklung der Stadtklimaforschung

Die Ursprünge der Stadtklimatologie reichen bis weit in die Vergangenheit zurück. Nach KUTTLER (2004a) werden die ersten Arbeiten auf diesem Gebiet dem römischen Schriftsteller und Architekten Vitruvius (75 v. Chr. bis 26 v. Chr.) „Stadtplanung und Klimabedingungen“ sowie Horaz (~ 24 v. Chr.) „Luftverschmutzung in Rom“ zugeschrieben. Hierbei standen klimatische und lufthygienische Probleme der schon damals über 800.000 Einwohner zählenden Stadt Rom im Vordergrund.

Im Mittelalter führte J. Evelyn (1620 bis 1706) Studien über die erhöhte Belastung der städtischen Atmosphäre von London mit anthropogenen atmosphärischen Spurenstoffen durch. Die Ergebnisse seiner Untersuchungen über die „Luftverpestung“ in Abhängigkeit zu den vorherrschenden Windrichtungen, dem Problem der „Stadttemperatur“ und des „City Fogs“ sind in der Monographie „Fumifugium“, veröffentlicht im Jahr 1661, zu finden. Die Luftverschmutzung in London war 1750 bereits soweit fortgeschritten, dass die „Rauchhaube Londons“ bis in eine Entfernung von 100 km zu sehen war. Der englische Chemiker und Apotheker Luke Howard (1772 bis 1864) führte

erste systematische Messungen der stadtklimatischen Verhältnisse von London durch und untersuchte mit großer Genauigkeit die thermischen Unterschiede zwischen London und seiner Umgebung in ihrer zeitlichen und räumlichen Abhängigkeit. Er belegte anhand umfangreicher Messungen zwischen einer Stadtstation in London und einer Umlandstation, dass das Stadtgebiet in den Wintermonaten ca. 1,0 K, in den Sommermonaten 0,6 K höhere Lufttemperatur aufwies als das unbebaute Umland. Der eigentliche Begriff der urbanen Wärmeinsel (engl. Urban Heat Island, UHI) tritt in der englischsprachigen Literatur nach LANDSBERG (1981) erstmal bei MANLEY (1958) auf. Diesem wohl bekanntesten Phänomen des Stadtklimas sind in der Folgezeit zahlreiche Publikationen gewidmet. RENOUE in Frankreich zeigt 1855 mit London vergleichbare Lufttemperaturunterschiede zwischen der Stadt Paris und dem Umland (HELBIG 2003). In neuerer Zeit untersucht WIENERT (2002) die Breitenkreisabhängigkeit der städtischen Wärmeinsel zwischen 43° S und 65° N. MATZARAKIS (2001) beschreibt in seiner Habilitationsschrift ausführlich die thermische Komponente des Stadtklimas am Beispiel der Stadt Freiburg im Breisgau.

Luke Howard prägte auf Grundlage seiner Beobachtungen zum winterlichen Nebelproblem den Begriff „smog“ zusammengesetzt aus den Wörtern „smoke“ und „fog“. Der Begriff „London-Smog“ entstand erst später aufgrund einer einwöchigen stabilen Inversionslage in London im Dezember 1952 und unterscheidet sich grundlegend vom photochemischen Los Angeles-Smog. Die Verbrennung der als Hauptenergieträger genutzten Kohle mit hohem Schwefelgehalt führte in London zu extrem hohen Schwefeldioxidbelastungen. Zusätzlich trugen großen Mengen emittierter Ruß- und Staubteilchen aus Kaminen zur Verschärfung der lufthygienischen Situation bei (MATZARAKIS, 2001, MÖLLER 2003, KUTTLER 2004b). Nach BELL & DAVIS (2001) und BELL ET AL. (2004A) verursachte diese extreme Belastungssituation über 12.000 Tote. Die häufigste Todesursache waren Atemstillstand sowie Herz- und Kreislaufversagen.

In Deutschland konnte der Benediktinerpater A. Kratzer bei seiner Dissertation 1937 über das Stadtklima auf 225 Publikationen zurückgreifen. Die zweite Auflage von KRATZER (1956) beinhaltet bereits 533 Literaturzitate und galt weltweit lange Zeit als wichtigstes Grundlagenwerk der Stadtklimatologie. Es folgen die Arbeiten von CHANDLER (1971) „Urban Climate“ und „Urban climatology and its relevance to urban design“ (1976) sowie 1981 die Monographie des Deutsch-Amerikaners H. LANDSBERG (1981) „The Urban Climate“, die neben den Fragen der urbanen Luftqualität auch Planungsaspekte behandeln. Eine ausführliche Darstellung dieser beiden Aspekte erfolgte durch HELBIG ET AL. (1999) in dem anwendungsorientiert ausgerichteten Kompendium „Stadtklima und Luftreinhaltung“.

In Amerika verfasste OKE 1978 und 1987 grundlegende Monographien zur allgemeinen Stadtklimatologie. Untersuchungen des Stadtklimas einzelner Städte wurden z. B. von WANNER (1991), BARLAG (1993), oder LAZAR (1994) durchgeführt. Die Ergebnisse der umfangreichen Stadtklimauntersuchung von Stuttgart veröffentlichte BAUMÜLLER (2004) in Form einer interaktiven CD-ROM in der inzwischen vierten Auflage 2004.

Eine weitere wichtige Plattform der Stadtklimaforschung sowohl zur Präsentation von Forschungsergebnissen als auch zum Erfahrungsaustausch bilden nationale und internationale Fachtagungen und Organisationen wie z. B. die International Association for Urban Climate oder die DMG. Die größte internationale Konferenz zum Thema Stadtklima und zur Biometeorologie ist die „International Conference on Urban Climate“ (ICUC), die 2009 in Yokohama, Japan (ICUC-7), 2006 in Göteborg, Schweden (ICUC-6), 2003 in Łódź, Polen (ICUC-5) und 1999 in Sydney, Australien (ICUC-4) stattfand. National spielt bis 1998 die Deutsche-Meteorologen Tagung, seit 2001 die Deutsch-Österreichisch-Schweizerische Meteorologen Tagung sowie die alle drei Jahre stattfindende METTOOLS (Werkzeuge für die Umweltmeteorologie) eine wichtige Rolle. Die Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) des Vereins deutscher Ingenieure (VDI) beschäftigt sich mit Fragen der Messtechnik sowie der numerischen Modellierung im Bereich der Umweltmeteorologie. Weitere Informationen zu internationalen und nationalen Tagungen und der Organisation und Arbeit des VDI sind bei HELBIG (2003) zu finden.

2.3 Ursachen des Stadtklimas

Die energetische Grundlage für sämtliche Prozesse in der Atmosphäre bildet die solare Strahlung. Die kurzwelligigen Strahlungsströme unterliegen in der Atmosphäre der Absorption, der Reflexion sowie der Streuung. Die kurzwellige Strahlungsbilanz (K^*) setzt sich aus der Globalstrahlung (Summe aus direkter und diffuser Strahlung) und der Reflexstrahlung zusammen. Die langwellige Strahlungsbilanz (L^*) besteht aus der langwelligigen Ausstrahlung und der langwelligigen Einstrahlung (atmosphärische Gegenstrahlung). Die gesamte Strahlungsbilanz (Q^*) der Erdoberfläche lautet somit:

$$Q^* = K^* + L^* \quad (1)$$

mit

$$K^* = K_{\downarrow} - K_{\uparrow} = (I + D) (1 - \alpha) \quad \text{und} \quad L^* = L_{\downarrow} - L_{\uparrow} = L_{\downarrow} - \epsilon \sigma T_0^4$$

I:	direkte Strahlung	K_{\downarrow} :	kurzwellige Einstrahlung
D:	diffuse Strahlung	K_{\uparrow} :	kurzwellige Ausstrahlung
α :	Albedo	T_0 :	Oberflächentemperatur in Kelvin
L_{\downarrow} :	langwellige Einstrahlung	σ :	Stefan-Boltzmann-Konstante: $5,67 \cdot 10^{-8} \text{ Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$
L_{\uparrow} :	langwellige Ausstrahlung	ϵ :	Emissionsvermögen

Die verschiedenen Einflussfaktoren, die zur Ausbildung des Stadtklimas führen, wirken in unterschiedlichen Scales. Zu den Einflussfaktoren im Makroscale zählen die Lage der Stadt, beschrieben durch die geographische Breite und Länge sowie die Höhe über Normal Null, die großräumigen topographischen Verhältnisse und die Entfernung der Siedlungsflächen zu großen Wasserkörpern. Im Meso- bis Mikroscale wirkt die Stadtgröße, definiert durch Einwohnerzahl, aber auch durch flächenhafte Ausdehnung, die Art der urbanen Flächennutzung und der Versiegelungsgrad sowie die kleinräumigen topographischen Verhältnisse. Wichtige Faktoren sind die Emissionsraten von festen, flüssigen und gasförmigen Luftbeimengungen sowie die anthropogenen fühlbaren und latenten Wärmeströme (KUTTLER 2004a).

Die anthropogenen Eingriffe lassen sich nach HELBIG ET AL. (1999) in die drei Faktorengruppen (a) Veränderung der Erdoberfläche, (b) Veränderung des Energiehaushaltes sowie (c) in Eingriffe in den Stoffhaushalt gliedern. Urbane und industrialisierte Räume sind durch starke **Veränderungen der Oberfläche** gekennzeichnet. Natürliche Landnutzungen werden in Oberflächen aus Stein oder Beton umgewandelt und somit versiegelt. Dies führt zu einer deutlichen Verringerung der Durchlässigkeit der städtischen Oberflächen für Flüssigkeiten und Gase. Als Maß für die Versiegelung wird der Versiegelungsgrad, definiert als Verhältnis von versiegelter Fläche zur Gesamtfläche, genutzt. Nach KUTTLER (2004a) ist der durchschnittliche Anteil der versiegelten Fläche in Deutschland von 7,7 % im Jahr 1950 auf 12,2 % im Jahre 1997 gestiegen. Der Mittelwert der Versiegelung von typischen deutschen Städten liegt bei 0,6, kann aber in dicht bebauten Innenstadtbereichen oder Industrieflächen bis zu 1,0 ansteigen. Diese Veränderungen der Oberflächenstrukturen führen zu Änderungen der Strahlungseigenschaften der Unterlage sowohl im kurzwelligen (Albedo) als auch im langwelligen (Emissivität) Spektralbereich (HELBIG 1987). Die Albedo ist definiert als das Verhältnis von reflektierter zu einfallender Strahlung, stellt somit ein Maß für das Reflektionsvermögen eines Körpers dar und hängt neben dem Material von Farbe und Feuchte ab. Ein Albedo-Wert von 1,0 oder 100,0 % bedeutet, dass der Körper alle Strahlung im betrachteten Wellenlängenbereich reflektiert und somit weiß erscheint. Ein Albedo-Wert von 0,0 oder 0 % bedeutet, dass der Körper die gesamte Strahlung im betrachteten Wellenlängenbereich absorbiert und somit schwarz erscheint. Die mittlere Albedo der Erde beträgt 0,3 und variiert bei künstlichen Materialien von 0,05 bis 0,10 für Asphalt, von 0,20 bis 0,35 für Naturstein und hohen Werten für Fassadenanstriche von bis zu 0,90 bei weißer Farbe. Die mittlere Albedo einer Stadt liegt nach OKE (1978) bei durchschnittlich 0,15 und ist damit geringer als die der meisten natürlichen Materialien.

Dieser Wert gilt jedoch nur dann, wenn keine Schneedecke vorhanden ist. Schneedecken weisen in Abhängigkeit von ihrem Alter Albedo-Werte von 0,4 bis 0,9 auf und verstärken die Albedounterschiede zwischen Stadt und Umland. In der Stadt bleibt, bedingt durch den Wärmeinseleffekt und gegebenenfalls durch Schneeräumdienste, die Schneedecke kürzer liegen als im umgebenden Umland (OKE 1978, HELBIG 1999). Von den natürlichen Materialien weisen z. B. Nadelwälder mit durchschnittlichen Albedo-Werten von 0,10 bis 0,15 und dunkle Ackerböden (z. B. Chernozeme 0,07 bis 0,10) relativ niedrige Werte auf. Eine Sonderstellung nehmen Wasserflächen ein, da ihre Albedo (0,03 bis 0,80) sowohl von dem Einfallswinkel der Sonne, als auch von der Oberflächenrauigkeit (Wellengang) abhängt. Weitere Albedo-Werte verschiedener künstlicher und natürlicher Materialien sind zum Beispiel bei OKE (1987), HELBIG (1999) oder SCHÖNWIESE (2003a) zu finden. Der Emissionskoeffizient ϵ beschreibt das spezifische Emissionsvermögen von natürlichen und künstlichen Oberflächen und variiert für verschiedene Materialien zwischen 0,13 (Wellblech) und 0,98 (dunkle Ackerböden oder Neuschneeflächen). Er bezeichnet das Verhältnis der Ausstrahlung der Oberfläche bei einer bestimmten Temperatur zur Ausstrahlung eines schwarzen Körpers mit der äquivalenten Temperatur. OKE (1978) gibt als integralen Wert für Stadtgebiete Emissionskoeffizienten zwischen 0,85 und 0,95 an.

Die anthropogene Energiefreisetzung (Q_F) führt zu **Veränderungen des Energiehaushaltes** von Stadtgebieten, da ein überwiegender Anteil der genutzten Energie in Form von Wärme in die Atmosphäre abgegeben wird. Die Energiebilanzgleichung für das offene System – die urbane Grenzschicht – kann nach HELBIG ET AL. (1999) wie folgt beschrieben werden:

$$(I + D)(1 - \alpha) + L\downarrow - L\uparrow + Q_F = Q_H + Q_E + Q_G + \Delta Q_S + \Delta Q_A \quad (2)$$

I:	direkte Strahlung	Q_F :	anthropogener Wärmestrom
D:	diffuse Strahlung	Q_H :	fühlbarer Wärmestrom
α :	Albedo	Q_E :	latenter Wärmestrom
$L\downarrow$:	langwellige Einstrahlung	Q_G :	Bodenwärmestrom
$L\uparrow$:	langwellige Ausstrahlung	ΔQ_S :	Änderung Speicherterm
		ΔQ_A :	Änderung Advektionsterm

Die anthropogene Energiefreisetzung liegt nach HELBIG ET AL. (1999) in Deutschland bei $1,5 \text{ W m}^{-2}$ und macht somit mehr als 3,0 % der mittleren jährlichen Strahlungsbilanz aus. Die anthropogene Energiefreisetzung von Städten in den mittleren Breiten weist sowohl einen ausgeprägten Tages- als auch einen Jahresgang auf. Der Tagesgang ist auf die im Verlauf des Tages unterschiedlichen anthropogenen Aktivitäten und dem damit zusammenhängenden Energieverbrauch zurück zu führen. Die Maxima liegen in den Morgen- und Abendstunden mit einem sekundären Maximum in den Mittagsstunden (KERSCHGENS & DRAUSCHKE 1986). SAILER ET AL. (2003) weisen für sieben amerikanische Städte in den Morgen- und Abendstunden zwischen 25 % und 50 % höhere anthropogene Wärmestromdichten als das Tagesmittel nach. Untersuchungen von KERSCHGENS (1987) für die Stadt Bonn zeigen Stundenmittel der anthropogenen Wärmeproduktion im Februar 1983 für das linksrheinische Stadtgebiet von Bonn von etwas 30 W m^{-2} für die Nacht- und zwischen 45 W m^{-2} und 50 W m^{-2} für die Tagstunden. Ähnliche Ergebnisse ermittelt HELBIG (1987) für die bebaute Fläche des inneren Stadtgebietes von Berlin. Im Gegensatz dazu ist der Jahresgang der anthropogenen Energiefreisetzung durch klimatische Unterschiede bedingt. Maxima der anthropogenen Wärmestromdichten im Winter sind in winterkalten Ballungsräumen zu beobachten, in denen der Großteil der Energie besonders bei schlecht isolierten Gebäuden zu Heizzwecken eingesetzt wird. Im Gegensatz dazu ist in sommerheißen Gebieten ein hoher Energieverbrauch infolge von Gebäudekühlungen nachweisbar (KUTTLER 2004A).

Die **Eingriffe in den Stoffhaushalt** in urbanen Gebieten erfolgen zum einen durch die Emissionen von verschiedenen Luftverunreinigungen in die urbane Atmosphäre, zum anderen durch die Veränderung des Wasserhaushaltes. Durch die technische Zufuhr von Trink- und Brauchwasser aus Gebieten außerhalb der Stadt steht potentiell mehr Wasser zur Verdunstung zur Verfügung. Andererseits bewirkt der erhöhte Versiegelungsgrad urbaner Flächen und die Kanalisation ein schnelleres Abfließen des Niederschlags. Der Kraftfahrzeugverkehr, Industrie und Gewerbe, Kraftwerke sowie öffentliche und private Gebäude emittieren als Punkt-, Linien-, oder Flächenquellen verschiedene gas- und partikelförmige Luftbeimengungen in die urbane Atmosphäre und verändern somit nachhaltig den Stoffhaushalt.

2.4 Aufbau und Eigenschaften der Stadtatmosphäre

Städte verändern sowohl aufgrund der Baukörperstruktur als auch durch unterschiedliche Stoff- und Energieströme die atmosphärische Grenzschicht (Atmospheric Boundary Layer). Abbildung 2.6 zeigt eine stark vereinfachte schematische Darstellung der vertikalen Gliederung der Stadtatmosphäre während einer windschwachen Strahlungswetterlage. Die unterste Schicht, die Stadthindernisschicht (Urban Canopy Layer), reicht bis zum mittleren Dachniveau. Die Strömungsverhältnisse innerhalb dieser und der Stadt-reibungsschicht (Urban Roughness Sublayer) sind von der Anordnung der einzelnen Hindernisse bestimmt. Oberhalb der Stadtreibungsschicht nimmt der Einfluss der Hindernisse auf das Strömungsfeld ab. Es schließt sich die städtische Mischungsschicht (Urban Mixing Layer) mit einer vertikalen Ausdehnung von bis zu zwei Kilometer an. Der Einfluss der Stadt ist erst in der freien Atmosphäre, deren Grenze über der Stadt deutlich höher liegt als über dem Umland, nicht mehr nachweisbar (KUTTLER 2004b).

Die Charakteristik des Stadtklimas setzt sich aus verschiedenen Komponenten zusammen, an denen die verschiedenen Klimaelemente mehr oder weniger intensiv beteiligt sind. Basierend auf zahlreichen stadtklimatischen Untersuchungen erstellte Landsberg im Jahr 1981 eine Übersicht über die mittleren klimatischen Unterschiede zwischen dem Umland und einer Stadt als Ganzes betrachtet. In Tabelle 2.2 sind diese Unterschiede, aktualisiert und ergänzt nach aktuelleren Angaben verschiedener Autoren, dargestellt und werden im Folgenden kurz diskutiert.

Infolge der erhöhten Belastung der Luft mit anthropogenen Emissionen über Städten wird die **Globalstrahlung** abgeschwächt. Als historisches Beispiel gilt die unter anderem von WILKINS (1954) beschriebene weithin sichtbare, durch anthropogene Emissionen verursachte, extreme Dunstglocke über der Stadt London. Die Intensität dieser Dunstglocke und somit die

Tabelle 2.2: Charakteristische Eigenschaften des Stadtklimas von Städten in den mittleren Breiten (LANDSBERG 1981, SUKOPP & WITTIK 1998, KUTTLER 2004B, MAYER 2004, verändert).

Einflussgrößen	Veränderungen gegenüber dem nicht bebauten Umland
Globalstrahlung (auf horizontale Fläche)	bis zu 10 % geringer
Gegenstrahlung	bis zu 10 % höher
UV-Strahlung im Sommer im Winter	bis zu 5 % geringer bis zu 30 % geringer
Sonnenscheindauer im Sommer im Winter	bis zu 8 % geringer bis zu 10 % geringer
Sensibler Wärmestrom	bis zu 50 % höher
Wärmespeicherung im Untergrund und in Bauwerken	bis zu 40 % höher
Lufttemperatur Jahresmittel Winterminima Extremwerte	im Mittel 2 K höher bis 10 K höher bis zu 15 K höher
Wind Geschwindigkeit Richtungsböigkeit Geschwindigkeitsböigkeit Calmen	bis zu 20 % geringer stark variierend erhöht bis zu 20 % mehr
Relative Luftfeuchtigkeit Jahresmittel im Sommer im Winter	bis zu 5 % geringer bis zu 10 % geringer bis zu 2 % geringer
Nebel Großstadt Kleinstadt	weniger mehr
Niederschlag Jahressumme Tage mit Niederschlag < 5 mm Schnee Tauabsatz	bis zu 10 % höher bis zu 10 % mehr bis zu 10 % weniger weniger
Luftverunreinigungen NO _x , PM10, CO, O ₃	mehr weniger (Spitzen höher)
Kondensationskeime	bis zu 10-mal mehr
Vegetationsperiode	bis zu 10 Tagen länger
Dauer der Frostperiode	bis zu 30 % kürzer

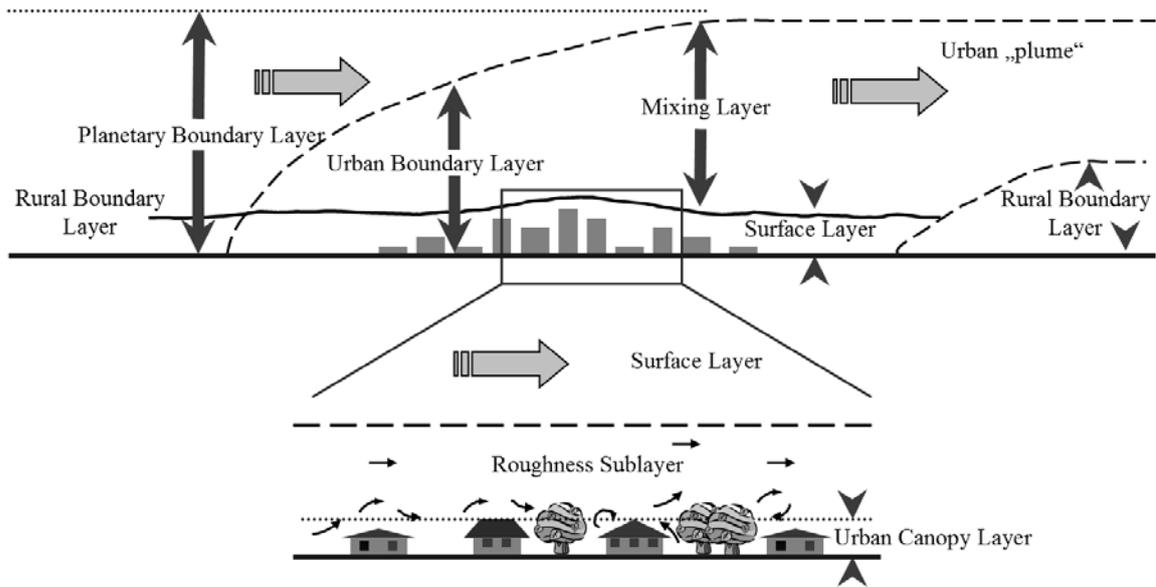


Abbildung 2.6: Aufbau der Stadtatmosphäre nach OKE (1997), verändert.

Abschwächung der Globalstrahlung ist sowohl von der Jahreszeit (Sonnenstandshöhe) als auch von den jahreszeitlich variablen anthropogen bedingten Aerosolkonzentrationen und den optischen Eigenschaften des Aerosols abhängig. Aufgrund von Streuungsprozessen innerhalb der Atmosphäre kommt es zu einer Abschwächung der direkten und einer Zunahme der diffusen Strahlung. Entsprechend der Partikelgröße dominiert die Mie-Streuung. Als Maß für die Trübung wird z. B. der Trübungsfaktor nach Linke (T_L) genutzt (LINKE 1942), definiert als Maß für die gesamte Extinktion durch alle Luftbeimengungen bei wolkenlosem Himmel, die optische Dicke der feuchten und getrübten Atmosphäre als das Vielfache einer reinen und trockenen Rayleigh-Atmosphäre (VDI 3789 Bl. 2). Abbildung 2.7 zeigt die von KARSTEN ET AL. (1984) berechneten langjährigen Monatsmittel des Trübungsfaktors nach Linke für Deutschland und Trier im Vergleich. Die Werte des Trübungsfaktors zeigen einen klar ausgeprägten Jahresgang mit deutlich höheren Werten im Sommer als im Winter. Dies ist auf die Abhängigkeit des Trübungsfaktors vom Wasserdampfgehalt der Luft zurückzuführen (KASTEN ET AL. 1984). Fast im gesamten Jahresverlauf liegen die Werte der Station Trier-Petrisberg geringfügig unter denen für Deutschland. Nur in den Monaten November und Dezember sind geringfügig höhere Werte in Trier feststellbar (HELBIG ET AL. 1999).

Die Werte der **Gegenstrahlung** sind im Vergleich zum Umland bis zu 10 % höher. Dies ist zum einen auf die höheren

Temperaturen in der urbanen Grenzschicht (vgl. Kapitel 5.2.5.4 städtische Wärmeinsel) und zum anderen durch die wellenlängenabhängige Emission und Absorption des Aerosols und den durch anthropogene Aktivitäten erhöhten Wasserdampfgehalt der Luft zu erklären (HELBIG ET AL. 1999).

Die **ultraviolette Strahlung** (UV) hat trotz des geringen Anteils an der Gesamtstrahlungsintensität der Sonne eine große Bedeutung für die Ge-

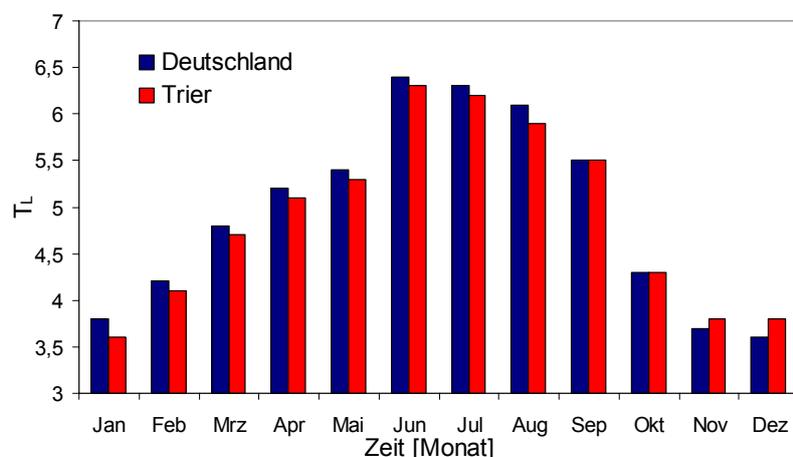


Abbildung 2.7: Langjährige Monatsmittel des Trübungsfaktors nach Linke (T_L) in Deutschland (blau; Jahresmittelwert $T_L = 4,94$) und Trier (rot; Jahresmittelwert $T_L = 4,88$) nach KASTEN ET AL. (1984), verändert.

sundheit des Menschen. Eine positive Wirkung der UV-B-Strahlung ist die Anregung der Vitamin D₃-Synthese. Unspezifische Wirkungen können z. B. das Immunsystem, die allgemeine Leistungsfähigkeit oder das Wohlbefinden betreffen. Als negative Wirkungen können z. B. Erythembildung, Katarakt, vorzeitige Alterung der Haut oder bösartige Hautkrebsarten auftreten. Die UV-Strahlung wird in der mit anthropogenem Aerosol belasteten Stadtatmosphäre vermehrt absorbiert und weist vor allem in den Wintermonaten deutlich niedrigere Werte als das Umland auf (JENDRITZY 1999, KUTTLER 2004b, FEISTER ET AL. 2008).

Die Werte der **Sonnenscheindauer** sind in urbanen Gebieten aufgrund von Abschattungseffekten generell niedriger als im unbebauten Umland. Zusätzlich sind geringe jahreszeitliche Schwankungen, vor allem im Winter, aufgrund des niedrigeren Sonnenstandes zu beobachten. Eine weitere, jedoch eher untergeordnete Rolle spielt der Einfluss der Bewölkung.

Die größten relativen Änderungen zwischen Stadt und Umland von bis zu 50 % sind beim **sensiblen Wärmestrom** festzustellen. Die veränderte Flächennutzung in urbanen Gebieten modifiziert den fühlbaren Wärmestrom (Q_H). Gebäude, Plätze und andere versiegelte Flächen verfügen gegenüber dem Umland über modifizierte thermische Eigenschaften (Temperaturleitfähigkeit, Wärmekapazität). Die tagsüber in diesen Baumaterialien gespeicherte Wärme wirkt sich auf die nächtliche Energiebilanz aus und kann unter bestimmten meteorologischen Bedingungen den Energieverlust durch die effektive Ausstrahlung fast vollständig kompensieren (HELBIG ET AL. 1999).

Insgesamt kann in der Stadt im Vergleich zum Umland eine im Jahresmittel um 2 K erhöhte **Lufttemperatur** nachgewiesen werden. Diese Abweichung kann jedoch in Abhängigkeit von der Wetterlage, Jahreszeit, Stadtgröße und Struktur sowie Lage der Stadt bis zu 15 K betragen. Eine ausführliche Beschreibung und Analyse der städtischen Wärmeinsel von Trier folgt in Kapitel 5.2.5.4.

Die städtische Bebauung führt durch die erhöhte Bodenrauigkeit zu Veränderungen des horizontalen und vertikalen **Windfeldes**. Im Mittel ist die Windgeschwindigkeit in Städten der mittleren Breiten um bis zu 20 % geringer als im Umland. Dies kann bei erhöhten anthropogenen Emissionen von Luftverunreinigungen zu einer Verringerung der Luftqualität führen. In Innenstädten mit stark variierender Bauhöhe und Hochhausbebauung kann es jedoch lokal zum Anstieg der Geschwindigkeitsböigkeit kommen (BECKRÖGE 1999, KUTTLER 2004A).

Untersuchungen über Unterschiede der **relativen Feuchte** zwischen Stadt und Umland liegen in weit geringerem Maße als die der städtischen Wärmeinsel vor. Grundlage bildet die urbane Wasserbilanz, die sich aus den Gliedern Niederschlag, Wasserfreisetzung durch Verbrennungsprozesse, der kanalisierten Wasserzufuhr aus Flüssen oder Staubecken, der Evapotranspiration, dem Nettoabfluss, der Nettowasserspeicherung und der Nettofeuchteadvektion zusammensetzt. Eine ausführliche Darstellung geben HELBIG (1987) oder KUTTLER (2004B). HOLMER & ELIASSON (1999) untersuchen die Rolle des Dampfdrucks für die städtische Wärmeinsel. UNKAŠEVIC ET AL. (2001) beschreiben die Unterschiede des Dampfdrucks und der relativen Feuchte zwischen der Stadt Belgrad (Serbien) und dem Umland. MATZARAKIS & MAYER (2001) untersuchen basierend auf Daten des KLIWUS-Projektes (Untersuchung der kleinklimatischen Wirkung urbaner Strukturen in München) die Variabilität der Luftfeuchtigkeit in der „Urban Canopy Layer“ der Stadt München. Aufgrund der verminderten Evapotranspiration weisen Städte tagsüber im Allgemeinen niedrigere Werte der relativen Feuchte auf (Tabelle 2.2), jedoch bildet sich im Sommer während der Nachtstunden oft eine „Urbane Feuchteinsel“ aus (Urban Moisture Excess, UME). Nach Untersuchungen von ACKERMANN (1987), LEE (1991) und HOLMER & ELIASSON (1999) ist die urbane bodennahe Atmosphäre in allen Monaten während der Nachtstunden feuchter als die bodennahe Atmosphäre im Umland. Diese Verhältnisse sind jedoch sehr stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig. Gründe für den städtischen UME sind nach MAYER ET AL. (2003), dass:

- aufgrund der UHI auch nachts Verdunstung auftreten kann,
- es nachts in Städten seltener und schwächer ausgeprägt zur Taubildung kommt,
- durch den turbulenten Luftmassenaustausch nachts feuchte Luft aus dem Umland in die bodennahen Schichten der Stadtatmosphäre transportiert wird und
- in der Stadt durch verschiedene anthropogene Prozesse Wasser in die Atmosphäre freigesetzt wird.

Die Häufigkeit von **Nebelereignissen** hängt neben den makroskaligen Faktoren wie Großwetterlage und Luftmassentyp auch von der Topographie und verschiedenen anthropogenen Faktoren, wie z. B. der Größe der Stadt, ab. Im meteorologischen Sinne spricht man bei Sichtweiten unter einem Kilometer von Nebel. KÖPKE & SACHWEH (1992) unterscheiden in nebelfördernde Faktoren, wie z. B. Aerosolmengen, Aerosoltyp sowie reduzierte Windgeschwindigkeit, und nebelhemmende Faktoren, wie z. B. erhöhte anthropogene Wärmeproduktion und reduzierte Evapotranspiration in Städten. Im Mittel treten Nebelereignisse in Großstädten weniger oft als im unbebauten Umland auf (KUTTLER 2004a). Von besonderem Interesse sind die Konzentrationen von Schadstoffen im Nebel. Während der Messkampagne FINIMSAS (Fog Interception and Nutrient Inputs to Mountain-Subalpine Areas in Switzerland) wurden bis zu 25-mal höhere Schadstoffkonzentrationen von schwefel- und stickstoffhaltigen Säuren im Nebelwasser als im Regen nachgewiesen (BURKARD ET AL. 2003).

Sowohl die Jahressumme des **Niederschlags** als auch die Zahl der Tage mit Niederschlagssummen < 5 mm ist in Städten bis zu 10 % höher als im unbebautem Umland. Der Einfluss von Städten auf die Niederschlagsverteilung ist nur mit relativ hohem Messaufwand nachweisbar. Im Gegensatz zu den zahlreichen Untersuchungen über das Phänomen der UHI, gibt es nur relativ wenig Datenmaterial über den Einfluss von urbanen Gebieten auf den Niederschlag. In der Literatur kontrovers diskutiert wird die von STOUT (1962) untersuchte „La Porte Anomaly“, die eine Beeinflussung des Niederschlags von bis zu 25 % durch städtische Bebauung beschreibt. Näheres dazu ist bei CHANGNON (1980) oder LOWRY (1998) zu finden. Die 1971 in St. Louis (USA) durchgeführte Großmesskampagne „Metropolitan Meteorological Experiment“ (METROMEX) beschäftigte sich primär mit den anthropogen bedingten Modifikationen meteorologischer Parameter, insbesondere des Niederschlags über Stadt- und Industrieflächen (CHANGNON ET AL. 1971, CHANGNON 1981). Nach KUTTLER 2004b beeinflussen Stadtgebiete die Entstehungsprozesse und die räumliche Verteilung von Niederschlägen, insbesondere von sommerlichen Konvektionsregenereignissen. CHANGNON (1979a) und SCHÜTZ (1996) geben folgende niederschlagsverändernde Faktoren durch Stadtgebiete an:

- Beeinflussung der Wolkendynamik durch die städtische Oberflächerauhigkeit und den Wärmeinseleffekt
- Eingriffe in wolkenphysikalische Prozesse durch Partikelemissionen aus verschiedenen anthropogenen Quellen
- Modifizierung der Grenzschichtprozesse durch rauhigkeitsbedingte Tropfenablenkung im bodennahen Windfeld

Insgesamt hat der städtische Wärmeinseleffekt den größten Einfluss auf die urbane Niederschlagsmodifikation (BRAHAM ET AL. 1981, LANDSBERG 1981, SCHÜTZ 1996, KUTTLER 2004b, SHEPHERD 2005).

Aktuelle satellitengestützte Untersuchungen über Aerosolkonzentrationen und Größenverteilungen und deren Einfluss auf die Niederschlagsprozesse über urbanen Gebieten liefern derzeit noch kontroverse Ergebnisse. ROSENFELD (2000) zeigt, basierend auf Auswertungen von Daten der „Tropical Rainfall Measuring Mission“ (TRMM), eine Verringerung des Niederschlags in Abluftfahnen über urbanen Gebieten in den USA, der Türkei und Australien. Dies wird mit einem höheren Anteil von Aerosolpartikeln mit geringerem Durchmesser (Median des Aerosoldurchmesser $< 14 \mu\text{m}$) innerhalb der Abluftfahne als außerhalb dieser Fahnen (Median des Aerosoldurchmesser $> 25 \mu\text{m}$) begründet. SHEPHERD ET AL. (2002) zeigen anhand von TRMM-Daten gegenteilige Ergebnisse für verschiedene Städte der USA, die mit den Ergebnissen der METROMEX-Kampagne von 1971 gut übereinstimmen.

Als Folge der UHI verringert sich in den Wintermonaten in Stadtgebieten der Schneeanteil am Gesamtniederschlag (HELBIG ET AL. 1999). Durch den höheren Anteil von nicht schneebedeckten Flächen und den, wenn vorhanden, durch anthropogene Immissionen stärker verschmutzten Schneeflächen verändert sich die mittlere Albedo der Stadt im Vergleich zum Umland, wodurch der Wärmeinseleffekt gefördert wird (MAYER & NOACK 1980).

Als Sonderfall tritt das Phänomen von eng begrenzten Schneefällen in urbanen Bereichen oder Industriegebieten, die so genannten „Industrieschneefälle“, unter bestimmten meteorologischen Bedingungen auf. Nach KUTTLER (2004b) treten diese überwiegend bei vorherrschenden antizyklona-

len Wetterlagen in den frühen Morgenstunden in Verbindung mit stark ausgebildeter Lufttemperaturinversion in den unteren Atmosphärenschichten, hoher relativer Luftfeuchtigkeit und geringer Windgeschwindigkeit auf. Notwendig für die Entstehung ist das Vorhandensein von Wasserdampfemittenten, wie z. B. Industrieemissionen oder Kühlturmfahnen. Bisher wurden Industrieschneefälle unter anderem von KIENLE (1952) für den Mannheimer Stadtteil Oppau-Friesenheim, von SCHERHAG (1969) für Berlin Tempelhof-Kreuzberg, von NEUWIRTH (1974) für den Berner Stadtteil Holigen, von HARLFINGER & JAENEKE (1978) für den Freiburger Stadtteil Zähringen, von SCHÜPP (1981) für den Hafengebiet von Basel und von MASCHER ET AL. (1990) für Graz dokumentiert (HARLFINGER ET AL. 2000). Von besonderem Interesse sind diese Niederschlagsereignisse aufgrund der erhöhten SO₂- und NO_x-Konzentrationen. Für die Region Trier wurden bisher keine Industrieschneefälle dokumentiert.

Die Zusammensetzung der bodennahen Luftschichten in urbanen Räumen wurde in der Vergangenheit primär durch die Emissionen von Industrie- und Hausbrand beeinflusst. Die aktuelle **lufthygienische** Situation in Städten wird heute hauptsächlich durch Emissionen aus der Industrie und dem Kfz-Verkehr bestimmt. Vor dem Hintergrund der aktuell gültigen EU-Richtlinien spielt die Belastung der Luft mit PM₁₀ und NO_x eine immer größere Rolle. Die lufthygienische Situation in Trier wird eingehend in Kapitel 6 behandelt.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Topographie und relevante statistische Kennzahlen des Untersuchungsgebietes

Die Stadt Trier liegt im Kreis Trier-Saarburg (141.009 Einwohner auf 1.091 km² Fläche, Stand Dezember 2008) im westlichen Teil von Rheinland-Pfalz und gehört zum Regierungsbezirk Trier. Die Westgrenze des Kreises bildet gleichzeitig die Staatsgrenze der Bundesrepublik Deutschland zum

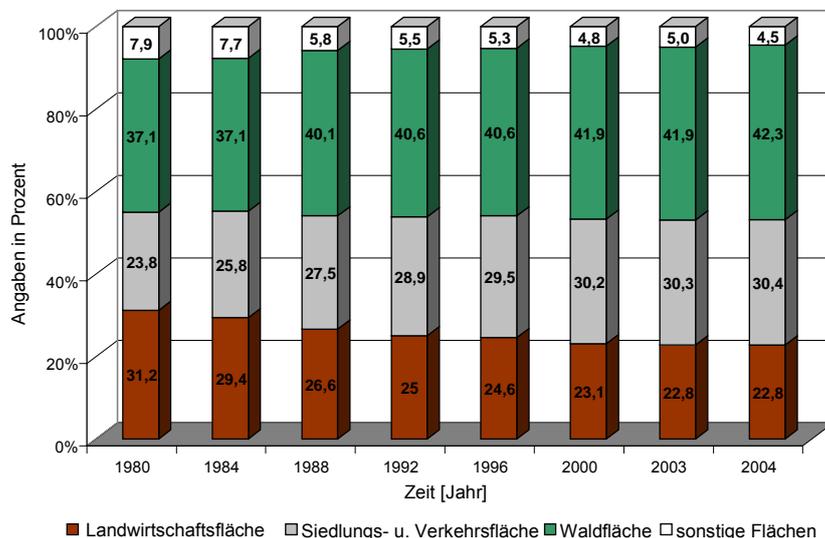


Abbildung 3.1: Flächennutzung nach ausgewählten Nutzungsarten in Prozent der Gesamtfläche für die Stadt Trier. Alle Angaben beziehen sich auf den 31. Dezember des jeweiligen Jahres (eigene Erstellung nach Daten des Statistischen Landesamtes Rheinland-Pfalz 2005).

von einem Branchenmix aus Handwerk, Industrie, Handel und modernen Dienstleistungen sowie Land-, Forstwirtschaft und Weinbau geprägt, wobei die Landwirtschaft in den letzten Jahren deutlich an Bedeutung verloren hat. Der Weinbau ist neben seiner wirtschaftlichen Bedeutung landschaftsprägendes Element der Region. Abbildung 3.1 gibt einen Überblick über die Entwicklung der Flächennutzung seit 1980. Im Vergleich mit anderen kreisfreien Städten, bezogen auf das Jahr 2007, weist Trier 11,5 % weniger landwirtschaftliche Flächen und 2,6 % weniger Siedlungs- und Verkehrsflächen auf. Im Gegensatz dazu ist der Anteil der Waldfläche um 14,0 % höher als im Bundesdurchschnitt der kreisfreien Städte. Es ist ein deutlicher Rückgang bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erkennen. Im Gegensatz dazu steigt der Anteil der Wald-, Siedlungs- und Verkehrsflächen kontinuierlich an.

Die Entwicklung der Einwohnerzahl der letzten 15 Jahre ist in Tabelle 3.1 dargestellt. Zwischen Januar 2001 und Juni 2005 hatte Trier nach den Angaben des Statistischen Landesamtes Bad-Ems den Status einer Großstadt, der – nach einem vorübergehenden Rückgang der Einwohnerzahl im Jahre 2005 – seit 2006 bis heute besteht. Die Verteilung nach Geschlechtern, bezogen auf das Jahr 2004, zeigt mit 52,7 % zu 47,3 % einen etwas höheren Anteil an weiblichen als an männlichen Einwohnern. Die Entwicklung der zukünftigen Bevölkerungsmenge und der Altersstruktur wurde in einer Studie des STATISTISCHEN LANDESAMTES RHEINLAND-PFALZ (2008) mittels drei verschiedener Szenarien untersucht. Grundlage der verschiedenen Szenarien sind unterschiedlich hohe Lebenserwartungen sowie unterschiedlich hohe Wanderungssalden. Für das hier dargestellte mittlere Szenario

Großherzogtum Luxemburg. Im Süden liegen die saarländischen Kreise Merzig -Wadern und St. Wendel, im Norden der Kreis Bitburg-Prüm sowie im Nord-Osten die Kreise Berncastel-Wittlich und Birkenfeld. Da die kreisfreie Stadt Trier vom Landkreis Trier-Saarburg komplett umschlossen wird, bilden diese einen gemeinsamen Wirtschaftsraum. Die aktuelle Wirtschaftsstruktur wird

Tabelle 3.1: Entwicklung der Einwohnerzahl von Trier im Zeitraum 1990 bis 2007, Quelle: Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2008 (www.statistik.rlp.de).

Jahr	Gesamt
1990	97.835
1991	98.752
1992	98.958
1993	99.183
1994	99.602
1995	99.428
1996	99.750
1997	99.691
1998	99.650
1999	99.891
2000	99.410
2001	100.024
2002	100.234
2003	100.180
2004	100.163
2005	99.843
2006	103.518
2007	103.888

rio wird von einer konstanten Geburtenrate von 1,4 Kindern, dem Anstieg der Lebenserwartung bis 2050 um vier Jahre sowie einem bis 2006 variablen Wanderungssaldo, welcher danach konstant bleibt, ausgegangen. Hinsichtlich der absoluten Einwohnerzahlen für die Stadt Trier zeigen die Ergebnisse eine negative Bevölkerungsentwicklung. Für das Jahr 2015 wird eine absolute Zahl von 93.976 Einwohner (mittleres Szenarium), 90.967 Einwohner für 2030 und nur 84.032 Einwohner

Tabelle 3.2: Bevölkerung der Stadt Trier nach Altersgruppen für das Jahr 2000, sowie Prognosen basierend auf dem mittleren Szenario für die Jahre 2015, 2030 und 2050 (Messzahl: Basisjahr 2000 = 100); Quelle: Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2004.

Alter in Jahren	Basisjahr 2000		2015		2030		2050	
	Anzahl	Messzahl	Anzahl	Messzahl	Anzahl	Messzahl	Anzahl	Messzahl
≤ 3	2.636	100,0	1.898	72,0	1.693	64,2	1.464	55,5
> 3 - 6	2.548	100,0	1.884	73,9	1.801	70,7	1.537	60,3
> 6 - 10	3.490	100,0	2.588	74,2	2.558	73,3	2.137	61,2
> 10 - 16	5.605	100,0	4.353	77,7	4.091	73,0	3.415	60,9
> 16 - 19	2.744	100,0	2.517	91,7	2.039	74,3	1.823	66,4
> 19 - 25	9.010	100,0	7.300	81,0	5.511	61,2	5.013	55,6
> 25 - 40	25.504	100,0	21.143	82,9	18.605	72,9	16.105	63,1
> 40 - 60	23.600	100,0	28.154	119,3	25.796	109,3	11.950	97,2
> 60 - 75	15.602	100,0	11.510	93,0	18.604	119,2	16.752	107,4
> 75	8.671	100,0	9.229	111,0	10.269	118,4	12.836	148,0
Insgesamt	99.410	100,0	93.976	94,5	90.967	91,5	84.032	84,5

für 2050 vorausgesagt. Bei Anwendung des unteren Szenarios geht die Einwohnerzahl der Stadt Trier bis zum Jahr 2050 auf 75.250 Einwohner zurück. Neben den absoluten Einwohnerzahlen ist die Alterstruktur der Einwohner einer Stadt eine wichtige Kenngröße. Diese muss z. B. bei den Auswirkungen von Immissionskonzentrationen verschiedener Luftschadstoffe auf die Allgemeinheit berücksichtigt werden, da einige der Risikogruppen über das Alter definiert werden (vgl. Kapitel 6). Tabelle 3.2 zeigt die Verteilung nach Altersgruppen für die Stadt Trier für den Prognosezeitraum 2015 bis 2050 (Bezugsjahr = 2000). Treffen die Prognosen des mittleren Szenarios zu, so ist neben dem massiven Bevölkerungsrückgang mit einer deutlichen Überalterung der Bevölkerungsstruktur von Trier zu rechnen.

Weitere wichtige statistische Kenngrößen sind der Pkw-Bestand sowie die Straßendichte. Im Landesdurchschnitt liegt Rheinland-Pfalz direkt hinter dem Saarland auf Platz zwei. Auf 1.000 Einwohner von Rheinland-Pfalz kommen 585 Fahrzeuge (Bundesdurchschnitt: 542 Pkw). Für die kreisfreie Stadt Trier gibt das Statistische Landesamt den Kraftfahrzeugbestand per 1.1.2006 mit 58.570 Einheiten an, davon sind 48.964 Pkw. Eine Differenzierung zwischen Diesel- und Ottomotoren erfolgt leider in der amtlichen Statistik nicht. Somit sind keine Aussagen über eine veränderte Flottenzusammensetzung aufgrund der Nähe zu Luxemburg und den dort niedrigen Preisen für Diesel-Kraftstoff möglich. Bei der Straßendichte, angegeben in Meter Straße pro Quadratkilometer (m Str/km²) nimmt Rheinland-Pfalz die Spitzenposition mit 932 mStr/km² unter allen Bundesländern ein (Bundesdurchschnitt 649 m Str/km²). Die hohen Werte der Straßendichte von Rheinland-Pfalz sind hauptsächlich durch die geographische Lage (Nord-Süd Achse, Ost-West Verbindung) begründet (STATISTISCHES LANDESAMT RHEINLAND-PFALZ, 2008).

Neben Daten zu Landnutzung, Infra- und Bevölkerungsstruktur ist die Lage des Untersuchungsgebietes im Raum von entscheidender Bedeutung. Abbildung 3.2 zeigt die Höhenverteilung im Untersuchungsgebiet auf Basis eines digitalen Höhenmodells mit einer Rasterauflösung von 20 m x 20 m. Im tief eingeschnittenen Tal der Mosel, die im Untersuchungsgebiet von Südwesten nach Nordosten verläuft, liegt die Stadt Trier zwischen den Mittelgebirgszügen von Hunsrück (NE) und Eifel (SW).

Die Hauptsiedlungsflächen der Stadt liegen in der 147 m über NN liegenden Trierer Talniederung. Aufgrund der begrenzten Siedlungsfläche im Talgrund werden neue, weniger verdichtete Baugebiete auf den Höhenzügen erschlossen. Linksseitig der Mosel steigt das Gelände steil bis zu den Höhenzügen des Eurener Waldes und des Markusberges bis zu Höhen zwischen 360 m und 400 m an und ist durch schmale Seitentäler, wie das Zewener Tal und das Biewerer Tal, eingeschnitten. Rechtsseitig der Mosel finden sich die Hangflächen des Grüneberges und des Petrisberges, Standort der DWD-Station Trier-Petrisberg. In diese Nordwesthänge sind die für die Kaltluftversorgung

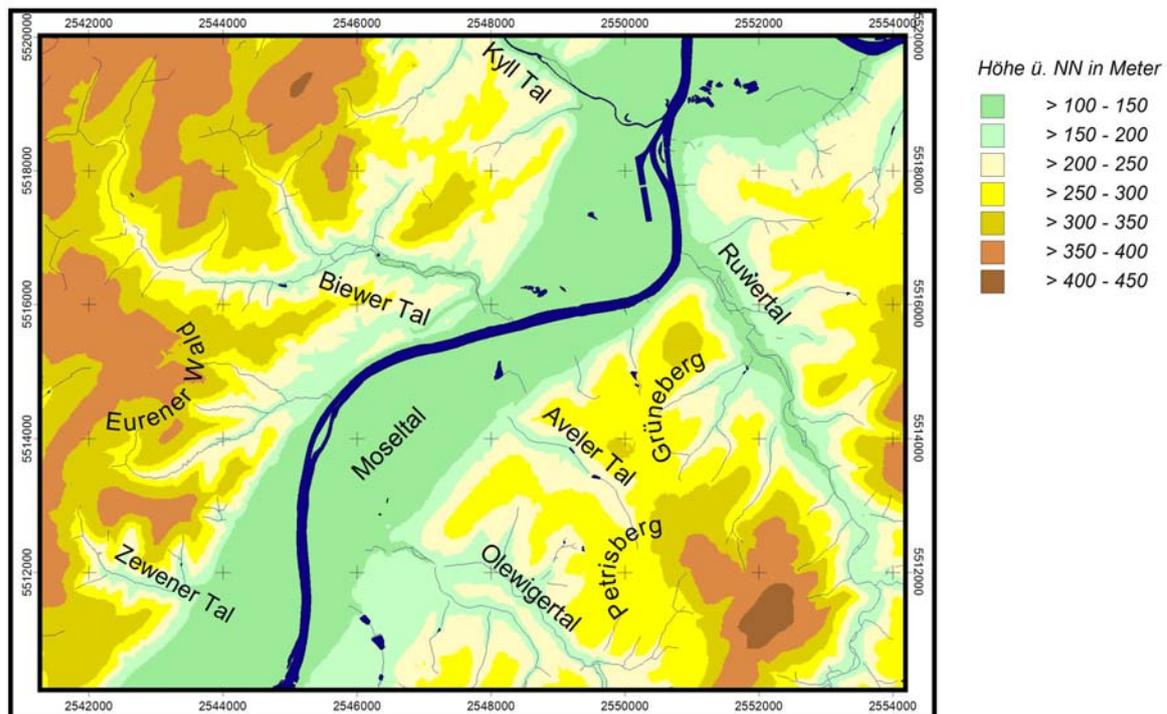


Abbildung 3.2: Höhenmodell des Untersuchungsgebietes; eigene Erstellung auf Grundlage der Geobasisdaten, veröffentlicht mit Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Rheinland-Pfalz vom 06.10.2000 - Az-26722-1.11.

des Kernstadtgebietes von Trier relevanten Seitentäler Olewigertal und Aveler Tal eingeschnitten. Die Hanglagen der Mosel und der Seitentäler sind durch großflächigen Weinbau geprägt, der oft in Steillagen betrieben wird. Weitere Informationen zum Untersuchungsgebiet geben LICHT (2005), LÜERS (2005) und RICHTER (1984).

3.2 Allgemeine klimatische Einordnung des Untersuchungsgebietes

Die klimatischen Verhältnisse im eng begrenzten Tal von Trier und speziell das Stadtklima von Trier können nur im Zusammenhang mit den großräumigen Strömungsverhältnissen gesehen werden. Das obere Tal der Mosel durchzieht die „Lothringer Hochfläche“ in nordsüdlicher Richtung. Der weitere Verlauf führt durch das Trierer Tal, zwischen dem westlichen Hunsrück und der Südeifel gelegen, in das Wittlicher Becken. Das Untersuchungsgebiet liegt noch im klimatischen Einflussbereich des atlantischen Ozeans und ist durch mäßig kalte Winter und nicht zu heiße Sommer gekennzeichnet. Die dominierende Windrichtung ist Südwest bis West. Die Niederschlagssummen werden durch die Lage des Untersuchungsgebietes im Lee der Südwesteifel und im Luv des westlichen Hunsrücks bestimmt und erreichen durchschnittliche Werte. Eine detaillierte Übersicht über die lokalklimatischen Verhältnisse gibt LICHT (2005).

Abbildung 3.3 zeigt den langjährig gemittelten Jahresgang (1961 bis 1990) der Lufttemperatur und des Niederschlags für die Station Trier-Petrisberg (265 m ü. NN). Abbildung 3.4 enthält einen Vergleich der Lufttemperaturen der beiden DWD-Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt (144 m ü. NN) im Vergleich zu den Werten für Gesamtdeutschland.

Die Differenzen zwischen den beiden Stationen in Trier und Gesamtdeutschland sind primär auf die unterschiedliche Höhenlage der Stationen zurückzuführen. Das Mittel für Gesamtdeutschland bezieht sich auf eine aus allen DWD-Stationen gemittelte Höhe von 324 m ü. NN. Die größten Differenzen treten in den Wintermonaten auf und bestätigen den Einfluss des atlantischen Ozeans mit milden Wintern und gemäßigten Sommern.

Der annähernd parallele Verlauf der beiden Kurven der Differenzen ist durch die geringe horizontale Entfernung (< 500 m) der beiden Stationen zu erklären. Die Differenz in den absoluten Werten ergibt sich auch hier durch die unterschiedliche Stationshöhe über NN. Tabelle 3.3 zeigt die mittleren Werte der Lufttemperatur, der Niederschlagssummen und die Summen der Sonnenscheindauer für den Zeitraum 1961 bis 1990 ausgewählter Stationen in Rheinland-Pfalz, dem Saarland sowie Gesamtdeutschland. Die Werte der beiden in Trier gelegenen Stationen liegen bei allen Größen im mittleren Bereich. Nur die langjährig gemittelten Werte der Sonnenscheindauer an der Station Trier-Stadt liegen deutlich unter denen der anderen Stationen. Dies ist auf die Lage der Station im Tal der Mosel zurückzuführen. Im Vergleich zu den anderen Stationen treten an der Station Trier-Petrisberg im Juli bis September im Mittel relativ niedrige Werte der Lufttemperatur auf. Diese liegen aber immer noch über dem Mittelwert für Gesamtdeutschland. Die an den

beiden Stationen in Trier registrierten Niederschlagsmengen liegen im Bundesdurchschnitt. Von einer Niederschlagsarmut der Region kann nicht gesprochen werden. Die niedrigsten Jahresniederschlagssummen werden an der Station Mainz mit durchschnittlich 613 mm pro Jahr registriert. Abbildung 3.5 zeigt die langjährig (Zeitraum 1961 bis 1990) gemittelte Niederschlagssummenverteilung

Tabelle 3.3: Mittlere Monatsmittel der Lufttemperatur sowie mittlere Monatssummen des Niederschlags und der Sonnenscheindauer an ausgewählten Stationen für Gesamtdeutschland für den Zeitraum 1961 bis 1990; Quelle: Klimainformationssystem des DWD; * die angegebenen Mittelwerte für Deutschland beziehen sich auf eine aus allen Stationshöhen gemittelte Höhe von 324 m ü. NN.

Station	Höhe ü NN	Breite	Länge	Met. Parameter	Jan	Feb	März	Apr	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Trier-Stadt	144 m	49°45'	06°39'	Lufttemperatur in °C	1,7	2,7	5,7	9,1	13,5	16,6	18,5	17,7	14,5	10,3	5,4	2,7	9,9
				Niederschlag in mm	60,4	54,2	62,9	51,7	61,9	66,5	67,4	67,1	56,6	63,9	72,0	69,3	754,1
				Sonnenscheindauer in h	24,9	55,6	96,6	138,4	164,6	171,0	183,0	172,1	131,2	76,2	30,8	20,1	1264,5
Trier-Petrisberg	265 m	49°45'	06°40'	Lufttemperatur in °C	0,9	1,9	4,9	8,4	12,6	15,7	17,6	17,1	14,0	9,8	4,6	1,8	9,1
				Niederschlag in mm	59,8	54,9	63,6	52,8	67,9	73,4	69,9	71,0	59,4	65,4	74,4	71,8	784,3
				Sonnenscheindauer in h	43,6	76,9	114,3	156,9	203,4	206,3	225,5	200,5	152,4	103,3	49,4	40,1	1572,6
Koblenz-Horchheim	85 m	50°20'	07°36'	Lufttemperatur in °C	2,2	3,1	6,1	9,7	14,2	17,3	18,9	18,4	15,2	10,9	6,0	3,2	10,4
				Niederschlag in mm	43,3	37,2	46,2	51,0	60,3	77,6	81,0	69,9	50,5	51,7	56,1	50,0	674,8
				Sonnenscheindauer in h	39,0	67,8	101,8	145,4	185,0	186,6	197,0	178,4	140,9	97,2	48,1	35,9	1423,1
Saarbrücken-Ensheim	319 m	49°13'	07°07'	Lufttemperatur in °C	0,4	1,6	4,7	8,3	12,5	15,6	17,6	17,1	14,1	9,6	4,3	1,4	8,9
				Niederschlag in mm	68,2	59,5	66,0	60,2	80,7	83,4	71,9	72,7	62,0	71,4	84,0	83,0	862,9
				Sonnenscheindauer in h	42,1	80,4	119,2	161,0	208,3	214,4	239,6	215,8	168,0	111,7	57,3	43,1	1660,8
Saarbrücken-St. Johann	193 m	49°13'	07°01'	Lufttemperatur in °C	1,7	2,9	6,1	9,9	14,2	17,3	19,4	18,6	15,3	10,7	5,5	2,6	10,4
				Niederschlag in mm	69,1	60,6	65,8	57,9	75,2	74,0	63,2	67,5	59,5	68,0	78,6	81,3	820,7
				Sonnenscheindauer in h	31,9	71,1	101,5	137,1	172,7	189,3	205,4	174,4	141,2	94,3	42,4	32,4	1393,8
Mainz	125 m	49°59'	08°16'	Lufttemperatur in °C	1,2	2,4	5,8	9,8	14,3	17,5	19,2	18,6	15,0	10,1	5,1	2,3	10,1
				Niederschlag in mm	41,6	38,9	44,1	46,8	60,7	66,1	62,5	58,8	43,9	46,9	52,6	50,3	613,2
				Sonnenscheindauer in h	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Deutschland*				Lufttemperatur in °C	-0,5	0,4	3,5	7,3	11,9	15,2	16,8	16,4	13,2	8,9	3,9	0,7	8,1
	Niederschlag in mm	61,1	50,1	57,4	59,6	72,5	86,1	78,1	78,5	61,0	56,0	66,4	70,7	797,5			
	Sonnenscheindauer in h	44,6	72,1	110,8	151,8	196,7	199,4	209,7	197,8	150,5	109,3	54,5	39,3	1536,4			

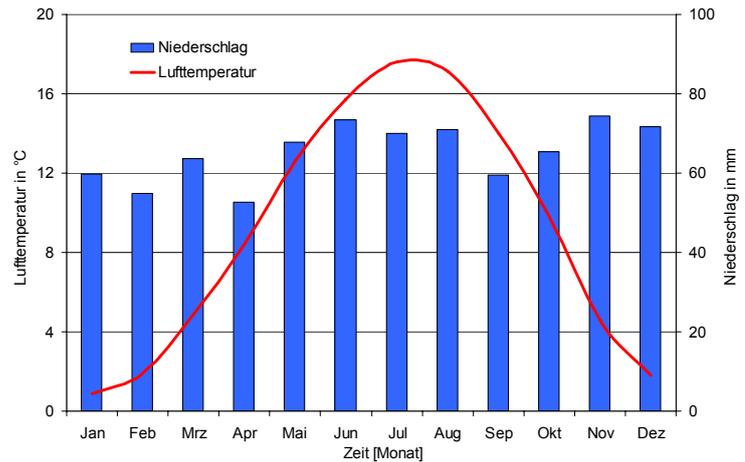


Abbildung 3.3: Langjährig gemittelter Jahresgang der Lufttemperatur und der Niederschlagssummen für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1961 bis 1990.

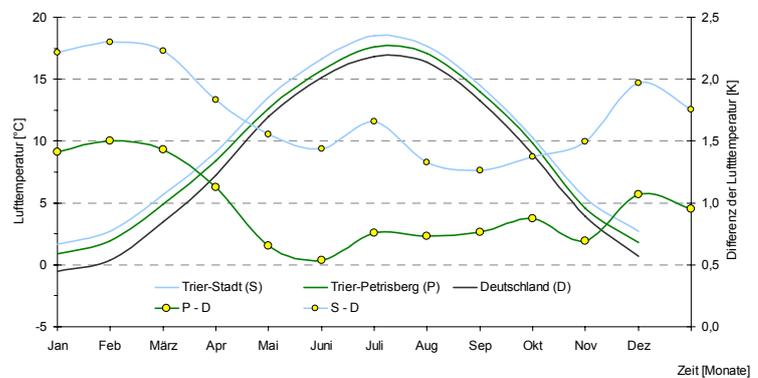


Abbildung 3.4: Langjährig gemittelter Jahresgang (1961 bis 1990) der Lufttemperatur für Trier-Stadt (S), Trier-Petrisberg (P) und Gesamtdeutschland (D), sowie Differenzen.

lung für Rheinland-Pfalz. Die angesprochene Luv-Lee-Verteilung des Niederschlags in Rheinland-Pfalz, bedingt durch die Mittelgebirge, ist am deutlichsten im Nahegebiet ausgeprägt. Während im Hunsrück mehr als 1200 mm Niederschlag gemessen werden, sind es im Raum Bad-Kreuznach weniger als 500 mm. Für ganz Rheinland-Pfalz liegt die mittlere jährliche Niederschlagshöhe für die Normalperiode 1961 bis 1990 bei 800 mm.

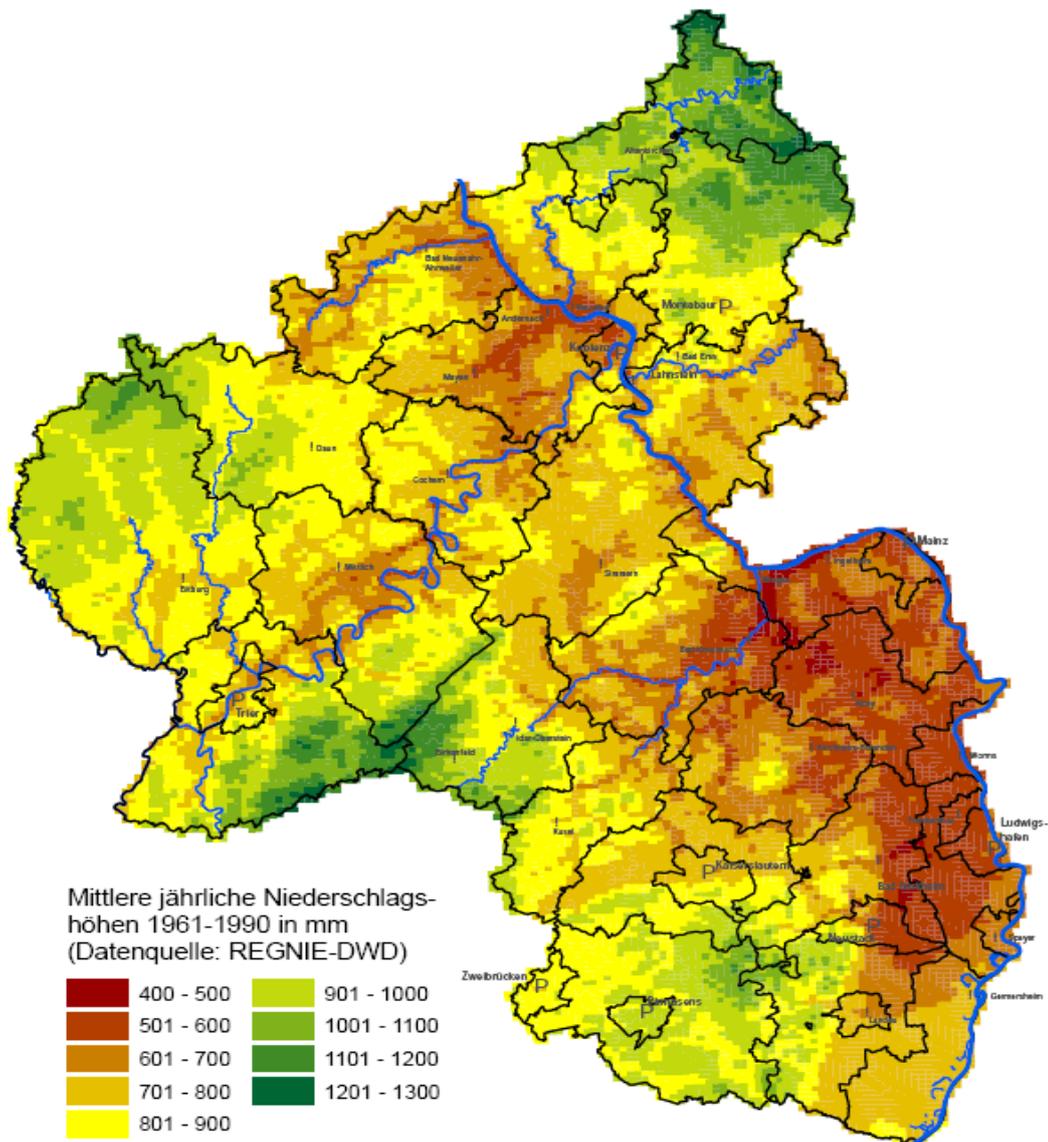


Abbildung 3.5: Niederschlagsverteilung in Rheinland-Pfalz in der Normalperiode 1961 bis 1990, LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICHT (2005).

4 Datengrundlage

Die Datengrundlage für die Analyse und Bewertung der meteorologischen und lufthygienischen Aspekte des Stadtklimas von Trier basiert auf externen Datensätzen des DWD und des ZIMEN, ergänzt durch ATKIS-Daten (Amtlichen Topographischen Informationssystem) und Höhen-Daten des Landesvermessungsamtes sowie Informationen über Verkehrsunfälle im Stadtgebiet von Trier (bereitgestellt durch das Polizeipräsidium). Des Weiteren erfolgten eigenständige Datenerhebungen mit Hilfe eines mobilen Umweltmesswagens, dem Sondermessnetz des Fachs Klimatologie/Umweltmeteorologie, Verkehrszählungen sowie die Durchführung einer Umfrage zum Stadtklima von Trier mittels eines Fragebogens. Zusätzlich stehen Daten zur Mortalität im Stadtgebiet von Trier zur Verfügung.

4.1 Datensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Für die Auswertung stehen die Daten der drei Klimastationen des DWD Trier-Stadt, Trier-Petrisberg und Bernkastel zur Verfügung (Tabelle 4.1). Die Lage der Stationen in Rheinland-Pfalz ist in Abbildung 4.1 dargestellt. Die Datensätze umfassen die meteorologischen Größen Lufttemperatur, Dampfdruck, relative Feuchte, Niederschlag sowie Windrichtung und Geschwindigkeit. Die beiden in Trier gelegenen Stationen des DWD sind nicht für alle Auswertungen optimal geeignet.

Tabelle 4.1: Geographische Lage der verwendeten DWD Stationen und Länge der jeweiligen Datensätze.

Stationsname	Lage	Höhe ü. NN [m]	Zeitraum
Trier-Stadt	49° 45' N / 6° 39' E	144	1948 bis 1998
Trier-Petrisberg	49° 45' N / 6° 40' E	265	1948 bis 2007
Bernkastel	49° 55' N / 7° 04' E	120	1948 bis 2004

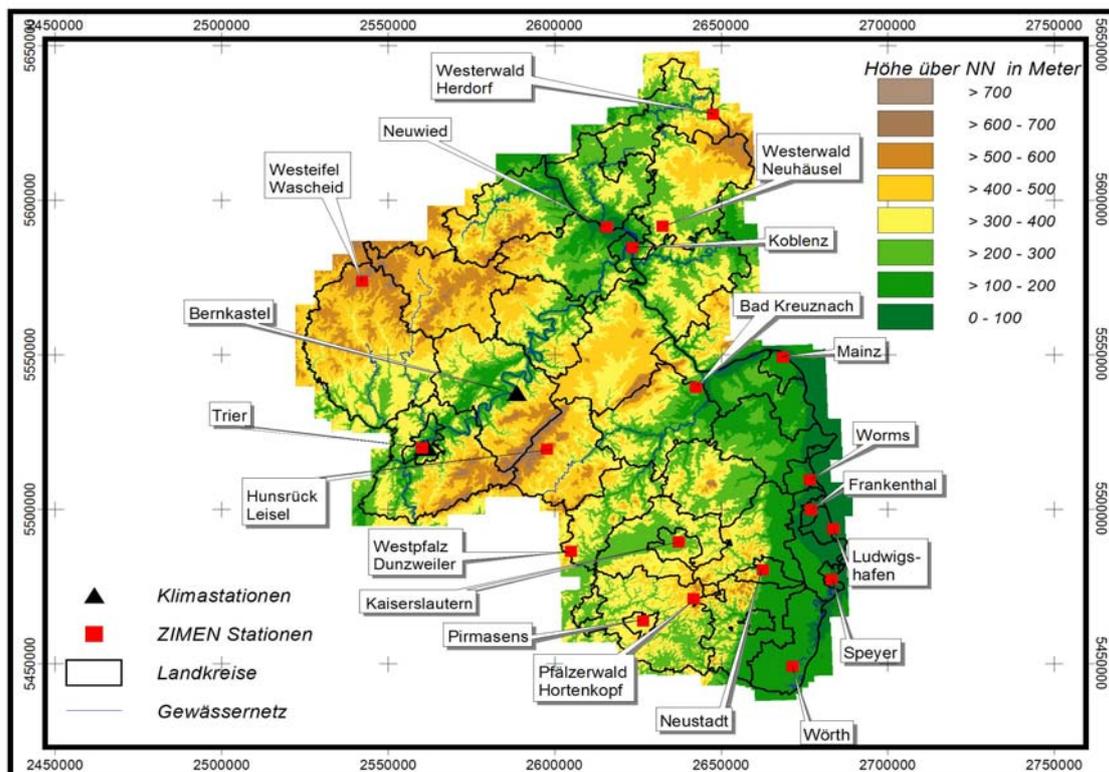


Abbildung 4.1: Digitales Höhenmodell und Lage ausgewählter ZIMEN- und DWD-Stationen in Rheinland-Pfalz. Quelle: Geobasisdaten (ATKIS-Basis-DLM; DGM, DGK 5, TK 25/50/100).

Die Station Trier-Stadt – der Betrieb wurde 1999 eingestellt – ist aufgrund ihrer Lage (Gelände der gartenbaulichen Versuchsanstalt) keine optimale Stadtstation. Aus diesem Grund werden bei einigen Auswertungen die Daten der ZIMEN-Stationen im Stadtgebiet herangezogen. Eine ausführliche Beschreibung der Datensätze gibt LICHT (2005).

Des Weiteren stehen zur Charakterisierung der großräumigen Strömungsverhältnisse sowohl die Großwetterlagen nach HESS und BREZOWSKY (1952) als auch die objektive Wetterlagenklassifikation des DWD zur Verfügung. Die **Großwetterlagenklassifikation nach HESS und BREZOWSKY** geht auf BAUER ET al. (1944) zurück. Nach dem „Kalender der Großwetterlagen Europas“ bezeichnet man als Großwetterlage die mittlere Luftdruckverteilung eines Großraumes, mindestens von der Größe Europas während eines mehrtägigen Zeitraumes, in welchem bestimmte charakteristische Eigenschaften aufeinander folgender Wetterlagen gleich bleiben. Die Kriterien für die Bestimmung der Großwetterlagen wurden verbessert und erweitert und 1952 von HESS und BREZOWSKY als „Katalog der Großwetterlagen Europas“ veröffentlicht. Die letzten Überarbeitungen erfolgten von GERSTENGARBE & WERNER (1993, 1999). Die Grundlage der Klassifikation ist diejenige Zirkulationsform, die durch die Lage der steuernden Zentren und durch die Erstreckung der Frontalzone bestimmt wird. Während einer bestimmten Großwetterlage sollte nach BAUER (1944) die charakteristische Strömungsanordnung mehrere Tage im Wesentlichen gleich bleiben. Im Allgemeinen wird eine Mindestdauer von drei Tagen gefordert. Wenn sich aber der Übergang von einer Großwetterlage in eine andere nicht rasch und eindeutig vollzieht, können ein bis zwei Übergangstage auftreten. Der Vorteil dieser Klassifikation liegt in der langen Datenreihe seit 1881. Nachteile liegen in dem subjektiven Bestimmungsverfahren und dem relativ großen Gebiet, das ganz Mitteleuropa abdeckt. Weitere Informationen und genaue Beschreibungen mit Beispielen der 29 Großwetterlagen geben GERSTENGARBE & Werner (1999).

Die **objektive Klassifikation der Wetterlagen über Deutschland** basiert auf dem operationellen Vorhersagesystem des DWD und nutzt folgende meteorologische Elemente zum 12-UTC-Analysentermin:

- Geopotential in 950 hPa, 850 hPa, 700 hPa, 500 hPa und 300 hPa,
- die Lufttemperatur in 950 hPa, 850 hPa, 700 hPa, 500 hPa und 300 hPa,
- die relative Feuchte in 950 hPa, 850 hPa, 700 hPa, 500 hPa und 300 hPa und
- die zonale und meridionale Komponente des Windes in 700 hPa.

In einem ersten Schritt erfolgt aus den oben genannten Daten die Berechnung von sogenannten WLK-Indizes, dem Zyklonalitätsindex in 950 hPa und 500 hPa, dem Windindex in 700 hPa sowie dem Feuchteindex für den Bereich von 950 hPa bis 300 hPa. Danach erfolgt im zweiten Schritt durch Kombination der verschiedenen Indizes die Bestimmung der jeweiligen Wetterlagenklasse. Der Vorteil dieser Wetterlagenklassifikation besteht zum einen in der Eindeutigkeit der Ergebnisse, die jederzeit numerisch reproduzierbar sind. Zum anderen gelten die Wetterlagen nur für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland und ermöglichen somit genauere Aussagen als die für ganz Mitteleuropa gültigen Großwetterlagen nach HESS und BREZOWSKY (Abbildung 4.2). Jedoch ist die Datenreihe der objektiven Wetterlagen nicht vollständig. Durch technische Probleme des operationellen numerischen Wettervorhersagemodells an einigen Tagen in der Vergangenheit kann für diese Tage keine Wetterlagenklassifikation berechnet werden. Aus technischen Gründen kann das Modell für solche Fälle nicht nachgerechnet werden (BISSOLLI 2004). Weitere Informationen über das Klassifikationssystem geben DITTMAN ET AL. (1995) und BISSOLLI & DITTMANN (2001).

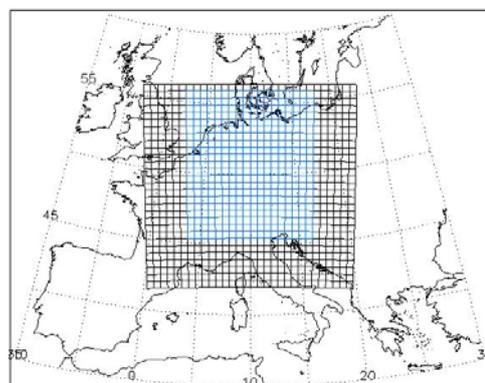


Abbildung 4.2: Lage des Europa-Modell (EM) Gitters. Blau: Gültigkeitsbereich der objektiven Wetterlagenklassifikation. Quelle: www.dwd.de.

4.2 Lufthygienische Datensätze

Für die Analyse und Bewertung der lufthygienischen Belastungssituation des Stadtgebietes stehen die Messdatenreihen des ZIMEN zur Verfügung. Seit 1978 wird dieses Messnetz im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten betrieben. Es besteht aus 33 Messstationen (Tabelle 4.2 und Abbildung 4.1), die von einer Messnetzzentrale in Mainz betreut werden. Die zentrale Aufgabe des ZIMEN besteht in der Überwachung der Luftqualität in Städten und Waldgebieten. Dabei ist sowohl die aktuelle Belastungssituation als auch die langfristige Entwicklung der Luftschadstoffe von Bedeutung (LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ 2002).

Tabelle 4.2: ZIMEN-Stationen in Rheinland-Pfalz mit den jeweiligen gemessenen Komponenten (Met. = Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck auf NN red., relative Luftfeuchte, Globalstrahlung und Niederschlagssumme).

Stationsname	Komponenten
<i>Stadtstationen</i>	
Bad Kreuznach, Bosenheimer Straße	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, O ₃ , Met.
Frankenthal, Europaring	NO ₂ , NO
Kaiserslautern, Rathausplatz	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, O ₃ , Met.
Kaiserslautern, St.-Marien-Platz	NO ₂ , NO
Koblenz, Friedrich-Ebert-Ring	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, C _n H _m , CH ₄ , O ₃ , Met.
Koblenz, Zentralplatz	NO ₂ , NO, Benzol, Toluol, Xylol, PM10, Ruß
Ludwigshafen, Heinigstraße	NO ₂ , NO, CO, Benzol, Toluol, Xylol, PM10, Ruß
Ludwigshafen, Mitte	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, C _n H _m , CH ₄
Ludwigshafen-Oppau	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, C _n H _m , CH ₄ , O ₃ , WR, WG
Ludwigshafen-Mundenheim	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, C _n H _m , CH ₄ , Met.
Mainz, Goetheplatz	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10
Mainz, Große Langgasse	NO ₂ , NO, CO
Mainz-Mombach	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, C _n H _m , CH ₄ , O ₃ , Met.
Mainz, Parcusstraße	NO ₂ , NO, CO, Benzol, Toluol, Xylol, PM10, Ruß
Mainz, Rheinallee	NO ₂ , NO, CO
Mainz, Zitadelle	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, PM2.5, C _n H _m , CH ₄
Neustadt, Strohmarkt	NO ₂ , NO, O ₃ , Benzol, Toluol, Xylol
Neuwied, Hafenstraße	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, O ₃ , Met.
Neuwied, Heddesdorfer-Str.	NO ₂ , NO, Benzol, Toluol, Xylol, PM10, PM2.5, Ruß
Pirmasens, Lemberger Str.	O ₃
Pirmasens, Schäferstraße	NO ₂ , NO, Benzol, Toluol, Xylol, PM10, Ruß
Speyer, St.-Guido-Stifts-Platz	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, O ₃ , Benzol, Toluol, Xylol, Met.
Trier, Kaiserstraße	NO ₂ , NO, Benzol, Toluol, Xylol, PM2.5, Ruß
Trier, Ostallee	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, Ruß, O ₃ , Met
Trier, Universität	O ₃
Wörth, Marktplatz	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, C _n H _m , CH ₄ , O ₃ , Met.
Worms, Hagenstraße	SO ₂ , NO ₂ , NO, CO, PM10, O ₃ , Met.
<i>Waldstationen</i>	
Hunsrück - Leisel	SO ₂ , NO ₂ , NO, PM10, O ₃ , Met.
Pfälzer Wald - Hortenkopf	SO ₂ , NO ₂ , NO, PM10, PM2.5, O ₃ , Met.
Westeifel - Wascheid	SO ₂ , NO ₂ , NO, PM10, O ₃ , Met.
Westerwald - Herdorf	SO ₂ , NO ₂ , NO, PM10, O ₃ , Met.
Westerwald - Neuhäusel	SO ₂ , NO ₂ , NO, PM10, O ₃ , Met.
Westpfalz - Dunzweiler	SO ₂ , NO ₂ , NO, PM10, O ₃ , Met.

Eine weitere Aufgabe des ZIMEN ist die Information der Öffentlichkeit über hohe Ozonkonzentrationen. Übersteigen die Ozonkonzentrationen 180 µg/m³ ergeht die Empfehlung, dass Personen, die besonders empfindlich auf Ozon reagieren, ungewohnte körperlich anstrengende Tätigkeiten im Freien vermeiden sollten. Generell wird von sportlichen Ausdauerleistungen und ungewohnten Arbeiten im Freien abgeraten. Für die Gesamtbevölkerung gelten diese Empfehlungen erst bei Überschreitung von Ozonkonzentrationen von 240 µg/m³.

Die Ozonkonzentrationen werden seit dem 24.7.1995 gemäß der EU-Richtlinie 92/72/EWG auf 20 °C (293 K) und auf den Normaldruck von 1013 hPa bezogen. Die gleichen Bedingungen gelten

für die Konzentrationswerte der gasförmigen Luftschadstoffe seit 1. Januar 2000. Tabelle 4.3 enthält für die in dieser Arbeit ausgewerteten Luftschadstoffe die verwendeten Messgeräte mit Angaben zum Gerätetyp, Hersteller sowie den entsprechenden Richtlinien und Eignungsnachweisen.

Tabelle 4.3: Ausgewählte Schadstoffe und entsprechende Messverfahren des ZIMEN.

Schadstoff	Messverfahren	Hersteller	Gerätetyp	Richtlinie/ Eignungsprüfung
Schwefeldioxid (SO ₂)	UV-Fluoreszenz	Horiba Europa	TE 43 AP-SA 360	UBA-Testbericht 11/89 /TÜV Rheinland Nr. 936/805008
Stickstoffdioxid (NO ₂)	Chemolumineszenz	Horiba Europa	APNA 350 APNA 360	UBA-Testbericht 15/92 UBA-Testbericht 24/96
Stickstoffmonoxid (NO)	Chemolumineszenz	Horiba Europa	APNA 350 APNA 360	UBA-Testbericht 15/92 UBA-Testbericht 24/96
Kohlenmonoxid (CO)	nicht-dispersive Infrarotabsorption	Horiba Europa	APMA 360	UBA-Prüfbericht 22/96
PM10 / PM2.5	radiometrische Massenkonzentrationsbestimmung	Thermo Electron System Frieseke & Höpfner	FH 62 I-R	DIN EN 12341 TÜV Bayern Nr. 24022605 12/00
Ruß	Reflektometrie	Thermo Electron System Frieseke & Höpfner	FH 62 I-R	
Ozon (O ₃)	UV-Absorption	Horiba Europa	APOA 350 APOA 360	TÜV Rheinland Nr. 936/809006 TÜV Rheinland Nr. 936/805008

Die Messwerte des ZIMEN liegen je nach gemessenem Parameter als Halbstunden- oder Stundenwert vor. Im Gegensatz zu den Daten des DWD handelt es sich bei den ZIMEN-Daten um unkorrigierte Rohdaten. Dies macht eine Datenkontrolle sowohl auf Plausibilität der Werte als auch auf Datenausfälle notwendig.

4.3 REMO-Datensätze

Um Aussagen über die zukünftige Entwicklung des Klimas im Bereich der Stadt Trier treffen zu können, wurden ausgewählte Datensätze des regionalen Klimamodells REMO verwendet. REMO ist ein numerisches, hydrostatisches dreidimensionales atmosphärisches Zirkulationsmodell, das aus dem Europa-Modell des DWD hervorgegangen ist (MAJEWSKI, 1991). Relevante dynamische Prozesse werden direkt berechnet, wodurch insbesondere nicht lineare Zusammenhänge gut berücksichtigt werden können. Vom Modell nicht auflösbare physikalische Prozesse werden parametrisiert z. B. Konvektionsbewölkung (JACOB & PODZUN 1997, JACOB 2001, JACOB ET AL. 2001 und JACOB ET AL. 2007). Eine ausführliche Beschreibung geben ROECKNER ET AL. (1996, 2006), sowie die REMO-Homepage (<http://www.mpimet.mpg.de>). Im Auftrag des Umweltbundesamtes und mit Unterstützung des Deutschen Klimarechenzentrums wurden am MPI Hamburg hoch aufgelöste regionale Modellrechnungen für drei IPCC-Szenarien (A1B, A2, B1) für Deutschland, Österreich und die Schweiz durchgeführt. Angetrieben und initialisiert wurden die Rechenläufe mit Ergebnissen des gekoppelten Ozean-Atmosphären-Modell ECHAM5/MPI-OM. REMO wurde für die Zeitperiode von 1950 bis 2100 mit einer horizontalen Auflösung vom 0,088° (~ 10 km) betrieben und einem Zeitschritt von 30 Sekunden berechnet. Das Globalmodell sowie REMO rechnen transient. Der Kontrolllauf deckt den Zeitraum 1950 bis 2000 ab. Die Änderungen aller meteorologischen und hydrologischen Größen unter Klimaänderungsbedingungen (Zeitraum 2001 bis 2100) sollen immer nur als Differenz zwischen Kontrolllauf und einem Szenarienlauf dargestellt werden. Die Datenfiles können über das CERA-Gateway (<http://cera-www.dkrz.de>) des World Data Center for Climate (WDC) in Hamburg für wissenschaftliche Zwecke nach einer personenbezogenen Registrierung bezogen und kostenfrei genutzt werden. Die Grid-Datensätze sind in der CERA-Datenbank im binären IEG-Format (Big Endian) abgespeichert. REMO verwendet standardmäßig ein rotiertes Kugelkoordinatensystem, d. h., dass das geographische Latitude/Longitude-Gitter so rotiert wird, dass dessen Äquator durch das Modellgebiet verläuft. Jede Gitterbox ist durch ihren Mittelpunkt

eindeutig durch die geographische Länge und Breite definiert. Die Angaben über die reale geographische Breite sind in eigenen Variablen abgelegt.

Die weitere Bearbeitung der Datensätze erfolgte mit den „Climate Data Operators“ (CDO-Tools) (SCHULZEIDA & KORNBLUEH 2008). Die CDO-Tools sowie eine ausführliche Dokumentation sind frei verfügbar und können von der Webseite des MPI-M bezogen werden.

Für jede Outputvariable des Modells existiert für den Kontrollzeitraum und für die drei Emissions-Szenarien je ein Datenfile, in dem die Werte aller Gitterpunkte des Modells als Stundenwerte des gesamten Zeitraums gespeichert sind. Leider ist weder eine zeitliche noch eine räumliche Auswahlmöglichkeit vor dem Download möglich, sodass immer komplette Files bezogen werden müssen. Die Größe pro File beträgt 23 GB für den Kontrollzeitraum und 46 GB für einen Szenarielauf. Für die Auswertungen wurden die sieben folgenden Datensätze genutzt:

- mittlere Lufttemperatur 2 m
- maximale Lufttemperatur 2 m
- minimale Lufttemperatur 2 m
- konvektiver Niederschlag
- stratiformer Niederschlag
- Modelltopographie

Schon bei diesen wenigen Variablen beläuft sich die Datenmenge der REMO-Datensätze auf ca. 1 TB. Für alle Vergleiche mit der DWD-Station Trier-Petrisberg wurde nicht die am nächsten gelegene Gitterbox genutzt, sondern die mittleren Werte eines drei mal drei Gitterboxen großen Feldes mit der Station Trier-Petrisberg als zentralem Punkt. Dies entspricht den Auswertungsempfehlungen des UBA (UBA 2008). Vor der Integration über die neun Felder wurden, falls notwendig, Korrekturen, wie z. B. Korrektur der Temperatur aufgrund der Unterschiede zwischen Modelltopographie und realem DHM, durchgeführt.

4.4 Sondermessnetz Fach Klimatologie/Umweltmeteorologie

In den vergangenen Jahren ist ein immer größer werdender Bedarf an meteorologischen und lufthygienischen Daten aus bebauten Gebieten für Zwecke der Forschung und des Umweltmanagements zu beobachten. Die Messung dieser Komponenten stellt jedoch große Herausforderungen an die Messnetzplanung, Messnetzwartung und die anschließende Datenauswertung. Aufgrund der anthropogenen Veränderungen und der dadurch bedingten Wirkungen auf die Strömungsverhältnisse, den Energieflüssen zwischen Atmosphäre, Baukörpern und Vegetation sowie auf die Stoffflüsse ist es oft nicht möglich, alle Anforderungen der World Meteorological Organization (WMO) Richtlinie für die Standortwahl und Instrumentenexposition exakt zu erfüllen (WMO 1996). Standorte von Messinstrumenten über nicht standardisierten Oberflächen oder mit geringem Abstand zu Hindernissen als vorgeschrieben müssen in Kauf genommen werden, jedoch müssen bei der späteren Datenauswertung eventuelle mikroklimatische Einflüsse berücksichtigt werden. Eine aktuelle Übersicht ist bei OKE (2006, 2007) zu finden.

Die in Kapitel 4.1 und 4.2 beschriebenen Messnetze sind primär für andere Aufgabenstellungen als die der Untersuchung von stadtklimatologischen Fragestellungen konzipiert. Die Hauptaufgabe des Netzes des DWD ist die Wettervorhersage und -analyse, während das ZIMEN der kurz- und langfristigen Überwachung der Luftqualität dient. Zum einen reicht die räumliche Dichte beider Messnetze nicht aus, zum anderen liegen nicht alle Stationen in einer repräsentativen Lage für stadtklimatologische Untersuchungen. Dennoch können diese Stationen sehr wohl als Bezugsstationen verwendet werden, sowohl für die Untersuchung der klimatischen Unterschiede zwischen der Stadt und dem Umland als auch für die Anknüpfung der kürzeren Messreihen eines stadtklimatologischen Sondermessnetzes an die langen Stationsreihen (OTTE, 1999). Bei der Planung des Messnetzes muss das Ziel der Untersuchungen im Vordergrund stehen. So unterscheidet sich ein Messnetz, mit dessen Hilfe die exakte Ausdehnung bestimmter meteorologischer Parameter untersucht werden soll, z. B. die des urbanen Feuchtefeldes, grundlegend von einem Messnetz, dessen Aufgabe darin besteht, extreme thermische Belastungen zu quantifizieren. In den meisten Fällen besteht das Problem darin, einen ausgewogenen Kompromiss zwischen der Anzahl der Messstationen und somit dem finanziellen Aufwand und den erforderlichen Messstandorten und ausreichenden Messzeiträumen zu finden. In der vorliegenden Untersuchung konnte auf die Daten des bereits seit 1999 bestehenden Sondermessnetzes des Fachs Klimatologie (seit 2008 Umweltmeteorologie) zurückge-

griffen werden, welches im Rahmen der Untersuchung ausgebaut und ergänzt werden konnte. Tabelle 4.4 gibt eine Übersicht über die ortsfesten Stationen des Sondermessnetzes. Die genaue Lage aller genutzten ortsfesten Stationen im Stadtgebiet ist der Karte in Abbildung 4.3 zu entnehmen.

Tabelle 4.4: Ortsfeste Stationen des stadtklimatologischen Sondermessnetzes sowie gemessene meteorologische Parameter.

Stationsname	gemessene meteorologische Parameter
Messfeld Klimatologie	Lufttemperatur (2 m), relative Feuchte (2 m), Windrichtung und -geschwindigkeit (2 m, 10 m), Niederschlag, UV Strahlung
Priesterseminar	Lufttemperatur und relative Feuchte (2 m)
Kockelsberg	Lufttemperatur und relative Feuchte (2 m)
Gradientmast Moselstadion	Lufttemperatur (2 m, 14 m, 21 m), Windrichtung und -geschwindigkeit (10 m)
Pumpwerk Biewer	Lufttemperatur und relative Feuchte (2 m)
Niederkircher Str.	Lufttemperatur und relative Feuchte (2 m); Windrichtung und -geschwindigkeit (10 m)

Trotz der fortschreitenden Automatisierung der Datengewinnung und -erfassung ist eine regelmäßige Kontrolle der Messgeräte unerlässlich. Die Wartung des Messnetzes erfolgt einmal wöchentlich, um Datenausfälle aufgrund von Gerätestörungen oder Akkuproblemen möglichst gering zu halten. Wie aus der Verteilung der Stationen im Untersuchungsgebiet ersichtlich ist, zielt die Untersuchung nicht auf eine vollständige flächenhafte Beschreibung der meteorologischen Situation ab, sondern konzentriert sich auf relevante Stadt-Umland-Unterschiede und die Ausbreitungsbedingungen im Moseltal.

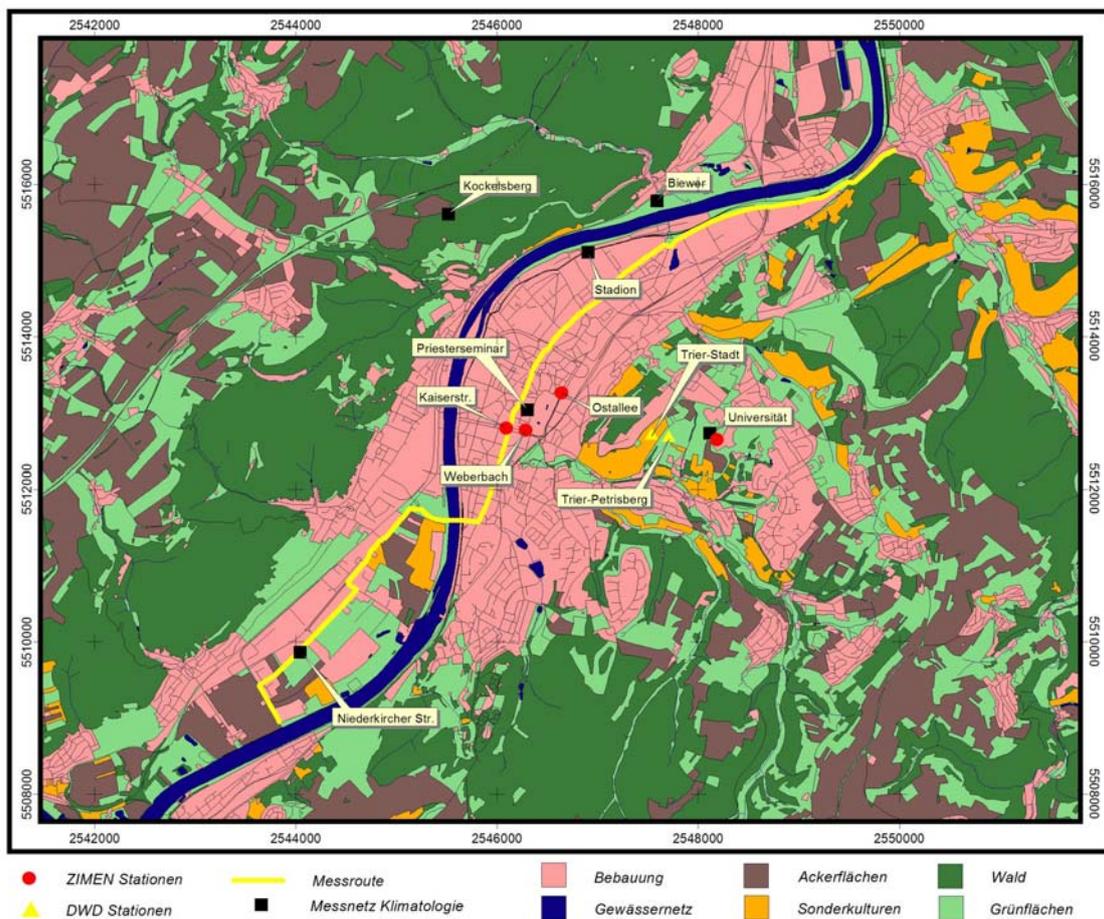


Abbildung 4.3: Landnutzungsklassifikation für den Raum Trier auf Basis der ATKIS-Datensätze sowie Lage der klimatologischen und lufthygienischen Messstationen.

4.5 Mobile Messungen

Zusätzlich zu den ortsfesten Messstationen stand für horizontale Messprofile ein voll ausgerüsteter Umweltmesswagen des Faches Klimatologie zur Verfügung (Abbildung 4.4). Während der Fahrt werden Lufttemperatur und relative Feuchte in 0,7 m und 2,0 m Höhe kontinuierlich registriert. Aufgrund des ausreichend großen Abstandes der Messfühler vom Motor des Fahrzeuges und eine von der Fahrgeschwindigkeit unabhängige Belüftung der Messwertgeber werden Fremdeinflüsse durch das Fahrzeug selbst weitgehend ausgeschlossen. Während Standmessungen können Windrichtung und Windgeschwindigkeit mittels eines ausfahrbaren Mastes bis in eine Höhe von 7 m registriert werden. Für lufthygienische Untersuchungen ist der Messwagen mit Geräten zur Erfassung der Luftschadstoffkonzentrationen von NO_x , CO und O_3 ausgestattet.

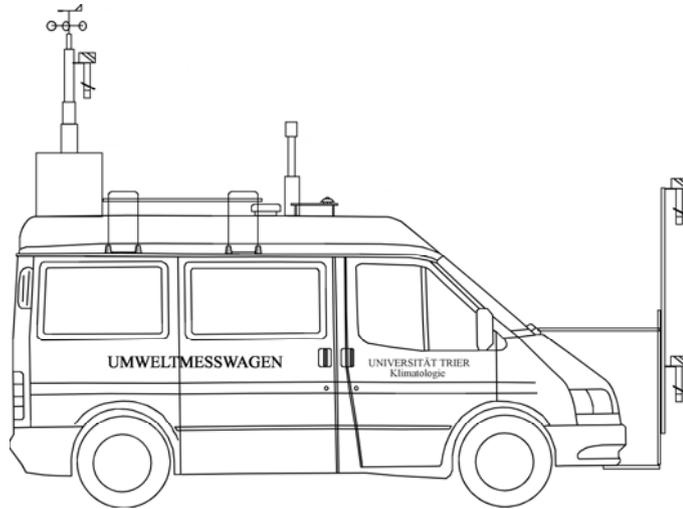


Abbildung 4.4: Umweltmesswagen des Faches Klimatologie/Umweltmeteorologie der Universität Trier.

4.6 Fragebogen zum Stadtklima

Es existieren seit Jahren verschiedene Aussagen der Bewohner von Trier, die sich mit dem schlechten Stadtklima und der beeinträchtigten Luftqualität in dem vermeintlichen „Talkessel von Trier“ befassen. Es lassen sich jedoch leider nur sehr wenige belegbare Quellen oder Literaturstellen für diese Behauptungen finden. Nach FRANZ (1997) ist das „im Talkessel herrschende feuchte Inversionsklima“ in der Stadt für die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Altbestände der Stadtbibliothek mit verantwortlich. Auch im „Regionalen Gesundheitssurvey“ für die Stadt Trier und Trier-Saarburg wird angeführt, dass das spezifische Mikroklima der Innenstadt, insbesondere in den Sommermonaten, für vermehrte Kreislaufbeschwerden und Kopfschmerzen verantwortlich zu sein scheint (JACOB & MICHELS 2001). Auch existieren seit Jahren Behauptungen, dass in früheren Zeiten Missionarsschwester und Soldaten in Trier stationiert wurden, um sich auf spätere Aufenthalte in den Tropen vorzubereiten (MERGENS 2006); Leiter der DWD-Station Trier-Petrisberg. Diese Aussagen sollten mittels einer Befragung der Trierer Bevölkerung verifiziert werden. Es wurden insgesamt 344 Personen, die mindestens seit einem Jahr oder länger in Trier lebten oder arbeiteten, befragt. Der vollständige Fragebogen inklusive der Ergebnisse befindet sich im Annex A.

4.7 Verkehrsunfalldaten

Für die Beurteilung des Einflusses meteorologischer Parameter auf alltägliche Situationen, wie z. B. die Verkehrsunfallhäufigkeiten im Stadtgebiet von Trier, stehen Informationen über die Anzahl der Unfälle im Stadtgebiet für den Zeitraum vom 1.1.1995 bis zum 31.8.2003 zur Verfügung. Die Daten wurden in anonymisierter Form von der zuständigen Polizeidienststelle bereitgestellt. Neben der genauen Uhrzeit und weiteren, für die Auswertung nicht relevanten Informationen, existieren Angaben über die Schwere der Unfälle, gegliedert nach verschiedenen Klassen.

4.8 Landnutzungsdaten und Höhenmodell

Für die Erstellung der Übersichtskarten sowie der Verortung der Messrouten standen die Geobasisdaten des SFB 522 „Umwelt und Region“ zur Verfügung. Die Datensätze des „Amtlichen Topographischen Informationssystem“ (ATKIS) beschreiben bundesweit einheitlich die geotopographischen Verhältnisse in digitaler Form. Die verschiedenen Punkt-, Linien- und Polygondatensätze

dienen zum einen zur Erstellung der Landnutzungsklassifikation zum anderen als Eingangsdatensätze für das Schadstoffscreening mit dem Softwarepaket STREET 5.0.

Zur Beschreibung des Reliefs des Untersuchungsgebietes steht zusätzlich das Digitale Geländemodell 25 (DGM 25) der Landesvermessungsbehörde zur Verfügung. Die horizontale Gitterauflösung des Geländemodells beträgt 20 m x 20 m, bei einer Höhengenaugigkeit von 1 m. Für beide Datensätze gilt als Projektionsbasis das Gauß-Krüger-System (3° Meridianstreifensystem), der Ellipsoid nach Bessel (1841) und das geodätische Datum Potsdam (Zentralpunkt Rauenberg).

4.9 Mortalitätsdaten für die Stadt Trier

Für die Untersuchung des Einflusses von Luftschadstoffkonzentrationen auf die Gesundheit der Bewohner von Trier stehen die Mortalitätsdaten aller in Trier im Zeitraum 1.1.2000 bis 30.3.2005 verstorbenen Personen zur Verfügung. Es handelt sich um nicht anonymisierte Daten mit Angaben zu Alter, Geschlecht, Wohnort, der unmittelbaren Todesursache sowie der Vorbelastung. Die Angaben zu den medizinischen Befunden sind mittels des "International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems"-Codes (ICD-10) codiert. Die Ziffer 10 bedeutet die 10. Revision der Klassifikation. Die wesentlichen Einsatzbereiche des ICD-10 Codes in der Bundesrepublik Deutschland sind die Verschlüsselung der Todesursachen sowie die Verschlüsselung von Diagnosen in der ambulanten und stationären Versorgung. Eine Liste aller in Trier im Untersuchungszeitraum aufgetretenen Todesursachen, die einen möglichen Bezug zu Luftschadstoffbelastungen haben ist in Annex B enthalten. Der Wirkungsbezug zu dem Luftschadstoff PM10 wurde mittels einer dreistufigen Skala von „kein Zusammenhang“, „möglicher Zusammenhang“ bis hin zu „starkem Zusammenhang“ realisiert, wobei bei der Auswertung letztendlich nur Klassen mit starkem Zusammenhang berücksichtigt wurden. Die fachliche Bewertung der ICD-Codes erfolgte durch Dr. H. Michels (Leiter Gesundheitsamt Trier).

5 Analyse der meteorologischen Verhältnisse

Die räumliche Verteilung atmosphärischer Größen wie Lufttemperatur, Luftdruck und Wind kann durch Wetterlagen beschrieben werden. Treten Veränderungen in der Häufigkeit des Vorkommens von bestimmten Wetterlagen auf, hat dies im lokalen Bereich Konsequenzen. Um diesen Einfluss von Großwetterlagen für das Untersuchungsgebiet bestimmen zu können, bieten sich verschiedene Wetterlagenklassifikationen an. Für Analysen, die einen längeren Zeitraum abdecken, wird in dieser Arbeit die Großwetterlagenklassifikation nach HESS und BREZOWSKY genutzt. Steht hingegen ein kürzerer Untersuchungszeitraum, wie beispielsweise bei den lufthygienischen Belastungen im Fokus, wird die objektive Klassifikation des DWD verwendet.

5.1 Großwetterlagen

5.1.1 Analyse der Großwetterlagen nach Hess und Brezowsky

Die zumindest in Mitteleuropa derzeit bekannteste Wetterlagenklassifikation ist diejenige nach Hess/Brezowsky. Es werden sogenannte Großwetterlagen beschrieben, die von BAUER (1944) als die mittlere Luftdruckverteilung über Europa während eines mehrtägigen Zeitraumes definiert wurden. Im Gegensatz zu der objektiven Klassifikation handelt es sich um eine rein subjektive Klassifikation, die manuell von einem Meteorologen des DWD auf Basis von Luftdruckanalysen in Bodennähe und der Geopotentialanalysen in 500 hPa für jeden Tag durchgeführt wird. Als Kriterien für die Klassifikation wird die geographische Lage der steuernden Druckzentren sowie die Lage und Erstreckung der Frontalzone und die Einteilung nach zyklonaler und antizyklonaler Strömung genutzt (GERSTENGARBE & WERNER 1999). JAMES (2007) diskutiert kritisch diese subjektive Klassifikation und schlägt eine Verbesserung anhand eines objektiven Verfahrens vor.

Die Klassifikation umfasst insgesamt 30 Klassen, 29 Großwetterlagen und eine Übergangslage (Tabelle 5.1). Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Großwetterlagen sowie verschiedene statistische Auswertungen geben GERSTENGARBE & WERNER (1999). Die Datenreihe mit Tageswerten steht seit dem Jahr 1881 zur Verfügung. Bis 1938 standen für die Klassifikation nur Bodenwetterkarten zur Verfügung. Für die jeweilige Wetter-situation wird täglich eine eindeutige Wetterlagenklasse bestimmt. Die Länge eines solchen Zeitraumes wurde von HESS und BREZOWSKY (1952)

auf mindestens drei Tage festgelegt (BISSOLLI 1999, 2002).

Für die Analyse des Stadtklimas von Trier spielen die Großwetterlagen in Verbindung mit der Häufigkeit des Auftretens von verschiedenen Ereignissen, wie z. B. Inversionshäufigkeiten und die damit verbundenen hohen Luftschadstoffkonzentrationen, eine wichtige Rolle. Eine Inversionsstatistik für das Stadtgebiet von Trier liegt für den Zeitraum 1949 bis 1998 vor. Deshalb wurde für die Übersicht über die Großwetterlagen der entsprechende Zeitraum gewählt. Tabelle 5.1 zeigt die Verteilung der Großwetterlagen über Mitteleuropa im Zeitraum 1949 bis 1998. Auffällig ist die Dominanz der westlichen Lagen. Die zyklonale Westlage kommt mit einer relativen Häufigkeit von 15,6 % am häufigsten vor. Bei den Hochdrucklagen dominieren die Lagen „Hoch Mitteleuropa“ (HM) und „Hochdruckbrücke Mitteleuropa“ (BM) mit zusammen 15,8 %. Je nach Fragestellung ist eine Auswertung der einzelnen Großwetterlagen aufgrund einer zu geringen Anzahl der Fälle nicht

Großwetterlage	Großwettertyp	Zirkulationsform
Wa, Wz, Ws, Ww	West (27.0 %)	Zonal (20.0 %)
SWa, SWz	Südwest (6.8 %)	Gemischt (31.7 %)
NWa, NWz	Nordwest (7.2 %)	
HM, BM	Hoch (16.0 %)	
TM	Tief (2.1 %)	
Na, Nz, NEa, NEz	Nord (15.7 %)	Meridional (41.3 %)
HNa, HNz, HB, TRM	Nordost (3.4 %)	
HFa, HFz, HNFa	Ost (8.5 %)	
HNFz	Südost (3.3 %)	
SEa, SEz, Sa, Sz, TB, TRW	Süd (9.7 %)	

Abbildung 5.1: Großwetterlagen, Großwettertypen und Zirkulationsformen nach HESS & BREZOWSKY mit den relativen Häufigkeiten, Zeitraum 1849 bis 1998.

repräsentativ. Deshalb werden die Großwetterlagen gemäß Abbildung 5.1 zu Großwettertypen oder Zirkulationsformen zusammengefasst. In Klammern sind die relativen Häufigkeiten der jeweiligen Großwettertypen und Zirkulationsformen für den Zeitraum 1949 bis 1998 angegeben. Bei den Untersuchungen des Auftretens von Inversionsereignissen in Kapitel 5.2.5.3 werden die Großwetterlagen verwendet, bei den Auswertungen bezüglich der Luftqualität, die einen deutlich kürzeren Zeitraum umfassen, finden die Zirkulationsformen Verwendung.

Tabelle 5.1: Relative und absolute Häufigkeiten der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY, Zeitraum 1949 bis 1998.

Bezeichnung		ID	1949 bis 1998	
			abs. Häufigkeit	rel. Häufigkeit
<i>zonale Zirkulationsformen</i>				
Westlage	antizyklonal	Wa	1096	6,0%
Westlage	zyklonal	Wz	2843	15,6%
Südliche Westlage	zyklonal	Ws	506	2,9%
Winkelförmige Westlage	zyklonal	Ww	477	2,6%
<i>gemischte Zirkulationsform</i>				
Südwestlage	antizyklonal	Swa	534	2,9%
Südwestlage	zyklonal	Swa	686	3,8%
Nordwestlage	antizyklonal	Nwa	377	2,1%
Nordwestlage	zyklonal	Nwz	920	5,0%
Hoch Mitteleuropa	antizyklonal	HM	1213	6,6%
Hochdruckbrücke Mitteleuropa	antizyklonal	BM	1680	9,3%
Tief Mitteleuropa	zyklonal	TM	380	2,1%
<i>meridionale Zirkulationsformen</i>				
Nordlage	antizyklonal	Na	149	0,8%
Nordlage	zyklonal	Nz	471	2,6%
Noch Nordmeer-Inland	antizyklonal	HNa	405	2,2%
Noch Nordmeer-Inland	zyklonal	NHz	354	1,9%
Hoch Britische Inseln	antizyklonal	HB	609	3,3%
Trog Mitteleuropa	zyklonal	TRM	843	4,6%
Nordostlage	antizyklonal	Nea	294	1,6%
Nordostlage	zyklonal	Nez	328	1,8%
Hoch Fernnoskandien	antizyklonal	HFA	591	3,2%
Hoch Fernnoskandien	zyklonal	HFZ	300	1,6%
Hoch Nordmeer-Fennoskandien	antizyklonal	HNFa	262	1,4%
Hoch Nordmeer-Fennoskandien	zyklonal	HNFz	384	2,1%
Südostlage	antizyklonal	Sea	374	2,0%
Südostlage	zyklonal	Sez	230	1,3%
Südlage	antizyklonal	Sa	320	1,8%
Südlage	zyklonal	Sz	157	0,9%
Tief Britische Inseln	zyklonal	TB	441	2,4%
Trog Westeuropa	zyklonal	TRW	828	4,5%
Übergang			210	1,1%

Systeme, bei denen zwischen einem hoch reichenden subtropischen Hochdruckgebiet über dem Nordatlantik und einem gleichfalls hoch reichenden System tiefen Luftdrucks im subpolaren Raum eine relativ glatte West-Ost-Strömung herrscht, werden als **zonale Zirkulation** bezeichnet. In dieser Strömung ziehen einzelne Tiefdruckgebiete mit ihren Frontensystemen vom östlichen Nordatlantik zum europäischen Festland. Die zonalen Zirkulationsformen treten im Zeitraum zwischen 1949 und 1998 mit einer Häufigkeit von 27,1 % auf. Typisch für die **meridionale Zirkulationsform** sind stationäre, blockierende Hochdruckgebiete zwischen 50° und 65° Nordbreite, sowie Troglagen mit nordsüdlicher Achsenrichtung. Je nach Lage der Steuerungszentren und der nach Mitteleuropa gerichteten Strömung werden die Systeme als Nord-, Ost- oder Südlagen bezeichnet. Ihre relative Häufigkeit in den Jahren 1949 bis 1998 beträgt 41,3 %. Bei der **gemischten Zirkulation** sind die Anteile der zonalen und meridionalen Strömungskomponenten etwa gleich groß. Die antizyklonalen Steuerungszentren sind gegenüber den Westlagen nordwärts bis etwa 50° Breite verschoben und zwar über dem Ostatlantik (Nordwestlage), Mitteleuropa (Hoch Mitteleuropa) oder

über Osteuropa (Südwestlage). Wegen der recht wechselnden Strömungskomponenten wurde auch die Großwetterlage „Tief Mitteleuropa“ zur gemischten Zirkulation gerechnet. Die Häufigkeit der gemischten Zirkulationsform beträgt im Zeitraum 1949 bis 1998 31,7 % (GERSTENGARBE & WERNER 1999).

Ob Veränderungen in den absoluten Häufigkeiten des Auftretens bestimmter Großwetterlagen zu beobachten sind, wird durch die Aufteilung des Gesamtzeitraumes in zwei 25-jährige Teilzeiträume und deren getrennte Auswertung untersucht.

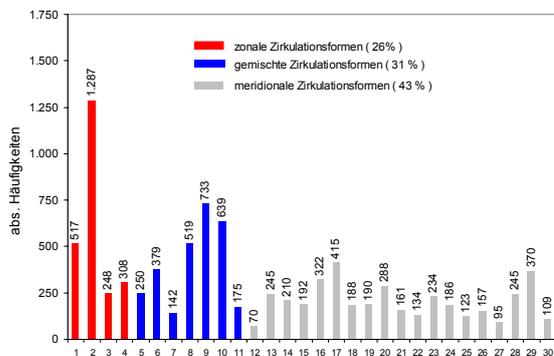


Abbildung 5.2. Absolute Häufigkeiten der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY, Zeitraum 1949 bis 1973.

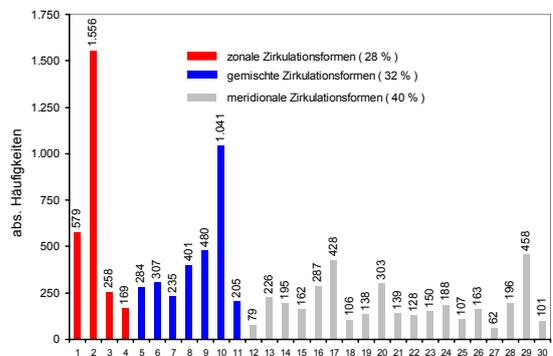


Abbildung 5.3. Absolute Häufigkeiten der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY, Zeitraum 1974 bis 1998.

Die Abbildungen 5.2 und 5.3 stellen die absoluten Häufigkeiten aller Großwetterlagen in den beiden Teilzeiträumen von 1949 bis 1973 und von 1974 bis 1998 dar. Die Zahlen auf der x-Achse entsprechen den Großwetterlagen IDs in Tabelle 5.2.

Bei den zonalen Zirkulationsformen fallen vor allem die Zunahme der zyklonalen Westlage und die Abnahme der winkelförmigen Westlage im zweiten Teilzeitraum auf. Bei den gemischten Zirkulationsformen dominiert die Zunahme der antizyklonalen Nordwestlage und der Hochdrucklage Mitteleuropa. Die prozentualen Änderungen für jede Großwetterlage sind in Tabelle 5.3 dargestellt.

Tabelle 5.2: Absolute und relative Häufigkeiten sowie Differenzen der Großwetterlagen nach HESS und BREZOWSKY in den Zeitscheiben 1949 bis 1973 und 1974 bis 1998.

ID	Bezeichnung	1. Periode (1949 - 1973)		2. Periode (1974 - 1998)		Differenz 2. - 1. Periode		Änderung in %	
		abs. Häufig.	rel. Häufig.	abs. Häufig.	rel. Häufig.	abs. Häufig.	rel. Häufig.		
zonale Zirkulationsformen									
1	Westlage	antizyklonal	517	5,7	579	6,3	62	0,7	12,0%
2	Westlage	zyklonal	1.287	14,1	1.556	17,0	269	2,9	20,9%
3	Südliche Westlage	zyklonal	248	2,7	258	2,8	10	0,1	4,0%
4	Winkelförmige Westlage	zyklonal	308	3,4	169	1,9	-139	-1,5	-45,1%
gemischte Zirkulationsformen									
5	Südwestlage	antizyklonal	250	2,7	284	3,1	34	0,4	13,6%
6	Südwestlage	zyklonal	379	4,2	307	3,4	-72	-0,8	-19,0%
7	Nordwestlage	antizyklonal	142	1,6	235	2,6	93	1,0	65,5%
8	Nordwestlage	zyklonal	519	5,7	401	4,4	-118	-1,3	-22,7%
9	Hoch Mitteleuropa	antizyklonal	733	8,0	480	5,3	-253	-2,8	-34,5%
10	Hochdruckbrücke Mitteleuropa	antizyklonal	639	7,0	1.041	11,4	402	4,4	62,9%
11	Tief Mitteleuropa	zyklonal	175	1,9	205	2,2	30	0,3	17,1%
meridionale Zirkulationsformen									
12	Nordlage	antizyklonal	70	0,8	79	0,9	9	0,1	12,9%
13	Nordlage	zyklonal	245	2,7	226	2,5	-19	-0,2	-7,8%
14	Hoch Nordmeer-Island	antizyklonal	210	2,3	195	2,1	-15	-0,2	-7,1%
15	Hoch Nordmeer-Island	zyklonal	192	2,1	162	1,8	-30	-0,3	-15,6%
16	Hoch Britische Inseln	antizyklonal	322	3,5	287	3,1	-35	-0,4	-10,9%
17	Trog Mitteleuropa	zyklonal	415	4,5	428	4,7	13	0,1	3,1%
18	Nordostlage	antizyklonal	188	2,1	106	1,2	-82	-0,9	-43,6%
19	Nordostlage	zyklonal	190	2,1	138	1,5	-52	-0,6	-27,4%
20	Hoch Fennoskandien	antizyklonal	288	3,2	303	3,3	15	0,2	5,2%
21	Hoch Fennoskandien	zyklonal	161	1,8	139	1,5	-22	-0,2	-13,7%
22	Hoch Nordmeer-Fennoskandien	antizyklonal	134	1,5	128	1,4	-6	-0,1	-4,5%
23	Hoch Nordmeer-Fennoskandien	zyklonal	234	2,6	150	1,6	-84	-0,9	-35,9%
24	Südostlage	antizyklonal	186	2,0	188	2,1	2	0,0	1,1%
25	Südostlage	zyklonal	123	1,3	107	1,2	-16	-0,2	-13,0%
26	Südlage	antizyklonal	157	1,7	163	1,8	6	0,1	3,8%
27	Südlage	zyklonal	95	1,0	62	0,7	-33	-0,4	-34,7%
28	Tief Britische Inseln	zyklonal	245	2,7	196	2,1	-49	-0,5	-20,0%
29	Trog Westeuropa	zyklonal	370	4,1	458	5,0	88	1,0	23,8%
30	Übergang		109	1,2	101	1,1	-8	-0,1	-7,3%

Tabelle 5.3: Trendberechnungen der Monatssummen je Großwetterlage im Untersuchungszeitraum 1949 bis 1998; signifikante Trends (Signifikanzniveau > 95 %) grau markiert.

Grosswetterlage		1949 - 1998		1949 - 1973		1974 - 1998	
		Trendwert	Signifikanz in %	Trendwert	Signifikanz in %	Trendwert	Signifikanz in %
Westlage	antizyklonal	0,4	32,3	-0,8	96,3	0,9	36,4
Westlage	zyklonal	2,1	97,6	1,3	92,7	1,5	58,0
Südliche Westlage	zyklonal	-0,2	50,2	0,4	83,1	-1,5	100,0
Winkelförmige Westlage	zyklonal	-0,9	100,0	-0,4	49,7	-0,5	99,6
Südwestlage	antizyklonal	0,3	43,4	0,1	36,0	0,6	58,5
Südwestlage	zyklonal	-0,5	81,0	0,1	2,1	-0,4	80,4
Nordwestlage	antizyklonal	0,5	85,9	-0,5	79,5	0,5	62,9
Nordwestlage	zyklonal	-0,5	89,8	-0,2	28,1	0,5	14,3
Hoch Mitteleuropa	antizyklonal	-1,2	99,7	1,6	43,4	0,5	49,2
Hochdruckbrücke Mitteleuropa	antizyklonal	1,7	98,9	-0,6	25,6	-0,3	46,8
Tief Mitteleuropa	zyklonal	-0,0	19,6	-0,3	52,7	-0,5	77,7
Nordlage	antizyklonal	-0,0	15,1	-0,3	25,5	-0,1	70,2
Nordlage	zyklonal	0,0	33,4	0,4	61,9	0,0	73,6
Hoch Nordmeer-Island	antizyklonal	0,0	26,7	0,1	24,4	0,3	40,4
Hoch Nordmeer-Island	zyklonal	-0,2	71,4	-0,2	5,2	0,1	52,7
Hoch Britische Inseln	antizyklonal	-0,1	83,8	0,2	3,5	0,3	62,0
Trog Mitteleuropa	zyklonal	0,0	15,9	-1,0	80,3	0,8	56,5
Nordostlage	antizyklonal	-0,6	100,0	-0,1	34,9	-0,5	97,7
Nordostlage	zyklonal	-0,4	98,4	-0,1	21,9	-0,6	99,1
Hoch Fennoskandien	antizyklonal	-0,1	70,4	-0,3	5,1	-0,5	95,6
Hoch Fennoskandien	zyklonal	0,1	6,7	0,8	98,1	-0,1	62,5
Hoch Nordmeer-Fennoskandien	antizyklonal	0,1	52,7	0,1	29,9	0,4	21,5
Hoch Nordmeer-Fennoskandien	zyklonal	-0,4	92,0	0,4	81,9	-0,3	87,6
Südostlage	antizyklonal	0,2	52,3	0,2	28,6	0,5	62,2
Südostlage	zyklonal	-0,1	40,7	0,5	86,9	-0,6	98,1
Südlage	antizyklonal	-0,1	58,5	-0,2	7,6	-0,2	68,4
Südlage	zyklonal	-0,3	91,6	0,1	28,3	-0,4	96,9
Tief Britische Inseln	zyklonal	-0,2	83,7	-0,0	1,3	0,2	22,9
Trog Westeuropa	zyklonal	0,5	73,8	0,5	87,8	-0,2	38,6

Um die Aussagen über Zu- oder Abnahmen in der Häufigkeit des Auftretens bestimmter Großwetterlagen verifizieren zu können, wurden lineare Trendanalysen der Monatssummen je Großwetterlage durchgeführt und mittels des MANN-KANDELL-Test die Signifikanz des statistischen Trends geprüft (Tabelle 5.3) (ÖSTERLE ET AL. 1999). Bei den **zonalen Zirkulationsformen** ergeben sich über den Gesamtzeitraum nur signifikante Veränderungen bei der zyklonalen Westlage (positiver Trend) und der „Winkelförmigen Westlage“ (negativer Trend). Die antizyklonale Westlage zeigt nur im Zeitraum 1949 bis 1973, die südliche Westlage im Zeitraum 1974 bis 1998, einen signifikant negativen Trend. Betrachtet man jedoch die absoluten Häufigkeiten, so dominiert bei den Westwetterlagen der positive Trend der zyklonalen Westlage. In der Regel ist das häufige Auftreten von Westwetterlagen im Winter mit milden und niederschlagsreichen Wintern verbunden (BISOLLI & DITTMANN 2001). Untersuchungen von GERSTENGARBE & WERNER (1999) und BISSOLLI (1999) kommen zu vergleichbaren Ergebnissen und zeigen darüber hinaus Parallelen zwischen der Zunahme des Auftretens von Westwetterlagen und der Zunahme der Wintermitteltemperatur in Deutschland. In der Gruppe der **gemischten Zirkulationsformen** kann die erhebliche Zunahme der antizyklonalen Nordwestlage von mehr als 65 % in der zweiten Periode im Vergleich zur ersten nicht als signifikant bestätigt werden. Signifikante Trends, jedoch nur über den Gesamtzeitraum, zeigen sich bei den beiden Hochdrucklagen „Hoch Mitteleuropa“ (negativer Trend) und „Hochdruckbrücke Mitteleuropa“ (positiver Trend). Tritt die Großwetterlage „Hoch Mitteleuropa“ im Winter auf, führt sie in der Regel zu trockenen und kalten Wintern in Deutschland. Bei den 18 Großwetterlagen des **meridionalen Zirkulationstyps** können nur in zwei Fällen signifikante Trends nachgewiesen werden. Bei zyklonalen und antizyklonalen Nordostlagen zeigen sich diese sowohl über den gesamten Zeitraum als auch während der zweiten Periode von 1974 bis 1998.

5.1.2 Kennzahlen der objektiven Wetterlagenklassifikation des DWD

Neben der in Kapitel 5.1.1 beschriebenen subjektiven Wetterlagenklassifikation nach Hess und Brezowsky nutzt der DWD operationell ein zweites objektives Klassifikationsverfahren. Dieses Verfahren verwendet die Resultate des operationellen Wettervorhersagesystems und ordnet einmal pro Tag (12-UTC-Analysetermin) die aktuelle Wetterlage einer von 40 möglichen Wetterlagenklassen zu. Aus folgenden meteorologischen Elementen werden die Indizes für Wind, Feuchte und Zyklonalität (WLK-Indizes) berechnet: Geopotential, Temperatur und relative Feuchte jeweils in 950 hPa, 850 hPa, 700 hPa, 500 hPa und 300 hPa sowie zonale und meridionale Windkomponenten in 700 hPa. Tabelle 5.4 enthält die Kennzahlen der objektiven Wetterlagen.

Das Klassifikationsgebiet ist deutlich kleiner als jenes von Hess und Brezowsky und deckt das Gebiet von 41,47° N/0,34° E (linke untere Ecke) bis 55,76° N/23,41° E (obere rechte Ecke) ab. Die Maschenweite in zentraler und meridionaler Richtung ist ~ 55 km. Die Daten der objektiven Wetterlagenklassifikation, jedoch nicht die einzelnen Indizes, stehen auf der Webseite des DWD zur Verfügung (Zeitraum 1.7.1979 bis heute). Die einzelnen Indexwerte wurden freundlicherweise von P. Bissolli für den gesamten Auswertzeitraum zur Verfügung gestellt.

Ausführliche Informationen für die Berechnung der objektiven Wetterlagen aus Modelldaten geben DITTMANN ET AL. (1995) sowie BISSOLLI & DITTMANN (2001). Des Weiteren existiert seit 2005 eine „COST Action“ unter der Leitung von E. Dittmann, die sich mit verschiedenen Wetterlagenklassifikationen beschäftigt (COST733 „Harmonisation and Applications of Weather Type Classifications for European Regions“).

Tabelle 5.4: Kennzahlen und Kennungen der objektiven Wetterlagen.

Nr.	Kennung	Anströmrichtung	Zyklonalität (950 hPa)	Zyklonalität (500 hPa)	Feuchte
1	XXAAT	nicht definiert	antizyklonal	antizyklonal	trocken
2	NOAAT	Nordost	antizyklonal	antizyklonal	trocken
3	SOAAT	Südost	antizyklonal	antizyklonal	trocken
4	SWAAT	Südwest	antizyklonal	antizyklonal	trocken
5	NWAAT	Nordwest	antizyklonal	antizyklonal	trocken
6	XXAAF	nicht definiert	antizyklonal	antizyklonal	feucht
7	NOAAF	Nordost	antizyklonal	antizyklonal	feucht
8	SOAAF	Südost	antizyklonal	antizyklonal	feucht
9	SWAAF	Südwest	antizyklonal	antizyklonal	feucht
10	NWAAF	Nordwest	antizyklonal	antizyklonal	feucht
11	XXAZT	nicht definiert	antizyklonal	zyklonal	trocken
12	NOAZT	Nordost	antizyklonal	zyklonal	trocken
13	SOAZT	Südost	antizyklonal	zyklonal	trocken
14	SWAZT	Südwest	antizyklonal	zyklonal	trocken
15	NWAZT	Nordwest	antizyklonal	zyklonal	trocken
16	XXAZF	nicht definiert	antizyklonal	zyklonal	feucht
17	NOAZF	Nordost	antizyklonal	zyklonal	feucht
18	SOAZF	Südost	antizyklonal	zyklonal	feucht
19	SWAZF	Südwest	antizyklonal	zyklonal	feucht
20	NWAZF	Nordwest	antizyklonal	zyklonal	feucht
21	XXZAT	nicht definiert	zyklonal	antizyklonal	trocken
22	NOZAT	Nordost	zyklonal	antizyklonal	trocken
23	SOZAT	Südost	zyklonal	antizyklonal	trocken
24	SWZAT	Südwest	zyklonal	antizyklonal	trocken
25	NWZAT	Nordwest	zyklonal	antizyklonal	trocken
26	XXZAF	nicht definiert	zyklonal	antizyklonal	feucht
27	NOZAF	Nordost	zyklonal	antizyklonal	feucht
28	SOZAF	Südost	zyklonal	antizyklonal	feucht
29	SWZAF	Südwest	zyklonal	antizyklonal	feucht
30	NWZAF	Nordwest	zyklonal	antizyklonal	feucht
31	XXZZT	nicht definiert	zyklonal	zyklonal	trocken
32	NOZZT	Nordost	zyklonal	zyklonal	trocken
33	SOZZT	Südost	zyklonal	zyklonal	trocken
34	SWZZT	Südwest	zyklonal	zyklonal	trocken
35	NWZZT	Nordwest	zyklonal	zyklonal	trocken
36	XXZZF	nicht definiert	zyklonal	zyklonal	feucht
37	NOZZF	Nordost	zyklonal	zyklonal	feucht
38	SOZZF	Südost	zyklonal	zyklonal	feucht
39	SWZZF	Südwest	zyklonal	zyklonal	feucht
40	NWZZF	Nordwest	zyklonal	zyklonal	feucht

5.2 Analysen einzelner meteorologischer Größen für die Stadt

5.2.1 Windverhältnisse

Horizontale Luftdruckunterschiede führen zu Ausgleichsströmungen, die als Wind messbar sind. Im Gegensatz zu anderen meteorologischen Parametern, wie Niederschlag oder Lufttemperatur, ist der Wind eine vektorielle Größe, die durch Windrichtung und Windgeschwindigkeit bestimmt ist. In den routinemäßigen Messungen des DWD wird nur die horizontale Komponente des dreidimensionalen Windvektors erfasst. Im Gegensatz zu mathematischen Vektoren wird in der Klimatologie bzw. Meteorologie die Richtung angegeben, aus der der Wind kommt (SCHÖNWIESE, 2003).

Informationen über die Windverhältnisse im Untersuchungsgebiet sind sowohl für die spätere Analyse der lufthygienischen Situation, als auch für die biometeorologische Bewertung notwendig. Die Folgen von Starkwindereignissen sind für den sozioökonomischen Bereich von entscheidender Bedeutung. Deutschland war und ist immer wieder von schweren Stürmen, Sturmfluten, Überschwemmungen und Hagelschlägen betroffen. Die hohen Wertkonzentrationen in Ballungszentren führen zu Schäden in Milliardenhöhe.

Nach Aussagen der Münchener Rückversicherungs-Gesellschaft sind Stürme, gemessen an der Häufigkeit der Schadensereignisse und an der Gesamtfläche der betroffenen Gebiete, die bedeutendste Elementargefahr in Deutschland (MÜNCHENER RÜCKVERSICHERUNG, 1999).

In der Region Trier wurden zwischen 1969 und 1998 nach Aufzeichnungen der Münchener Rückversicherungs-Gesellschaft folgende sturmbezogene Elementarschadensereignisse registriert: Am 20.10.1984 zog ein Sturmereignis über Rheinland-Pfalz und das Stadtgebiet von Trier. Hagel, Böen, Gewitter und starke Regenfälle führten zwischen dem 27.7.1985 und dem 28.7.1985 zu beschädigten Dächern, Autos und Stromausfällen infolge abgeknickter Strommasten. Zwischen dem 23.6. und 24.6. des Folgejahres führten Unwetter im Gebiet von Trier zur Beeinträchtigung des Bahn- und Straßenverkehrs, zu überfluteten Kellern und Schäden in der Landwirtschaft. Am 15.9.1986 richtet ein Tornado in der Stadt Prüm (60 km NNW von Trier) Gesamtschäden von mehr als 10 Mio. DM an. Böen mit Windgeschwindigkeiten von bis zu 100 km/h wurden während eines Wintersturms zwischen dem 8.10.1988 und 9.10.1988 an der Station Trier-Petrisberg registriert. Während des Sintersturms „Herta“ (3.2.1990 bis 4.2.1990) verursachten Windgeschwindigkeiten von bis zu 150 km/h und Starkregen Schäden an Gebäuden, Autos, Bahngleisen und Hochspannungsleitungen.

Aussagen über die Eintrittswahrscheinlichkeiten solcher Extremereignisse sind für die Verwaltung, Wirtschaft und Planung von großem Interesse. Untersuchungen von JONAS ET AL. (2005) über das Auftreten von täglichen Windgeschwindigkeitsmaxima (> Bft 8) für den Zeitraum 1951 bis 2000 in Deutschland zeigen keine deutlichen Trends. Tendenziell nimmt die Wahrscheinlichkeit des Auftretens solcher Maxima der Windgeschwindigkeit im Winter mit Ausnahme der Küstenbereiche zu, im Sommer mit Ausnahme von Süddeutschland ab (UMWELTBUNDESAMT 2006). Einen Überblick über die mittleren Windverhältnisse in der Region Mosel, Eifel und Hunsrück gibt LICHT (2005).

Für die Beschreibung der mittleren Windverhältnisse im Untersuchungsgebiet werden die Datensätze der Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt für den Zeitraum von 1969 bis 1998 verwendet

Tabelle 5.5: Langjährig gemittelte Windstärken (Bft) an den Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.

	Trier-Petrisberg	Trier-Stadt
Tagesmittel	2,31 Bft (ca. 3,0 m/s)	1,53 Bft (ca. 1,6 m/s)
7:30 MEZ	2,06 Bft (ca. 2,5 m/s)	1,43 Bft (ca. 1,5 m/s)
14:30 MEZ	2,73 Bft (ca. 3,8 m/s)	1,86 Bft (ca. 2,2 m/s)
21:30 MEZ	2,15 Bft (ca. 2,7 m/s)	1,30 Bft (ca. 1,3 m/s)

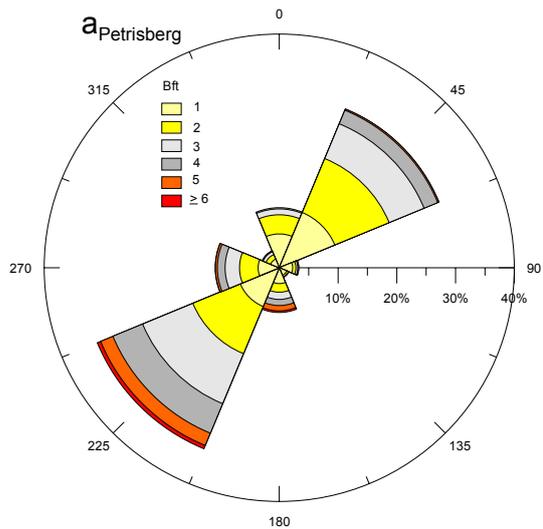
(Tabelle 5.5). Die Angaben der Windgeschwindigkeit liegt in Beaufort (Bft), die der Windrichtung in der achteiligen Windrose vor. Die Umrechnung von Beaufort (Bft) in Windgeschwindigkeiten (V) erfolgt nach der Formel (3):

$$V = 0,834 \times \sqrt{Bft^3} + 0,07 \quad (3)$$

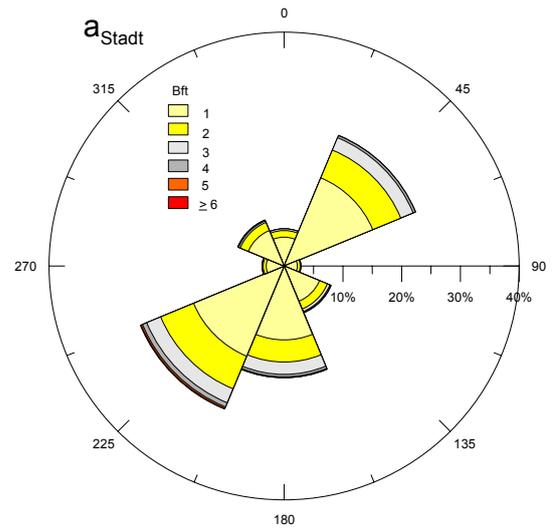
(HÄCKEL 1999). Die südwest-nordost orientierten Mittelgebirgsrücken der Eifel und des Hunsrücks sowie das in gleicher Richtung verlaufende Moseltal bilden orographische Hindernisse für die aus westlichen Richtungen anströmenden Luftmassen. Die Station Trier-Petrisberg weist laut Stationsgeschichte eine höhenrückenfreie Lage auf. Dies ist, neben der Höhenlage ca. 100 m über dem Kernstadtbereich im Tal der Mosel, der Grund für die höheren mittleren Windgeschwindigkeiten, als an der Station Trier-Stadt. Die Station Trier-Stadt zeigt aufgrund der geschützteren Lage deutlich geringere Windgeschwindigkeiten; Calmen und Schwachwinde treten häufiger auf. Gleichzeitig kommt es in Städten durch die Bebauung zu Düseneffekten und Leewirbeln, die die Böigkeit erhöhen. Diese Effekte können jedoch nur mit Hilfe von klimatologischen Sondermessnetzen, oder der Modellierung untersucht werden.

Die Abbildungen 5.4 bis 5.4c zeigen die Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung am Untersuchungsstandort, basierend auf den Terminwerten der beiden DWD-Stationen für den Zeitraum 1969 bis 1998. Beide Stationen zeigen das durch die lokale Topographie geprägte Windfeld mit den Hauptwindrichtungen NE und SW. Die Windrosen für die Station Trier-Petrisberg zeigen die Dominanz des SW-Sektors mit Anteilen zwischen 29,2 % zum 21:30 MEZ-Termin bis 33,5 % zum 7:30 MEZ-Termin, gefolgt von dem NE-Sektor mit Anteilen von 19,5 % zum 14:30 MEZ-Termin bis 29,4 % zum 7:30 MEZ-Termin. Neben den beiden dominierenden Hauptwindrichtungen ist die Station Trier-Stadt zu allen drei Terminen durch relativ hohe Werte im südlichen Sektor geprägt, während an der Station Trier-Petrisberg vor allem zum 14:30 MEZ-Termin die westliche Komponente als dritthäufigste Windrichtung auftritt. An der Station Trier-Petrisberg ist zum 7:30 MEZ- und 21:30 MEZ-Termin die Beaufortklasse 1 mit 34,8 % beziehungsweise 32,1 % am häufigsten vertreten. Im Laufe des Tages nimmt die Windgeschwindigkeit zu, so dass zum 14:30 MEZ-Termin die Beaufortklasse 3 mit 32,0 % dominiert. Im Gegensatz dazu ist an der Station Trier-Stadt auch zum 14:30 MEZ-Termin die Beaufortklasse 1 mit 46,7 % am häufigsten vertreten. Die höheren Windgeschwindigkeiten zum 14:30 MEZ-Termin an beiden Stationen entsprechen dem typischen Tagesgang der Windgeschwindigkeit mit geringeren Windgeschwindigkeiten während der Nacht und höheren Werten um die Mittagszeit. Der Tagesgang der Windgeschwindigkeit weist im Sommer eine deutlich höhere Amplitude als im Winter auf (STEINHAUSER 1982, MAYER 1971). Die Ursache des mittäglichen Maximums der Windgeschwindigkeit ist auf die stärkere Turbulenz zurück zu führen. Im Laufe des Vormittags nimmt die vertikale Durchmischung zwischen den bodennahen und den höher gelegenen Luftschichten aufgrund der Erwärmung der Erdoberfläche zu. Durch den vertikalen Impulstransport wird ein größeres Bewegungsmoment aus den höheren Luftschichten in die bodennahe Schicht übertragen (BECKRÖGE 1999).

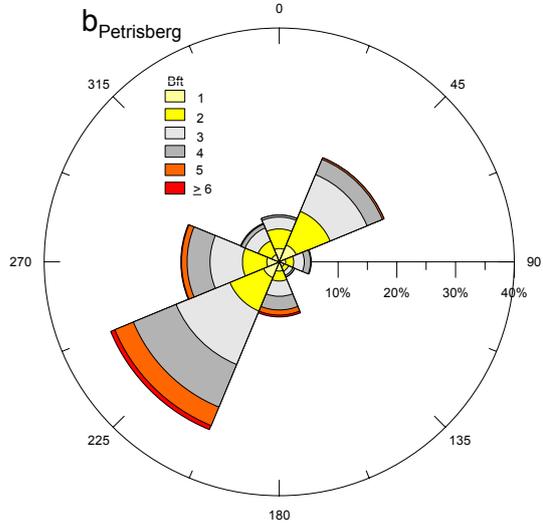
Die beiden Abbildungen 5.5 und 5.6 stellen die Abweichung der Windstärke in Beaufort an den beiden Stationen zum langjährigen Mittel (1969 bis 1998) dar. Auffällig sind die negativen Abweichungen vom langjährigen Mittel an beiden Stationen seit Mitte der 80er Jahre. Die Metadaten der beiden Stationen enthalten keine Informationen über einen Wechsel der Messgeräte oder Ähnliches. Wäre dieser Effekt nur an einer Station zu beobachten, könnte man von Veränderungen im Stationsumfeld, beispielsweise durch Bebauung, oder Vegetation ausgehen. Dies ist jedoch durch das annähernd zeitgleiche Auftreten der negativen Abweichungen an den beiden Stationen auszuschließen. Da die Windgeschwindigkeit ein wichtiger Parameter für die Analyse der Ausbreitungsbedingungen im Untersuchungsgebiet ist, wird dieser Effekt genauer untersucht.



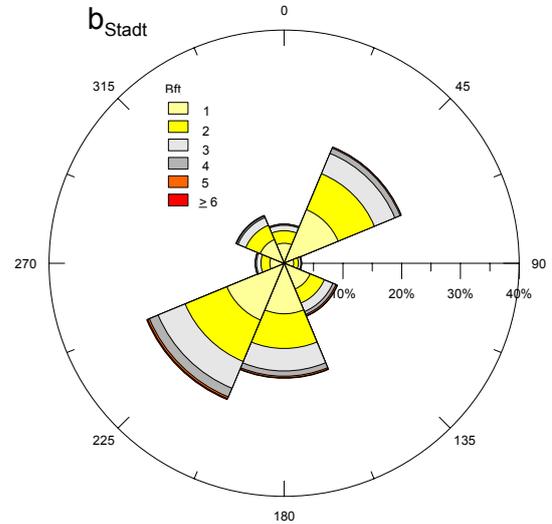
N = 10.957; Datenausfälle 139; Calmen = 7,8 %



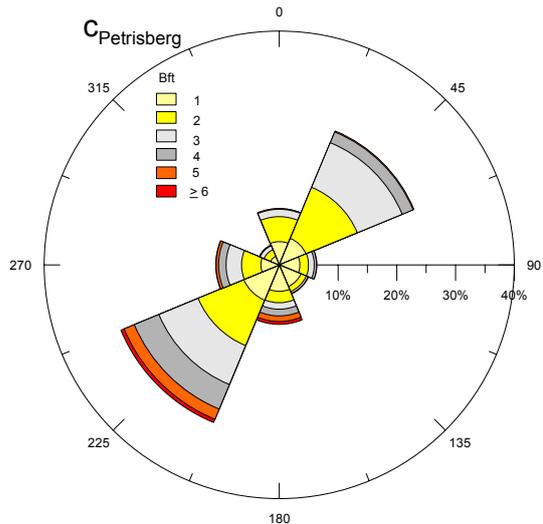
N = 10.957; Datenausfälle 63; Calmen = 1,6 %



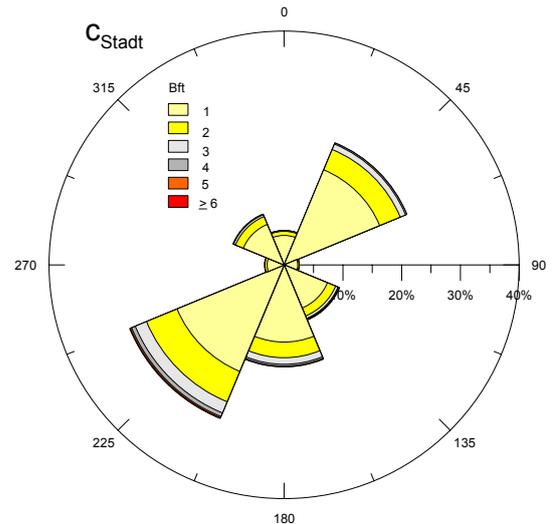
N = 10.957; Datenausfälle 139; Calmen = 1,9 %



N = 10.957; Datenausfälle 63; Calmen = 0,6 %



N = 10.957; Datenausfälle 139; Calmen = 4,4 %



N = 10.957; Datenausfälle 63; Calmen = 3,4 %

Abbildung 5.4: Windrichtungs- (8-teilige Windrose) und Windstärkeverteilung (Bft) an der DWD-Station Trier-Petrisberg (links) und Trier-Stadt (rechts) auf Basis der Terminwerte $a_{Petrisberg}$ und a_{Stadt} : 7:30 MEZ; $b_{Petrisberg}$ und b_{Stadt} : 14:30 MEZ und $c_{Petrisberg}$ und c_{Stadt} : 21:30 MEZ, Zeitraum 1969 bis 1998.

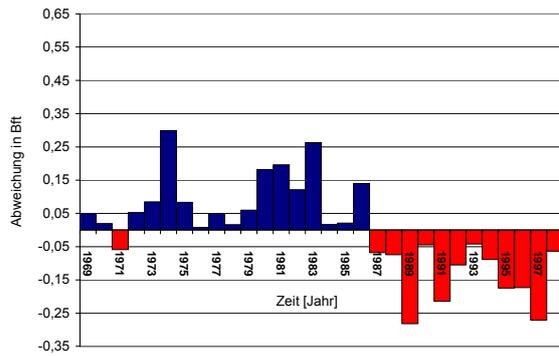


Abbildung 5.5: Abweichung des jeweiligen Jahresmittels der Windstärke in Bft vom langjährigen Jahresmittel (1969 bis 1998) an der Station Trier-Petrisberg. Langjähriges Jahresmittel = 2,31 Bft.

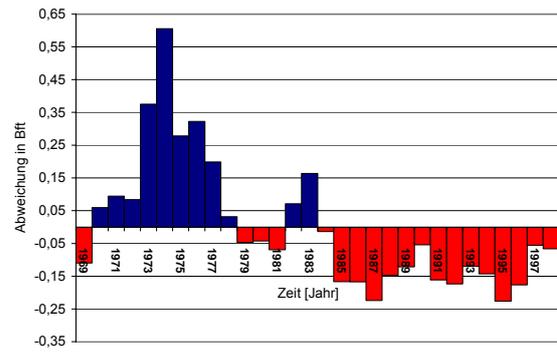


Abbildung 5.6: Abweichung des jeweiligen Jahresmittels der Windstärke in Bft vom langjährigen Jahresmittel (1969 bis 1998) an der Station Trier-Stadt. Langjähriges Jahresmittel = 1,53 Bft.

Die beiden Abbildungen 5.7 und 5.8 stellen die Abweichungen der Windstärke vom langjährigen Mittel (1969 bis 1998) in den meteorologischen Jahreszeiten für beide Stationen dar. Auch in den meteorologischen Jahreszeiten sind die negativen Abweichungen seit Mitte der 80er Jahre zu be-

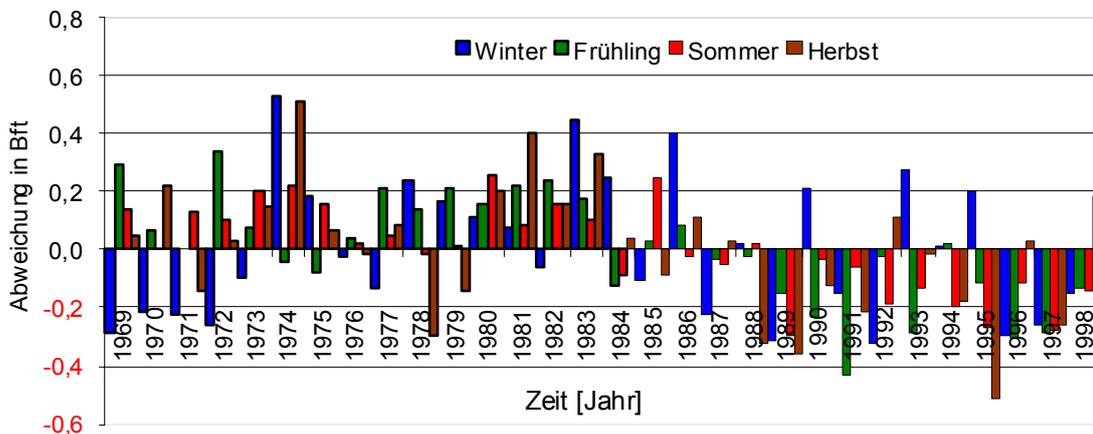


Abbildung 5.7: Abweichung des Mittelwertes der Windstärke (Bft) für jede meteorologische Jahreszeit vom langjährigen Jahresmittel (1969 bis 1998) jeder Jahreszeit an der Station Trier-Petrisberg. Langjährige Jahresmittel: Winter = 2,57 Bft; Frühling = 2,40 Bft; Sommer = 2,02 Bft; Herbst = 2,26 Bft.

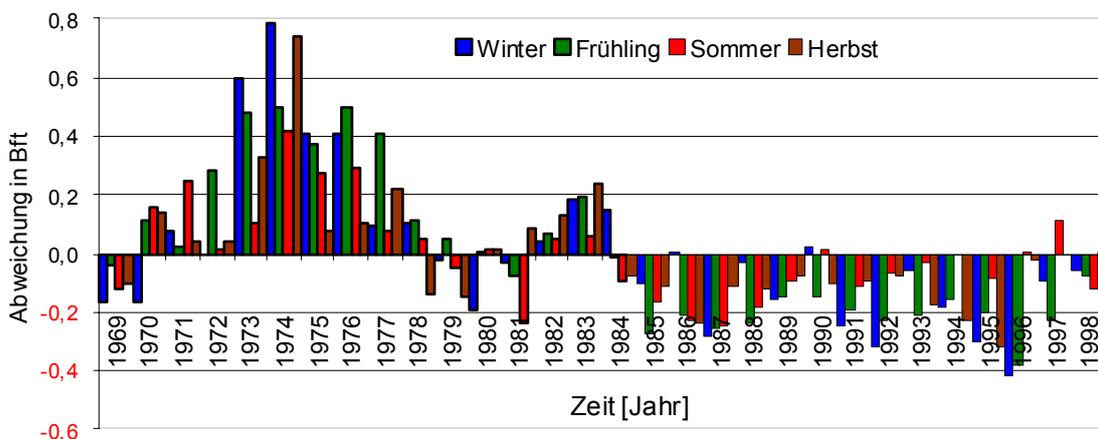


Abbildung 5.8: Abweichung des Mittelwertes der Windstärke (Bft) für jede meteorologische Jahreszeit vom langjährigen Mittel (1969 bis 1998) jeder Jahreszeit an der Station Trier-Stadt. Langjährige Jahresmittel: Winter = 1,57 Bft; Frühling = 1,56 Bft; Sommer = 1,50 Bft; Herbst = 1,48 Bft.

obachten. An der Station Trier-Petrisberg sind im Gegensatz zu den negativen Abweichungen bezogen auf den Jahresmittelwert die positiven Abweichungen in den Wintern der Jahre 1990, 1993 und 1995 auffällig. Dies stimmt mit den Untersuchungen von JONAS ET AL. (2005) für Gesamtdeutschland überein. Die negativen Abweichungen in den Jahreszeiten Frühling, Sommer und Herbst im gleichen Zeitraum kompensieren jedoch die positiven Abweichungen. An der Station Trier-Stadt sind die negativen Abweichungen seit Mitte der 80er Jahre noch deutlicher zu erkennen. Die bisher dargestellten Abweichungen, sowohl der Jahreswerte als auch der Werte für die meteorologischen Jahreszeiten, zeigen keine statistisch signifikanten Trends. Statistisch signifikante Trends sind jedoch bei der Untersuchung der einzelnen Datenreihen der Windstärke festzustellen. Abbildung 5.9 und 5.10 zeigen die absoluten Häufigkeiten der Datenreihe Windstärke 0 (Bft) und 1 (Bft) an der Station Trier-Petrisberg für die drei Terminwerte des Zeitraumes 1969 bis 1998. In beiden Datenreihen und zu den jeweiligen drei Terminwerten treten statistisch signifikante positive Trends auf. In der Datenreihe Windstärke 2 (Bft) und 3 (Bft) der Station Trier-Petrisberg sind jeweils immer zu zwei Terminwerten statistisch signifikante negative Trends nachweisbar (nicht dargestellt). Auch für die Station Trier-Stadt bestätigen die Ergebnisse der Trendanalysen den Rückgang der Windgeschwindigkeit.

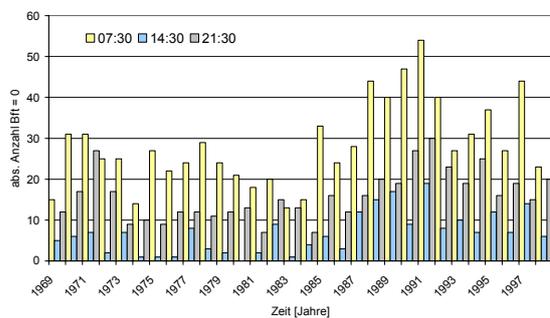


Abbildung 5.9: Absolute Häufigkeiten der Windstärke 0 (Bft) an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

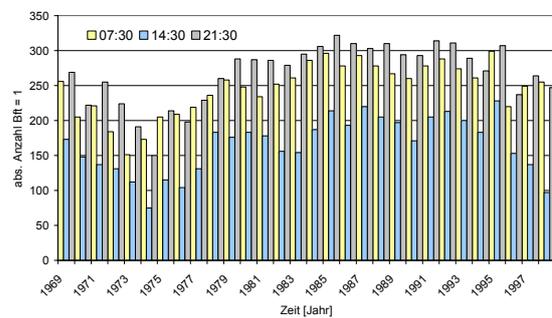


Abbildung 5.10: Absolute Häufigkeiten der Windstärke 1 (Bft) an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

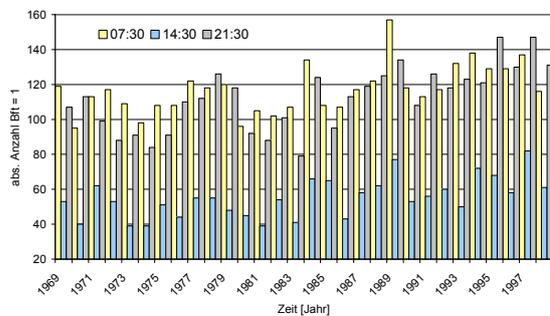


Abbildung 5.11: Absolute Häufigkeiten der Windstärke 1 (Bft) an der Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.

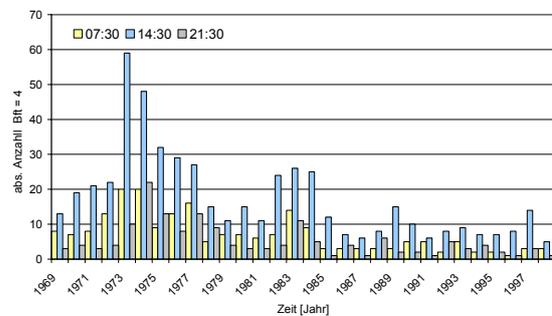


Abbildung 5.12: Absolute Häufigkeiten der Windstärke 4 (Bft) an der Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.

Die Datenreihen aller drei Terminwerte der Windstärke 1 (Bft) an der Station Trier-Stadt weisen statistisch signifikante positive Trends auf (Abbildung 5.11). Statistisch signifikante negative Trends sind bei der Windstärke 4 (Bft) zu den drei Terminen zu beobachten (Abbildung 5.12). Bei den Datenreihen der Windstärken 2 (Bft), 3 (Bft), 5 (Bft) und 6 (Bft) treten auch an der Station Trier-Stadt jeweils zu zwei von drei Terminwerten statistisch signifikante negative Trends auf (hier nicht dargestellt). Auf die Zusammenhänge zwischen Windgeschwindigkeit und Immissionskonzentrationen wird näher in Kapitel 6 eingegangen.

5.2.2 Niederschlag

Sowohl die beiden amtlichen Messnetze – DWD und ZIMEN – als auch das Sondermessnetz des Fachs Klimatologie weisen keine ausreichende Stationsdichte auf, um kleinräumige, durch die Stadt Trier verursachte Unterschiede in den Niederschlagssummen nachweisen zu können. Im Rahmen der umfangreichen stadtklimatologischen Messkampagne METROMEX in St. Louis (USA) im Zeitraum 1971 bis 1976 konnten erhöhte Niederschlagsmengen im Lee der Stadt nachgewiesen werden (CHANGNON ET AL. 1979). Den Einfluss der städtischen Wärmeinsel auf die Niederschlagsverhältnisse untersuchten z. B. JAUREGUI & ROMALES (1996), DIXON & MOTE (2003) oder FELEKSY-BIELAK & WALCZEWSKI (2004).

Niederschlagswerte weisen eine sehr hohe Variabilität auf. So können Mittelwerte über einen 30-jährigen Zeitraum nach MALBERG (2002) noch Schwankungen von bis zu 5 % aufweisen. Ein wichtiges Charakteristikum des Parameters Niederschlag ist, dass er im Gegensatz zu z. B. der Lufttemperatur weder im Raum noch im Zeitscale eine kontinuierliche Größe ist (LOWRY, 1998). Für die Niederschlagsverteilung ist die Orientierung der orographischen Hindernisse, wie die Höhenzüge von Eifel und Hunsrück, relativ zur Hauptwindrichtung wichtig. Im Luv von Hindernissen tritt durch die orographisch bedingte Hebung verstärkte Wolkenbildung und mehr Niederschlag auf. Im Lee kommt es zur vermehrten Wolkenauflösung und verminderter Niederschlagsbildung. Des Weiteren ist sowohl die absolute Entfernung zum Meer als auch die Anzahl der Höhenrücken, die die Luft auf ihrem Weg bis in

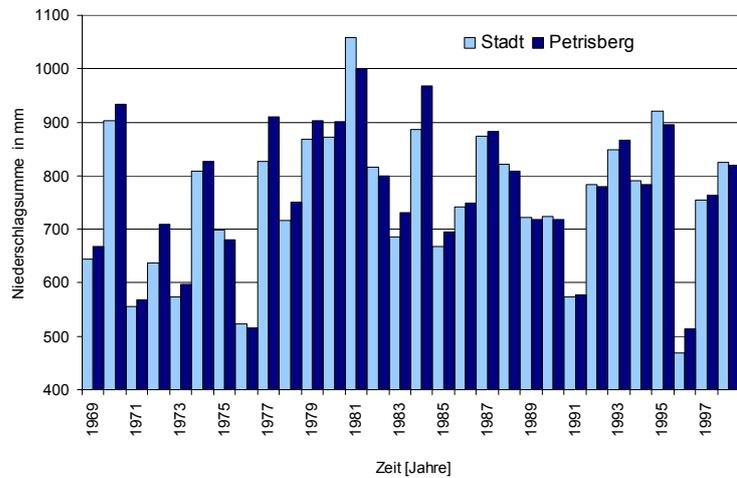


Abbildung 5.13: Jahressummen des Niederschlags an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

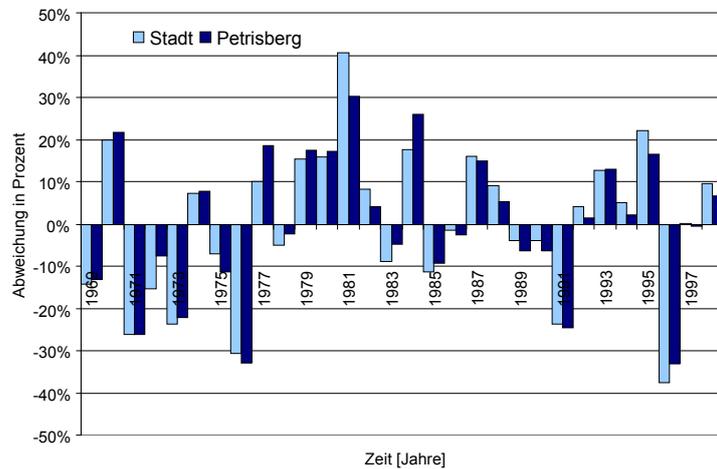


Abbildung 5.14: Abweichungen vom jeweiligen langjährigen Jahresmittel des Niederschlags in Prozent für die beiden Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg. Mittlere langjährige Jahressumme Trier-Stadt: 753 mm, Trier-Petrisberg: 768 mm, Zeitraum 1969 bis 1998

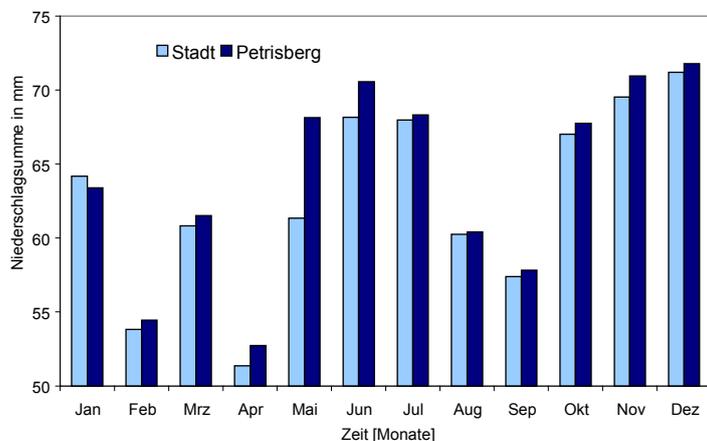


Abbildung 5.15: Jahresgang der langjährig gemittelten monatlichen Niederschlagssummen an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

das Untersuchungsgebiet überquert, ein wichtiges Kriterium für Niederschlagssummen. Die Kenntnis der mittleren Niederschlagssummen sowie der Häufigkeit des Auftretens von extremen Niederschlagsereignissen ist für Fragen der Stadtplanung, wie z. B. der Dimensionierung von Kanalnetzen, der Niederschlagswasserbeseitigung, dem Bau von Regenwassersammeleinrichtungen oder von Hochwasserschutzmassnahmen, von entscheidender Bedeutung.

Abbildung 5.13 zeigt die Jahressummen des Niederschlags, Abbildung 5.14 die Abweichung vom jeweiligen langjährigen Jahresmittelwert in Prozent an den beiden Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg. Klar ist die hohe Variabilität der Messwerte zu erkennen. Die Spannweite der Werte reicht von dem Minimum im Jahre 1996, mit 469 mm an der Station Trier-Stadt und 513 mm an der Station Trier-Petrisberg, bis zu dem Maximum an der Stadtstation von 1058 mm im Jahr 1981 (1001 mm Trier-Petrisberg im gleichen Jahr).

Die gleichen Extremjahre identifiziert MÜLLER-WESTERMEIER (2001) in seiner Untersuchung der Klimatrends für Deutschland. Die Ursache der hohen interannuellen Variabilität des Niederschlags liegt in der Häufigkeit des Auftretens zyklonaler Großwetterlagen über Mitteleuropa. So bewirken beispielsweise häufig auftretende Westwetterlagen im Winter, die von einem raschen Durchzug atlantischer Tiefausläufer begleitet sind, in der Regel, dass der betreffende Winter mild und niederschlagsreich ist. Eine ausführliche Darstellung der Zusammenhänge zwischen der großräumigen atmosphärischen Zirkulation und dem Niederschlag in der Region Trier gibt LICHT (2005). Ein deutlich ausgeprägter Trend ist nicht feststellbar. Die Datenreihen beider Stationen zeigen eine ausgeprägte Doppelwelle im Jahresgang (Abbildung 5.15) mit hohen Werten in den Monaten Mai bis Juli sowie Oktober bis Januar und niedrigen Werten in den Übergangsjahreszeiten. Der Dezember ist im Mittel mit über 70 mm der niederschlagsreichste Monat im Untersuchungsgebiet. Untersuchungen von HELBIG (2002) für den Zeitraum 1948/49 bis 1997/98 zeigen für die Station Trier-Petrisberg, dass die Temperaturzunahme in den Wintermonaten zu einer Verminderung des Schneeanteils an den Niederschlägen und somit zu einer Veränderung bei der Hochwasserentstehung mit Konsequenzen für die Hochwasserwahrscheinlichkeit im Moseleinzugsgebiet führt.

Die Trendanalysen der Jahressummen des Niederschlags für beide Stationen (Terminwerten und Tagessummen) zeigen keine signifikanten Trends. Etwas differenzierter stellt sich die Situation bei der Auswertung der Niederschlagssummen der jeweiligen meteorologischen Jahreszeiten dar. Es treten an beiden Stationen positive Trends für die Wintermonate (Signifikanzniveau > 80 %) auf. Der positive Trendwert für den meteorologischen Herbst ist nur an der Station Trier-Stadt signifikant (Signifikanzniveau > 98 %). Diese Ergebnisse entsprechen den Untersuchungen von SCHÖNWIESE (2003b) für Deutschland und des Ministeriums für Umwelt und Forsten (MUF) des Landes Rheinland-Pfalz (1997) für Rheinland-Pfalz. Die Ergebnisse der Studie „Klimaschutz in Rheinland-Pfalz“ des MUF weisen, basierend auf den Niederschlagsdaten für die Perioden von 1931 bis 1960 und 1961 bis 1990, eine Erhöhung der Jahresniederschlagssumme für Rheinland-Pfalz um 8,2 % auf 740 mm für die zweite Untersuchungsperiode auf. Bezogen auf die kalendarischen Jahreszeiten wurden folgende Veränderungen festgestellt:

- Zunahme der Niederschläge im Winter (Januar bis März) um + 13 %
- Zunahme der Niederschläge im Frühjahr (April bis Juni) um + 7 %
- Abnahme der Niederschläge im Sommer (Juli bis September) um - 3 %
- Zunahme der Niederschläge im Herbst (Oktober bis Dezember) um + 19 % (MUF 1997).

Da die Datenreihe der Station Trier-Stadt Datenausfälle aufweist und die Unterschiede zwischen den beiden Stationen sehr gering sind, konzentrieren sich die folgenden Auswertungen nur auf die Station Trier-Petrisberg. Neben der absoluten Menge des Niederschlags ist vor allem die Intensität von Niederschlagsereignissen von Interesse. Hierzu wurden Ereignistage mit unterschiedlichen Schwellenwerten der Tagesniederschlagssumme definiert. Neben Tagen ohne Niederschlag wurden Ereignistage mit Tagesniederschlagssummen $\geq 0,1$ mm, $\geq 1,0$ mm, $\geq 5,0$ mm und $\geq 10,0$ mm gewählt. Im Mittel treten im gesamten Zeitraum an der Station Trier-Petrisberg im Jahr 177 Tage ohne Niederschlag auf. An durchschnittlich 188 Tagen fällt $\geq 0,1$ mm, und an 124 Tagen $\geq 1,0$ mm Niederschlag. Niederschlagsereignisse mit Tagessummen $\geq 5,0$ mm treten durchschnittlich an 51 Tagen pro Jahr, solche mit 10,0 mm und mehr an 20 Tagen auf.

Trenduntersuchungen wurden sowohl für den gesamten Zeitraum 1969 bis 1998 als auch für die beiden Teilzeiträume 1969 bis 1983 und 1984 bis 1998 für die oben genannten Ereignistage durchgeführt. Weder für den gesamten Zeitraum, noch für die zweite Zeitscheibe 1984 bis 1998 konnten signifikante Trends nachgewiesen werden. Die Trendwerte der Ereignistage mit Niederschlag sind alle positiv, jedoch nicht signifikant. Nur für den Zeitraum 1969 bis 1983 liegt für Niederschlagsereignisse mit einer Tagessumme $\geq 5,0$ mm ein signifikant positiver Trend vor. Auch die Analysen der einzelnen Monate zeigen keine signifikanten Trends. Diese Ergebnisse entsprechen Untersuchungen von DIETZER ET AL. (2001) für Süddeutschland, der für 24-stündige Starkniederschlagshöhen nur wenige signifikante positive Trends für Stationen im Schwarzwald und im Norden von Baden-Württemberg nachweisen konnte.

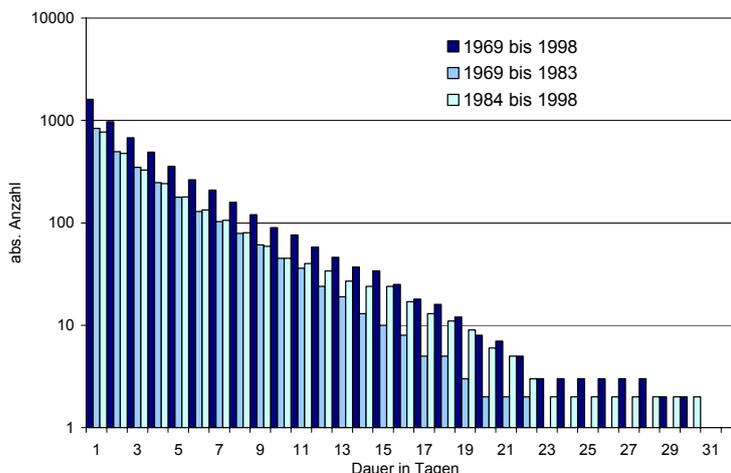


Abbildung 5.16: Absolute Anzahl der Perioden ohne Niederschlag nach Andauer in Tagen an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

Sowohl für die Vegetation als auch für den Bereich der Lufthygiene sind jedoch auch die niederschlagsfreien Tage und deren Andauerverhalten von Interesse. Abbildung 5.16 zeigt die absolute Häufigkeit sowie die Andauer von Zeiträumen ohne Niederschlag an der Station Trier-Petrisberg, sowohl für den Gesamtzeitraum 1969 bis 1998 als auch die beiden 15-jährigen Zeitscheiben 1969 bis 1983 und 1984 bis 1998.

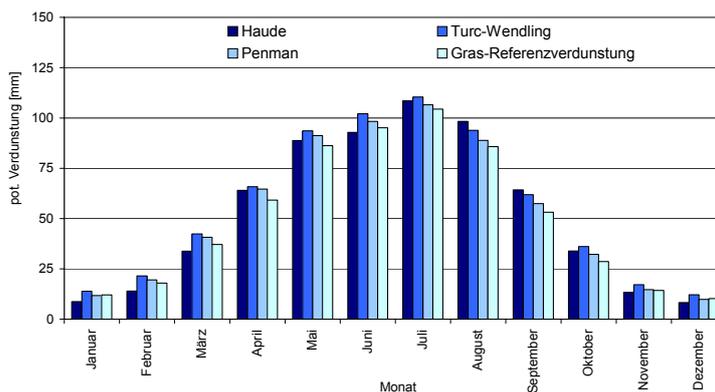


Abbildung 5.17: Werte der potentiellen Verdunstung nach verschiedenen Verfahren auf Basis der Werte der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998, nach HELBIG (2002), verändert.

Die beiden Häufigkeitsverteilungen der Zeiträume unterscheiden sich statistisch nicht signifikant voneinander. Jedoch ist auffällig, dass lange Trockenperioden vermehrt im Zeitraum 1984 bis 1998 auftreten. Die mittlere Verteilung der Tage ohne Niederschlag zeigt einen Jahresgang mit maximalen Werten im August und geringen Werten in den meteorologischen Wintermonaten. Die Auswirkungen der Andauer von Tagen ohne Niederschlag auf die Luftschadstoffkonzentrationen werden in Kapitel 6 untersucht.

In Abbildung 5.17 sind die Werte der potentiellen Verdunstung, nach verschiedenen Verfahren aus den Daten der Station Trier-Petrisberg, für den Zeitraum 1969 bis 1998 dargestellt. Die langjährig gemittelten Monatssummen zeigen, dass die so bestimmten Werte nach den verschiedenen Verfahren nur geringe Unterschiede aufweisen (HELBIG 2002).

5.2.3 Luftdruck

Der Vollständigkeit halber sei hier noch auf Untersuchungen über die Wirkung von niederfrequenten Luftdruckschwankungen (Mikrobarome) auf den Menschen verwiesen. Bei der Überströmung einer Luftmasse über eine andere Luftmasse entstehen an den Fronten Wellenbewegungen. Diese sogenannten Kelvin-Helmholtz-Wellen bringen die Luftmassen zum Vibrieren, was am Boden als winzige Druckschwankungen messbar ist. Detaillierte Studien über die Auswirkungen von solchen niederfrequenten Luftdruckschwankungen auf die Anzahl von Rettungseinsätzen und Verkehrsunfällen sind bei WANKA & HÖPPE (2005) oder HÖPPE ET AL. (2002) zu finden. Untersuchungen des Auftretens von Kopfschmerzen bei unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen liefert WALACH ET AL. (2002). Einen allgemeinen Überblick über die Wirkung des Wetters und des Klimas auf die Gesundheit des Menschen gibt JENDRITZKY (1992, 2000) sowie JENDRITZKY ET AL. (1979, 1990, 2007).

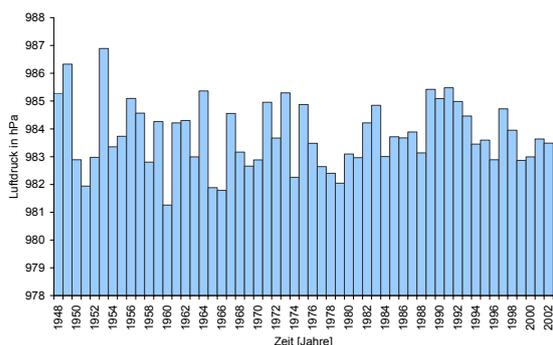


Abbildung 5.18: Jahresmittel des Luftdrucks an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1948 bis 2002.

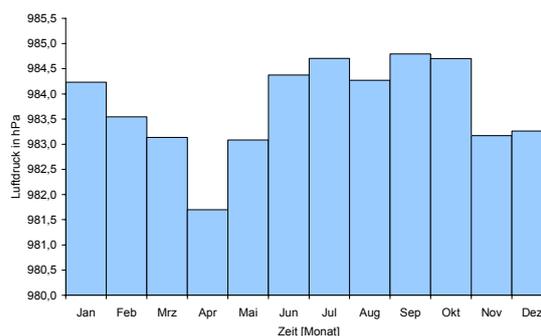


Abbildung 5.19: Langjährig gemittelte Monatsmittel des Luftdrucks an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1948 bis 2002.

Der Luftdruck ist zwar unter normalen Bedingungen vom Menschen physiologisch nicht direkt wahrnehmbar, jedoch relevant für die Entstehung wetter- und klimawirksamer Phänomene und somit auch für die Häufigkeit des Auftretens von austauscharmen Hochdruckwetterlagen (SCHÖNWIESTE 2003a). Im Routinebetrieb des stadtklimatologischen Sondermessnetzes wird der Luftdruck nicht erfasst. Daher werden für die folgenden Auswertungen die Daten der Station Trier-Petrisberg genutzt. Die Jahresmittelwerte des Luftdrucks für den Zeitraum 1948 bis 2002 an der Station Trier-Petrisberg sind in Abbildung 5.18 dargestellt.

Die Amplitude des 55-jährigen Zeitraums beträgt 5,6 hPa mit dem minimalen Wert von 981,4 hPa im Jahre 1960 und dem Maximum von 986,9 hPa im Jahr 1953. Die linearen Trendanalysen zeigen keinen signifikanten Trend in den Jahresmitteln der Luftdruckwerte. Aufgrund der hochgradig wechselhaften und unperiodischen Luftdruckschwankungen in den mittleren Breiten, die primär durch Zyklone und Antizyklone verursacht werden, muss zur Berechnung eines mittleren Jahresganges ein ausreichend langer Zeitraum zur Verfügung stehen (LILJEQUIST & CEHAK 1999).

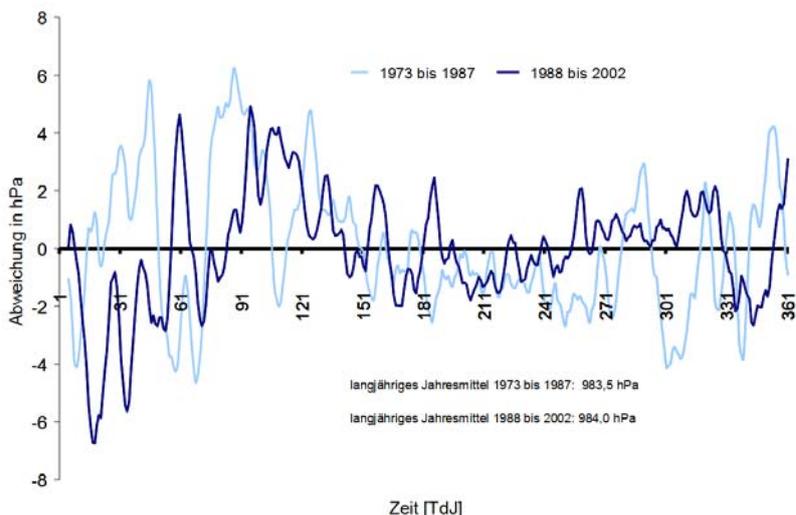


Abbildung 5.20: Vergleich der Abweichung der langjährig gemittelten Tagesmittel des Luftdrucks (gleitendes 5-Tage-Mittel) vom jeweiligen langjährigen Jahresmittel für die beiden Zeiträume 1973 bis 1987 und 1988 bis 2002 an der Station Trier-Petrisberg.

Abbildung 5.19 zeigt den Jahresgang (Zeitraum 1948 bis 2002) des Luftdrucks an der Station Trier-Petrisberg basierend auf langjährig gemittelten Monatswerten. Insgesamt sind nur sehr geringe Schwankungen von Monat zu Monat festzustellen. Auffällig sind der Monat April mit dem geringsten Wert und die relativ hohen Werte im September und Oktober. Diese Erscheinungen weisen auf die Wetterbesonderheiten wie „Aprilwetter“ und „Altweibersommer“ hin (MALBERG 2002, FLOHN 1954).

Abbildung 5.20 zeigt die Abweichung der langjährig gemittelten Tagesmittel des Luftdrucks vom langjährig gemittelten Jahresmittel für die beiden 15-jährigen Zeiträume von 1973 bis 1987 und 1988 bis 2002 an der Station Trier-Petrisberg. Die langjährigen Jahresmittel der beiden Zeiträume unterscheiden sich mit einer Differenz von 0,5 hPa kaum voneinander. Auffällige Unterschiede sind jedoch in den Monaten Januar und Februar zu erkennen. Während im ersten Zeitraum positive Abweichungen überwiegen, sind im Zeitraum von 1988 bis 2002 negative Abweichungen zu beobachten. Diese Veränderung in den mittleren Luftdruckverhältnissen an der Station Trier-Petrisberg müsste auch als Signal in der Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Großwetterlagen nach HESS und BREZOWSKY zu erkennen sein. Die Abbildung 5.21 zeigt die absolute Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Großwetterlagen

nach HESS und BREZOWSKY in den Monaten Januar und Februar in den beiden Teilzeiträumen 1973 bis 1987 und 1988 bis 2002. Deutlich ist die Zunahme der zyklonalen (GWL 1) und antizyklonalen Westlagen (GWL 2) im zweiten Untersuchungszeitraum von 1988 bis 2002 zu erkennen. Beide Großwetterlagen führen zu wärmeren Wintern, aber unterschiedlichen Niederschlagsmengen (GERSTENGARBE & WERNER 1999).

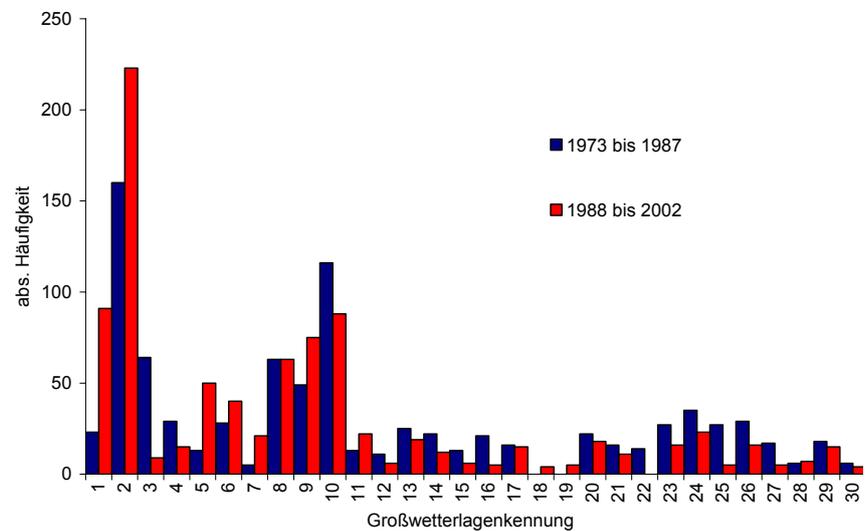


Abbildung 5.21: Absolute Häufigkeit der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY für die Monate Januar und Februar in den beiden Teilzeiträumen 1973 bis 1987 und 1988 bis 2002, Großwetterlagenkennung (GWL) siehe Tabelle 5.2.

5.2.4 Bedeckungsgrad und Sonnenscheindauer

Der Bedeckungsgrad in Achtel gibt an, welcher Anteil des Himmels mit Wolken bedeckt ist, wobei bei der Beobachtung ein Streifen von 10 Grad über dem Horizont nicht berücksichtigt wird. Die Einteilung erfolgt bei synoptischen Beobachtungen in Achtel, wobei 0/8 wolkenlosem und 8/8 bedecktem Himmel entspricht. Bei den verwendeten Daten handelt es sich um Datensätze der Gesamtbedeckung. Informationen über den Bedeckungsgrad der einzelnen Stockwerke standen nicht zur Verfügung. Abbildung 5.22

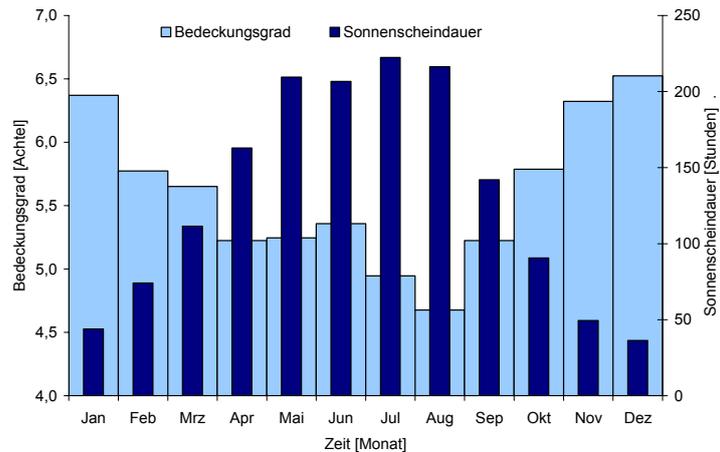


Abbildung 5.22: Langjährig gemittelte Monatsmittel des Bedeckungsgrades in Achtel und der Monatssummen der Sonnenscheindauer auf Basis von Tagesmitteln bzw. Tagessummen für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1973 bis 2002.

zeigt die langjährig gemittelten Monatsmittel des Bedeckungsgrades sowie die entsprechenden Monatssummen der Sonnenscheindauer für die Station Trier-Petrisberg (Zeitraum 1973 bis 2002). Bei beiden Größen ist ein deutlich ausgeprägter Jahrgang zu erkennen. Verschiedene Untersuchungen zeigen empirische Beziehungen zwischen dem Bedeckungsgrad, der Windgeschwindigkeit und der Intensität der UHI. Nach SUNDBORG (1950) kann die Intensität der UHI in °C aus dem Bedeckungsgrad (N) in Achtel und der regionalen Windgeschwindigkeit (v) in m/s mit folgender Formel abgeschätzt werden:

$$UHI = \left(\frac{a - b \times N}{v} \right) \quad (4)$$

Dabei sind a und b stadtspezifische Regressionskoeffizienten. Für die Stadt Barcelona leitet MORENO-GARCIA (1994) aufgrund von experimentellen Untersuchungen folgenden Zusammenhang zwischen UHI, N und v ab.

$$UHI = -0,583 \times N - 0,077 \times v + 6,443 \quad (5)$$

MATZARAKIS (2001) zeigt unter Verwendung der Arbeiten von NÜBLER (1979) und FEZGER (1995), dass der Einfluss des Bedeckungsgrades, und damit ursächlich der Strahlungsbilanz, auf die urbane Wärmeinselintensität größer als der Einfluss der Windgeschwindigkeit ist. Somit könnten regional negative Trends in den meteorologischen Parametern Bedeckungsgrad und/oder Windgeschwindigkeit zu einer Intensivierung der UHI führen, ohne dass anthropogen bedingte Faktoren, wie z. B. steigen-

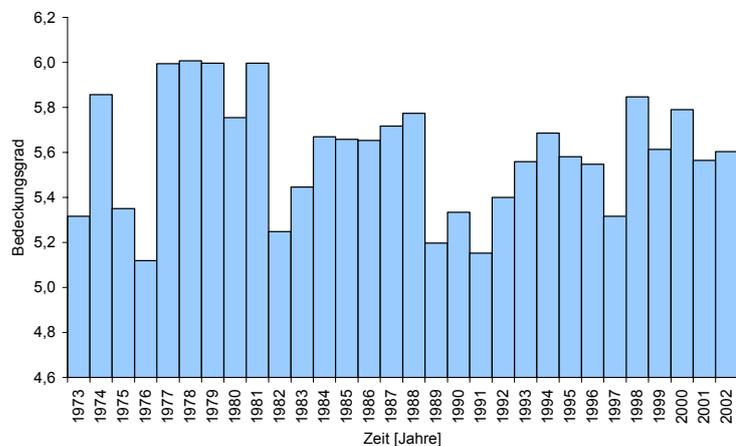


Abbildung 5.23: Jahresmittel des Bedeckungsgrades in Achtel an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1973 bis 2002.

der Energieverbrauch oder zunehmende Versiegelung, eine Rolle spielen. In Abbildung 5.23 sind die Jahresmittel des Bedeckungsgrades für die Station Trier-Petrisberg (Zeitraum 1973 bis 2002) dargestellt. Es sind sowohl in den einzelnen meteorologischen Jahreszeiten als auch in den Jahresreihen keine signifikanten Trends nachweisbar. Auch die Auswertungen der Jahressummen der Sonnenscheindauer an der Station Trier-Petrisberg zeigen weder für die meteorologischen Jahreszeiten noch für die Jahresreihen signifikante Trends. Die mittlere Jahressumme der Sonnenscheindauer an der Station Trier-Petrisberg im Zeitraum 1973 bis 2002 beträgt 1.304 Stunden pro Jahr (Standardabweichung: 124) und variiert zwischen 1.112 Stunden im Jahr 1978 und 1.601 Stunden im Jahr 1976.

5.2.5 Thermische Verhältnisse

Die Charakterisierung der thermischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet erfolgt über langjährige Mittel der Lufttemperatur, Extremwerte sowie über abgeleitete Größen, wie z. B. Ereignistage (Kapitel 5.2.5.1). Der meteorologische Parameter Lufttemperatur hat auf verschiedene Bereiche des Stadtökosystems großen Einfluss. Bezogen auf die Vegetation und die phänologischen Phasen dominiert der Einfluss der Lufttemperatur über andere klimatische und geogene Faktoren (BRUNS & HECHLER, 1998). Die Wirkung des Stadtklimas auf die thermische Vegetationsperiode wird in Kapitel 5.2.5.2 analysiert. Die thermische Schichtung bestimmt primär den vertikalen Luftaustausch und somit die Schadstoffkonzentrationen in der bodennahen Luftschicht. Da keine kontinuierlichen Vertikalsondierungen für das Stadtgebiet von Trier vorliegen, wird in Kapitel 5.2.5.3 die Häufigkeit des Auftretens von Inversionen mittels zweier benachbarter Stationen auf unterschiedlichem Höhengniveau für das Untersuchungsgebiet abgeschätzt. Diese Auswertungen bilden unter anderem die Grundlage für die in Kapitel 6 folgende Untersuchung und Bewertung der lufthygienischen Situation des Untersuchungsgebietes. Der Mensch ist über seinen Wärmehaushalt in besonderem Maße mit den atmosphärischen Umweltbedingungen verknüpft. Neben den meteorologischen Elementen Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit sowie kurz- und langwellige Strahlung hat die Lufttemperatur nachhaltige Auswirkungen auf das Behaglichkeitsempfinden des Menschen. Da sowohl in historischen Quellen, als auch in aktuellen Umfragen immer wieder von einer erheblichen Schwübelbelastung in Trier gesprochen wird, folgen in Kapitel 5.2.5.5 Untersuchungen zu diesem Thema. Abschließend wird eine angewandte Fragestellung bezüglich der Wirkung verschiedener meteorologischer Größen auf die Unfallhäufigkeiten im Stadtgebiet von Trier untersucht (Kapitel 5.3).

5.2.5.1 Langjährige Mittel der Lufttemperatur und Ereignistage

Die beiden Reihen der Jahresmittel der Lufttemperatur weisen statistisch signifikante positive Trends auf. Der Trend ist mit einem Trendwert von $+0,99\text{ }^{\circ}\text{C}$ für den Gesamtzeitraum (Signifikanz $> 99\%$) an der Station Trier-Stadt geringfügig höher ausgeprägt als mit $+0,87\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Signifikanz $> 96\%$) an der Station Trier-Petrisberg. Zur Beschreibung der

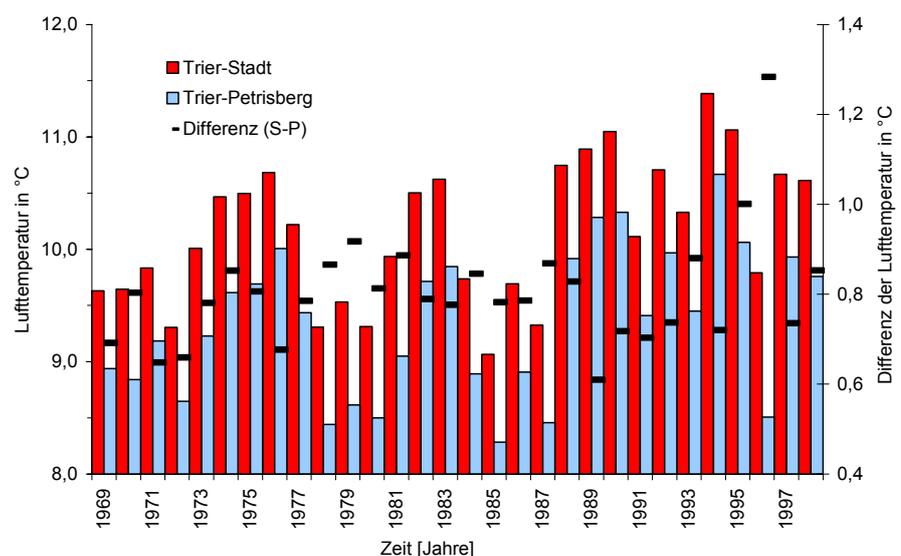


Abbildung 5.24: Jahresmittel der Lufttemperatur an den Stationen Trier-Stadt (S) und Trier-Petrisberg (P), sowie Differenz (S - P), Zeitraum 1969 bis 1998.

langfristigen Entwicklung der thermischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet sind in Abbildung 5.24 die Jahresmittel der Lufttemperatur, berechnet aus Tagesmittelwerten der beiden Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, sowie die Differenz der beiden Stationen dargestellt. Die Differenzen sind sowohl auf die unterschiedliche Höhenlage (vgl. Tabelle 4.1) der beiden Stationen, als auch auf den Stadteffekt zurückzuführen. Deshalb werden zusätzlich zur Beschreibung der urbanen Wärmeinselintensität die Werte der ZIMEN-Station

Tabelle 5.6: Max-, Min- und Mittelwerte der Lufttemperatur an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

	Trier-Stadt	Trier-Petrisberg
Jahresmittel	10,2 °C	9,4 °C
maximales Tagesmittel	28,6 °C (8.8.1992)	28,8 °C (31.8.1983)
minimales Tagesmittel	-14,9 °C (1.1.1979)	-14,4 °C (1.1.1979)
absolutes Maximum	37,0 °C (21.7.1995)	37,1 °C (11.8.1998)
absolutes Minimum	-18,3 °C (1.1.1979)	-18,3 °C (1.1.1979)
mittlere Tagesschwankung	8,3 °C	8,1 °C
maximale Tagesschwankung	22,1 °C (26.8.1976)	21,5 °C (1.6.1994)

Trier-Ostallee, als reine Stadtstation, herangezogen. Im Mittel liegt die Lufttemperatur an der Station Trier-Stadt um 0,8 °C höher als an der Station Trier-Petrisberg (Tabelle 5.6).

Die Auswertung der Monatsmittel zeigt signifikante positive Trends für die Monate April (+ 1,5 °C), Mai (+ 1,8 °C) und August (+ 1,6 °C) für die Station Trier-Stadt (Signifikanzniveau > 95 %). Für die Station Trier-Petrisberg zeigt die lineare Trendauswertung nur für die Monate April (+ 1,5 °C) und August (+ 1,6 °C) signifikante Trends (Signifikanzniveau > 95 %). Mittels der Datenreihen der Lufttemperatur der beiden Stationen lässt sich für die Stadt Trier keine signifikante Intensivierung der urbanen Wärmeinsel feststellen. Die maximalen und minimalen Tagesmittel der 2 m-Temperatur sowie die absoluten Maxima und Minima der Lufttemperatur zeigen für beide Stationen keine großen Unterschiede.

Die Auswertung von mittleren Tagesgängen erfolgt auf Basis der Halbstundenwerte der Lufttemperatur der ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Die ZIMEN-Station Trier-Ostallee kann im Gegensatz zu der DWD-Station Trier-Stadt als wirkliche Stadtstation angesehen werden. Die langjährig gemittelte Tagesschwankung für den Zeitraum 1996 bis 2004 ist mit 6,8 °C deutlich geringer ausgeprägt als an der Station Trier-Stadt (8,3 °C). Das Minimum der Lufttemperatur tritt an beiden Stationen im langjährig gemittelten Tagesgang der Sommermonate Juni, Juli und August immer zwischen 5:00 Uhr MEZ und 5:30 Uhr MEZ auf. In den Wintermonaten Dezember, Januar Februar verschiebt sich dieses Minimum um zwei Stunden in den Zeitraum zwischen 7:00 Uhr MEZ und 7:30 Uhr MEZ. Das Tagesmaximum der Lufttemperatur tritt zwischen 15:00 Uhr MEZ und 16:00 Uhr MEZ auf.

Auch an der Anzahl der Ereignistage sind die Unterschiede zwischen Stadt und Umland klar zu erkennen (HELBIG ET AL. 2002). Folgende temperaturbezogene Ereignistage wurden für den Zeitraum 1969 bis 1998 berechnet:

- Extrem kalter Tag: Tagesminimum der Lufttemperatur < - 10 °C
- Eistag: Tagesmaximum der Lufttemperatur < 0 °C
- Frosttag: Tagesminimum der Lufttemperatur < 0 °C
- Kalter Tag: Tagesmittel der Lufttemperatur < 0 °C
- Frostwechseltag: Tagesmaximum der Lufttemperatur > 0 °C und Tagesminimum der Lufttemperatur < 0 °C
- Sommertag: Tagesmaximum der Lufttemperatur > 25 °C
- Heißer Tag: Tagesmaximum der Lufttemperatur > 30 °C

Es zeigt sich, dass die Anzahl der temperaturbezogenen Ereignistage in den städtisch geprägten Bereichen während der Wintermonate im Vergleich zu den Umlandstationen verringert, im Sommer dagegen erhöht ist. Die Ergebnisse sind auf die urbane Wärmeinsel zurückzuführen, die im gesamten Jahresverlauf eine positive Temperaturanomalie bewirkt (KUTTLER & BARLAG 2003).

So erreicht die durchschnittliche Anzahl der Eistage im langjährigen Mittel 1969 bis 1998 an der höher gelegenen Station Trier-Petrisberg durchschnittlich 15,5 Tage pro Jahr, während die Station im Moseltal Trier-Stadt im Durchschnitt nur 9,3 Tage im langjährigen Mittel aufweist (Tabelle 5.7). Die durchschnittliche Anzahl der Frosttage ($T_{\min} < 0\text{ °C}$) liefert ein ähnliches Bild.

Tabelle 5.7: Ausgewählte Ereignistage, berechnet aus den Daten der Lufttemperatur der beiden Stationen Trier-Petrisberg (P) und Trier-Stadt (S), Zeitraum 1969 bis 1998.

Jahr	Extrem kalter Tag		Eistag		Frosttag		Frostwechseltag		Kalter Tag		Sommertag		Heißer Tag	
	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P
1969	1	1	20	32	50	96	50	62	45	54	54	45	12	8
1970	1	4	15	23	52	87	52	63	33	43	44	30	5	0
1971	6	8	11	12	52	76	52	63	33	37	46	39	9	9
1972	2	3	8	10	44	58	44	47	21	25	28	20	5	3
1973	3	3	6	7	74	88	74	81	19	28	63	53	24	19
1974	0	0	0	0	22	32	22	30	3	8	36	30	3	3
1975	0	1	2	4	54	73	54	67	7	18	52	44	15	15
1976	3	5	5	14	18	77	18	63	12	33	69	71	24	26
1977	0	0	3	8	42	55	42	47	19	26	25	19	3	2
1978	2	2	11	23	48	72	48	49	31	41	25	19	2	2
1979	7	10	16	23	47	83	47	59	27	43	38	26	4	1
1980	2	3	11	20	56	70	56	50	27	37	22	22	2	2
1981	1	1	9	13	60	89	60	76	38	49	32	27	2	3
1982	3	4	15	16	40	64	40	48	27	29	57	53	9	10
1983	0	0	5	15	60	72	60	57	31	38	67	62	19	19
1984	0	0	0	1	44	67	44	66	10	19	26	26	7	8
1985	16	19	30	40	52	98	52	56	50	59	33	27	4	4
1986	6	10	17	28	47	81	47	53	38	45	45	43	9	7
1987	8	11	21	31	52	86	52	54	47	59	30	24	3	3
1988	0	1	1	2	33	53	33	51	7	12	35	31	4	4
1989	0	0	6	8	42	61	42	53	23	31	58	53	10	8
1990	0	0	0	8	34	45	34	36	9	17	49	45	14	13
1991	3	4	12	19	57	78	57	58	37	44	59	53	16	18
1992	0	0	3	8	41	49	41	41	17	24	53	48	7	8
1993	1	3	14	19	55	72	55	52	29	44	45	41	3	3
1994	0	0	0	5	37	44	37	39	13	18	53	49	23	25
1995	0	0	6	13	46	61	46	48	19	27	60	57	23	20
1996	4	4	13	34	44	88	44	51	25	62	41	41	5	7
1997	7	5	14	15	44	61	44	46	22	28	51	49	9	9
1998	2	2	4	14	45	60	45	45	21	30	36	35	12	14
Summe	78	104	278	465	1392	2096	1392	1611	740	1028	1332	1182	287	273

Insgesamt sind an der Station Trier-Stadt im Durchschnitt 25 % weniger „extrem kalte Tage“, 40 % weniger „Eistage“, 34 % weniger „Frosttage“ und 14 % weniger „Frostwechseltage“ zu verzeichnen. Hinsichtlich der „Sommertage“ treten an der Stadtstation 13 % mehr Ereignistage auf. Die Häufigkeit der „Heißen Tage“ ist an beiden Stationen ähnlich hoch. Neben der durchschnittlichen Anzahl der Ereignistage sind vor allem die Ergebnisse der linearen Trenduntersuchungen wichtig, um Aussagen über die zeitliche Entwicklung treffen zu können. Die Anzahl der Frosttage verringert sich durchschnittlich um 0,6 Tage pro Jahr (Signifikanzniveau 93 %). Auch die Anzahl der Frostwechseltage geht um Durchschnittlich 0,5 Tage im Jahr zurück (Signifikanzniveau > 99 %)

Als weitere Indikatoren für die Ausprägung der urbanen Wärmeinsel sowie zur Beschreibung der regionalklimatischen Verhältnisse können die jährlichen Wärme- und Kältesummen der beiden Stationen genutzt werden. Die Kältesumme ist definiert als die Summe der Beträge der negativen Tagesmittel der Lufttemperatur pro Tag. Aus diesen Tagessummen können durch einfache Addition Monats- und Jahreskältesummen gebildet werden. Die in Abbildung 5.25 und 5.26 dargestellten Kältesummen für die beiden DWD-Stationen in Trier zeigen von Jahr zu Jahr sehr hohe Schwankungen, jedoch im direkten Vergleich einen sehr ähnlichen Verlauf. Im Mittel liegen die Kältesummen der Station Trier-Stadt um 33 % niedriger als die der Station Trier-Petrisberg. Die höchsten Kältesummen an beiden Stationen traten im Winter 1984/1985 auf. Keine der beiden Datenreihen der Kältesummen weist einen statistisch signifikanten Trend auf.

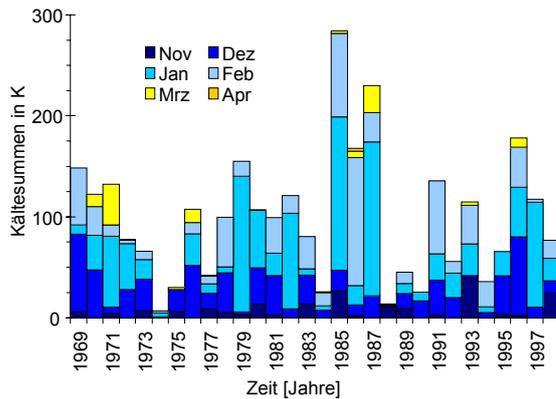


Abbildung 5.25: Kältesummen, aufgeteilt nach Monaten, für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.

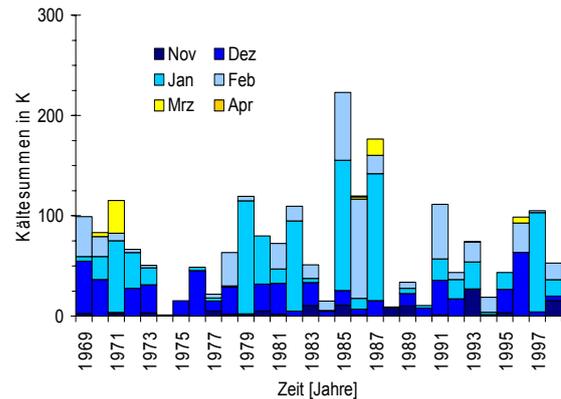


Abbildung 5.26: Kältesummen, aufgeteilt nach Monaten, für die Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.

Eine Studie des UBA aus dem Jahre 2003 untersucht den Zusammenhang zwischen der Zahl der Tage mit PM10-Immissionskonzentrationen $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und den Kältesummen. Die Studie weist auf einen recht guten Zusammenhang der beiden Größen und zeigt, dass hohe Kältesummen mit der Andauer der PM10-Belastungssituationen hoch korreliert sind. Grund dafür sind die vermehrten PM10-Immissionen aus Verbrennungsprozessen bei niedrigen Temperaturen (UBA 2003). Dieser Erklärungsansatz mit der Reduktion auf einen einzelnen meteorologischen Parameter ist jedoch zu allgemein. In Kapitel 6.2.5 wird der Zusammenhang zwischen verschiedenen meteorologischen Parametern und den PM10-Immissionen genauer untersucht.

Die Wärmesummen, gebildet durch einfache Addition aller Differenzen der Tagesmittel der Lufttemperatur größer 20°C von Juni bis August für den Zeitraum 1969 bis 1998, sind in Abbildung 5.27 dargestellt. Die Werte der Wärmesummen an der Station Trier-Stadt sind durchschnittlich um 26 % höher als jene der Station Trier-Petrisberg. Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Trenduntersuchungen der Kältesummen der beiden Stationen zeigt die lineare Trendanalyse der Wärmesummen für beide Stationen signifikante positive Trends. Der Trendwert der Station Trier-Stadt ist mit $+34 \text{ K}$ (Signifikanzniveau 93 %) für den Gesamtzeitraum um 5 K höher als derjenige der Station Trier-Petrisberg (Signifikanzniveau 94 %).

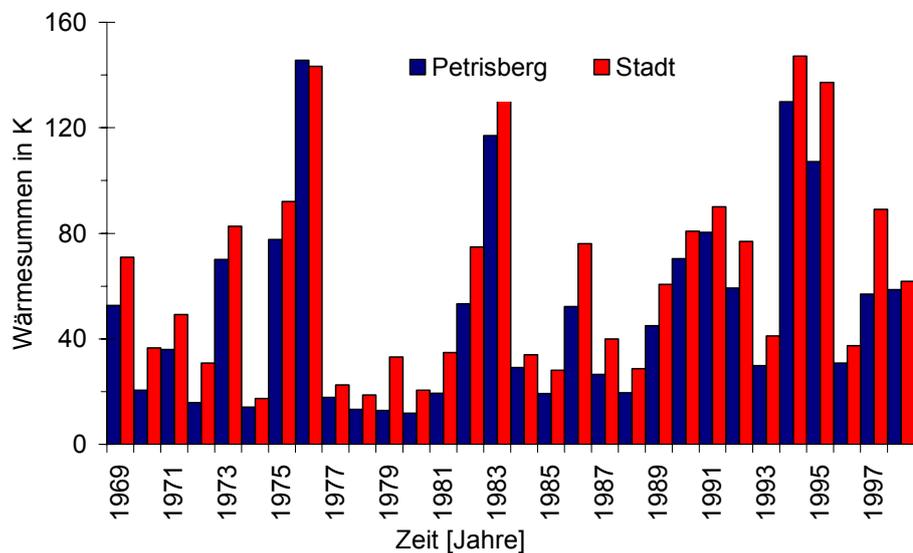


Abbildung 5.27: Wärmesummen in Kelvin für die beiden Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.

Dies könnte für eine geringfügige Intensivierung der urbanen Wärmeinsel im Zeitraum 1969 bis 1998 sprechen. Aufgrund der Stationscharakteristik der Station Trier-Stadt reicht dies aber allein als Nachweis nicht aus. Für praktische Anwendungen hinsichtlich des Heizenergieverbrauchs wird oft auf die Gradtagzahl zurückgegriffen. Diese heiztechnische Kenngröße stellt den Zusammenhang zwischen der Außenlufttemperatur und der gewünschten Raumtemperatur her. Die Gradtag-

zahl (G) ist die Differenz zwischen der Innenlufttemperatur von 20 °C und dem Tagesmittel der Außenlufttemperatur (\bar{T}_i) und wird gemäß folgender Formel berechnet:

$$G = \sum_{Tag_i}^{Tag_N} (20^\circ\text{C} - \bar{T}_i) \quad (6)$$

Die Gradtagzahl eines Monats ist die Summe der Temperaturdifferenzen über den Monat. Die Gradtagzahl wird erst ab der Heizgrenze, definiert als Tagesmittel der Lufttemperatur unter 15 °C, berechnet (VDI 2067, Bl. 1, VDI 3807, Bl. 1). Die Isolethendiagramme in Abbildung 5.28 zeigen die Monatssummen der Gradtagzahl an den Stationen Trier-Petrisberg (links) und Trier-Stadt (rechts). Aufgrund der höheren Lufttemperaturen ist der hellgraue Bereich mit geringen Gradtagzahlen an der Station Trier-Stadt deutlich größer. Dies führt zu einem verringerten Heizenergieverbrauch im Talstadtbereich.

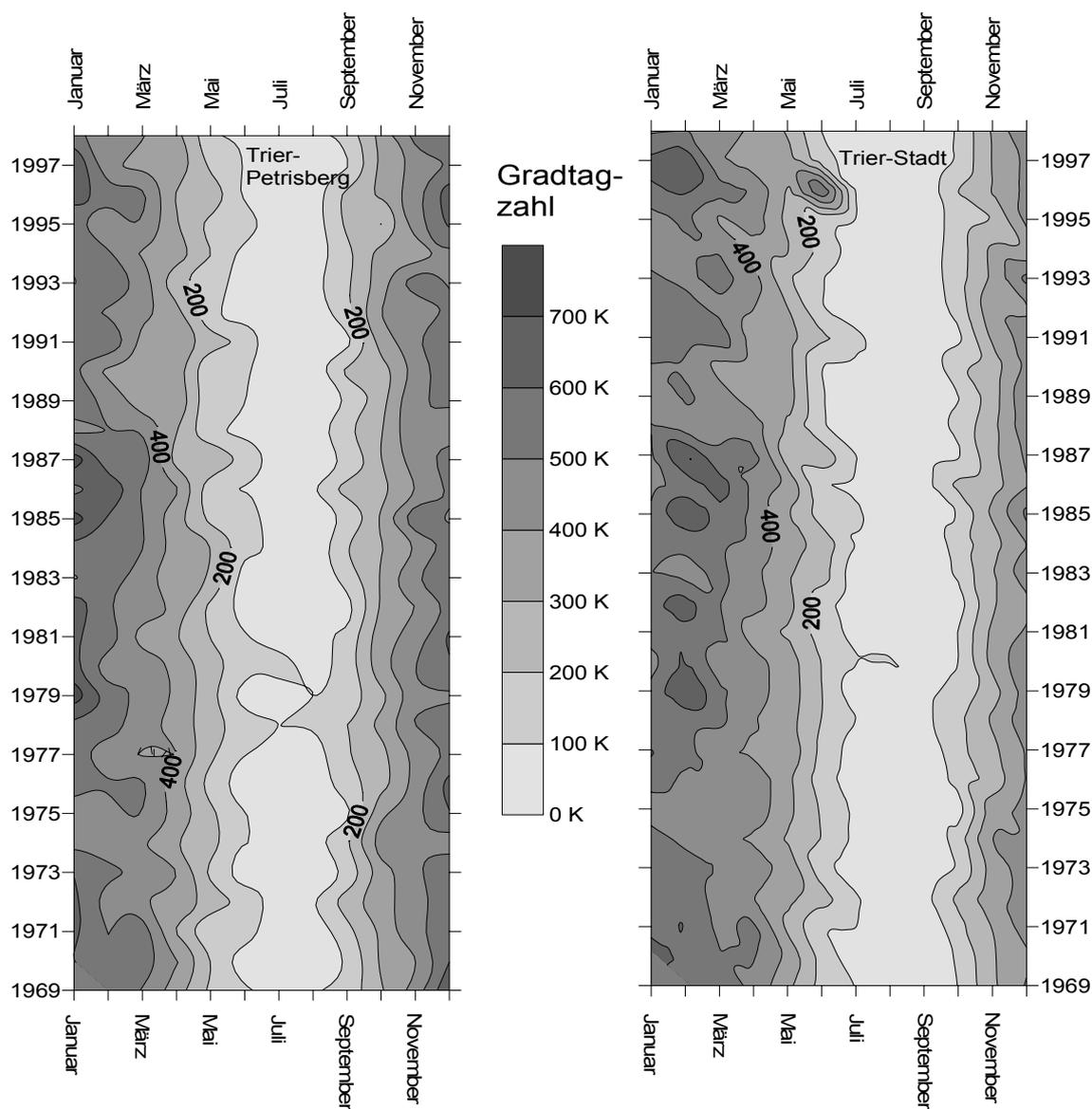


Abbildung 5.28: Monatssummen der Gradtagzahl in K für die Stationen Trier-Petrisberg (links) und Trier-Stadt (rechts), Zeitraum 1969 bis 1998.

5.2.5.2 Veränderungen der Vegetationsperiode

Das Eintrittsdatum verschiedener phänologischer Phasen wird einerseits durch die nachgewiesene Erhöhung der Lufttemperatur, zum anderen durch die städtische Wärmeinsel beeinflusst. Zahlreiche Untersuchungen zeigen sowohl eine Verschiebung der Vegetationsperiode als auch Veränderungen in den periodischen Wanderungen von Zugvögeln (HECHLER 1990, AHAS 1999, MENZEL & FABIAN 1999, MENZEL 2000, MATZARAKIS 2001). Die Auswirkungen der Klimaänderung auf den für die Region typischen Weinbau beschreiben LÜERS (2003) und LICHT (2005). Im Rahmen dieser Arbeit konnte nicht auf phänologische Beobachtungen zurückgegriffen werden. Stattdessen wird die thermische Vegetationsperiode auf Basis der Tagesmittel der Lufttemperatur der beiden DWD-Stationen untersucht. Als Vegetationsperiode wird der Zeitraum vom Austreiben bis zum Laubfall bei Gehölzen, dem Einziehen der Überdauerungsorgane bei Stauden oder dem Absterben bei einjährigen Pflanzen bezeichnet. Für den Termin des Beginns der Vegetationsperiode wird der Termin im Jahr gewählt, an dem das Tagesmittel der Lufttemperatur (\bar{T}_i) die 5 °C-Schwelle überschreitet und dies auch in den folgenden 30 Tagen der Fall ist.

$$\sum (\bar{T}_i - 5 \text{ °C}) > 0 \text{ °C} \quad (i = 2, 3, \dots, 30) \quad (7)$$

Das Datum des Endes der Vegetationsperiode wurde durch das Unterschreiten der 5 °C Temperaturschwelle bis zum Jahresende bestimmt.

$$\sum (\bar{T}_i - 5 \text{ °C}) < 0 \text{ °C} \quad (i = 2, 3, \dots, \text{Jahresende}) \quad (8)$$

Die Abbildungen 5.29 und 5.30 zeigen den Beginn und das Ende, beides in Tagen seit Jahresbeginn (DOY), sowie die Andauer der thermischen Vegetationsperiode an den beiden DWD-Stationen für den Zeitraum 1969 bis 1998. Im Mittel dauert die Vegetationsperiode an der Station Trier-Petrisberg 256 Tage, die an der Station Trier-Stadt 277 Tage. Der mittlere Beginn tritt an der Station Trier-Stadt (20. Februar) sieben Tage früher als an der Station Trier-Petrisberg (27. Februar) auf. Dies, wie auch das spätere Ende (Trier-Petrisberg: 9. November; Trier-Stadt: 23. November), ist zum einen in der unterschiedlichen Höhenlage der beiden Stationen, zum anderen in dem urbanen Wärmeineleffekt begründet.

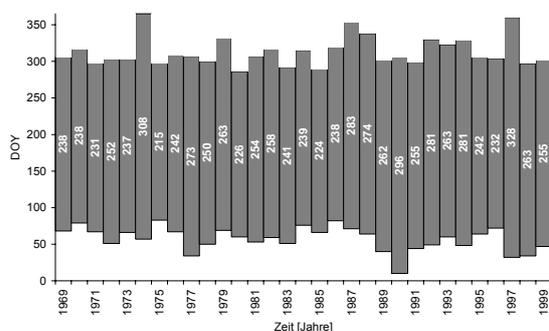


Abbildung 5.29: Beginn, Ende und Dauer der Vegetationsperiode, berechnet nach CHMIELEWSKI (2001) für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1999.

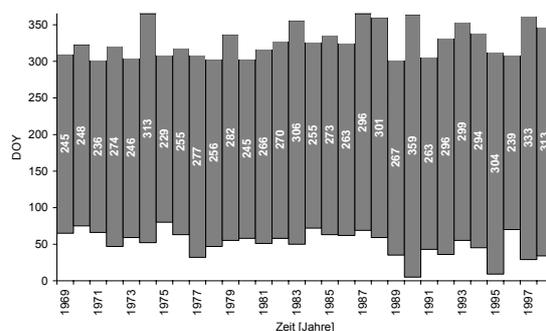


Abbildung 5.30: Beginn, Ende und Dauer der Vegetationsperiode, berechnet nach CHMIELEWSKI (2001) für die Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.

Die im Zeitraum 1969 bis 1998 europaweit beobachtete Erwärmung im Frühjahr führte zu einem deutlich früheren Beginn der Vegetationsperiode und damit zu einer Verlängerung der Vegetationszeit. Ursache für die beobachtete Erwärmung ist die Veränderung der Zirkulation im zeitigen Frühjahr über Europa, mit zunehmend positiven Phasen der Nordatlantischen Oszillation (NAO) (CHMIELEWSKI & RÖTZER 2001, RÖTZER & CHMIELEWSKI 2001, CHMIELEWSKI & RÖTZER 2002).

Die linearen Trendanalysen des Starttermins der Vegetationsperiode zeigen für beide Stationen statistisch signifikante Trends (Signifikanzniveau > 95 %). Die Verlängerung der Vegetationsperiode basiert zum Großteil auf einem früheren Beginn der Vegetationsperiode, weniger auf einer Verspätung des Vegetationsendes. An der Station Trier-Petrisberg beginnt die Vegetationsperiode um 0,70 Tage pro Jahr früher, an der Station Trier-Stadt um 0,97 Tage früher. Der Trend bezüglich des

Endes der Vegetationsperiode ist nur an der Station Trier-Stadt signifikant (Signifikanzniveau > 95 %). Das Ende verlagert sich um 0,90 Tage pro Jahr nach hinten. Auch die Andauer der Vegetationsperiode in Tagen zeigt statistisch signifikante Trends (Signifikanzniveau > 98 %). Während sich die Vegetationsperiode an der Station Trier-Petrisberg um 1,10 Tage pro Jahr verlängert, beträgt die Verlängerung an der Station Trier-Stadt für den gleichen Zeitraum 1,90 Tage. Diese deutliche Verlängerung könnte auf eine Intensivierung der urbanen Wärmeinsel der Stadt Trier zurückzuführen sein. Die Ergebnisse der Trenduntersuchungen stimmen gut mit den Ergebnissen von MENZEL ET AL. (2003) oder HENNIGES ET AL. (2005) überein.

5.2.5.3 Inversionshäufigkeit im Untersuchungsgebiet

Die Temperaturschichtung der Atmosphäre bestimmt weitgehend den vertikalen Luftaustausch und hat somit großen Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen in der bodennahen Luftschicht (JUNK ET AL. 2003). In der Regel nimmt die Lufttemperatur mit der Höhe ab. Liegt jedoch der umgekehrte Fall vor, also eine Temperaturzunahme mit der Höhe, spricht man von einer Inversionen (= Umkehrung) oder inversen Schichtung. Inversionen werden entweder nach ihrer Entstehungsart oder ihrer Höhenlage klassifiziert. Strahlungsinversionen entstehen in den meisten Fällen am Erdboden (Bodeninversionen) als Folge der nächtlichen Auskühlung des Erdbodens. Sie können aber auch an Obergrenzen von Wolken als Höheninversionen auftreten. Absinkinversionen (Höheninversion) entstehen infolge großräumiger Absinkbewegungen von Luftmassen, z. B. in Hochdruckgebieten. Als weiterer Typ existiert die Aufgleitinversion, die durch das Aufgleiten von warmen Luftmassen über kalten Luftmassen entsteht (KRAUS 2000, MÖLLER 2003, SCHÖNWIESE 2003a).

Nach ANQUETIN ET AL. (1998) wird die vertikale Ausdehnung einer Bodeninversion in Tallagen primär von der Art des Untergrunds und der Talgeometrie bestimmt. Durch die negative Strahlungsbilanz der Erdoberfläche in der Nacht kühlen sich die bodennahen Luftschichten besonders in wolkenlosen Nächten stark ab. Im Laufe der Nacht setzt sich dieser Effekt auch in höher gelegene Schichten fort. Die Strahlungsinversion erreicht kurz vor Sonnenaufgang ihre maximale Mächtigkeit. Nach dem Sonnenaufgang erwärmt sich der Erdboden und somit die bodennahen Luftschichten besonders in den Sommermonaten sehr schnell. Es kommt zur Auflösung der Inversion vom Boden her. Während im Sommer die Energie der Sonne meist ausreicht, um die gesamte Inversion aufzulösen, reicht diese im Winter oft nur zur Labilisierung der unteren bodennahen Luftschichten, darüber bleibt eine Restinversionsschicht erhalten. Andere Ursachen für die Auflösung von Bodeninversionen ist die Zunahme der Windgeschwindigkeit. Diese verursacht durch die erhöhte Turbulenz eine stärkere Durchmischung der Luftschichten, was zum Abbau der Inversion führt. In städtischen Gebieten entstehen oft abgehobene Inversionen, d.h. über einer bodennahen Durchmischungsschicht liegt eine mehr oder weniger stabile Inversionsschicht. Liegen Schadstoffquellen in oder unterhalb dieser thermostabilen Sperrschicht, kann es durch das verringerte Verdünnungspotential der Atmosphäre zu erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen in der bodennahen Luftschicht kommen. Die Bildung und Intensität dieses Inversionstyps wird durch den städtischen Wärmeinsellekt gefördert (BECKRÖGE 1999). Diese Effekte werden durch die Tallage der Stadt Trier noch verstärkt. Zum einen kann es aufgrund der Topographie und der Bebauung zu verringerten Windgeschwindigkeiten kommen, zum anderen begünstigt die von den Talhängen abfließende Kaltluft die Bildung von Inversionen.

Da Inversionssituationen im Stadtgebiet von Trier sowohl aus thermischer als auch aus lufthygienischer Sicht von großer Bedeutung sind, ist eine Untersuchung bezüglich der Häufigkeit und Intensität von Inversionsereignissen notwendig. Um Aussagen über eventuell vorhandene Trends in der Häufigkeit von Inversionslagen treffen zu können, sind Daten über einen längeren Zeitraum notwendig. Da auf keine kontinuierlichen Vertikalsondierungen im Stadtgebiet von Trier zurückgegriffen werden kann, wird in Anlehnung an HOSLER (1961) die Temperaturdifferenz zwischen zwei benachbarten DWD-Stationen in unterschiedlicher Höhenlage genutzt. Die Höhendifferenz zwischen den Stationen Trier-Petrisberg (265 m ü. NN) und Trier-Stadt (144 m ü. NN) beträgt ca. 120 m. Da der Betrieb der Station Trier-Stadt Anfang 1999 seitens des DWD eingestellt wurde, liegen Daten nur für den Zeitraum zwischen dem 1.1.1948 und dem 31.1.1999 vor.

Für die späteren Auswertungen bezüglich der lufthygienischen Situationen während Inversionswetterlagen wird deshalb die Differenz zwischen der ZIMEN-Station Trier-Ostallee und der Station Trier-Petrisberg genutzt. Da die ZIMEN-Station erst seit 1995 Daten liefert, kann jedoch für die folgenden Trendauswertungen nicht auf dieses Stationspaar zurückgegriffen werden. Es liegen von den beiden DWD-Stationen geschlossene Zeitreihen der drei Terminwerte der Lufttemperatur, bis auf die Monate Januar und Mai 1996, vor. Die horizontale Entfernung der beiden Stationen beträgt nur wenige hundert Meter. Untersucht werden die drei Terminwerte über den gesamten Zeitraum. Als Inversions-

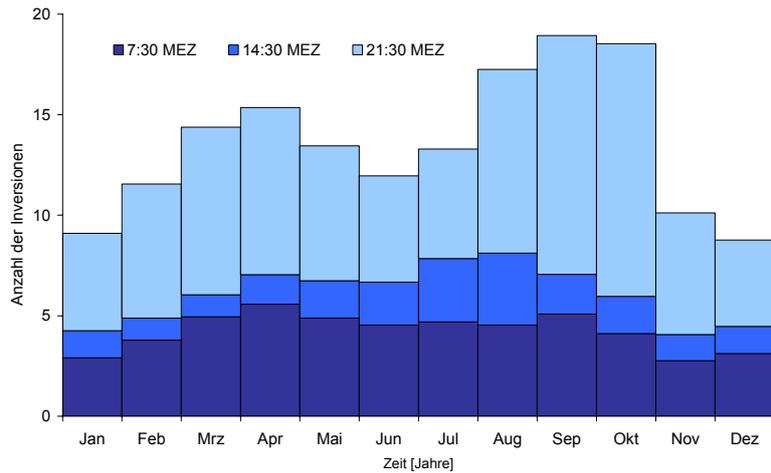
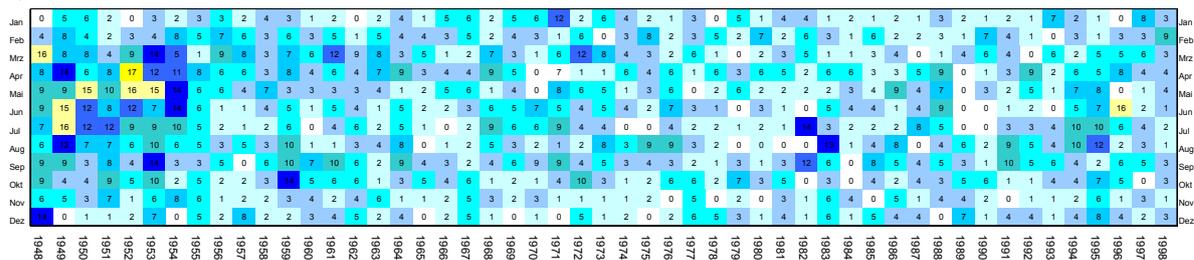
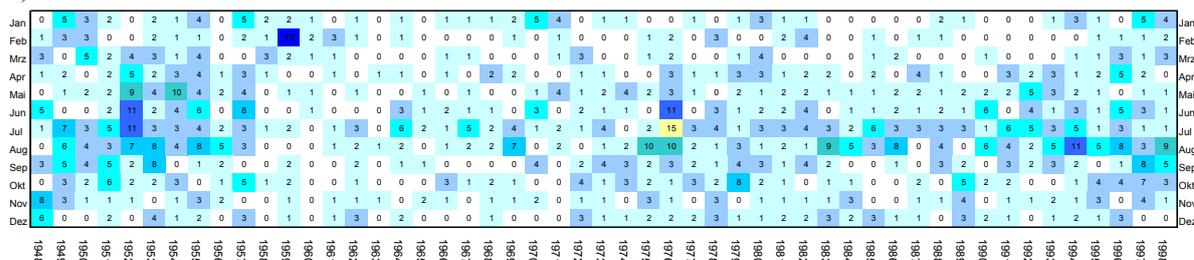


Abbildung 5.31: Langjährig gemittelter Jahresgang (1948 bis 1998) der Inversionshäufigkeiten aus Monatssummen zu den drei Klimaterminen (MEZ). Inversionsereignisse bestimmt durch die Differenz zwischen den DWD Stationen Trier-Petrisberg (P) und Trier-Stadt (S) mit $P - S \geq 0$.

a) 7:30 Uhr MEZ



b) 14:30 Uhr MEZ



c) 21:30 Uhr MEZ

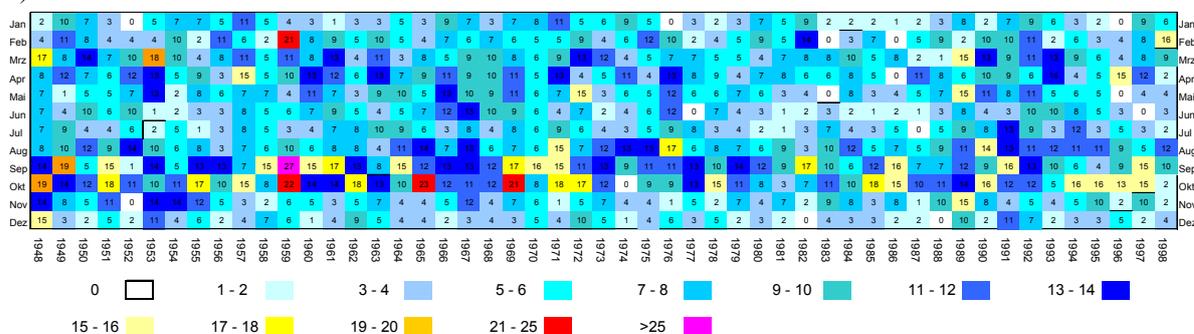


Abbildung 5.32: Absolute Monatssummen der Inversionsereignisse zu den Klimaterminen [a) = 7:30 Uhr MEZ; b) = 14:30 Uhr MEZ; c) = 21:30 Uhr MEZ] im Zeitraum Januar 1948 bis Dezember 1998. Inversionsereignis definiert durch die Differenz der Lufttemperatur zwischen den DWD-Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt (Petrisberg - Stadt ≥ 0).

ereignis wird ein Fall gewertet, wenn die Differenz der Lufttemperatur zwischen der Station Trier-Petrisberg minus der Station Trier-Stadt ≥ 0 °C ist. Bodeninversionen haben sowohl einen Tagesgang (Maximum: nachts; Minimum: mittags), als auch einen Jahresgang (Maximum: Winter/

Herbst; Minimum: Sommer). Durchschnittlich treten im Zeitraum von 1949 bis 1998 die meisten Inversionen mit 25 % zum 21:30 Uhr-Termin auf, (soweit nicht anderes ausgewiesen, sind alle Zeitangaben in diesem Kapitel in MEZ), gefolgt mit 13 % um 7:30 Uhr und 6 % um 14:30 Uhr. Abbildung 5.31 zeigt den Jahresgang der Häufigkeit von Inversionsereignissen zu den drei Klimaterminen, gemittelt aus den Monatssummen der Inversionshäufigkeit. Während der 21:30 Uhr-Termin zwei deutliche Peaks im Frühjahr und Herbst aufweist, sind diese bei dem morgendlichen 7:30 Uhr-Termin etwas schwächer ausgeprägt. Im Oktober können im langjährigen Mittel bis zu 12 Inversionen am Abend beobachtet werden. Die Anzahl der Inversionen zum 14:30 Uhr-Termin variiert zwischen ein und drei Ereignissen und zeigt ein schwaches Maximum im Sommer (Juli/August). Abbildung 5.32 a) bis 5.32 c) zeigt die Verteilung der absoluten Häufigkeiten der Monats-

summen von Inversionsereignissen in Trier im Zeitraum 1948 bis 1998 zu den drei Terminwerten. Die Auswertungen der gemittelten Jahresgänge werden bestätigt. Die meisten Inversionen sind am Abendtermin, gefolgt vom Morgentermin, zu beobachten. Klare Strukturen sind hauptsächlich bei dem 21:30 Uhr-Termin zu erkennen. Die bei den langjährig gemittelten Häufigkeiten in Abbildung 5.32 c) sichtbaren Maxima des 21:30 Uhr-Termins in den Herbstmonaten September und Oktober werden durch regelmäßig auftretende hohe Werte in den Jahren von 1948 bis 1998 erklärt. Im Gegensatz dazu wird das sekundäre Maximum im Frühjahr (März und April) durch einige singuläre Maxima in den Jahren 1948 bis 1959 verursacht. Die Häufigkeit von Inversionsereignissen verändert sich im Laufe der Jahre. So traten in den Jahren 1948 bis 1959 deutlich mehr Inversionen zum 7:30 Uhr-Termin auf als in den folgenden Jahren (Abbildung 5.32 a). Auch die absoluten Maxima des 21:30 Uhr-Termins von über 20 Inversionen pro Monat treten alle in den Jahren vor 1970 auf. Dies zeigt sich auch bei dem 14:30 Uhr-Termin. Hohe Werte treten gehäuft vor 1960 auf. Auffällig ist jedoch das absolute Maximum von 15 Inversionen im Juli 1976. Die für das Stadtgebiet von Trier festgestellte Anzahl von Inversionsereignissen stimmen sehr gut mit den Ergebnissen von KUTTLER & BARLAG (2003) überein, die für die Stadt Gelsenkirchen innerhalb des Messzeitraumes (1.11.1998 bis 31.10.1999) zu 50 % des Jahres das Auftreten von nächtlichen Bodeninversionen nachweisen konnten. Ähnliche Ergebnisse präsentiert SCHNITZHOFFER ET AL. (2009) für das untere Inntal.

Die Veränderungen in der Häufigkeit des Auftretens von Inversionen im Stadtgebiet von Trier werden mit linearen Trenduntersuchungen der Datensätze näher untersucht. Dazu wird ein um ein Jahr kürzerer Zeitraum von 1949 bis 1998 gewählt, da für einen Vergleich zwei gleich lange Zeit-

Tabelle 5.8: Lineare Trendanalysen der Monatssummen von Inversionsereignissen im Stadtgebiet von Trier für den Gesamtzeitraum (1949 bis 1998) und die beiden Teilzeiträume 1949 bis 1973 und 1974 bis 1998; Signifikante Trendwerte rot, Signifikanzniveau in Klammern.

	7:30 Uhr MEZ	14:30 Uhr MEZ	21:30 Uhr MEZ
1949 bis 1973	-4,5 (100,0%)	-2,4 (100,0%)	0,6 (57,5%)
1974 bis 1998	1,0 (87,8%)	0,5 (80,8%)	1,1 (67,8%)
1949 bis 1998	-3,2 (100,0%)	-0,2 (15,9%)	-1,6 (98,6%)

Tabelle 5.9: Lineare Trendanalysen der Summen von Inversionsereignissen pro Jahreszeit im Stadtgebiet von Trier, Zeitraum 1949 bis 1998, Signifikante Trendwerte rot; Signifikanzniveau in Klammern.

	7:30 Uhr MEZ	14:30 Uhr MEZ	21:30 Uhr MEZ
Frühling	-19,1 (100,0 %)	-2,7 (23,9 %)	-7,6 (93,9 %)
Sommer	-10,7 (95,9 %)	0,1 (62,5 %)	-3,3 (58,9 %)
Herbst	-8,6 (99,4 %)	-0,4 (44,5 %)	-10,3 (96,8 %)
Winter	-3,8 (97,4 %)	-3,0 (90,3 %)	-6,4 (98,3 %)

räume notwendig sind. Tabelle 5.8 enthält die Ergebnisse der linearen Trendanalysen. Im Gesamtzeitraum von 1949 bis 1998 zeigt sich sowohl für den 7:30 Uhr-Termin als auch für den 21:30 Uhr-Termin ein signifikanter negativer Trend. Zusätzlich wurde der 50-jährige Zeitraum in zwei gleich lange Teilzeiträume unterteilt und diese getrennt ausgewertet. Während im ersten Teilzeitraum von 1949 bis 1973 signifikante negative Trends für den 7:30 und 14:30 Uhr-Termin festzustellen sind, ist dies im zweiten Untersuchungszeitraum von 1974 bis 1998 nicht der Fall. Zur weiteren Analyse werden die Inversionsereignisse nach den meteorologischen Jahreszeiten zusammengefasst. Die Ergebnisse der linearen Trendanalysen zeigen in allen Jahreszeiten signifikante negative Trends zum 7:30 Uhr-Termin (Tabelle 5.9). Am stärksten ist die Abnahme im Frühling mit einer Abnahme von 19,1 Inversionsereignissen über den gesamten Zeitraum. Im Winter sind nur relativ geringere Abnahmen festzustellen und nur der 7:30 und 21:30 Uhr-Termin zeigen signifikante Trends.

Die Auswirkungen dieser insgesamt negativen Trends in der Häufigkeit in Inversionsereignissen im Stadtgebiet betreffen vor allem die lufthygienischen Aspekte des Stadtklimas, da es während Inversionen zu erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen im Stadtgebiet von Trier kommen kann. Nimmt jedoch die Anzahl von Inversionen ab, geht auch die Anzahl von möglichen Zeiträumen mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen, bei sonst unveränderten Rahmenbedingungen, zurück.

Da die Datenreihe der Station Trier-Stadt nur bis zum Dezember 1998 reicht, wird für die Untersuchung und Bewertung der lufthygienischen Situation im Stadtgebiet die Differenz zwischen der DWD-Station Trier-Petrisberg und der ZIMEN-Station Trier-Ostallee genutzt. Dies ermöglicht über die Betrachtung der langzeitlichen Entwicklung der Häufigkeit des Auftretens von Inversionen hinaus auch Aussagen für den Zeitraum 1996 bis 2005. Die absolute Anzahl von Inversionsereignissen zu den Klimaterminen im Zeitraum 1996 bis 2005 ist in Abbildung 5.33 dargestellt.

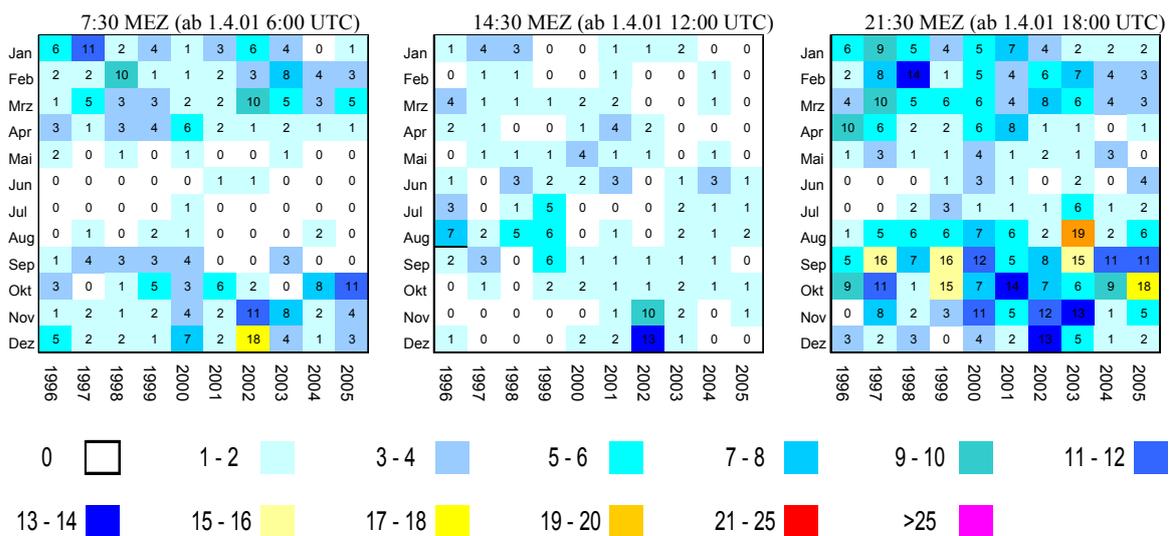


Abbildung 5.33: Absolute Monatssummen der Inversionsereignisse zu den Klimaterminen im Zeitraum Januar 1996 bis Dezember 2005. Inversionsereignis definiert durch die Differenz der Lufttemperatur zwischen der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (O) und der DWD-Station Trier-Petrisberg (P) (mit: $P - O \geq 0$).

Ein direkter Vergleich mit Abbildung 5.32 ist aufgrund der unterschiedlich langen Zeiträume nicht möglich. Tendenziell fällt aber zum einen die geringere Häufigkeit der Inversionsereignisse zum 21:30 Uhr-Termin, zum anderen der stärker ausgeprägte Jahresgang mit Maxima in Frühjahr und Herbst während des 7:30 Uhr-Termins auf. Abbildung 5.34 zeigt analog zu den Auswertungen in Abbildung 5.31 die mittleren Monatssummen der Inversionsereignisse zu den Klimaterminen im Zeitraum 01/1996 bis 12/2005. Auch im Zeitraum 1996 bis 2005 zeigt sich eine Häufung des Auftretens von Inversionen im Herbst zum Abendtermin. Besonders in den Sommermonaten sind zu diesem Termin fast keine Inversionen festzustellen. BAKER ET AL. (1969) zeigen ähnliche jahreszeitliche Variationen im Auftreten von Bodeninversionsereignissen (bis 500 ft Höhe).

Abschließend stellt sich die Frage, ob in den Monaten, in denen gehäuft Inversionen auftreten, auch mit besonders stabilen Inversionen zu rechnen ist, oder ob die Häufigkeiten mit schwach ausgebildeten Inversionswetterlagen zusammen fallen. Mit den vorhandenen Daten ist es nicht möglich, die vertikale Mächtigkeit und Gesamtintensität der im Stadtgebiet von Trier auftretenden bodennahen Inversionen zu untersuchen. Dies ist jedoch für Fragen bezüglich der Ausbreitungsbedingungen und der Lufthygiene von entscheidender Bedeutung. Hilfsweise wird zur Beurteilung der Intensität der Inversionen die Lufttemperaturdifferenz zwischen den beiden Stationen genutzt.

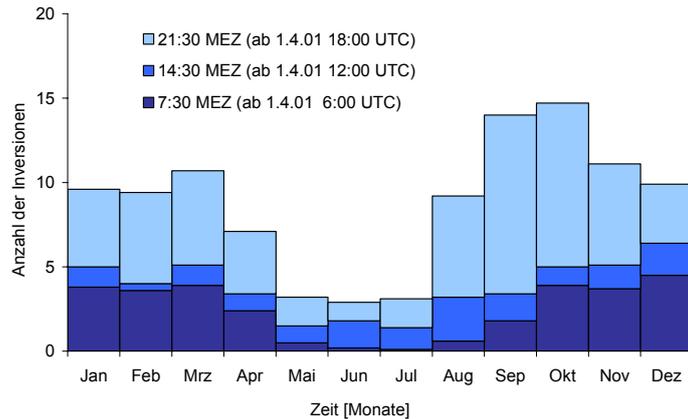


Abbildung 5.34: Jahresgang der Inversionshäufigkeiten aus langjährig gemittelten (01/1996 bis 12/2005) Monatssummen zu den drei Klimaterminen. Inversionsereignisse bestimmt durch die Differenz zwischen der DWD-Station Trier-Petrisberg und der ZIMEN-Station Trier-Ostallee.

Tabelle 5.10 enthält die mittleren Temperaturdifferenzen zwischen den beiden Stationen bei Inversionsereignissen, gemittelt für die meteorologischen Jahreszeiten im Zeitraum 1996 bis 2005. Die im Mittel höchsten Differenzen der Lufttemperatur zwischen den beiden Stationen treten, wie erwartet, in allen meteorologischen Jahreszeiten (bis auf den Sommer) am frühen Morgen durch die nächtliche Ausstrahlung des Erdbodens auf. Das mittlere tägliche absolute Maximum liegt im Winter, was in Verbindung mit den erhöhten anthropogenen Emissionen durch Heizungen zu lufthygienischen Belastungen führen kann.

Tabelle 5.10: Mittlere Temperaturdifferenzen in K zwischen den Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Ostallee während Inversionsereignissen, gemittelt für die meteorologischen Jahreszeiten, Zeitraum 1996 bis 2005.

	Winter	Frühling	Sommer	Herbst
Klimatermin I*	1,1	1,3	0,4	1,2
Klimatermin II*	1,0	0,3	0,6	0,7
Klimatermin III*	1,0	0,7	0,6	0,8

* bis 31.3.2001 7:30, 14:30, 21:30 MEZ; danach 6:00, 12:00, 18:00 UTC

5.2.5.4 Analysen der Wärmeinsel von Trier

Als urbane Wärmeinsel oder „urban heat island (UHI)“ wird die Erhöhung der bodennahen Lufttemperatur in bebauten Gebieten gegenüber den Bedingungen in gleicher Höhe im unbebauten Umland bezeichnet (HAFNER & KIDDER 1999). Eine umfassende Beschreibung der UHI gibt MATZARAKIS (2001). Im Folgenden werden die Kernaussagen anhand der Untersuchungen am Standort Trier diskutiert.

Die UHI ist energetisch begründet (KRAUS 1979, OKE & MCCAUGHEY 1983, OKE & CLEUGH 1987, OKE 1988, GRIMMOND 1992, PARLOW 2000, GRIMMOND & OKE 2002). Dies trifft selbstverständlich auch auf die im Untersuchungsraum festgestellten Unterschiede der Lufttemperatur zu. Die Intensität der UHI ist direkt von der Wetterlage abhängig. Die deutlichsten Unterschiede zwischen Stadt und Umland können bei windschwachen Hochdruckwetterlagen beobachtet werden (KIDDER & ESSENWANGER 1995, UNGER 1996, FIGUEROLA & MAZZEO 1998).

Aus diesem Grund ist es notwendig, die Häufigkeit des Auftretens dieser Wetterlagen im Untersuchungsgebiet quantifizieren zu können. In Anlehnung an eine vom DWD genutzte Methode wird das Auftreten dieser Wetterlagen mittels des Bedeckungsgrades sowie der Windstärke bestimmt.

Hierzu sind längere Datenreihen der beiden meteorologischen Größen Bedeckungsgrad und Windgeschwindigkeit notwendig. Für die Auswertung werden geschlossene Zeitreihen der beiden Größen als Tageswerte für den Zeitraum Januar 1990 bis Dezember 2005 genutzt. Als Voraussetzung für eine windschwache Strahlungswetterlage wurden die beiden Bedingungen (a) Windstärke < 2 Bft und (b) Bedeckungsgrad $\leq 2/8$ gewählt. Abbildung 5.35 zeigt die langjährig gemittelten relativen und absoluten Häufigkeiten des Auftretens an der Station Trier-Petrisberg für die einzelnen Monate des Jahres. Unter Beachtung dieser beiden Bedingungen treten im langjährigen Mittel an 7,6 % der Tage eines Jahres in Trier solche Wetterlagen auf. Das Maximum von windschwachen Strahlungswetterlagen tritt mit 6 Tagen im August, das Minimum in den Monaten November und Dezember auf. Dieser recht deutlich ausgeprägte Jahresgang spielt für die in Kapitel 6 folgende Beurteilung der lufthygienischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet eine entscheidende Rolle.

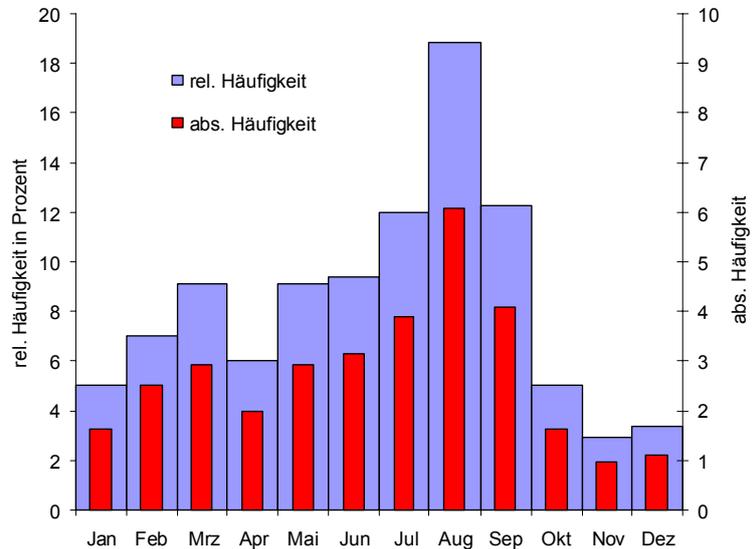


Abbildung 5.35 Relative und absolute Häufigkeiten des Auftretens von Strahlungswetterlagen. Datengrundlage DWD Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1990 bis 2005. Strahlungsnacht definiert als Tagesmittel der Windstärke < 2 Bft und Tagesmittel des Bedeckungsgrades $\leq 2/8$, $N = 5.478$; Windstärke < 2 Bft, $N = 3.154$; Bedeckungsgrad $\leq 2/8$, $N = 636$, Windstärke u. Bedeckungsgrad $N = 416$ (7,6 %).

Für die weiteren Auswertungen werden die zeitlich hoch aufgelösten Daten des ZIMEN genutzt. Die Station Trier-Weberbach war

im Zeitraum zwischen 1987 und 1995 an der Kreuzung Weberbach Ecke Kaiserstraße in Betrieb. Nach 1995 wurde die Station zum Standort Trier-Ostallee verlegt. Der neue Standort entspricht zwar bezüglich der Bebauungsdichte in etwa den Gegebenheiten des alten Standortes, ist aber aufgrund der Straßengeometrie und Orientierung bezüglich der Hauptwindrichtung besser durchlüftet. Wegen der Stationsverlegung müssen die weiteren Auswertungen für jeden Standort getrennt er-

Tabelle 5.11: Mittlere monatliche Differenzen der Lufttemperatur in K zwischen den Stationen Trier-Weberbach (ZIMEN) und Trier-Petrisberg (DWD), Zeitraum 1987 bis 1995.

	Jan.	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
7:00 MEZ	0,9	0,8	0,6	0,3	0,5	0,8	0,9	0,7	0,5	0,7	0,9	0,9
14:00 MEZ	1,0	1,0	1,1	1,1	1,3	1,4	1,4	1,3	1,3	1,2	1,2	1,1
21:00 MEZ	0,9	0,8	1,0	1,4	2,1	2,3	2,3	1,7	1,1	0,8	0,8	1,0
Tagesmittel	0,9	0,9	0,9	0,9	1,3	1,5	1,5	1,2	1,0	0,9	1,0	1,0

Tabelle 5.12: Mittlere monatliche Differenzen der Lufttemperatur in K zwischen den Stationen Trier-Ostallee (ZIMEN) und Trier-Petrisberg (DWD), Zeitraum 1996 bis 2005.

	Jan.	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
7:00 MEZ	0,0	0,0	-0,2	-0,5	-0,1	0,0	-0,1	-0,3	-0,3	-0,1	0,0	0,0
14:00 MEZ	0,1	0,1	0,0	0,2	0,4	0,3	0,4	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3
21:00 MEZ	0,1	-0,1	0,1	0,2	0,4	0,7	0,5	0,2	-0,1	-0,3	-0,1	0,1
Tagesmittel	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,3	0,0	-0,1	0,0	0,1	0,1

folgen, da es sich um keine homogene Datenreihe handelt. Die beiden ZIMEN-Stationen liegen auf gleicher Höhe ü. NN. Aufgrund des vertikalen Höhenunterschiedes zwischen den beiden ZIMEN-Standorten und der DWD-Station Trier-Petrisberg von ca. 100 m wurden beide ZIMEN Datenreihen mittels des mittleren hypsometrischen Temperaturgradienten von 0,7 K/100 m korrigiert. Die Ergebnisse der langjährig gemittelten monatlichen Differenzen zwischen den ZIMEN-Stadtstationen und der DWD-Umlandstation sind in den Tabellen 5.11 und 5.12 dargestellt.

Wie erwartet sind an den Stadtstationen im Mittel höhere Lufttemperaturen zu verzeichnen. Die geringeren positiven Abweichungen an der Station Trier-Ostallee im Vergleich zu der Station Trier-Weberbach sind durch die bessere Durchlüftung des Standortes Ostallee zu erklären. In beiden Datenreihen ist ein Jahresgang zu erkennen. Die maximalen Differenzen an allen drei Terminen treten in den Monaten Juni und Juli auf. Die höchsten absoluten Werte werden zum Abendtermin erreicht.

Die Intensität der urbanen Wärmeinsel weist in Abhängigkeit von (a) der geographischen Lage der Stadt, (b) dem Auswertzeitraum und (c) den Jahreszeiten Trends auf. Die Trendanalysen der Datenreihen der Station Trier-Weberbach für den Zeitraum 1987 bis 1995 zeigen keine signifikanten Veränderungen der Wärmeinselintensität. Im Gegensatz dazu treten an der Station Trier-Ostallee im Zeitraum 1996 bis 2005 statistisch signifikante Trends (> 95 %) auf. Bezüglich des Tagesmittelwertes, gebildet aus den drei Terminwerten, ergibt sich ein negativer Trendwert von - 0,88 K. Dieser wird jedoch nur durch die Werte des Abendtermins verursacht. Die Datenreihen der 7 Uhr und 14 Uhr Termine zeigen signifikant positive Trendwerte mit + 0,3 K, beziehungsweise + 0,8 K. Diese Ergebnisse deuten auf eine tendenziell erhöhte thermische Belastung der Bevölkerung während der Tagstunden sowie eine verringerte während der Nachtstunden hin. Die sich aus diesen Resultaten ergebenden Auswirkungen auf die Einwohner werden in Kapitel 5.2.5.5 diskutiert.

Die Intensität der städtischen Wärmeinsel wird durch die Größe der Stadt bestimmt und modifiziert (OKE 1973, MORENO-GARCIA 1994, YAMASHITA 1996). Als eine einfache Methode zur Abschätzung der maximalen Wärmeinselintensität wird in der Literatur oft die Einwohnerzahl (E) als charakteristische Größe für die Stadtgröße genutzt. Nach den Formeln 9 bis 14 ergeben sich die in Abbildung 5.36 berechneten Kurven (OKE 1982, PARK 1986, 1987):

– Nordamerika: $UHI_{max} = 3,06 \log(E) - 6,79$ (9)

– Westeuropa: $UHI_{max} = 2,01 \log(E) - 4,06$ (10)

– Korea: $UHI_{max} = 1,46 \log(E) - 5,93$ ($E < 300.000$) (11)

– Korea: $UHI_{max} = 3,43 \log(E) - 16,58$ ($E > 300.000$) (12)

– Japan: $UHI_{max} = 0,85 \log(E) - 2,46$ ($E < 300.000$) (13)

– Japan: $UHI_{max} = 4,83 \log(E) - 23,81$ ($E > 300.000$) (14)

Aus Abbildung 5.36 ist zu ersehen, dass die maximale Wärmeinselintensität in nordamerikanischen Städten bei gleicher Bevölkerungszahl höher ist als in Westeuropäischen. Entsprechend der aktuellen Einwohnerzahl der Stadt Trier von rund 100.000 Einwohnern ergibt sich aus Abbildung 5.36 eine mögliche maximale Wärmeinselintensität von ~ 6 K.

Dies stimmt zwar im Großen und Ganzen mit den Beobachtungen und Messfahrten im Untersuchungsgebiet überein, ist als Methode jedoch nur bedingt zu empfehlen. Allein die Einwohnerzahl zur Beschreibung stadtspezifischer Eigenschaften wie z. B. anthropogene Wärmefreisetzung und Energieverbrauch, Versiegelungs-

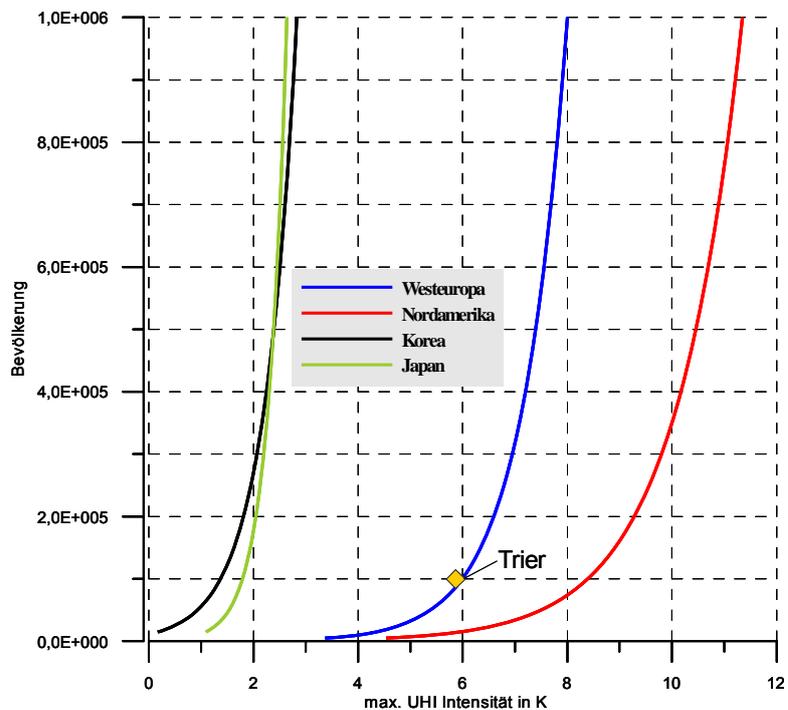


Abbildung 5.36: Maximale Wärmeinselintensität und Einwohnerzahl für Städte in Westeuropa, Nordamerika, Japan und Korea, eigene Erstellung nach OKE (1982) und PARK (1986).

grad oder Gebäudedichte reicht nicht aus. Da jedoch in den seltensten Fällen exakte Informationen zu diesen Parametern für die Auswertung zugänglich sind, kann die Einwohnerzahl zur ersten Abschätzung der zu erwartenden Intensitäten für Städte in den mittleren Breiten genutzt werden. Das Verteilungsmuster der Stadtstruktur hat einen erheblichen Einfluss auf die Intensität, Verteilung und Ausdehnung der urbanen Wärmeinselintensität (ROTH ET AL. 1989, SANTAMOURIS ET AL. 1999, ELIASSON & UPMANIS 2000, JUNK & HELBIG 2002, JUNK & HELBIG 2003A, JUNK ET. AL 2003).

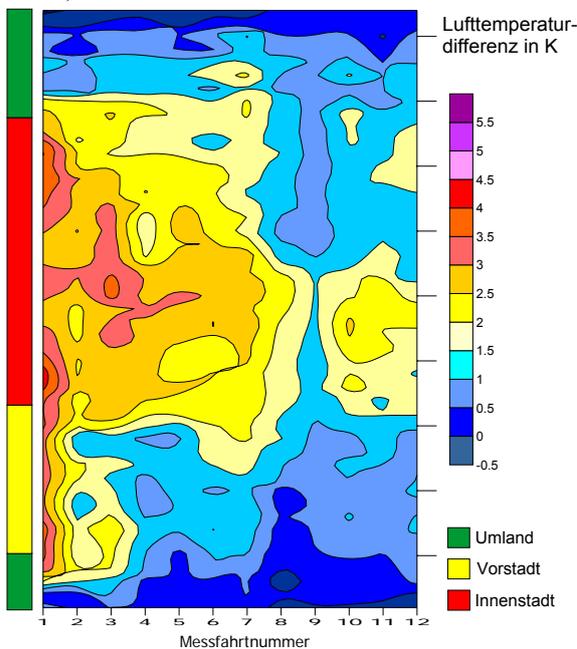


Abbildung 5.37: Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Ruwer am 17.6.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3.

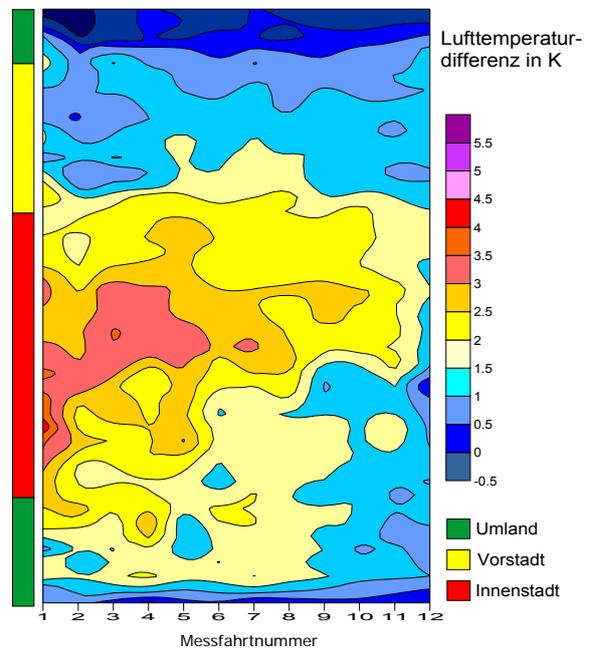


Abbildung 5.38: Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Niederkircher Str. 17.6.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3.

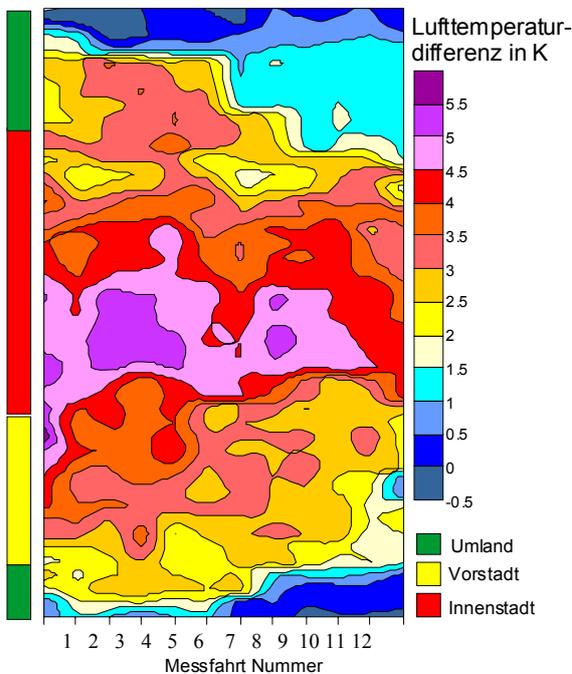


Abbildung 5.39: Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Ruwer 12.3.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3.

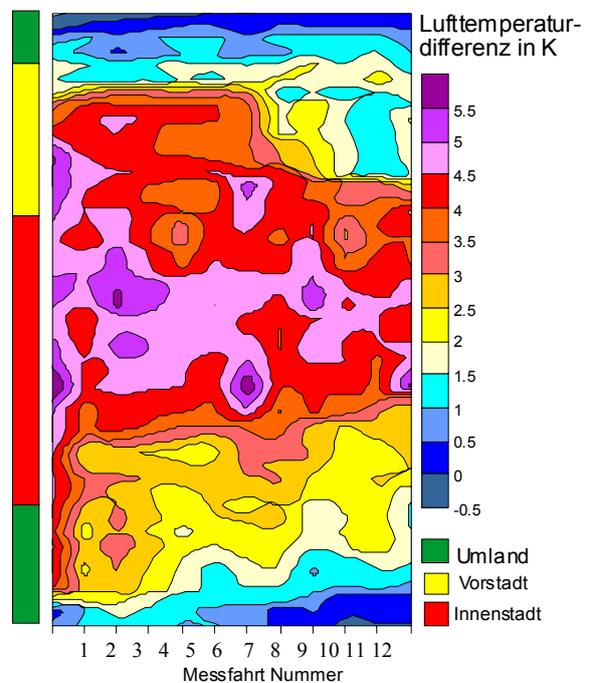


Abbildung 5.40: Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Niederkircher Str. 12.3.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3.

Die raumzeitliche Struktur des Lufttemperaturfeldes im Stadtgebiet von Trier wurde mittels Temperaturmessfahrten mit dem Umweltmesswagen des Fachs Klimatologie/Umweltmeteorologie erfasst. Im Stadtgebiet von Trier wurden verschiedene Messrouten festgelegt und während ausgewählter windschwacher Strahlungswetterlagen insgesamt 14 Messfahrten zur Erfassung der Lufttemperatur durchgeführt. Die Ergebnisse werden exemplarisch an je zwei ausgewählten Terminen im Juni und März 2002 diskutiert.

Die in Abbildung 4.3 dargestellte Messroute, quer durch das Stadtgebiet dem Längsprofil des Moseltales folgend, ermöglicht die Erfassung der Temperaturdifferenzen zwischen dem Umland und verschieden dicht bebauter Stadtbereiche. Die Start- und Endpunkte liegen im unbebauten Umland im Gewerbegebiet Niederkircher Straße (SW) beziehungsweise in Ruwer (NE). Zur Interpretation der Messdaten wurde die gesamte Fahrtstrecke der Messroute in 49 nicht äquidistante Teilstrecken untergliedert und jedem Teilabschnitt ein Mittelwert der gemessenen Lufttemperatur zugeordnet. Dieser Temperaturmittelwert ergibt sich aus den während der Fahrt im Fünf-Sekundenintervall gemessenen Werten der Lufttemperatur in 2 m Höhe über Grund. Die durchschnittliche Dauer einer Messfahrt beträgt ca. 25 Minuten bei einer durchschnittlichen Fahrgeschwindigkeit von höchstens 15 km/h. Die Messfahrten starteten jeweils um 19:00 Uhr MEZ und wurden bis in die frühen Morgenstunden durchgeführt.

Die flächenhafte Darstellung wird mittels linearer Interpolation erzeugt. Dargestellt sind alle Messfahrten der jeweiligen Nacht vom Startpunkt Ruwer ausgehend bis zum Endpunkt im Gewerbegebiet Niederkircher Straße und umgekehrt. Die Wärmeinsel der Stadt Trier weist eine typische Ausprägung mit den höchsten positiven Temperaturdifferenzen im Zentrum und mit abnehmenden Intensitäten in den Außenbezirken auf. Die Abbildungen 5.37 und 5.38 zeigen die Ergebnisse einer Messkampagne am 17.6.2002 bei antizyklonaler, trockener und windschwacher Witterung. Die Bebauungsdichte entlang der Messroute wurde in drei Klassen: (a) City mit dichter Bebauung (roter Balken), (b) Vorstadt mit lockerer Randbebauung (gelber Balken) und (c) Umland (grüner Balken) klassifiziert. Als Referenz für den Vergleich der Temperaturen jeder Fahrt wurde der Mittelwert aus den 2 m Lufttemperaturen, gemessen an den jeweiligen Endpunkten der Messroute, im Umland genutzt. Die Intensität der städtischen Wärmeinsel ist in den dicht bebauten Gebieten der Stadt am höchsten. Während der ersten Messfahrten sind Temperaturdifferenzen zwischen dem Umland und den Innenstadtbereichen von bis zu 4,5 K zu beobachten. Zwischen 1:00 und 3:00 Uhr MEZ (Messfahrt 7 bis 9), kam es zu einer geringen Zunahme der Windgeschwindigkeiten. Dies führt zu einer verstärkten Durchlüftung der Innenstadtbereiche und der in der Abbildung erkennbaren teilweisen Auflösung der Wärmeinsel. Der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die urbane Wärmeinsel von Trier wird in Abbildungen 5.41 gesondert dargestellt. Die zweite Messkampagne auf der gleichen Messroute fand am 12.3.2002 statt. Die Differenzen zwischen den dicht bebauten Innenstadtbereichen und dem Umland erreichten bis zu 5,0 K (Abbildung 5.39 und 5.40). Während der Nachtstunden herrschte weitgehende Windstille und die Temperaturdifferenzen zwischen Stadt und Umland blieben bis Sonnenaufgang erhalten. Weitere

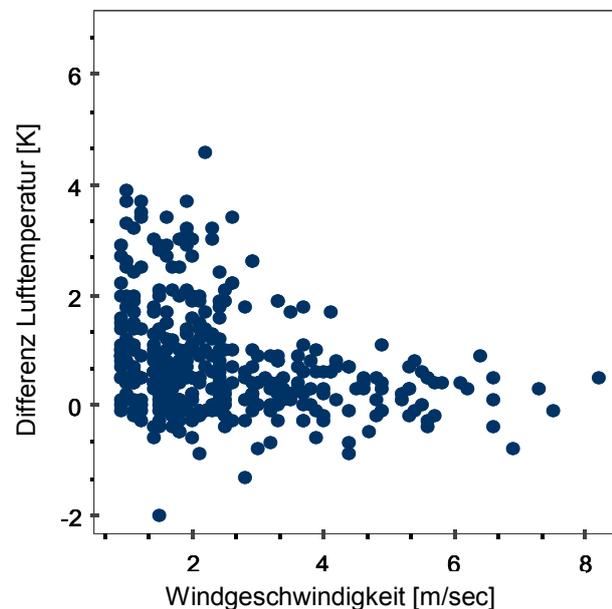


Abbildung 5.41: Intensität der urbanen Wärmeinsel in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit zum 21:00 Uhr (MEZ) Termin. Windmessungen: Niederkircher-Straße; UHI Intensität: Station Trier Priesterseminar minus Pumpwerk Biewer, Auswertzeitraum Juni 2001 bis Dezember 2003; $N = 484$.

Messfahrten in den Sommermonaten zeigten von der Struktur der urbanen Wärmeinsel ein ähnliches Bild, wobei die maximalen Temperaturdifferenzen um ca. 1,0 K bis 1,5 K geringer ausfielen.

In der Literatur existieren verschiedene empirische Beziehungen zwischen der Intensität der urbanen Wärmeinsel, der Bevölkerungszahl und dem Bedeckungsgrad (OKE 1973, OKE 1976, MATZARAKIS 2001). Mit zunehmender Windgeschwindigkeit verringert sich die Intensität der städtischen Überwärmung bis diese nicht mehr existiert. Nach OKE (1976) ergibt sich für Vancouver eine kritische Windgeschwindigkeit aus theoretischen Überlegungen von 9 m/s. Generell wird bei diesen statistischen Ansätzen die Intensität der UHI bei Windgeschwindigkeiten < 1 m/s überschätzt. Die Abbildung 5.41 beschreibt den Zusammenhang zwischen der Windgeschwindigkeit und der urbanen Wärmeinselintensität für die Stadt Trier. Für die Auswertungen werden die Daten der Stationen Niederkircher-Straße (10 m Windrichtung und Windgeschwindigkeit), Pumpwerk-Biewer (2 m Lufttemperatur) sowie Priesterseminar (2 m Lufttemperatur) genutzt. Alle Stationen befinden sich auf annähernd gleicher Höhe über NN. Dargestellt sind Wertepaare zum 21:00 Uhr (MEZ) Termin (10 Minuten Mittelwerte) für den Zeitraum Januar 2001 bis Dezember 2003. Im Mittel beträgt die Differenz zwischen der Umlandstation und der Stadtstation 1,9 K. Dies stimmt mit früheren Untersuchungen von HELBIG (2000) überein, in denen für die mittlere Wärmeinselintensität der Stadt Trier bei austauscharmen Wetterlagen im Mittel Werte zwischen 2,0 K und 2,5 K angegeben werden. Ähnliche Ergebnisse präsentieren UNGER & ONDOK (1995) für eine Stadt in vergleichbarer Lage. In weniger als 10 % der Fälle wurden zum 21:00 Uhr Termin im Umland höhere Lufttemperaturen in 2 m Höhe registriert. Die höchsten Werte der urbanen Wärmeinsel ($> 3,5$ K) sind bei Windgeschwindigkeiten zwischen 0 m/s und 3 m/s zu beobachten. Bei höheren Windgeschwindigkeiten gehen die Temperaturunterschiede zwischen der Stadt- und der Umlandstation sehr schnell zurück. Eine absolute Windgeschwindigkeit, bei der die Wärmeinsel vollständig verschwindet, lässt sich aufgrund des relativ kurzen Messzeitraumes nur schwer definieren, jedoch dürfte diese für die Stadt Trier weit niedriger als die von OKE ermittelte Geschwindigkeit von 9 m/s für Vancouver sein.

5.2.5.5 Bewertung der thermischen Belastung und Wirkung auf die Bevölkerung

Der thermische Wirkungskomplex spielt eine zentrale Rolle im Bereich der Biometeorologie. Jeder menschliche Organismus setzt sich permanent mit den thermischen Umgebungsbedingungen auseinander. Nur wenn Wärmeabgabe und Wärmeproduktion durch die Thermoregulationsmechanismen des menschlichen Körpers in ein Gleichgewicht gebracht werden, kann eine konstante Körperkerntemperatur gewährleistet werden. Unter normalen Umgebungsbedingungen zeigen diese Thermoregulationsmechanismen nur eine minimale Aktivität. Nehmen jedoch Wärme- oder Kältebelastungen des Körpers zu, so steigen die Anforderungen an die Thermoregulation und somit auch an das Nervensystem und das Herz-Kreislaufsystem. Diese Belastungen werden direkt wahrgenommen und beeinträchtigen das Wohlbefinden der Bevölkerung. Ausführliche Darstellungen der thermophysiologischen Grundlagen geben unter anderem HELBIG ET AL (1999), HENTSCHEL (1982) oder MATZARAKIS (2001). Das thermische Empfinden eines Menschen ist jedoch eine subjektive Bewertung der jeweils herrschenden Umgebungsbedingungen. Die individuellen Unterschiede sind sowohl von Alter und Geschlecht sowie von Größe und Gewicht abhängig. Gesundheitliche Vorschädigungen, oder unterschiedliche Akklimatisation beeinflussen zusätzlich den Wärmehaushalt (JENDRITZKY 1985). Des Weiteren konnten DE DEAR & BRAGER (2002) zeigen, dass in Abhängigkeit von zuvor erlebten Außenbedingungen die als angenehm empfundene Innenraumtemperatur stark variieren kann. Die Lufttemperatur wird über Rezeptoren der Haut registriert und das vegetative Nervensystem steuert die Wärmeregulation autonom durch Atem- und Herzfrequenz, durch die Erweiterung bzw. Verengung der Hautgefäße und Poren, durch Muskelbewegungen zur Wärmeerzeugung oder durch Öffnung der Schweißdrüsen zur Steigerung der latenten Wärmeabgabe. Letzteres kann jedoch durch hohe Luftfeuchtigkeit behindert werden und zu Störungen des menschlichen Organismus bis hin zu Hitzekrampf, Sonnenstich, Hitzekollaps und Hitzschlag führen. GOSLING ET AL. (2009) geben einen umfassenden Überblick über Untersuchungen zwischen erhöhter Lufttemperatur und deren Auswirkungen auf Mortalitätsdaten.

Für die Region existieren zwar verschiedene Fallstudien bezüglich der thermischen Belastung, jedoch fehlen Auswertungen von langen Datenreihen und Trendanalysen. Nach JENDRITZ-

KY ET AL. (2002) herrscht in der Region Trier ein Klima mit vermehrter Wärmebelastung und seltenem Kältereiz. Dem „Regionalen Gesundheitssurvey für die Stadt Trier und Trier-Saarburg“ zufolge scheint das Mikroklima der Innenstadt besonders in den Sommermonaten für vermehrte Kreislaufbeschwerden und Kopfschmerzen verantwortlich zu sein (JACOB & MICHELS 2001). Zusätzlich klagen die Bürger Triers über Behinderungen in der Leistungsfähigkeit, des Wohlbefindens, der Atmung und der Schlafqualität. Diese Aussagen wurden durch eine Befragung der Bewohner von Trier im Rahmen eines Forschungspraktikums des Fachs Umweltmeteorologie im Sommersemester 2002 teilweise bestätigt. Am häufigsten wurden negative Wirkungen auf die Leistungsfähigkeit, das allgemeine Wohlbefinden sowie die Kreislauffunktion genannt. Zur Überprüfung dieser teils subjektiven Angaben stehen verschiedene Datensätze zur Verfügung. Um Aussagen über die langzeitliche Entwicklung der thermischen Belastung treffen zu können, werden die Daten der drei DWD-Stationen Trier-Petrisberg, Trier-Stadt sowie Bernkastel genutzt. Von diesen Stationen liegen jedoch nur Messungen der Lufttemperatur und der relativen Feuchte zu den Terminwerten vor. Somit können für diese langen Datenreihen nur einfache Größen wie der Dampfdruck, die Äquivalenttemperatur oder einfache Indizes, wie z. B. der Hitze-Index oder der Thom-Index, betrachtet werden. Da jedoch die Lufttemperatur zur Beschreibung der thermischen Belastung des Menschen nur bedingt geeignet ist, soll wenn möglich, die Bewertung der humanbiometeorologischen thermischen Komponente auf Grundlage von Energiebilanzmodellen des Menschen erfolgen. Hierzu ist jedoch die mittlere Strahlungstemperatur notwendig, die messtechnisch nur relativ aufwendig zu erfassen ist, da hierzu die dreidimensionale Messung der kurz- und langwelligen Strahlungsflüsse notwendig ist (HÖPPE, 1992, VDI 3787 Bl. 2, 1998). Im Rahmen der COST action 730 „The universal thermal climate index UTCI for assessing the thermal environment of the human being“ unter Leitung von G. Jendritzky wurde ein neuer universeller thermischer Index (UTCI) erstellt, dessen Verwendung ab 2011 von der WMO empfohlen wird (JENDRITZKY ET AL. 2008). Eine weitere Möglichkeit liegt in der Verwendung des Modells RayMan, das am Meteorologischen Institut der Universität Freiburg entwickelt wurde (MATZARAKIS ET AL., 2000). Mit Hilfe des Modells und wenigen meteorologischen Standardmessungen ist die Berechnung des PMV, der PET sowie der Standard Effective Temperature (SET*) möglich. Die Hauptaufgabe des Modells ist die Simulation der kurz- und langwelligen Strahlungsflüsse nach der VDI-Richtlinie 3789 Bl. 2 (VDI, 1994). Hierzu werden neben Datums- und Zeitangaben, der geographischen Breite und Länge des Untersuchungsortes, meteorologische Standardmessungen der Lufttemperatur, der relativen Feuchte, der Windgeschwindigkeit, des Bedeckungsgrades und der Lufttrübung benötigt (MATZARAKIS, 2001). Die Berechnung der mittleren Strahlungstemperatur aus den modellierten Strahlungsflüssen berücksichtigt die Aufteilung der kurzwelligen Strahlungsflüsse nach direkter Sonnenstrahlung und diffuser Himmelsstrahlung (VDI 3787 Bl. 2, 1998).

Für den Zeitraum 1996 bis 2005 können die Daten des ZIMEN genutzt werden, welches zeitlich hoch aufgelöste Werte (Halbstundenwerte) der Windrichtung und -geschwindigkeit sowie der Globalstrahlung liefert. Basierend auf diesen zusätzlichen Werten erfolgt die Berechnung des PMV sowie der PET für den Zeitraum 1996 bis 2005 mit dem Model RayMan.

Schwülekriterium nach Scharlau und Äquivalenttemperatur

Unter Schwüle wird ein Gefühl der Unbehaglichkeit verstanden, das im Wesentlichen durch das Zusammenwirken von Lufttemperatur und Luftfeuchte verursacht wird. Eine Methode zur Bestimmung der Schwülegrenze wurde von CASTENS (1925) in Fortführung der Arbeiten von LANCASTER (1898) publiziert. Die Ergebnisse von Befragungen von mehreren hundert Probanden über ihr Behaglichkeitsempfinden unter verschiedenen kontrollierten Temperatur und Feuchtebedingungen

Tabelle 5.13: Grenzwerte von Lufttemperatur und relativer Feuchte für das Schwülekriterium nach SCHARLAU (1941).

Lufttemperatur [°C]	16,5	18,2	20,1	22,2	24,8	27,9	31,8	36,9	44,69
Relative Feuchte [%]	100	90	80	70	60	50	40	30	20

gen in Russland und in Klimakammern wurden in ein Temperatur-Feuchte-Diagramm eingetragen. Die so ermittelte Grenzlinie zwischen Behaglichkeit und Schwüle wird als Lancaster-Kurve be-

zeichnet. Weiterführende Untersuchungen von SCHARLAU (1941) zeigen, dass die Grenzlinie zwischen Schwüle und Behaglichkeit identisch mit der Dampfdruckkurve von 18,8 hPa ist (LILJEQUIST & CEHAK, 1999). Basierend auf diesen Arbeiten lassen sich Grenzwerte der Lufttemperatur und relativen Feuchte berechnen, ab denen das Kriterium Schwüle erreicht wird (Tabelle 5.13). Auffallend ist, dass selbst bei hohen Lufttemperaturen aber niedrigen Werten der relativen Feuchte noch keine Schwüle empfunden wird, dies jedoch bei hohen Feuchtwerten und niedrigen Lufttemperaturen sehr wohl der Fall ist.

In Abbildung 5.42 sind die absoluten Häufigkeiten der jährlichen Ereignistage mit einem Dampfdruck > 18,8 hPa für die Stationen Trier-Stadt, Trier-Petrisberg und Bernkastel für den Zeitraum 1948 bis 1998 dargestellt. Die Station Bernkastel, ca. 35 km nordöstlich von Trier im Moseltal gelegen, dient als Vergleichsstation. Sollten die Talstadtbereiche von Trier einer signifikant erhöhten Schwülebelastung ausgesetzt sein, so müssten die Werte der Station Trier-Stadt deutlich über denen der Station Bernkastel liegen. An der Station Trier-Stadt traten im gesamten Untersuchungszeitraum 912 Tage mit Schwüleereignissen auf (im Mittel 18 Tage pro Jahr), exakt die gleiche Anzahl wurde an der Station Bernkastel beobachtet. Dies gibt einen ersten Hinweis, dass in Trier nicht mit einer signifikant erhöhten Schwülebelastung gerechnet werden muss.

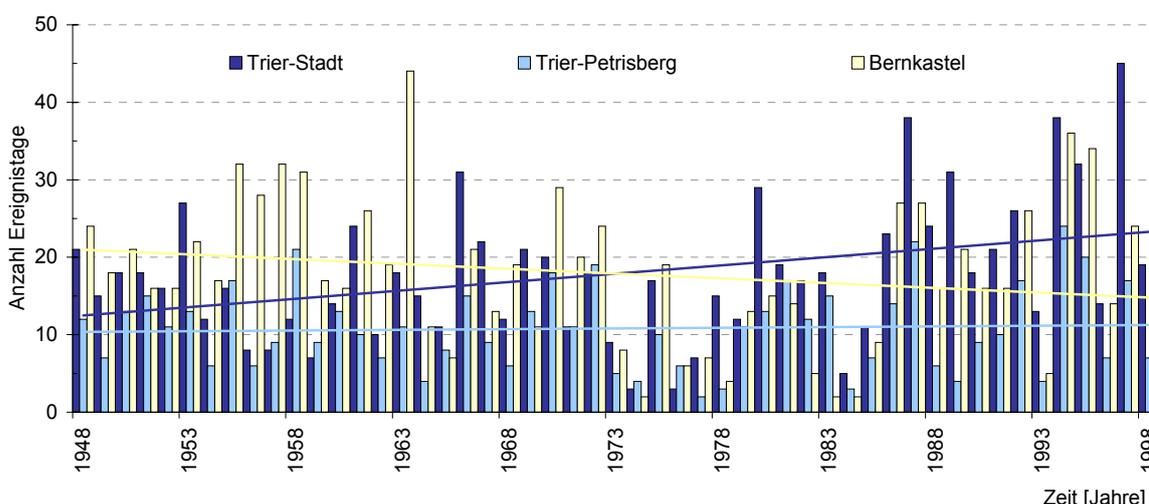


Abbildung 5.42: Anzahl der Ereignistage mit Dampfdruckwerten > 18,8 hPa an den Stationen Trier-Stadt, Trier-Petrisberg und Bernkastel, Zeitraum 1948 bis 1998.

An der deutlich höher gelegenen Station Trier-Petrisberg traten im gleichen Zeitraum hingegen nur 522 Tage mit Schwüleereignissen auf. Zwischen den beiden Stationen Trier-Petrisberg und Bernkastel zeigen sich keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der Tage mit Dampfdruckwerten oberhalb von 18,8 hPa.

Die Abbildung 5.43 zeigt die Ergebnisse von dreißigjährigen gleitenden Trendanalysen der Ereignistage mit Werten des Dampfdruckes > 18,8 hPa an den drei Stationen. Jede Säule repräsentiert eine 30-jährige Zeitscheibe, die Höhe der Säule zeigt den jeweiligen Trendwert, die Farbe ob es sich um einen signifikanten Trend handelt oder nicht. An der Station Trier-Petrisberg a) sind nur die Trends in den Jahren 1949 bis 1978 und 1950 bis 1979 signifikant (Signifikanzniveau zwischen 90 % und 95 %). Bis zu dem 30-jährigen Zeitraum 1958 bis 1986 sind die Trendwerte negativ, ab diesem Zeitraum positiv. Ein ähnliches Bild zeigen die Trendauswertungen für die Station Trier-Stadt b), hier setzen die positiven Trendwerte jedoch deutlich früher ein (30-jähriger Zeit-

Tabelle 5.14: Andauer von Schwüleereignissen (Dampfdruck > 18,8 hPa) an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg in Prozent, Zeitraum 1949 bis 1998.

Andauer in Tagen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Trier-Stadt (%)	57,8	19,4	11,6	3,8	2,7	1,3	1,1	1,1	0,4	0,2	0,4	0,2
Trier-Petrisberg (%)	61,1	19,2	8,7	5,0	2,4	1,3	0,7	1,0	0,0	0,3	0,3	0,0

raum 1953 bis 1982). Auch treten gegen Ende der Untersuchungsperiode deutlich höhere und statistisch signifikante Trendwerte auf. Die Ergebnisse der Station Bernkastel zeigen ein anderes Bild. Bis einschließlich der Periode 1958 bis 1987 treten an dieser Station statistisch signifikante negative Trendwerte auf. Zwar ändert sich dies gegen Ende des Untersuchungszeitraumes hin zu positiven Trendwerten, jedoch sind diese statistisch nicht signifikant.

Neben der absoluten Anzahl an Schwüleereignissen ist die Andauer ein wichtiger Punkt. Treten Schwüleereignisse direkt hintereinander auf, fehlt dem menschlichen Körper die Möglichkeit zur Regeneration. Dies trifft vor allem auf Risikogruppen, wie z. B. Senioren oder Personen mit Herz-Kreislaufproblemen, zu. Tabelle 5.14 zeigt die Verteilung der Andauer in Tagen von Schwüleereignissen an den beiden Stationen in Trier. Perioden mit mehr als drei Tagen mit Schwüleereignissen treten an beiden Stationen in nur knapp 10 % der Fälle auf. Von einer deutlichen Schwülebelas-

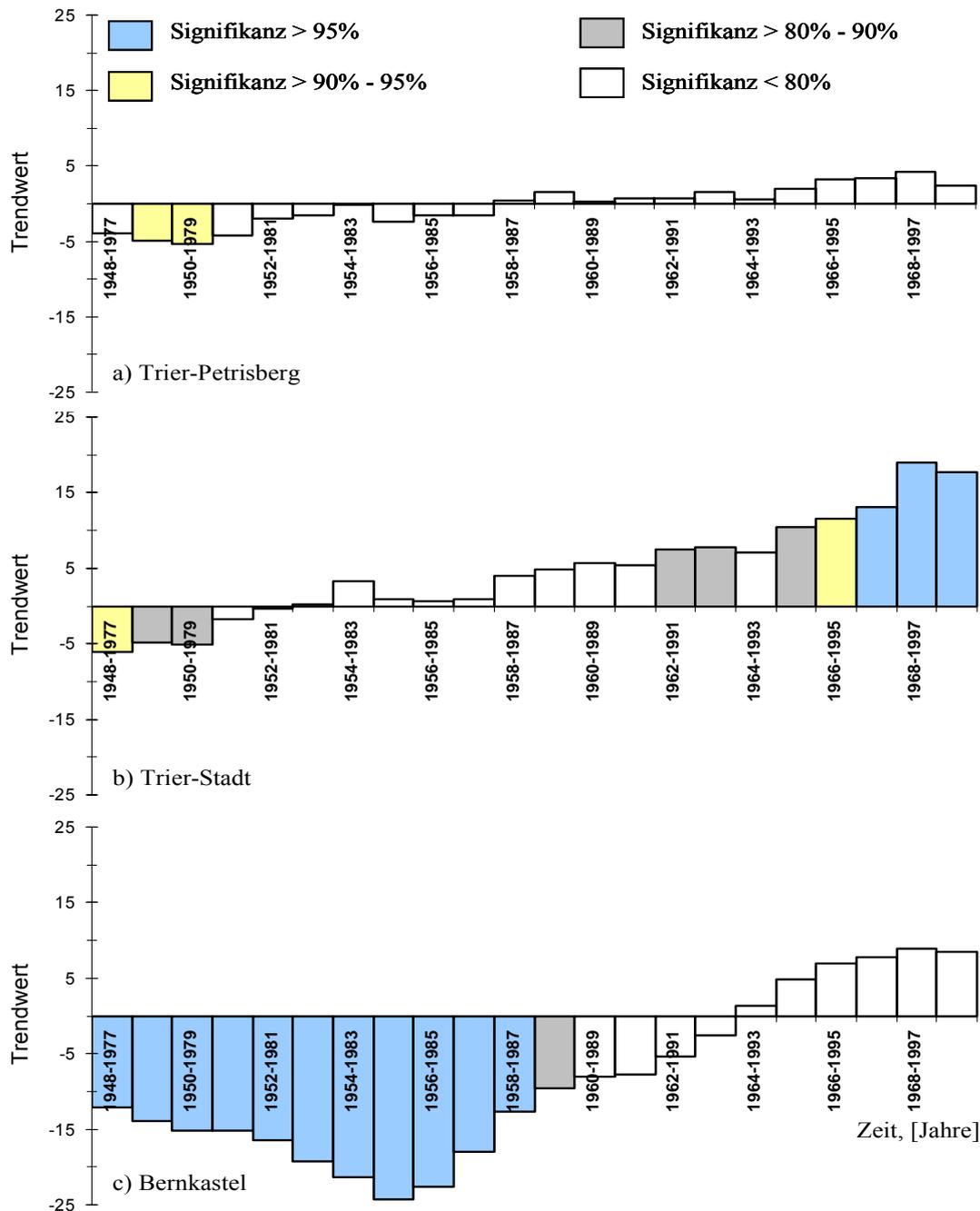


Abbildung 5.43: Dreißigjährige gleitende Trendanalysen der Ereignistage mit Werten des Dampfdruckes > 18,8 hPa an den Stationen a) Trier-Petrisberg, b) Trier-Stadt und c) Bernkastel, Zeitraum 1948 bis 1997, die Farben entsprechen verschiedenen Signifikanzniveaus der Trendwerte.

tung kann, auf Basis dieses sehr einfachen Schwülekriteriums, an keiner der beiden Stationen ausgegangen werden.

Eine weitere Größe zur Beurteilung der Schwülebelastung auf Basis der Lufttemperatur und der relativen Feuchte ist die Äquivalenttemperatur, die als Indikator für bioklimatische Belastungen geeignet ist (HAMMER ET AL. 1986). Als Äquivalenttemperatur wird diejenige Lufttemperatur bezeichnet, die herrscht, wenn der gesamte in der Luft enthaltene Wasserdampf kondensiert und die freiwerdende Kondensationswärme der Luft hinzugefügt wird. Dabei tritt Schwüleempfinden bei Äquivalenttemperaturen $> 56 \text{ }^\circ\text{C}$ ein (BLÜTHGEN & WEISCHET 1980). Nach der Definition des DWD gemäß den Richtlinien der Kurortklimatologie werden jedoch schon Äquivalenttemperaturen ab $49 \text{ }^\circ\text{C}$ als schwül bezeichnet.

Nach den Festlegungen des Deutschen Bäderverbandes gilt ein Klima als wärmebelastend, wenn in einem Jahr an mehr als 25 Tagen eine Äquivalenttemperatur von mindestens $49 \text{ }^\circ\text{C}$ erreicht wird (MENZ 1989). Die Äquivalenttemperatur berechnet sich nach folgender Formel.

$$T_{\ddot{a}} [^\circ\text{C}] = T + m \times \frac{L_v}{c_p} \quad (15)$$

oder vereinfacht:

$$T_{\ddot{a}} [^\circ\text{C}] = T + 2,5 \times m \quad (16)$$

mit: T = Lufttemperatur in $^\circ\text{C}$
 m = Mischungsverhältnis
 L_v = Kondensations-/Verdunstungswärme pro Masseneinheit ($\sim 2,5 \times 10^6 \text{ J kg}^{-1}$)
 c_p = Spezifische Wärme für trockene Luft bei konstantem Druck ($1004,67 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

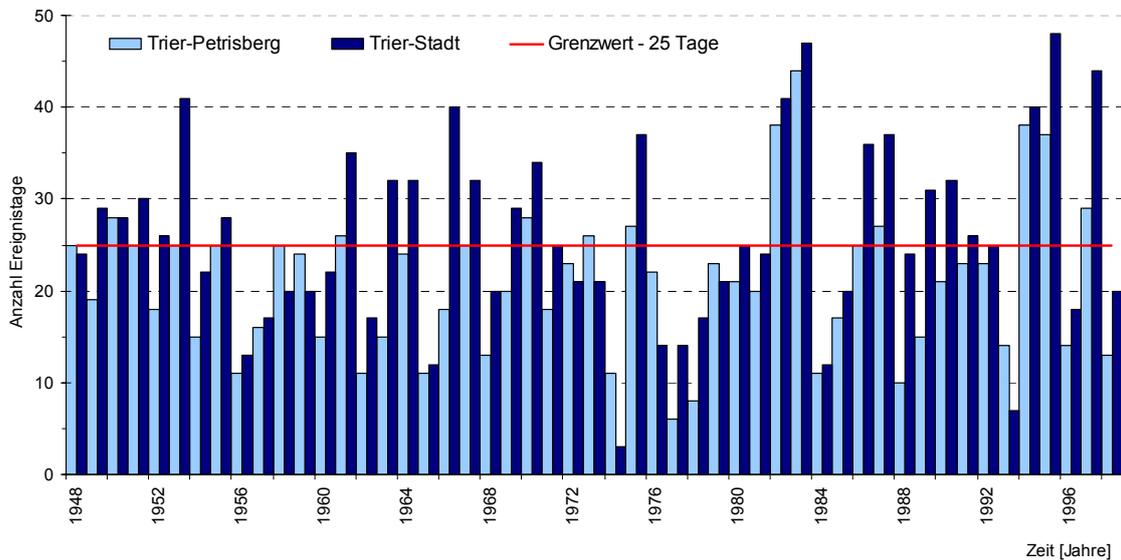


Abbildung 5.44: Anzahl der Ereignistage mit Äquivalenttemperaturen $> 49 \text{ }^\circ\text{C}$ an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg sowie dem Grenzwert von 25 Tagen (rote Linie) gemäß des Deutschen Bäderverbandes, Zeitraum 1948 bis 1998.

Nach HAMMER ET AL. (1986) werden Äquivalenttemperaturen unter $35 \text{ }^\circ\text{C}$ als kühl, zwischen $> 35 \text{ }^\circ\text{C}$ und $49 \text{ }^\circ\text{C}$ als behaglich, über $49 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $56 \text{ }^\circ\text{C}$ als etwas schwül und über $56 \text{ }^\circ\text{C}$ als schwül empfunden.

Die Anzahl der monatlichen Überschreitungen einer Äquivalenttemperatur $> 49\text{ }^{\circ}\text{C}$ an den beiden in Trier gelegenen DWD-Stationen ist in Abbildung 5.44 dargestellt. An beiden Stationen wird der Grenzwert von 25 Ereignistagen des Deutschen Bäderverbandes öfter überschritten, wobei an der Station Trier-Stadt geringfügig höhere Schwülebelastungen festgestellt werden konnten. Analog zu Abbildung 5.43 wurden auch in Abbildung 5.45 30-jährig gleitende Trendanalysen der Ereignistage mit Äquivalenttemperaturen $> 49\text{ }^{\circ}\text{C}$ für die Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg durchgeführt. An keiner der beiden Stationen, respektive der Zeiträume, treten statistisch signifikante Trends auf.

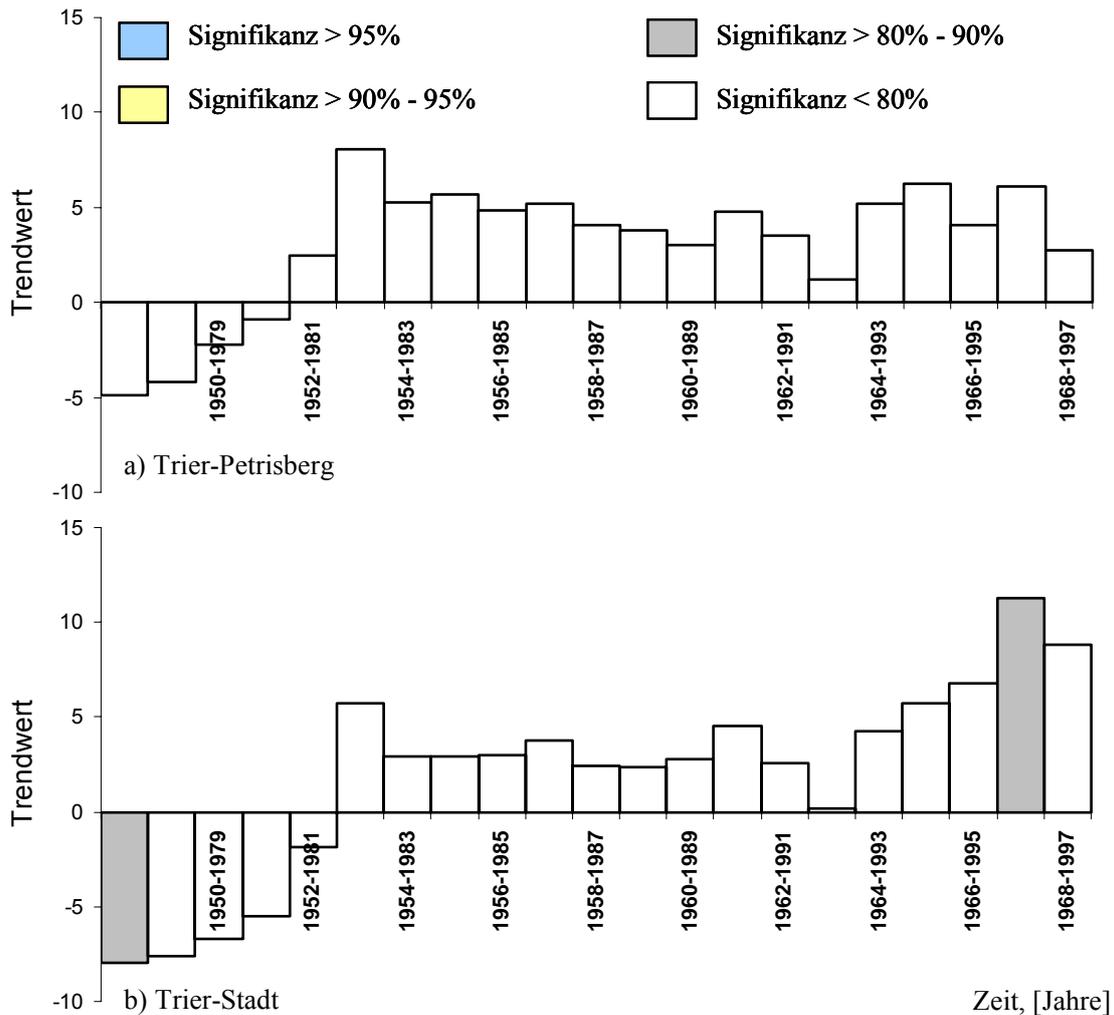


Abbildung 5.45: Dreißigjährige gleitende Trendanalysen der Ereignistage mit Werten der Äquivalenttemperatur $> 49,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ an den Stationen a) Trier-Petrisberg und b) Trier-Stadt, Zeitraum 1948 bis 1998, die Farben entsprechen verschiedenen Signifikanzniveaus der Trendwerte.

Thom-Index

Die bisher durchgeführten Analysen basierten auf den Terminwerten der beiden DWD-Stationen im Stadtgebiet von Trier. Um jedoch realistischere Ergebnisse der thermischen Belastungen im Stadtgebiet von Trier zu erhalten, sind zeitlich höher aufgelöste Daten notwendig. Des Weiteren ist die Lage der beiden DWD-Stationen für das Innenstadtdgebiet nicht repräsentativ. Aus diesem Grund werden für die folgenden Analysen die Daten der ZIMEN-Station Trier-Ostallee genutzt. Da diese Datenreihen jedoch nur bis ins das Jahr 1996 zurückreichen, sind keine zuverlässigen Trendaussagen möglich. Für die Auswertungen der halbstündlichen ZIMEN-Daten wird der

Thom-Heat-Index (THI) genutzt (THOM 1959). Auch dieser Index basiert auf Messungen der Lufttemperatur und der relativen Feuchte und wird gemäß folgender Formel berechnet:

$$THI[{}^{\circ}C] = T - ((0,55 - 0,0055 \times RH) \times (T - 14,5)) \quad (17)$$

mit: RH = relative Feuchte
T = Lufttemperatur in °C

Der THI-Index wurde ursprünglich zu Beschreibung von Hitze-Stress genutzt (KYLE 1994) und später von verschiedenen Autoren auf ein breiteres Spektrum von meteorologischen Bedingungen angewendet (UNGER 1999, TZENKOVA ET AL. 2003). Die Einstufung der Komfortklassen basiert auf der Grundlage der Besancenot Klassen (BESANCENOT ET AL. 1978). Tabelle 5.15 enthält die Klassengrenzen des THI-Indexes.

Tabelle 5.15: Klassengrenzen und Behaglichkeitsempfinden des THI Index nach THOM (1959).

THI Bereich in °C	THI Klasse	Behaglichkeit
< 21	1	Kein Diskomfort
21 – < 25	2	Weniger als die Hälfte der Bevölkerung empfindet Diskomfort
25 – < 28	3	Mehr als die Hälfte der Bevölkerung empfindet Diskomfort
28 – < 30	4	Die Mehrheit der Bevölkerung empfindet Diskomfort
30 – < 32	5	Die gesamte Bevölkerung empfindet beträchtlichen Diskomfort
≥ 32	6	Schwere gesundheitliche Risiken wie z. B. Hitzschlag usw.

Die Abbildung 5.46 zeigt die Verteilung der THI-Klassen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, basierend auf Halbstundenmittelwerten für den Zeitraum 1996 bis 2005. Thermische Belastungen treten in den Jahren 1996 bis 2005 in der Regel in den Monaten Mai bis September auf. Nur im Jahr 1996 sowie in den letzten drei Jahren des Untersuchungszeitraumes wird auch schon in einigen Fällen im April die Klasse 2 des THI-Index erreicht. Insgesamt dominieren in den Sommermonaten Juni, Juli und August die Indexklassen zwei und drei. Nur in den Jahren 1998, 2001 bis 2003 sowie 2005 wird die Indexklasse 4 erreicht.

Eine Ausnahme bildet das Jahr 2003. In diesem Sommer kam es zu zwei kurz aufeinanderfolgenden Hitzewellen mit extremen Lufttemperaturen in ganz Europa. Im August 2003 wurden in über 32 % der Fälle die Indexklasse 4 erreicht und in ca. 3 % die Indexklasse 5. Im Sommer 2003 waren alleine in Europa über 55.000 Todesfälle der Hitze zuzuordnen (BENISTON 2004, KOSATZKY 2005). Dieser Effekt konnte auch in Trier beobachtet werden. In Abbildung 7.1 wird im Zusammenhang mit den Untersuchungen zum Einfluss der Luftqualität auf die Mortalitätsraten im Gebiet von Trier auf dieses Extremereignis genauer eingegangen. Im Gegensatz zu dem typischen Jahresgang der Mortalitätsraten mit einem Maximum im Winter und deutlich geringeren Mortalitätszahlen im Sommer steigen diese in den Monaten Juli und August des Jahres 2003 signifikant an.

Das öffentliche Gesundheitssystem, die Verwaltung sowie die nationalen Wetterdienste waren auf dieses Extremereignis praktisch nicht vorbereitet (JENDRITZKY ET AL. 2007). Leider verfügten die betroffenen Länder und Städte über kein funktionierendes Hitzewarnsystem, wie es z. B. auf Empfehlung der WMO sowie der World Health Organisation (WHO) in Shanghai eingerichtet worden ist. Gerade vor dem Hintergrund der prognostizierten Klimaveränderung, hin zu höheren bodennahen Lufttemperaturen über nahezu allen Landflächen der Nordhalbkugel gewinnen solche an lokale Besonderheiten adaptierte Warnsysteme immer mehr an Bedeutung.

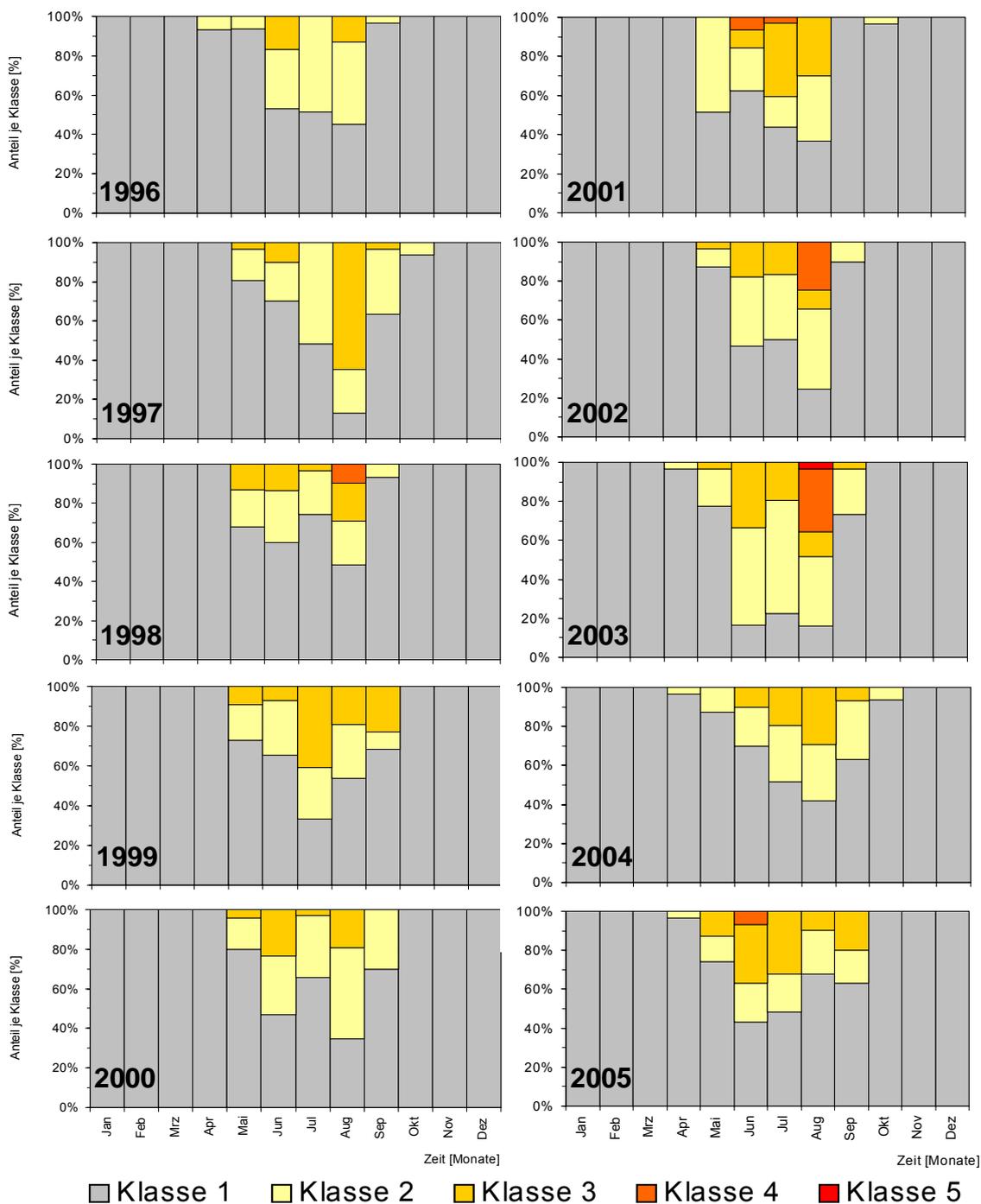


Abbildung 5.46: Anteil der jeweiligen THI-Klassen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005 (Halbstundenwerte). Die Klassen eins bis fünf entsprechen den in Tabelle 5.15 angegebenen Hitzebelastungen von 1 = kein Diskomfort bis 5 = gesamte Bevölkerung empfindet Diskomfort.

Physiologische Äquivalente Temperatur

Der Austausch von Wärme zwischen Mensch und Atmosphäre erfolgt über die Flüsse von latenter und fühlbarer Wärme sowie über die Strahlung. Deswegen sind für die Beurteilung der thermischen Belastungen neben der Lufttemperatur und der relativen Feuchte auch die Windgeschwindigkeit und die mittlere Strahlungstemperatur wichtig. Die bisher verwendeten Größen (Dampfdruck und Äquivalenttemperatur) und Indizes berücksichtigen weder den Einfluss der Windgeschwindigkeit noch die Effekte der kurz- und langwelligen Strahlungsflüsse. Diesem komplexem Sachverhalt tra-

gen die in der VDI Richtlinie 3787 Blatt 2, Teil 1 (1998) beschriebenen Methoden zur humanbiologischen Bewertung Rechnung. Grundlage der angeführten Methoden ist die menschliche Energiebilanzgleichung. Ausführliche Informationen hierzu geben unter anderem HÖPPE (1984, 1993) oder JENDRITZKY ET AL. (2007). Gemäß der VDI Richtlinie wird basierend auf der Behaglichkeitsgleichung von FANGER (1972) der thermische Index PMV (Predicted Mean Vote) sowie die PET (Physiological Equivalent Temperature) als Bewertungsverfahren empfohlen. Nach Fanger besteht ein linearer Zusammenhang zwischen der Hauttemperatur, der Schweißabsonderung und der inneren Wärmeproduktion. Durch Untersuchungen und Befragungen von über 1000 Testpersonen in Klimakammern konnte er eine Beziehung zwischen der Wärmebilanz des menschlichen Körpers und dem individuellen subjektivem Empfinden auf einer psycho-physischen Skala herstellen (KOPPE 2005). Der PMV-Wert ist ein Maß für das mittlere thermische Empfinden von Personen nach der ASHREA-Skala (American Society of Heating, Refrigerating, and Air-Conditioning Engineers). Die Zuordnung von PMV-Werten zu den entsprechenden Behaglichkeitsstufen ist in Tabelle 5.16 enthalten.

Tabelle 5.16: PET- und PMV-Bereiche bei identischem thermischen Empfinden und thermophysiologicaler Belastungsstufe von Menschen (metabolische Rate: 80 W; Wärmedurchgangswiderstand: 0,9 (leichter Anzug)) (MATZARAKIS & MAYER 2000).

PMV	PET [°C]	thermisches Empfinden	thermophysiologicaler Belastungsstufe
-3,5	4	sehr kalt	extreme Kältebelastung
-2,5	8	kalt	starke Kältebelastung
-1,5	13	kühl	mäßige Kältebelastung
-0,5	18	leicht kühl	schwache Kältebelastung
0,5	23	behaglich	keine thermische Belastung
1,5	29	leicht warm	schwache Wärmebelastung
2,5	35	warm	mäßige Wärmebelastung
3,5	41	heiß	starke Wärmebelastung
		sehr heiß	extreme Wärmebelastung

Die Physiologische Äquivalenttemperatur wurde aus dem Energiebilanzmodell MEMI (Münchner Energiebilanz Modell für Individuen) abgeleitet. Dieses basiert auf der Wärmebilanzgleichung des menschlichen Körpers für stationäre Bedingungen. Für eine beliebige Stelle im Freien ist die PET als diejenige Lufttemperatur definiert, bei der in einem Innenraum die Wärmebilanz des Menschen bei Werten der Haut- und Kerntemperatur, die den aktuellen Bedingungen entsprechen, ausgeglichen ist. Die Bewertung der thermischen Belastung wird für einen Menschen mit einem Wärmedurchgangswiderstand von 0,9 und einer metabolischen Rate von 80 W vorgenommen (KOPPE 2005).

Für die folgenden Auswertungen wurde das am Meteorologischen Institut der Universität Freiburg entwickelte Modell RayMan verwendet, mit dem für beliebige Zeit- und Raumsituationen die mittlere Strahlungstemperatur simuliert und anschließend thermische Indizes, wie z. B. PET oder PMV, berechnet werden können (MATZARAKIS ET AL. 2010).

Nach MATZARAKIS ET AL. (1999) haben die bisherigen Erfahrungen in der Zusammenarbeit mit Stadtplanern und Medizinern gezeigt, dass PET-Ergebnisse wesentlich leichter als PMV-Ergebnisse der breiten Öffentlichkeit zu vermitteln sind, da diese die gewohnte Einheit °C nutzen (MATZARAKIS & MAYER 2000, MATZARAKIS ET AL. 2000, MATZARAKIS 2001). Die Abbildung 5.47 zeigt die Anteile der PET Werte je thermophysiologicaler Belastungsstufe für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee im Zeitraum 1996 bis 2005. Die Berechnungen basieren auf Halbstundenmittelwerten. Im Gegensatz zu den bisher verwendeten thermischen Belastungsindikatoren ist es mit Hilfe der PET möglich, sowohl Kälte- als auch Hitzebelastung zu quantifizieren.

Die Ergebnisse stellen sich im Vergleich zu Abbildung 5.46 realistischer dar. Die Hitzebelastung im Stadtbereich von Trier wird durch die Nutzung der PET deutlicher. Dies ist auf die Nutzung der zusätzlichen, für die thermische Belastung wichtigen Größen (a) Windgeschwindigkeit und (b) Globalstrahlung zu erklären.

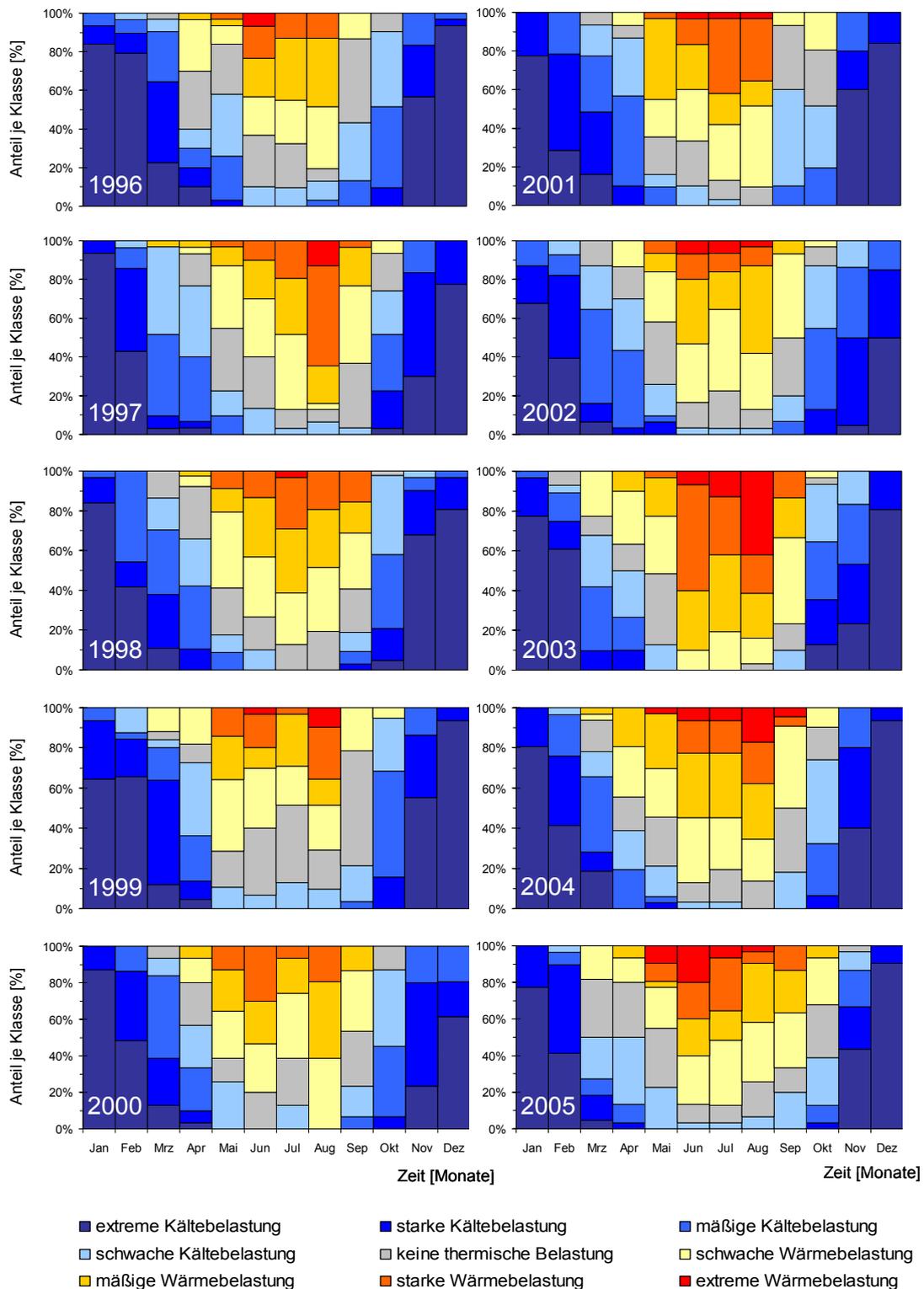


Abbildung 5.47: Anteil der PET-Werte an den jeweiligen thermophysiologicalen Belastungsstufen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005 (Halbstundenwerte).

Dies wird vor allem anhand der Ergebnisse in den Sommermonaten des Jahres 2003 deutlich. Im August werden ca. 40 % der Fälle als extrem wärmebelastet charakterisiert. Wichtig sind auch die Bewertungen der thermischen Belastung in den Wintermonaten, da während dieses Zeitraums die Mortalitäts- und Morbiditätsraten ihr jährliches Maximum aufweisen. Gezielte Warnungen an entsprechende Risikogruppen während dieses Zeitraums können eine sinnvolle Ergänzung zu einem Hitzewarnsystem sein.

Insgesamt stimmen die Ergebnisse für die Stadt Trier gut mit Studien in vergleichbaren Städten in Österreich (Baden bei Wien, 230 m. ü. NN; Pörschach, 458 m ü. NN), oder der Stadt Freiburg im Breisgau überein, wobei letztere während der Sommermonate in der Regel höhere thermische Belastungen als die Stadt Trier aufweist (MATZARAKIS 2001, KOCH ET AL. 2005, MATZARAKIS ET AL. 2008).

In Abbildung 5.48 sind beispielhaft die absoluten PET-Werte für das Jahr 2003 sowie die langjährig gemittelten Werte für den Zeitraum 1996 bis 2005 für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee dargestellt. Dies verdeutlicht das extreme Hitzeereignis im Sommer 2003. Die mittleren PET-Werte für das Jahr 2003 entsprechen den mittleren Maximum-werten der Periode 1996 bis 2005. Vom 1. bis zum 14. August 2003 überschritten die PET-Werte die 35 °C Grenze und erreichten am 8. August das Maximum mit 50,8 °C.

Auffallend in der Abbildung ist, dass die minimalen PET-Werte des Jahres 2003, besonders im Juli und August, sich praktisch kaum von denen des langjährigen Mittels unterscheiden. Dies entspricht nicht der subjektiven Wahrnehmung während einer solchen Hitzeperiode in der vor allem die Nächte als belastend empfunden werden, da infolge der hohen Temperaturen die nächtliche Regenerationsphase des Menschen deutlich behindert wird. Dies kann jedoch durch die Messwerterfassung

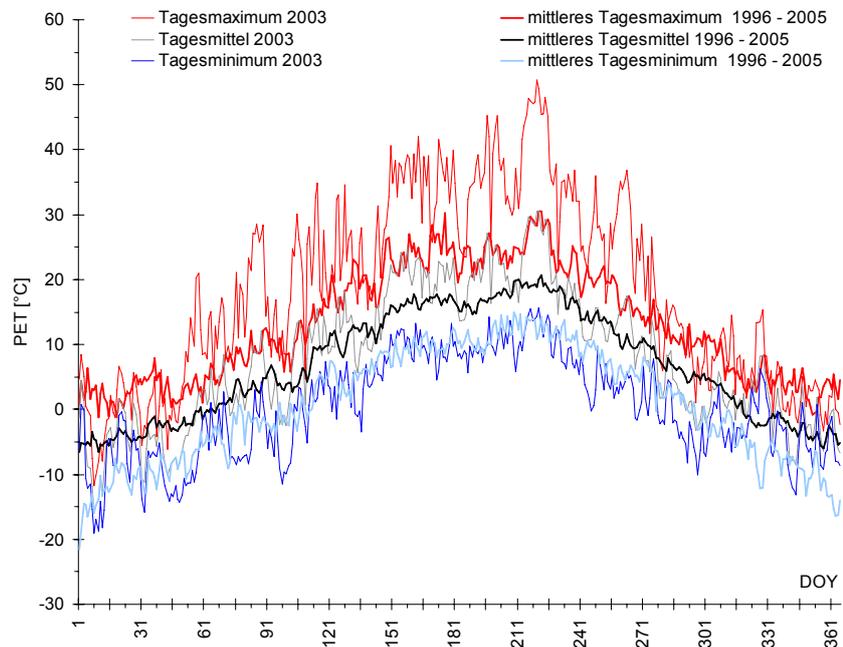


Abbildung 5.48: Tagesmittel-, Maximum- und Minimumwerte der PET-Werte in °C für das Jahr 2003 sowie langjährig gemittelte Werte, Zeitraum 1996 bis 2005, ZIMEN-Station Trier-Ostallee.

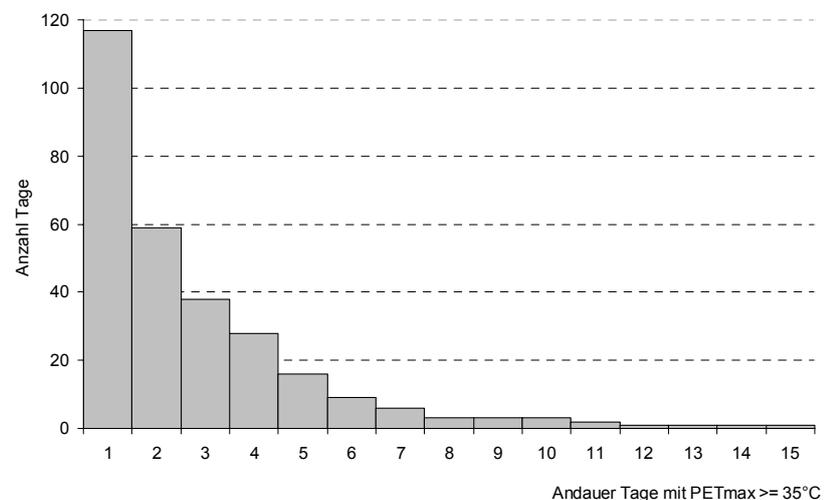


Abbildung 5.49: Andauer von Tagen mit maximalen PET-Werten ≥ 35 °C an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005.

bedingt sein. Während die gemessenen Lufttemperaturen im Freien an einem gut durchlüfteten Standort gemessen werden, gehen die PET-Werte während der Nacht entsprechend zurück. Die Innenräume heizen sich jedoch gerade bei länger anhaltenden Hitzeepisoden immer mehr auf, was zu einer nachhaltigen thermischen Belastung der Bewohner führen kann. Im Hinblick auf ein mögliches Hitzewarnsystem muss dieser Punkt dringend berücksichtigt werden, da nur dann sinnvolle Warnhinweise gegeben werden können. Zusätzlich muss auch angemerkt werden, dass bis heute keine einheitliche Definition des Begriffes Hitzewelle oder Hitzeperiode existiert (JENDRITZKY ET AL. 2008). Das der Sommer 2003 mit den beiden Hitzeepisoden im Juli und August ein Extremereignis auch im Hinblick auf die Andauer der Hitzeperioden war, ist aus Abbildung 5.49 zu ersehen. Im Mittel dauern Perioden mit PET-Werten über 35 °C in Trier nur 2,8 Tage. Perioden mit einer Andauern von länger als 5 Tagen sind im Untersuchungsgebiet extrem selten.

Auf eine ausführliche Darstellung der mittels RayMan berechneten PMV-Ergebnisse wird hier verzichtet. Die Abbildungen 5.50a bis 5.50c zeigen Scatterplots der PMV- und PET-Werte der ZIMEN-Station Trier-Ostallee für den Zeitraum 1996 bis 2005. Sowohl die Mittelwerte als auch die Maximum und Minimum der PET und PMV Werte sind sehr hoch miteinander korreliert. Somit sind von weiteren Auswertungen der PMV-Werte keine neuen Ergebnisse zu erwarten. Des Weiteren eignen sich, wie bereits erwähnt, die PET wegen der vertrauten Einheit °C besser zur Information der Öffentlichkeit.

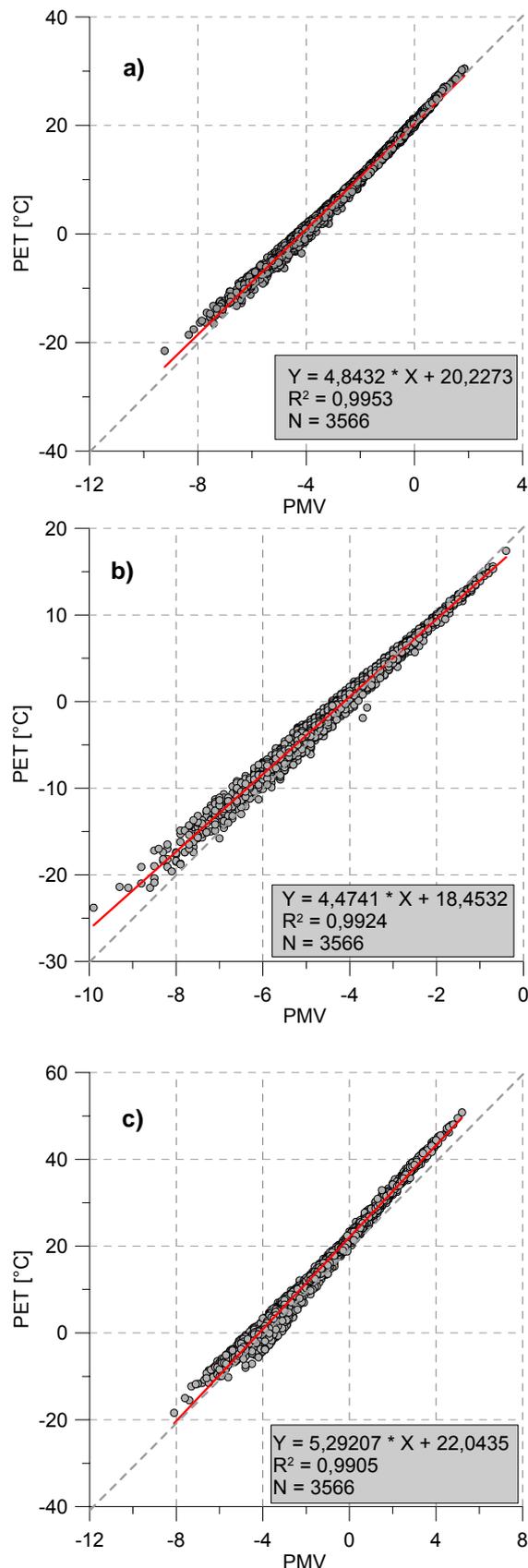


Abbildung 5.50: Scatterplot der PMV- und PET-Werte a) Tagesmittelwerte, b) Tagesminimumwerte, c) Tagesmaximumwerte), berechnet aus Halbstundenwerten an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005.

5.3 Der Einfluss verschiedener meteorologischer Größen auf Verkehrsunfallhäufigkeiten in Trier

Die Sicherheit im Straßenverkehr wird von vielen Faktoren gesteuert. Neben den menschlichen Faktoren wie Fahrstil und Können des jeweiligen Fahrers und dem technischen Zustand der Kraftfahrzeuge spielt der Einfluss des aktuellen Wetters eine entscheidende Rolle. Regen, Nebel, Schnee, Eis und die Lufttemperatur verändern permanent die Bedingungen für den Fahrer. Das Statistische Landesamt Rheinland-Pfalz registrierte im Jahr 2003 vier Verkehrstote und 431 Verletzte bei Verkehrsunfällen im Stadtgebiet von Trier. Dabei werden an einzelnen Punkten bis zu 15 Unfällen registriert. An der Mehrheit der Unfälle im Stadtgebiet sind Pkws (65 %) gefolgt von Radfahrern (11 %) und Motorradfahrern (10 %) beteiligt (TRIERISCHER VOLKSFREUND NR. 121 VOM 25. MAI 2004). Die Auswertungen beschränken sich auf den Einfluss der Lufttemperatur und des Niederschlags. Datengrundlage bilden alle im Zeitraum 1995 bis 2003 durch die Polizei erfassten Verkehrsunfälle, sowie die zeitlich hoch aufgelösten meteorologischen ZIMEN Datensätze (Halbstundenwerte).

Ende der sechziger und in den siebziger Jahren untersuchten ROONEY (1967), DE FREITAS (1975) und CHANGNON (1979b) den Einfluss von extremen Schneefallereignissen auf die Häufigkeit von Verkehrsunfällen. In den folgenden Jahren konzentrierten sich weitere Studien auf die Auswirkungen von Niederschlagsereignissen auf Unfälle. Arbeiten von CODLING (1974) und SMITH (1982) in England, BERTNESS (1980) in den USA und ANDREY & YAGAR (1993) sowie ANDREY (2000) in Kanada wiesen signifikant höhere Verkehrsunfallhäufigkeiten während Niederschlagsereignissen nach. Studien von EDWARDS (1998) untersuchen Zusammenhänge zwischen der Schwere von Unfällen und denen im Unfallbericht aufgenommenen Wetterbedingungen. Neuere Untersuchungen konzentrieren sich nicht nur auf den Einfluss des Niederschlags sondern, berücksichtigen auch die Lufttemperatur und die Sichtverhältnisse. Nach einer Studie von ARMINGER ET AL. (1996) ereignen sich an heißen Tagen mehr Unfälle als an kühlen Tagen. Dies zeigt, dass auch die Rolle des meteorologischen Parameters Lufttemperatur bei aktuellen Untersuchungen genauer untersucht werden muss.

Informationen über die Anzahl der Unfälle liegen für den Zeitraum vom 1.1.1995 bis zum 31.8.2003 vor. Neben der genauen Uhrzeit und weiteren, für die Auswertung nicht relevanten Informationen, existieren Informationen über die Schwere der Unfälle, gegliedert nach 5 Unfallkategorien (Tabelle 5.17). Für die Kategorie 5 liegt keine geschlossene

Tabelle 5.17: Unfallkategorien.

Unfallkategorie	Schwere des Unfalls
1	Unfall mit Toten
2	Unfall mit Schwerverletzten
3	Unfall mit Leichtverletzten
4	Schwerwiegender Unfall mit Sachschaden
5	Sonstiger Unfall mit Sachschaden

Datenreihe für den gesamten Zeitraum vor. Deswegen ergeben sich für die Untersuchung zwei Auswertezwischenräume. Für die Kategorien 1 bis 4 wird die gesamte Periode vom 1.1.1995 bis 31.8.2003 ausgewertet, für die Kategorie 5 nur der kürzere Zeitraum von 1.1.1999 bis 31.8.2003. Da jedoch der größte Teil der Unfälle in die Kategorie 5 fällt (Tabelle 5.18), konzentriert sich der Hauptteil der Auswertung auf den kürzeren fünfjährigen Zeitraum.

Tabelle 5.18: Anzahl der Unfälle je Kategorie und Jahr des gesamten Datensatzes.

Kategorie	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Summe
1	4	7	4	5	6	5	4	2	4	41
2	121	102	103	96	98	78	82	99	53	831
3	381	395	370	421	405	461	436	471	306	3.646
4	198	153	146	172	120	137	175	190	121	1.412
5	955	907	918	811	3.778	3.852	3.374	4.522	3.336	22.453
Summe	1.659	1.564	1.541	1.505	4.406	4.533	4.071	5.284	3.820	28.383

Datenreihe 1995 – 2003

Die lange Reihe (Unfallkategorie 1 bis 4) deckt den Zeitraum vom 1.1.1995 bis zum 31.8.2003 ab. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 5.930 Unfälle polizeilich erfasst. Lineare Trendanalysen der Monatssummen der Unfallhäufigkeiten zeigen statistisch signifikante (96,7 %) positive Trends der Unfälle im Stadtgebiet. Um den Einfluss der meteorologischen Parameter auf die Unfallhäufigkeiten zu quantifizieren, werden bestimmte Bedingungen, wie Fälle mit und ohne Niederschlag, Über- oder Unterschreitung von bestimmten Temperaturschwellen oder Kombinationen dieser Bedingungen definiert. Es folgt der t-Test zur Prüfung, ob sich die Unfallhäufigkeit unter diesen Bedingungen signifikant von der Grundgesamtheit der Unfälle unterscheidet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.19 zusammengefasst.

Tabelle 5.19: Stunden pro Unfall bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen (Kategorie 1 bis 4).

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Mittelwert ges.	Mittelwert sig.
Gesamt											
Anzahl der Halbstundenwerte	17.520	17.568	17.520	17.520	17.520	17.568	17.520	17.520	14.593		
Unfälle	704	657	623	694	628	681	697	762	484		
Stunden pro Unfall	12,4	13,4	14,1	12,6	13,9	12,9	12,6	11,5	15,1	13,2	x
kein Niederschlag											
Anzahl der Halbstundenwerte	14.592	16.583	16.266	16.167	16.250	15.837	15.963	14.423	13.782		
Unfälle	549	603	567	613	573	591	609	619	443		
Stunden pro Unfall	13,3	13,8	14,3	13,2	14,2	13,4	13,1	11,7	15,6	13,6	x
Niederschlag > 0 mm											
Anzahl der Halbstundenwerte	1.415	952	1.221	1.349	1.263	1.692	1.554	1.208	812		
Unfälle	85	54	55	84	54	87	88	63	41		
Stunden pro Unfall	8,3	8,8	11,1	8,0	11,7	9,7	8,8	9,6	9,9	9,6	8,9
Lufttemperatur < 0 °C											
Anzahl der Halbstundenwerte	1.119	2.230	1.383	1.278	838	605	1.084	843	1.301		
Unfälle	41	48	24	37	19	16	25	25	40		
Stunden pro Unfall	13,6	23,2	28,8	17,3	22,1	18,9	21,7	16,9	16,3	19,9	21,7
Lufttemperatur > 0 °C											
Anzahl der Halbstundenwerte	15.096	15.249	16.067	16.195	16.638	16.911	16.368	15.662	13.472		
Unfälle	598	607	597	653	609	662	671	693	443		
Stunden pro Unfall	12,6	12,6	13,5	12,4	13,7	12,8	12,2	11,3	15,2	12,9	x
Lufttemperatur > 25 °C											
Anzahl der Halbstundenwerte	922	541	753	577	810	616	756	544	1.316		
Unfälle	65	34	40	37	31	43	55	42	80		
Stunden pro Unfall	7,1	8,0	9,4	7,8	13,1	7,2	6,9	6,5	8,2	8,2	7,6
Lufttemperatur > -1 °C - < 1°C											
Anzahl der Halbstundenwerte	736	1.366	740	1.078	748	402	1.058	435	549		
Unfälle	24	42	12	41	18	10	31	11	16		
Stunden pro Unfall	15,3	16,3	30,8	13,1	20,8	20,1	17,1	19,8	17,2	18,9	22,1
Lufttemperatur > -1 °C - < 1°C und Niederschlag > 0mm											
Anzahl der Halbstundenwerte	15	63	39	74	50	15	105	3	13		
Unfälle	3	0	0	4	1	0	1	0	2		
Stunden pro Unfall	2,5			9,3	25,0		52,5		3,3	18,5	26,9

blau: Wert nicht signifikant

rot: Wert signifikant ($\alpha < 0.05$)

Im Durchschnitt ereignete sich im Stadtgebiet im Zeitraum von 1995 bis 2003 alle 13,2 Stunden ein Unfall. Dieser Wert variiert zwischen 11,5 Stunden im Jahr 2002 bis 15,1 Stunden im Jahr 2003. Diese Durchschnittswerte bilden die Bezugsbasis für die unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen. Als erste Bedingung wurden diejenigen Fälle selektiert, in denen die Halbstundensumme des Niederschlags gleich Null war, also mit trockenen Straßenbelägen zu rechnen ist. Die Stundenzahl, in der ein Unfall beobachtet wird erhöht sich leicht, jedoch sind die Unterschiede nicht signifikant. Anders sieht dies bei der Bedingung: Halbstundenwert der Niederschlagssumme größer Null aus. Die durchschnittliche Zahl der Stunden ohne Unfall verkürzt sich von 13,2 Stunden auf 9,6 Stunden. Betrachtet man den Mittelwert der signifikanten Werte, so nimmt die Zahl der unfallfreien Stunden um 32,6 % auf 8,9 Stunden pro Unfall ab. Im nächsten Schritt wird der Einfluss der

Lufttemperatur auf die Häufigkeit der Unfälle untersucht. Die Annahme, dass bei tiefen Temperaturen vermehrt Unfälle zu beobachten sind, kann nicht bestätigt werden. Die Zahl der Stunden ohne Unfall erhöht sich bei Lufttemperaturen unter 0 °C deutlich. Auffällig sind jedoch die erhöhten Unfallzahlen bei Lufttemperaturen größer 25 °C. Die durchschnittliche Zahl von Stunden ohne Unfall nimmt noch deutlicher ab als bei Niederschlagsereignissen. Im Durchschnitt ereignet sich bei Temperaturen oberhalb von 25 °C alle 7,6 Stunden ein Unfall. Es scheint, dass die erhöhte thermische Belastung zu erhöhter Unachtsamkeit, verminderter Reaktionszeit und somit zu erhöhten Unfallzahlen führt. Des Weiteren wurden die Unfallhäufigkeiten bei Frostwechsel und Frostwechsel kombiniert mit Niederschlag untersucht. Eine Interpretation der Ergebnisse erscheint jedoch nicht sinnvoll, da die Anzahl der beobachteten Fälle sehr gering wird. Tendenziell sind weniger Unfälle bei diesen meteorologischen Bedingungen zu beobachten.

Datenreihe 1999 - 2003

Die kurze Datenreihe deckt den Zeitraum vom 1.1.1999 bis zum 31.8.2003 ab. Die Anzahl der Unfälle durch die Berücksichtigung der Kategorie 5 erhöht sich deutlich. Analog zu der Datenreihe der Kategorien 1 bis 4 zeigen Trendanalysen der Monatssummen signifikant (> 99 %) positive Trends. Die Unfalldaten zeigen einen deutlichen Wochengang mit geringeren Unfallzahlen an den

Tabelle 5.20: Stunden pro Unfall bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen (Kategorie 1 bis 5).

	1999	2000	2001	2002	2003	Mittelwert ges.	Mittelwert sig.
Gesamt							
Anzahl der Halbstundenwerte	17520	17568	17520	17520	11644		
Unfälle	4406	4533	4071	5284	3408		
Stunden pro Unfall	2,0	1,9	2,2	1,7	1,7	1,9	x
kein Niederschlag							
Anzahl der Halbstundenwerte	16249	15837	15963	14423	11020		
Unfälle	3946	3899	3575	4144	3181		
Stunden pro Unfall	2,1	2,0	2,2	1,7	1,7	2,0	1,8
Niederschlag > 0 mm							
Anzahl der Halbstundenwerte	1263	1692	1557	3097	644		
Unfälle	455	619	496	1140	227		
Stunden pro Unfall	1,4	1,4	1,6	1,4	1,4	1,4	1,4
Lufttemperatur < 0 °C							
Anzahl der Halbstundenwerte	838	605	1083	843	1268		
Unfälle	144	127	176	201	322		
Stunden pro Unfall	2,9	2,4	3,1	2,1	2,0	2,5	2,6
Lufttemperatur > 0 °C							
Anzahl der Halbstundenwerte	16637	16911	16368	15661	10381		
Unfälle	4248	4384	3885	4733	3085		
Stunden pro Unfall	2,0	1,9	2,1	1,7	1,7	1,9	x
Lufttemperatur > 25 °C							
Anzahl der Halbstundenwerte	810	616	756	544	1238		
Unfälle	289	280	281	275	555		
Stunden pro Unfall	1,4	1,1	1,3	1,0	1,1	1,2	1,2
Lufttemperatur > -1 °C - < 1°C							
Anzahl der Halbstundenwerte	674	351	1010	400	462		
Unfälle	158	73	179	91	127		
Stunden pro Unfall	2,1	2,4	2,8	2,2	1,8	2,3	2,5
Lufttemperatur > -1 °C - < 1°C und Niederschlag > 0mm							
Anzahl der Halbstundenwerte	47	12	99	2	12		
Unfälle	18	0	31	4	5		
Stunden pro Unfall	1,3		1,6	0,3	1,2	1,1	x

blau: Wert nicht signifikant

rot: Wert signifikant (α < 0.05)

verkehrsschwächeren Wochenenden. In den Abend- und Nachtstunden konnten keine erhöhten Unfallzahlen (Diskothekenopfer) nachgewiesen werden. Des Weiteren ist ein Jahresgang mit einem Maximum im Herbst festzustellen.

Der Einfluss des Wettergeschehens auf die Unfallhäufigkeiten wird analog zu dem Vorgehen bei der langen Reihe untersucht. Tabelle 5.20 zeigt die Ergebnisse der statistischen Auswertungen. Da bei der kurzen Reihe jetzt auch die Unfälle der Kategorie 5 „sonstige Unfälle mit Sachschaden“ be-

rücksichtig werden, erhöht sich die Anzahl der auswertbaren Unfälle deutlich. Durchschnittlich geschah in den Jahren 1999 bis 2003 alle 1,9 Stunden ein Unfall im Stadtgebiet. Diese mittleren jährlichen unfallfreien Stunden dienen erneut als Referenz für den Vergleich mit den Unfällen bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen. Die Ergebnisse der Auswertungen der langen Reihe mit den Kategorien 1 bis 4 werden bestätigt. Sowohl Niederschlagsereignisse als auch hohe Lufttemperaturen verkürzen die unfallfreie Zeit signifikant. Die Aussagen zum Einfluss der Frostwechselereignisse können durch die vergrößerte Fallzahl erhärtet werden. Eine signifikante Erhöhung der Unfallzahlen bei Frost oder Frostwechsel ist nicht erkennbar.

Eine weitere Vermutung sind erhöhte Unfallzahlen bei Niederschlagsereignissen nach längeren Trockenperioden. Hierzu wurden aus dem Niederschlagsdatensatz Perioden mit mindesten 120 Stunden ohne Niederschlag extrahiert. Danach wurden die darauf folgenden 3 Stunden auf erhöhte Unfallzahlen untersucht. Es ist davon auszugehen, dass sich nach langen Trockenperioden durch den einsetzenden Niederschlag ein Schmierfilm aus Staub, Öl und Benzinrückständen auf der Fahrbahn bildet, der aber nach drei Stunden mit Niederschlag nicht mehr vorhanden ist. Die Tabelle 5.21 zeigt zwar eine erhöhte Anzahl der Unfälle, jedoch sind diese Werte statistisch nicht signifikant. Anlehnend an die Untersuchungen von EISENBERG (2004) wird schrittweise geprüft, ob eine

Tabelle 5.21: Unfälle im Zeitraum von 3 Stunden nach Trockenperioden von mindestens 5 Tagen Andauer.

	Anzahl Trockenperioden (< 120 h)	Anzahl Unfälle pro Stunde während Trockenperioden	Anzahl Unfälle pro Stunde nach Trockenperioden (3 h)
1999	18	2,13	1,80
2000	11	2,33	1,43
2001	14	2,51	0,86
2002	16	1,64	1,30
2003	10	1,74	1,50

zeitliche Verschiebung zwischen den meteorologischen Parametern und den beobachteten Unfällen zu anderen Ergebnissen führt. Dazu wird die Reihe der Unfalldaten um 30 Minuten nach hinten verschoben. So kann beispielsweise untersucht werden, ob hohe Lufttemperaturen, die über einen längeren Zeitraum wirken zu anderen Ergebnissen führen. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tabelle 5.22 dargestellt. Die Anzahl der Halbstundenwerte sowie die Gesamtzahl der Unfälle bleiben unverändert, es ändert sich nur die Anzahl der Unfallereignisse pro meteorologischer Nebenbedingung. Die Anzahl der Unfälle bei Niederschlagsereignissen nimmt geringfügig ab, ansonsten sind keine signifikanten Veränderungen festzustellen.

Die Auswertungen zeigen, dass das aktuelle Wettergeschehen signifikant nachweisbare Auswirkungen auf die Unfallhäufigkeit im Raum Trier hat. Die Annahme, dass vor allem bei winterlichen Straßenverhältnissen mit Frost, Schnee- und Eisglätte mit erhöhten Unfallzahlen zu rechnen sei, wurde nicht bestätigt. Wahrscheinlich sind im Winter die Risiken im Straßenverkehr so offensichtlich, dass die Mehrzahl der Verkehrsteilnehmer ihre Fahrweise den Witterungsbedingungen anpasst. Auffällig ist jedoch die statistisch signifikante Zunahme der Unfallhäufigkeiten im Stadtgebiet bei hohen Lufttemperaturen. Hohe Lufttemperaturen wirken direkt auf den Menschen und können zu Müdigkeit, Kopfschmerzen und zur Beeinträchtigung des Herz-Kreislauf-Systems führen. Alle diese Faktoren führen zu einer Verlängerung der Reaktionszeit und somit zu erhöhter Unfallwahrscheinlichkeiten. Außerdem führen anhaltend optimale Wetterbedingungen (hohe Lufttemperaturen, kein Niederschlag, usw.) zu einem erhöhten Verkehrsaufkommen.

Nach Untersuchungen von Verkehrspsychologen findet eine dauerhafte Anpassung an die herrschenden wetterbedingten Herausforderungen beim Autofahren nur selten statt. Das eigene Fahrverhalten wird meist nur bei offensichtlichen Extremsituationen hinterfragt und für kurze Zeit geändert. Dieses Verhalten kann die erhöhten Unfallhäufigkeiten bei Lufttemperaturen über 25 °C teilweise erklären, weil hohe Lufttemperaturen nicht als Gefahr erkannt, und keine Veränderung des eigenen Fahrverhaltens erfolgt.

Die wetterbedingten Risikofaktoren sind, wie die Auswertungen gezeigt haben, auch im Raum Trier nicht zu unterschätzen. Bei der Beachtung einiger Empfehlungen kann die Häufigkeit von wetterbedingten Verkehrsunfällen entscheidend verringert werden.

- Sensibilisierung der Verkehrsteilnehmer für die Thematik.
- Fahrgeschwindigkeit und Fahrverhalten müssen den herrschenden Witterungsbedingungen angepasst werden. Vor allem bei schlechter Sicht, Straßenglätte oder Aquaplaninggefahr muss der Sicherheitsabstand unbedingt eingehalten werden.
- Gerade bei ungünstigen Witterungsbedingungen sollten die Verkehrsteilnehmer zum passiven Fahrverhalten aufgefordert werden.
- Die allgemeinen Tempobeschränkungen gelten nur für optimale Straßen- und Witterungsbedingungen. Bei deren Beeinträchtigungen muss auf jeden Fall die Fahrgeschwindigkeit deutlich reduziert werden.
- Verkehrsinformationsdienste sind die wichtigste Informationsquelle für den Verkehrsteilnehmer. Neben den bisher üblichen Warnungen vor Nebel oder Straßenglätte, sollten auch Hinweise über die erhöhte Unfallgefahr bei erhöhten Lufttemperaturen gegeben werden (JUNK ET AL. 2005).

Tabelle 5.22: Stunden pro Unfall bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen (Unfallreihe um 30 Minuten versetzt).

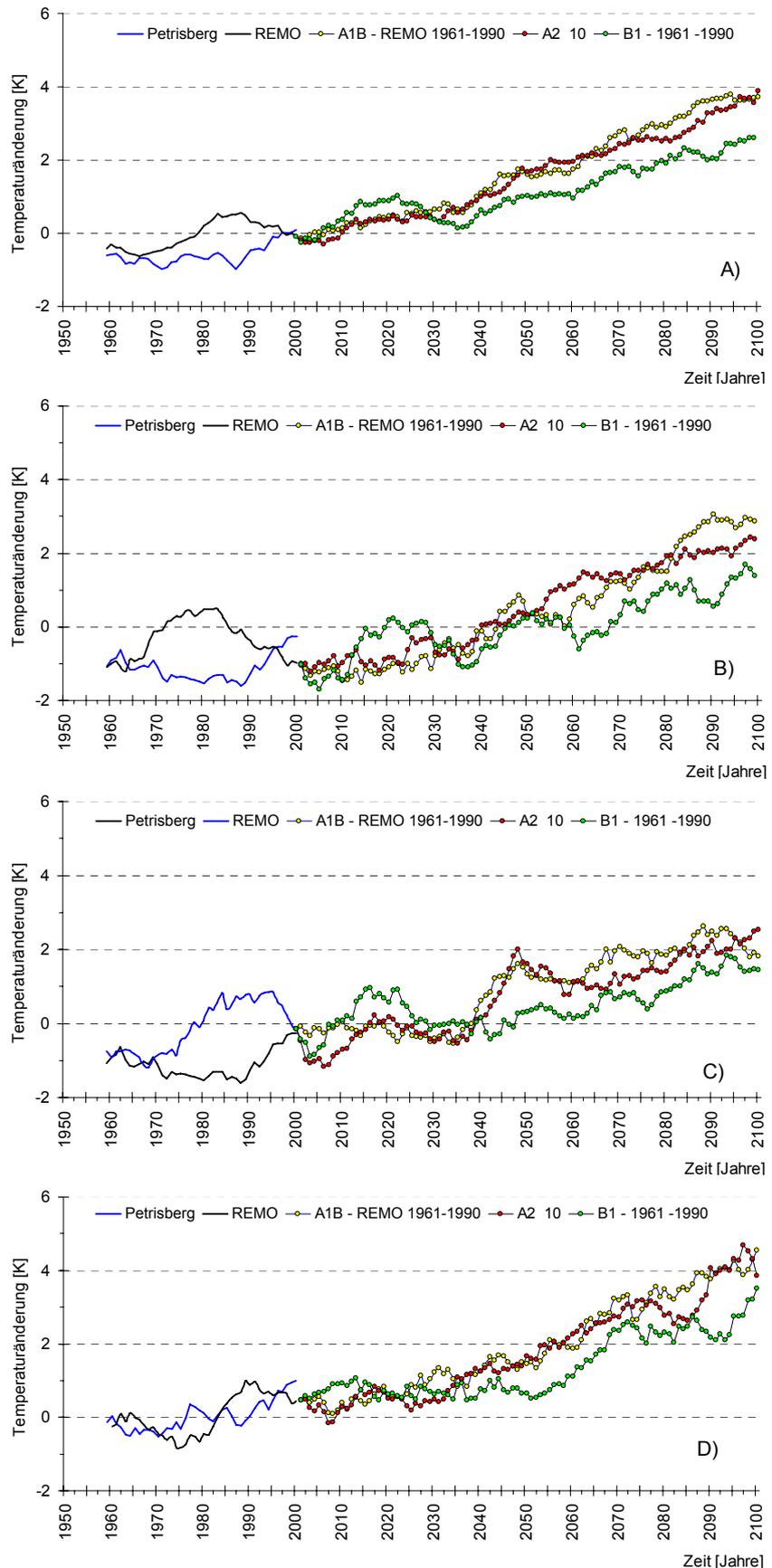
	1999	2000	2001	2002	2003	Mittelwert
Gesamt						ges.
Anzahl der Halbstundenwerte	17520	17568	17520	17520	11644	
Unfälle	4406	4533	4071	5284	3408	
Stunden pro Unfall	2,0	1,9	2,2	1,7	1,7	1,9
kein Niederschlag						
Anzahl der Halbstundenwerte	16248	15837	15963	14423	11020	
Unfälle	3975	3924	3606	4190	3192	
Stunden pro Unfall	2,0	2,0	2,2	1,7	1,7	1,9
Niederschlag > 0 mm						
Anzahl der Halbstundenwerte	1263	1732	1558	3097	644	
Unfälle	426	609	465	1094	216	
Stunden pro Unfall	1,5	1,4	1,7	1,4	1,5	1,5
Lufttemperatur < 0 °C						
Anzahl der Halbstundenwerte	838	605	1083	843	1268	
Unfälle	141	124	168	205	322	
Stunden pro Unfall	3,0	2,4	3,2	2,1	2,0	2,5
Lufttemperatur > 0 °C						
Anzahl der Halbstundenwerte	16637	16911	16368	15661	10381	
Unfälle	4246	4386	3893	4742	3085	
Stunden pro Unfall	2,0	1,9	2,1	1,7	1,7	1,9
Lufttemperatur > 25 °C						
Anzahl der Halbstundenwerte	810	616	756	544	1238	
Unfälle	283	287	279	274	561	
Stunden pro Unfall	1,4	1,1	1,4	1,0	1,1	1,2
Lufttemperatur > -1 °C - < 1°C						
Anzahl der Halbstundenwerte	674	351	1010	400	462	
Unfälle	160	77	182	96	119	
Stunden pro Unfall	2,1	2,3	2,8	2,1	1,9	2,2
Lufttemperatur > -1 °C - < 1°C und Niederschlag > 0mm						
Anzahl der Halbstundenwerte	47	12	99	2	12	
Unfälle	15	0	19	6	5	
Stunden pro Unfall	1,6		2,6	0,2	1,2	1,4

5.4 REMO Klimaprojektionen

5.4.1 Bodennahe Lufttemperatur

Die Veränderung des Klimas gilt inzwischen als unumstritten. Der 4. Sachstandsbericht des IPCC wurde im Jahr 2007 veröffentlicht und stellt den aktuellen Kenntnisstand zur weltweiten Klimaveränderung dar. Um die zukünftige Entwicklung der thermischen und hygrischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet beurteilen zu können, werden die Daten des regionalen Klimamodells REMO (siehe Kapitel 4.3) genutzt. Es handelt sich hierbei um eine dynamische Regionalisierung mit der Modellkette ECHAM5/MPI-OM und REMO, sodass ein regionales Klima unter Berücksichtigung von globalen Antriebsdaten berechnet wird (UBA 2008). Dabei werden am Modellrand nur die Größen Temperatur, Luftdruck, dreidimensionaler Windvektor sowie die Luftfeuchtigkeit an REMO übergeben; alle anderen Größen werden direkt im Modell berechnet.

Basierend auf verschiedenen Emissionsszenarien (A1B, A2, B1) wird das Klima der nächsten 100 Jahren (2001 bis 2100) berechnet. Klimaprojektionen sind nicht in der Lage, den Zustand der Atmosphäre für einen bestimmten Tag in der Zukunft zu berechnen, sondern die Statistik des



Zustandes der Atmosphäre. Von besonderem Interesse ist dabei die Frage, inwieweit sich die Häufigkeit von Extremereignissen, wie z. B. Hitzewellen und Trockenperioden oder Starkniederschläge, verändert. Um Aussagen über Klimaänderungen treffen zu können sind generell nur Vergleiche zwischen dem Kontrolllauf (1951 bis 2000) und den verschiedenen Szenarien-Modell-

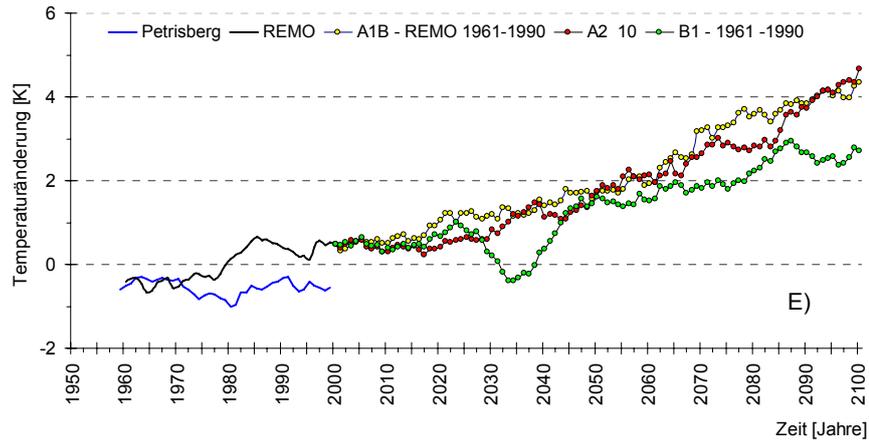


Abbildung 5.51: Abweichung der Lufttemperatur A) Jahresmittelwerte, B) Mittelwerte Winter, C) Mittelwerte Frühjahr, D) Mittelwerte Sommer, E) Mittelwerte Herbst von der Referenzperiode 1961 bis 1990 (aus REMO Daten) für den Zeitraum 1950 bis 2000 (Petrisberg & REMO Kontrolllauf) sowie 2001 bis 2100 für die REMO Szenarien A1B, A2 und B1. Alle Reihen der Lufttemperatur sind 10-jährig gleitend gemittelt.

läufen (2001 bis 2100) sinnvoll. Die Auswertungen der REMO Datensätze zeigen, dass das Modell generell die sommerlichen Monatsmitteltemperaturen um 1,0 K bis 2,0 K überschätzt, während die Wintertemperaturen um ca. 1,0 K unterschätzt werden. Dies betrifft vor allem das morgendliche Temperaturminimum kurz vor Sonnenaufgang, welches von REMO überschätzt wird.

Die Abbildung 5.51 zeigt die Jahresmittelwerte (A) und die Mittelwerte der einzelnen meteorologischen Jahreszeiten (B bis E) der Lufttemperaturen des Kontrolllaufes von REMO (1951 bis 2000) im Vergleich zu den Jahresmittelwerten der Station Trier-Petrisberg für den gleichen Zeitraum. Alle Datenreihen der Abbildung 5.51 sind zehnjährig gleitend gemittelt. Betrachtet man den gesamten Zeitraum, so ergibt sich eine mittlere Differenz von 0,41 K. Dies stimmt mit dem Wert von + 0,5 K überein, der als Differenz (CRU - REMO) zwischen dem langjährigen Deutschlandmittel, berechnet aus CRU-Daten und dem REMO Validierungslauf, angegeben wird (CRU TS 1.2 Datensatz für unter anderem Niederschlag und 2 m Lufttemperatur wird von der Climate Research Unit, University of East Anglia europaweit auf einem 1/6° Gitter bereit gestellt) (UBA 2008). Bis Mitte der siebziger Jahre stimmen die Modellergebnisse besser mit den Messwerten der Station Trier-Petrisberg überein (mittlere Differenz: 0,27 K). In dem Zeitraum 1975 bis 2000 verdoppelt sich dieser Wert annähernd auf 0,52 K. Diese Unterschiede sind wie aus Abbildung 5.51 B) bis E) zu ersehen nicht über alle Jahreszeiten gleich verteilt. Vor allem in den meteorologischen Jahreszeiten Winter und Frühling zeigen sich relativ große Differenzen zwischen den gemessenen und modellierten Lufttemperaturen.

Des Weiteren ist in der Abbildung die Entwicklung der Lufttemperatur für die drei betrachteten IPCC Szenarien für den Zeitraum 2001 bis 2100 dargestellt. In der ersten Hälfte des Prognosezeit-

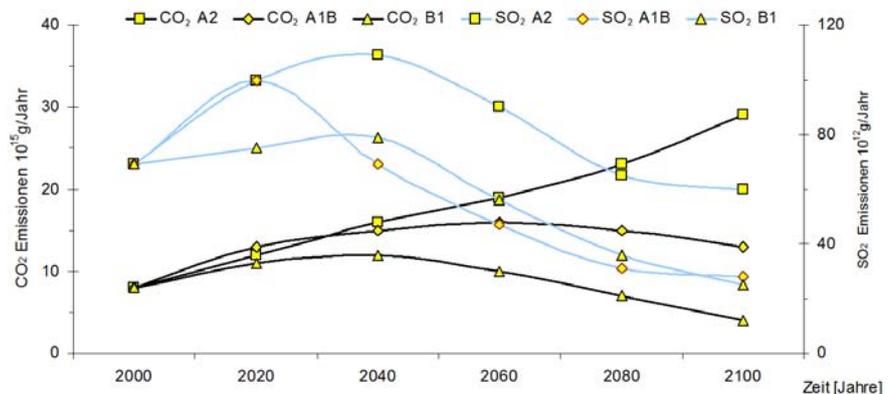


Abbildung 5.52: CO₂- und SO₂-Emissionen in den IPCC Szenarien A1, A1B und B1 nach NAKICENOVIC ET AL. (2000).

raums unterscheidet sich die Entwicklung der bodennahen Lufttemperatur der drei Szenarien nur geringfügig. Erst in der zweiten Hälfte wird der Unterschied zwischen dem optimistischeren B1 Szenario und den beiden A Szenarien deutlich. Obwohl die CO₂-Emissionen für A2 deutlich höher als für das A1B Szenario (Abbildung 5.52) sind, ist der Unterschied der simulierten Lufttemperatur eher gering. Dies liegt an der unterschiedlichen Menge an Schwefelaerosolen in den beiden Emissionsszenarien. Im Gegensatz zu den CO₂-Emissionen gehen die SO₂-Emissionen bei dem A1B Szenario schon ab 2020 deutlich zurück. Da Schwefelaerosole eine abkühlende Wirkung haben, wird im A2 Szenario der CO₂-bedingte Temperaturanstieg durch die höheren SO₂-Emissionen teilweise kompensiert.

Insgesamt stimmen die mit dem Modell REMO berechneten Werte der 2 m Lufttemperatur gut mit den Werten der Station Trier-Petrisberg überein. In Abbildung 5.53 A) sind die mittleren Unterschiede der 2 m Lufttemperatur in Kelvin zwischen REMO Modellwerten und Messwerten für die Klimanormalperiode 1961 bis 1990 auf jährlicher, saisonaler und monatlicher Basis dargestellt. Das Modell überschätzt, wie oben bereits beschrieben, die Jahresmitteltemperatur um durchschnittlich 0,42 K. Betrachtet man die Verteilung der Differenzen in einzelnen Monaten, so ist eine sehr gute Übereinstimmung in den Monaten Mai bis Oktober zu beobachten, während die größten Abweichungen in den Monaten März und April auftreten.

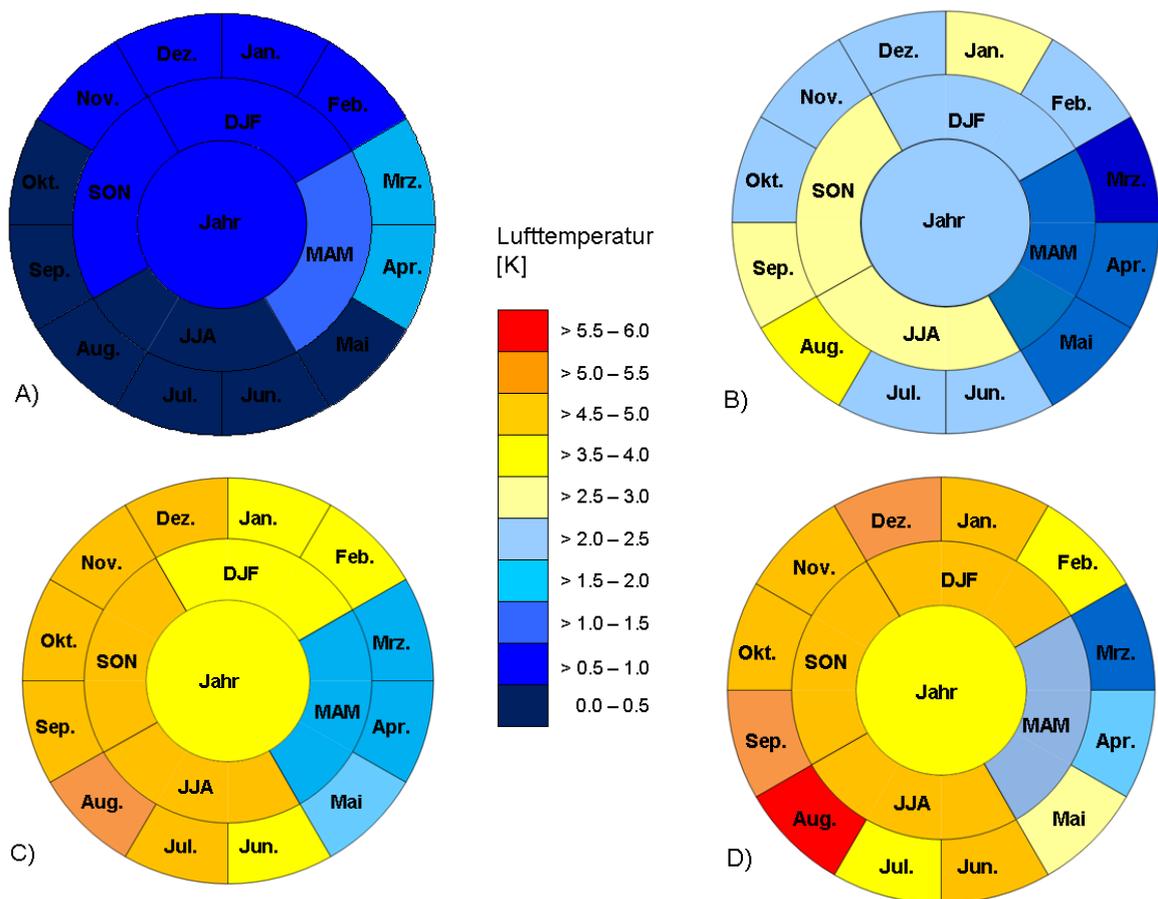


Abbildung 5.53: Schematische Darstellung der Unterschiede der 2 m Lufttemperatur in Kelvin im Vergleich zu der Klimanormalperiode 1961 bis 1990 auf jährlicher, saisonaler und monatlicher Basis. A) Unterschiede zwischen REMO Kontrolllauf und Daten der Station Trier-Petrisberg (1961 bis 1990), sowie zwischen dem Zeitraum 2071 bis 2100 gegenüber der Klimanormalperiode (beides berechnet aus REMO Daten) für das B1 Szenario B), das A2 Szenario C) und das A1B Szenario D).

Die prognostizierten Veränderungen der 2 m Lufttemperatur für den Zeitraum 2071 bis 2100 für die drei IPCC Emissionsszenarien A1B, A2 und B1 im Vergleich zu der Normalperiode 1961 bis 1990 sind in Abbildung 5.53 B) bis D) dargestellt. Die Werte der Normalperiode wurden aus den Daten des REMO Kontrolllaufs berechnet. Wie erwartet ist die Zunahme der 2 m Lufttemperatur bei dem B1 Szenario am geringsten. Es zeigt sich aber auch hier schon die bei allen drei analysierten Szenarien auftretende Tendenz zu einer stärkeren Erwärmung in den Sommermonaten. Am deutlichsten ist dies im August des A1B Szenarios mit einer durchschnittlichen Temperaturerhöhung von über 5,5 K zu beobachten. Anstelle der Darstellung der Datensätze der Minimum- und Maximumtemperatur erfolgt die Analyse über Ereignistage. Die Angaben über die Auftrittshäufigkeit von solchen durch Schwellenwerte definierten Tagen eignen sich gut zur Darstellung der Wirkung des veränderten Klimas auf den Menschen und die Natur. Genutzt werden bei den folgenden Auswertungen heiße Tage, Sommertage, Frosttage sowie Eistage (Definitionen siehe Kapitel 5.2.5.1). In Abbildung 5.55 und 5.56 ist der Vergleich der aus REMO Daten berechneten Ereignistage mit denen der Station Trier-Petrisberg für den Zeitraum 1950 bis 2000 dargestellt. In Abbildung 5.54a bis d sind die kumulierte Häufigkeiten dieser Ereignistage für den Zeitraum 2071 bis 2100 im Vergleich zu der Periode von 1971 bis 2000 dargestellt. Die kumulierte Anzahl der heißen Tage (Abbildung 5.54a) in dem 30-jährigen Referenzzeitraum 1971 bis 2000 beträgt

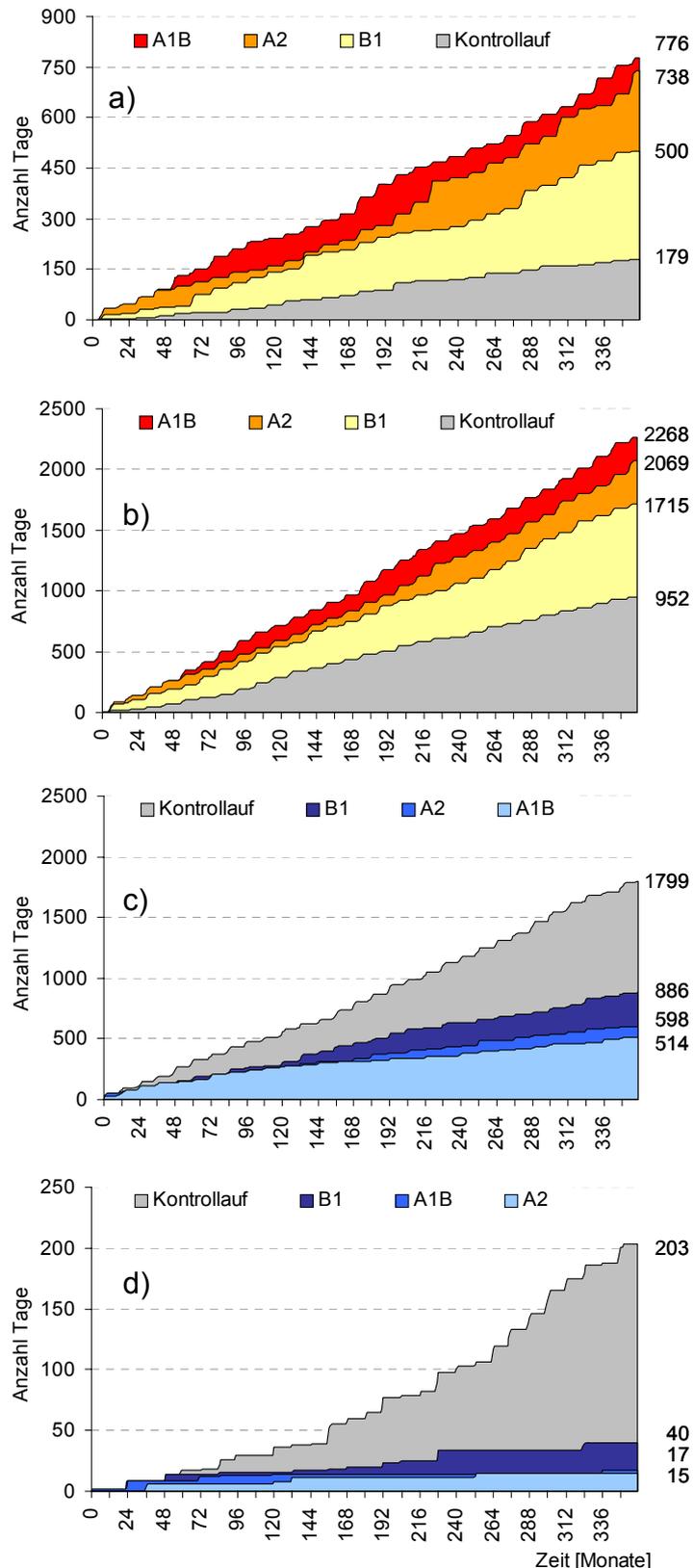


Abbildung 5.54: Kumulierte Anzahl der meteorologischen Ereignistage für die IPCC Szenarien A1B, A2 sowie B1, berechnet aus REMO Daten a) „heiße Tage“, b) „Sommertage“, c) „Frosttage“, d) „Eistage“ für den Referenzzeitraum 1971 bis 2000 (grau) und den Prognosezeitraum 2071 bis 2100 für den Raum Trier.

179 Tage. In allen drei Szenarien steigt die Anzahl stetig an. So werden für den Zeitraum 2071 bis 2100 für das B1 Szenario 500 Tage und 738 bzw. 776 für das A2 und A1B Szenario berechnet. Dies in Verbindung mit den Ergebnissen der veränderten Häufigkeiten der Sommertage (Abbildung 5.54c) sind ein klares Zeichen für die Zunahme der thermischen Belastung im Untersuchungsgebiet, da sowohl die Anzahl der Ereignisse aber auch die Andauer einzelner Belastungsperioden ansteigt. Dies hat sowohl direkte Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit (Hitze-stress) aber auch auf die Luftqualität in den Sommermonaten (erhöhte Ozonwerte, häufigere und längere Trockenepisoden mit erhöhter PM10 Belastung). Gleichzeitig nimmt während der Wintermonate die Anzahl der Eis- und Frosttage deutlich ab. Treten im Referenzzeitraum noch 203 Tage auf, an denen die Tagesmaximumtemperatur unter 0 °C bleibt so reduziert sich die Anzahl in den Szenarien auf 40 für das B1 Szenario und 17 bzw. 15 für das A1B und A2 Szenario. Positive Auswirkungen sind im Bereich des Heizenergieverbrauchs sowie des reduzierten Kältestresses zu erwarten. Von einer generell positiven Wirkung auf die Vegetation kann nicht ausgegangen werden, da auch bei weniger Frostereignissen weiterhin die Gefahr von Früh- oder Spätfrösten besteht.

Die Zunahme der thermischen Belastung wird besonders bei der Betrachtung der täglichen Maxima

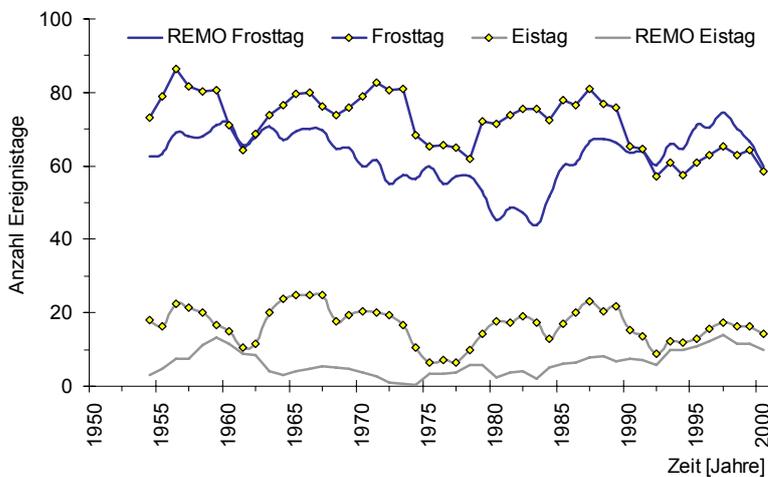


Abbildung 5.55: Vergleich der jährlichen Anzahl der Eis- und Frosttage, berechnet aus REMO Modelldaten und Messdaten der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1951 bis 2000.

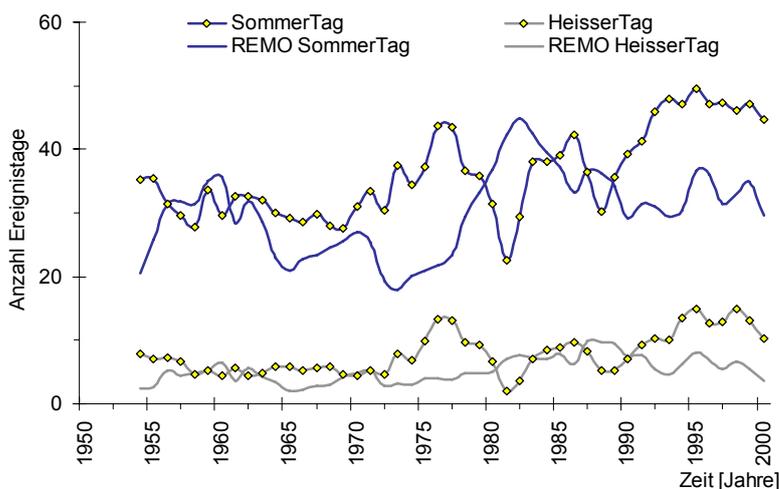


Abbildung 5.56: Vergleich der jährlichen Anzahl der Sommer- und heißen Tage, berechnet aus REMO Modelldaten und Messdaten der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1951 bis 2000.

der Lufttemperaturen für das Untersuchungsgebiet deutlich. In Abbildung 5.57 und 5.58 sind die absoluten Häufigkeitsverteilungen der täglichen Maxima der Lufttemperatur von REMO Daten (20CC und A1B Datensatz) für verschiedene Zeitscheiben im Vergleich zur Klimanormalperiode 1961 bis 1990 dargestellt.

Während sich die täglichen Maxima der Lufttemperaturen für den Zeitraum 2001 bis 2030 nur sehr geringfügig unterscheiden (Zunahme des Mittelwertes um 0,8 °C), verschiebt sich der langjährige Mittelwert der absoluten Maxima für den Zeitraum 2071 bis 2100 um mehr als 4,0 °C. Zur Beurteilung der thermischen Belastung sind jedoch sowohl in der Gegenwart als auch in der Zukunft die Andauer von Perioden mit hohen Lufttemperaturen wichtiger als das singuläre Auftreten von Extremwerten.

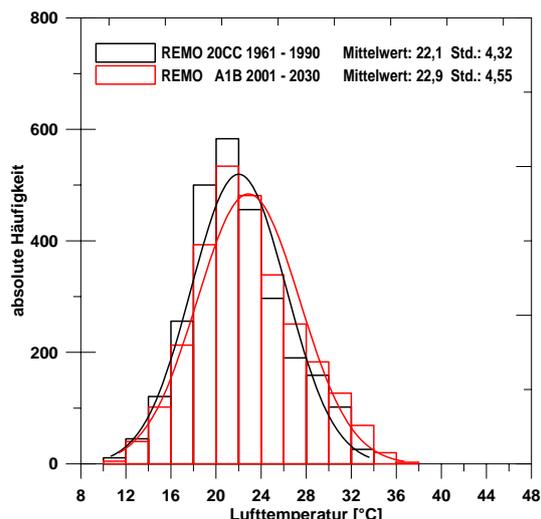


Abbildung 5.57: Absolute Häufigkeitsverteilungen der absoluten Tagesmaxima der Lufttemperatur aus REMO Daten (schwarz = REMO 20CC, Zeitraum 1961 bis 1990; rot = REMO A1B Szenario, Zeitraum 2001 bis 2030).

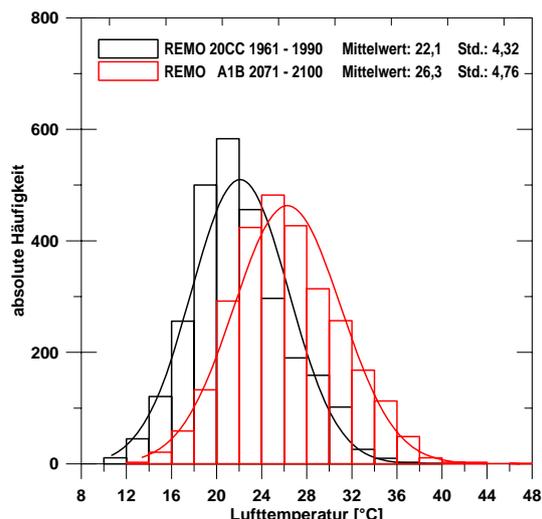


Abbildung 5.58: Absolute Häufigkeitsverteilungen der absoluten Tagesmaxima der Lufttemperatur aus REMO Daten (schwarz = REMO 20CC, Zeitraum 1961 bis 1990; rot = REMO A1B Szenario, Zeitraum 2071 bis 2100).

In Tabelle 5.23 ist die Anzahl und Andauer der Episoden mit heißen Tagen sowohl für die DWD-Station Trier-Petrisberg als auch aus den REMO Kontrollläufen dargestellt. Da REMO, wie schon in Abbildung 5.56 gezeigt, die Anzahl der heißen Tage unterschätzt, ist auch die Anzahl und Andauer der Hitzeepisoden geringer. So ist das Modell nicht in der Lage, die 16 Tage Hitzeperiode im Sommer 1976 zu reproduzieren. Für die Klimanormalperiode 1961 bis 1990 stimmen die REMO Modellergebnisse relativ gut überein.

Tabelle 5.23: Vergleich der Andauer von heißen Tagen zwischen der DWD Station Trier-Petrisberg und dem REMO Kontrolllauf 20CC für die Zeiträume 1950 bis 2000 und 1961 bis 1990.

Andauer in Tagen	Trier-Petrisberg 1950 - 2000	REMO 1950 - 2000	Trier-Petrisberg 1961 - 1990	REMO 1961 - 1990
1	202	138	110	84
2	94	59	49	32
3	41	33	18	20
4	27	13	12	8
5	15	6	7	4
6	7	4	4	3
7	4	3	2	2
8	3	2	2	2
9	2	0	1	0
10	2	0	1	0
11 - 16	1	0	1	0

Analog zu den in Tabelle 5.23 beschriebenen Auswertungen sind in Tabelle 5.24 die Ergebnisse für die drei REMO Szenarien A1B, A2 und B1 für den Gesamtzeitraum 2001 bis 2100 sowie die beiden Zeitscheiben 2001 bis 2030 und 2071 bis 2100 dargestellt. Bei allen drei Szenarien ist in dem Zeitraum von 2001 bis 2030 nur eine geringfügig erhöhte Anzahl von Hitzeepisoden zu erkennen. Für den Zeitraum 2071 bis 2100 sind diese Unterschiede jedoch deutlicher ausgeprägt. Vor allem bei den beiden A Szenarien ergeben sich deutlich längere Hitzeepisoden, bis hin zu dem Extremfall von 33 heißen Tagen in Folge bei dem A2 Szenario.

Tabelle 5.24: Vergleich der Andauer von heißen Tagen zwischen den drei REMO Szenarien A1B, A2 und B1 für die Zeiträume 2001 bis 2100, 2001 bis 2030 sowie 2071 bis 2100.

Andauer	A1B			A2			B1		
	2001 - 2100	2001 2030	2071 2100	2001 - 2100	2001 2030	2071 2100	2001 - 2100	2001 2030	2071 2100
1	680	114	304	589	90	268	510	101	218
2	377	60	181	315	41	153	271	52	113
3	222	34	114	181	18	93	148	27	67
4	133	14	68	112	10	57	74	14	35
5	80	7	40	71	6	38	42	9	19
6	51	4	24	52	5	28	30	5	16
7	34	3	17	38	3	23	21	4	12
8	21	1	10	29	3	18	12	2	6
9	17	1	7	20	3	13	5	1	4
10	13	1	4	16	3	10	2	0	3
11	8	0	2	13	2	8	1	0	2
12	8	0	2	8	2	5	1	0	1
13	7	0	1	7	0	4	1	0	1
14	4	0	0	2	0	1	1	0	1
15	3	0	0	1	0	1	1	0	1
16	1	0	0	1	0	1	1	0	1
17	1	0	0	1 ^{x1}	0	1 ^{x2}	0	0	0

x1, x2: bis 33 Tage Andauer

5.4.2 Niederschlag

Die Niederschlagsverteilung in Rheinland-Pfalz ist regional sehr unterschiedlich und ist primär auf die heterogene Orographie zurückzuführen. An den Luvseiten der Mittelgebirge in Eifel, Hunsrück oder Westerwald werden bis 1200 mm Niederschlag pro Jahr beobachtet, während im östlichen Teil, entlang der Rheins, Jahresniederschlagssummen von unter 500 mm beobachtet werden können (Abbildung 3.5). Diese Unterschiede werden auch generell durch die Kontrollläufe von REMO bestätigt. Die Auswertungen der Niederschlagsdaten der REMO Modellläufe für Gesamtdeutschland zeigen für die Jahresniederschlagsmenge keinen statistisch signifikanten Trend. Die Jahresniederschlagsmengen bleiben in den drei Szenarien A1B, A2, B1 relativ konstant.

Für einen direkten Vergleich der REMO Niederschlagssimulationen mit Daten der DWD-Station Trier-Petrisberg wird eine ähnliche Verfahrensweise wie bei der Lufttemperatur verwendet (Mittel über ein 3 x 3 großes Feld der REMO Daten), jedoch erfolgt statt der Höhenkorrektur hier eine Korrektur des systematischen Messfehlers der Niederschlagswerte der DWD-Station. Hierzu wird das Verfahren von RICHTER (1995) genutzt.

Bei diesem Verfahren werden Wind-, Benetzungs- und Verdunstungsfehler berücksichtigt. Für jede individuelle Niederschlagsstation erfolgt entsprechend ihrer Windexposition eine Einteilung in eine von vier Gruppen von „frei“, „leicht geschützt“, „mäßig geschützt“ bis „stark geschützt“. Die Station Trier-Petrisberg liegt im Gebiet I nach Richter und wird als leicht geschützt klassifiziert. Tabelle 5.25 enthält die mittleren monatlichen prozentualen Messfehler des Niederschlags. Der mittlere jährliche prozentuale Messfehler beträgt 12,7 %.

Tabelle 5.25: Mittlerer monatlicher prozentualer Messfehler des Niederschlags für die Station Trier-Petrisberg (Gebiet I, leicht geschützte Lage), RICHTER (1995).

Jan.	Feb.	Mrz.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
17,3	17,9	15,5	13,6	10,8	9,2	9,4	9,3	10,2	11,2	12,9	14,6

Auch bei der Auswertung der von REMO berechneten Niederschlagswerte erfolgt zuerst ein Vergleich mit den Messdaten der Station Trier-Petrisberg, um die Zuverlässigkeit der Prognosen für das Untersuchungsgebiet beurteilen zu können. In Abbildung 5.59 sind sowohl die unkorrigierten als auch die korrigierten Jahressummen des Niederschlags für die Station Trier-Petrisberg dargestellt. Im Vergleich zu den Werten des REMO Kontrolllaufes (1950 bis 2000) sind die gemessenen Niederschlagswerte deutlich geringer. Der Verlauf der 10-jährig gemittelten Reihen stimmt bis auf ein relativ konstantes Offset gut überein.

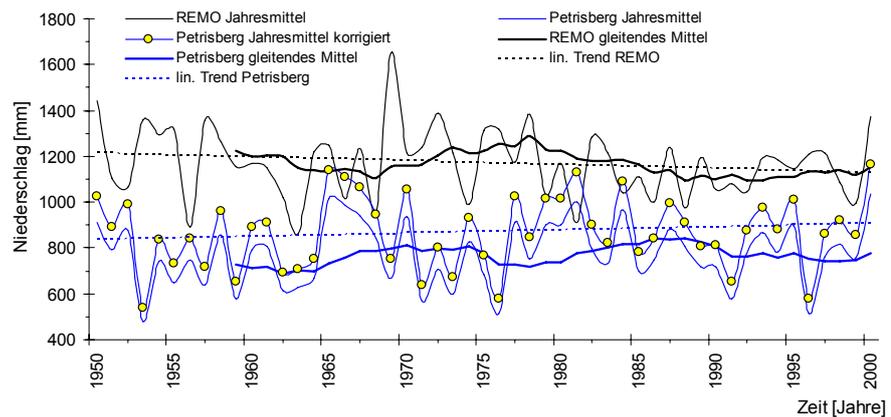


Abbildung 5.59: Vergleich der Jahressummen des Niederschlags zwischen der DWD-Station Trier-Petrisberg (korrigiert und unkorrigiert) und dem REMO Kontrolllauf, mit linearen Trends sowie 10-jährig gleitende gemittelte Jahressummen (für die Station Trier-Petrisberg auf Basis der korrigierten Daten), Zeitraum 1951 bis 2000.

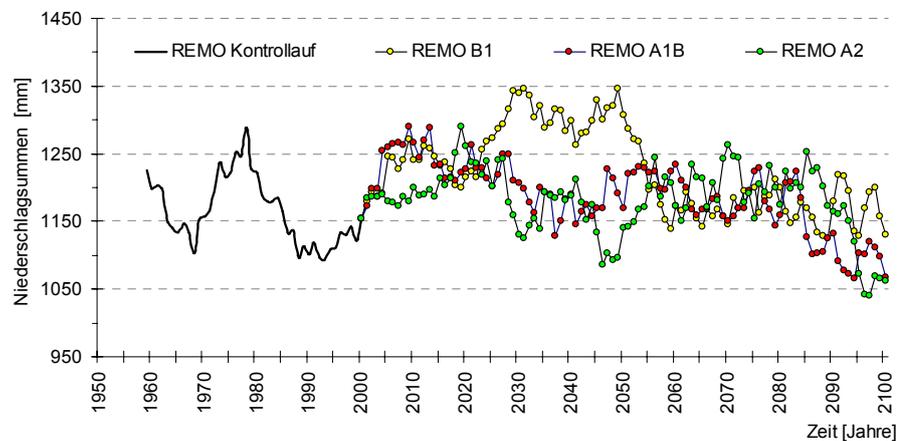


Abbildung 5.60: 10-jährig gleitend gemittelte Jahressummen des Niederschlags des REMO Kontrolllaufes (Zeitraum 1951 bis 2000), sowie der drei Szenarien B1, A1B und A2, Zeitraum 2001 bis 2100).

Abbildung 5.60 zeigt die von REMO simulierten Jahressummen des Niederschlags für den Kontrollzeitraum 1950 bis 2000 sowie die prognostizierten Werte für die Szenarien B1, A1B und A2. Auffällig sind die relativ hohen Werte des B1 Szenarios in dem Zeitraum zwischen 2025 und 2055. Keine der dargestellten Zeitreihen der Jahresniederschlagssummen lässt statistisch signifikante Trends erkennen. Die zukünftige Entwicklung der Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet nach den verschiedenen Szenarien lässt sich einfacher in Abbildung 5.61 erkennen. Alle drei Szenarien zeigen zu Beginn des 21. Jahrhunderts im Vergleich zur Referenzperiode höhere Niederschlagssummen. Während das B1 Szenario zwar höhere Abweichungen als die beiden anderen Szenarien bis zum Jahr 2058 zeigt, hält dieser Trend bei dem A1B Szenario mit etwas geringeren Werten bis zum Jahr 2088 an. Insgesamt lassen sich jedoch aus der alleinigen Betrachtung der Jahreswerte keine belastbaren Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Niederschlagsmengen im Untersuchungsgebiet treffen, da vor allem für die Vegetation die Verteilung der Niederschläge im Laufe des Jahres von großer Bedeutung ist.

In Abbildung 5.62 ist die Verteilung der Niederschlagsanomalien nach den meteorologischen Jahreszeiten im Vergleich zu der Normalperiode (1961 bis 1990), berechnet aus dem REMO Kontrolllauf (1950 bis 2000) für das A2 Szenario dargestellt.

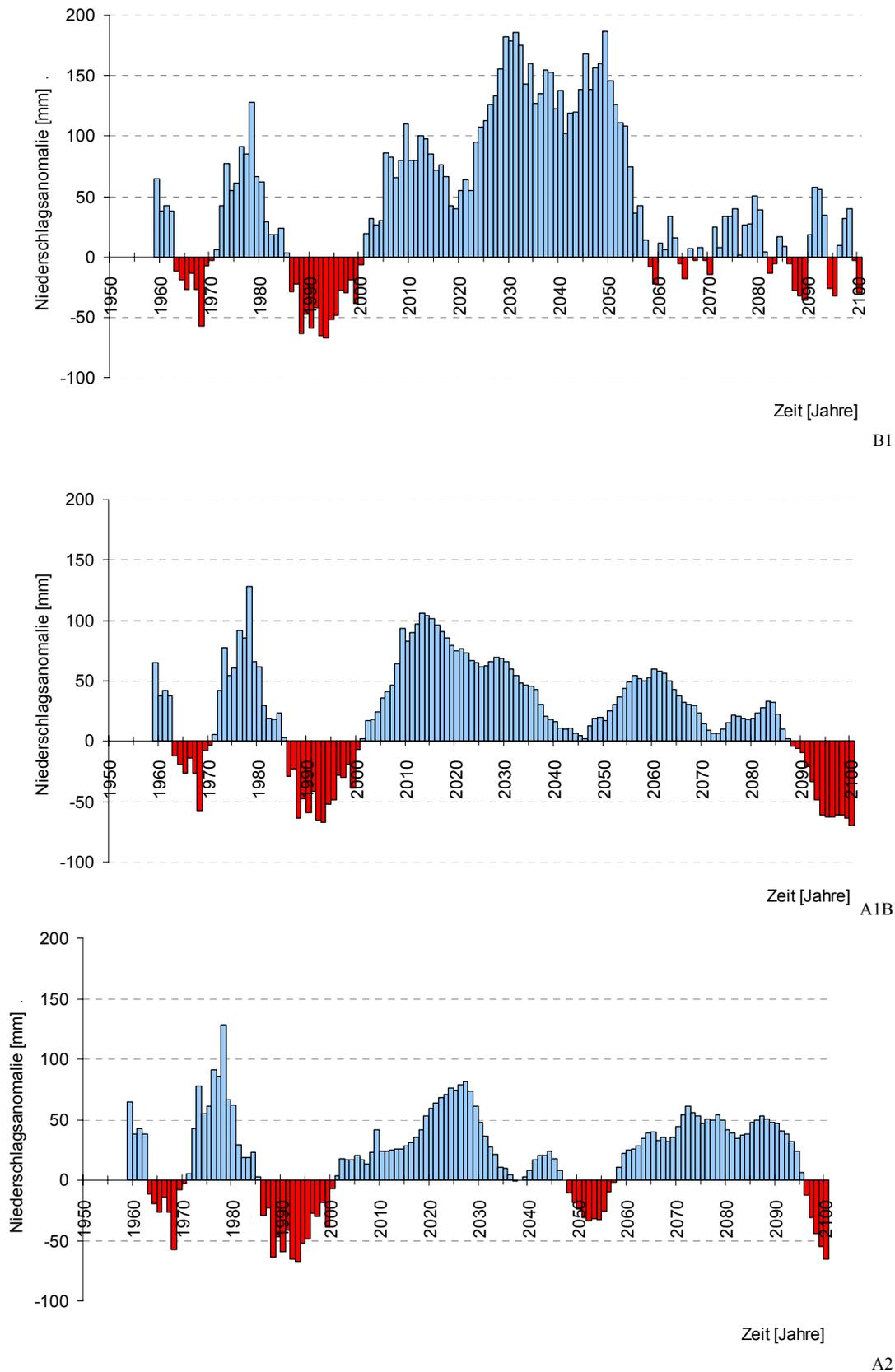


Abbildung 5.61: Niederschlagsanomalien für den Kontrollzeitraum (1951 bis 2000) sowie für die B1, A1B und A2 Szenarien (2001 bis 2100). Dargestellt sind 10-jährig gleitend gemittelte Anomalien der Jahressummen bezogen auf die REMO Kontrolllauf Normalperiode 1961 bis 1990 (Mittelwert: 998 mm).

Bis 2050 ist der Verlauf, ausgenommen der Frühlingwerte, relativ homogen. Ab 2055 unterscheidet sich der Verlauf der Kurven deutlicher. Sowohl im Herbst vor allem aber in den Sommermonaten ist der Rückgang der Niederschlagssummen ab 2090 sehr deutlich zu erkennen. Im Gegensatz dazu steigen in den Wintermonaten und im Frühling die Niederschlagsmengen ab ca. 2051 an. Diese Auswertungen bestätigen, dass auf regionalem Maßstab die Veränderungen beim Niederschlag erst ab Mitte des 21. Jahrhunderts deutlich werden.

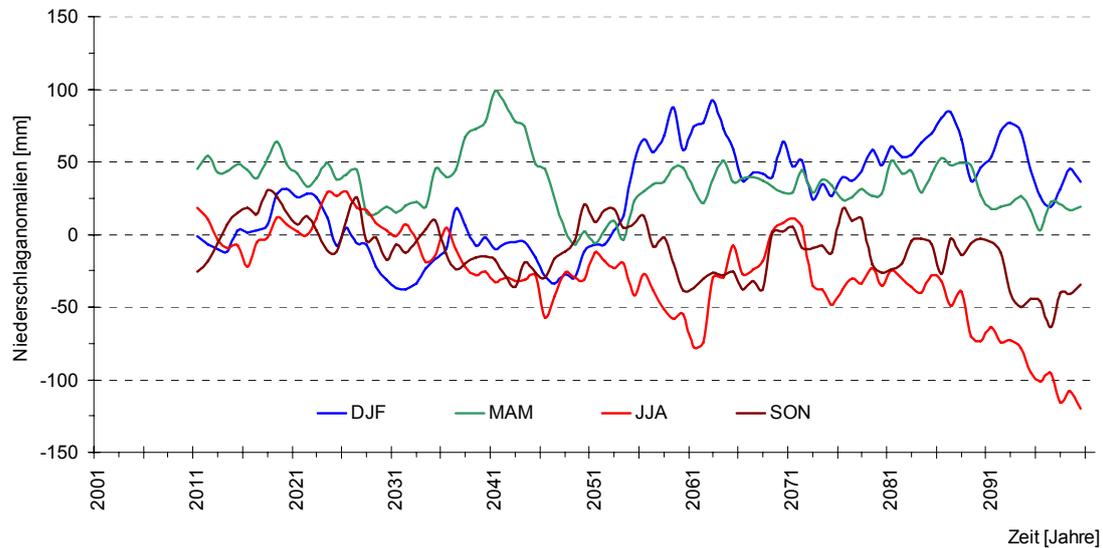


Abbildung 5.62: Niederschlagsanomalien für das A2 Szenario (2001 bis 2100). Dargestellt sind 10-jährig gleitend gemittelte Anomalien des Niederschlags summiert nach den meteorologischen Jahreszeiten im Vergleich zu dem REMO Kontrolllauf, Normalperiode 1961 bis 1990 (DJF: 275 mm, MAN: 218 mm, JJA: 265 mm und SON: 240 mm).

6 Analyse und Modellierung der lufthygienischen Belastung in Trier

Die Luftverschmutzung in Städten ist ein globales Problem und das Ergebnis von komplexen Wechselwirkungen zwischen natürlichen und anthropogenen Faktoren. Während die Luftqualität in Schwellenländern in einem erheblichen Maß von Emissionen aus Industriequellen geprägt wird, dominieren in den westlichen Industrieländern die Emissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr.

Alle Luftverunreinigungen unterliegen nach ihrer Freisetzung dem atmosphärischen Transport und werden – je nach den aktuellen atmosphärischen Bedingungen – verdünnt oder angereichert (KUTTLER 2009). Die Dispersion und Verdünnung der Schadstoffe in der bodennahen Atmosphäre wird primär durch die meteorologischen Bedingungen gesteuert, wobei Windrichtung und Windgeschwindigkeit, Turbulenz und atmosphärische Stabilität die wichtigsten Größen sind. Diese werden wiederum durch die topographischen Gegebenheiten und die Stadtstruktur beeinflusst (MAYER 1999). Während des Transports wirken verschiedene chemische Prozesse wie zum Beispiel die Ozonbildung. Auch diese Prozesse werden durch die jeweils herrschenden meteorologischen Bedingungen gesteuert, wobei kurzwellige Strahlung, Lufttemperatur und relative Feuchte den größten Einfluss haben (Abbildung 6.1). Die Belastung der Luft mit den klassischen Luftschadstoffen wie SO_2 , CO , Totalstaub und NO_x hat in den vergangenen 20 Jahren durch den Einsatz von modernen Filtertechniken, Rauchgasentschwefelungsanlagen, Einsatz von emissionsärmeren Brennstoffen und Katalysatoren deutlich abgenommen, wobei dieser Trend bei den Stickoxiden nicht ganz so stark ausgeprägt ist (UBA 2009).

In Kapitel 6.2 wird die Entwicklung der einzelnen Luftschadstoffe, SO_2 , CO , O_3 , NO_2 und Feinstaub für die Stadt Trier genauer untersucht. Eine integrale Bewertung der Wirkung dieser Luftschadstoffe erfolgt in Kapitel 6.3 mittels verschiedener Luftqualitätsindizes.

6.1 Gesetzliche Grundlagen der Luftreinhaltung

Emission und Immission sind zentrale Begriffe der Luftreinhaltung. Nach GUDERIAN (2000) versteht man unter Emission den Übergang von Stoffen oder physikalischen Parametern aus einer Quelle, die als Emittent bezeichnet wird, in die Umgebung. Es kann sich hierbei sowohl um direkte Luftverunreinigungen als auch um Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen oder ähnliche Erscheinungen handeln. Immissionen bezeichnen dagegen das Einwirken der oben genannten Parameter auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter. Als schädliche Umwelteinwirkungen werden solche Immissionen bezeichnet, die nach Art, Dauer und Ausmaß geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen (JARASS 2002). Unter Luftverunreinigungen werden Veränderungen der natürlichen Zusammensetzung der Luft durch Rauch, Ruß, Staub, Gase, Aerosole, Dämpfe oder Geruchsstoffe verstanden. Diese Stoffe können durch natürliche Vorgänge (Vulkanausbruch, Staubstürme) oder durch menschliche Tätigkeit (Kraftwerke, Kfz-Abgase) in die Luft gelangen. Nach BENDER (2000) ist für die rechtliche Betrachtungsweise einer Luftverunreinigung die Differenz zwischen dem „Soll-Zustand“ (reine Luft) und dem jeweiligen örtlichen „Ist-Zustand“ (Belastungszustand) ausschlaggebend. Als reine Luft wird diejenige Luft definiert, die an Orten vorkommt, die genügend weit von Stellen menschlicher Tätigkeit und sonstiger „abnormaler Vorkommnisse“ (z. B. Vulkane) entfernt sind. Diese Bezeichnung darf nicht mit der Luftmassenbezeichnung „Reinluft“, welche die Troposphäre ober-

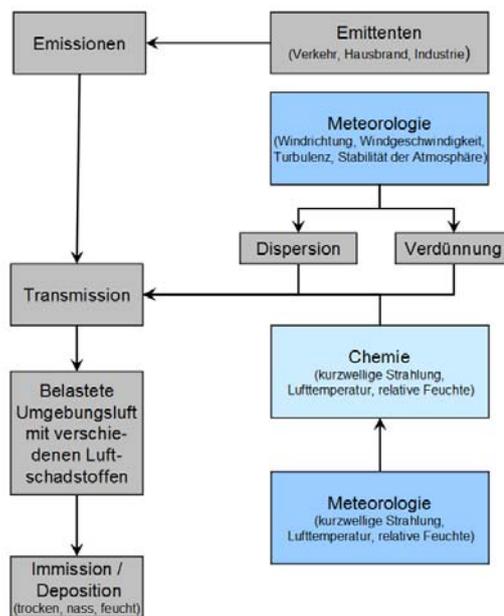


Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der an der Luftbelastung beteiligten Prozesse (MAYER 1999, verändert).

halb der Mischungsschicht beschreibt, verwechselt werden (WINKLER 2000). Nach MÖLLER (2003) kann mit guter Annäherung die Zusammensetzung der Luft vor 1850 (vor der industriellen Revolution) als reine Luft bezeichnet werden. Jedoch muss bei der Definition berücksichtigt werden, dass die Zusammensetzung der reinen Luft nicht konstant ist, sondern Variationen über Raum und Zeit auftreten.

Für die Beschreibung der Anteile von Luftschadstoffen an der Gesamtluft oder der Depositionsraten wird das Mischungsverhältnis, entweder ausgedrückt als Volumenmischungsverhältnis (Volumen einer Substanz im Verhältnis zum Volumen der Restluft) oder das Massenmischungsverhältnis (Masse einer Substanz im Verhältnis zur Masse der Restluft) verwendet. Der Vorteil der Verwendung des Mischungsverhältnisses liegt einerseits in der Druckunabhängigkeit der Angaben und andererseits in der fehlenden Dimension. Oft wird jedoch die druckabhängige Massenkonzentration (Masse pro Volumen) verwendet. Die Umrechnung der Massenkonzentrationen in Volumenkonzentrationen kann für Gase nach Formel (18) bei bekanntem Molekulargewicht (M), Druck (p) in Bar und Temperatur (t) in °C erfolgen.

$$1 \mu\text{g} / \text{m}^3 = [0,0832 \times (273,15 + t)] \times M^{-1} \times p^{-1} (\text{ppb}) \quad (18)$$

Tabelle 6.1 enthält die gerundeten Umrechnungsfaktoren für die in dieser Arbeit relevanten Luftschadstoffe. Depositionsraten der Luftschadstoffe werden in der Regel als Masse pro Fläche- und Zeiteinheit angegeben. Die verwendeten ZIMEN-Daten liegen in Massenkonzentrationen vor, wobei sich das Volumen auf den Normzustand bei einer Temperatur von 293 K und einem Druck von 101,3 kPa bezieht.

Tabelle 6.1: Umrechnungsfaktoren für ausgewählte Luftschadstoffe.

Luftschadstoff	Umrechnungsfaktor	Luftschadstoff	Umrechnungsfaktor
SO ₂	1 µg/m ³ = 0,38 ppb	NO	1 µg/m ³ = 0,81 ppb
O ₃	1 µg/m ³ = 0,51 ppb	NO ₂	1 µg/m ³ = 0,53 ppb

6.1.1 Internationales Immissionsschutzrecht

Immissionsschutz kann als Gesamtheit der Maßnahmen zum Schutz der Umwelt vor Umweltgefahren durch Immissionen d. h. des Schutzes vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnlichen Vorgängen definiert werden. Da in dieser Arbeit nur die Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen behandelt werden, sind die folgenden Ausführungen auf diese Gesetze, Regelungen und Vorschriften beschränkt. Für die Bundesrepublik Deutschland sind die relevanten Gesetze in den Bereichen des Öffentlichen Rechts sowie des Privat- und Strafrechts zu finden (HOPPE ET AL. 2000).

Da die Mehrzahl der Luftverunreinigungen dem Ferntransport unterliegen, reicht eine allein auf das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland bezogene Betrachtungsweise der relevanten Gesetze nicht aus. Sowohl internationale Verträge und Abkommen wie auch die Richtlinien und Verordnungen der Europäischen Gemeinschaft gewinnen immer größere Bedeutung.

Seit Ende der siebziger Jahre des letzten Jahrhunderts wurde mittels einer Vielzahl von multilateralen Verträgen versucht, dem internationalen Umweltschutz eine rechtliche Basis zu geben. Im Jahre 1979 wurde das Abkommen über „Long-Range Transboundary Air Pollution“ (LRTAP) verabschiedet, welches 1983 als erster international rechtsverbindlicher Vertrag zur Verringerung der Emission von Luftschadstoffen in Kraft trat. Dieser Vertrag bildete die Basis für weitere internationale Abkommen und Verträge zur Luftreinhaltung (Tabelle 6.2).

Tabelle 6.2: Ausgewählte internationale Übereinkommen und Protokolle den Immissionsschutz betreffend (MÖLLER 2003, verändert).

Jahr	Übereinkommen und Protokolle
1985	Wiener Übereinkommen zum Schutz der Ozonschicht (Montrealer Protokoll, 1989 in Kraft getreten)
1988	Sofia-Protokoll zur Reduzierung von Stickstoffemissionen, 1991 in Kraft getreten
1991	Genfer Protokoll zur Reduzierung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC-Protokoll)
1994	Oslo-Protokoll über die Verringerung der Schwefelemissionen
1997	Protokoll zur Klimakonferenz von Kyoto
1998	Protokolle von Aarhus über flüchtige organische Verbindungen (VOC) sowie über Schwermetalle, beide 2003 in Kraft getreten
1999	Göteborg-Protokoll (Multikomponentenprotokoll) zur Vermeidung von Versauerung und Eutrophierung sowie der Bildung von bodennahem Ozon, Mai 2005 in Kraft getreten

6.1.2 Europarecht

Die Vorgaben der Europäischen Gemeinschaft setzen in der Regel an der Emissionsquelle an und beinhalten Grenzwerte für bestimmte Luftschadstoffe. Seit der am 28. Februar 1986 verabschiedeten Einheitlichen Europäischen Akte (EEA), die am 1. Juli 1987 in Kraft getreten ist, enthält der EG-Vertrag in Artikel 174 einen umfassenden Aufgabenkatalog zum Schutz der Umwelt und in Artikel 175 EGV eine entsprechende Ermächtigungsnorm für die EU zum Erlass von Verordnungen und Richtlinien (JARASS 2000). Die Verordnungen der EG gelten unmittelbar in jedem Mitgliedstaat, die Richtlinien sind dagegen nur in Bezug auf das zu erreichende Ziel verbindlich. Die Wahl der Mittel und Maßnahmen aber bleiben dem jeweiligen Staat überlassen. Es handelt sich um ein zweistufiges Verfahren, in dem erst der Rat die Richtlinie erlässt, die dann von den Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden muss. Die meisten Richtlinien sind jedoch so detailliert, dass den einzelnen Mitgliedstaaten bei der Umsetzung kaum noch Gestaltungsspielraum bleibt. Die Wahlfreiheit der Mittel und Maßnahmen hat sich hier zu einem „Gebot der perfekten Umsetzung“ reduziert (ARNDT 2006).

Die Grundlage für die Ziele der zukünftigen Behandlung und Entwicklung der Luftqualität in der EU wurde am 27. September 1996 durch die Rahmenrichtlinie 96/62/EG zur Kontrolle und Beurteilung der Luftqualität gelegt. Die wesentlichen Ziele sind die Definition und Festlegung von Luftqualitätszielen bezüglich der Vermeidung, Verhütung oder Verringerung von schädlichen Auswirkungen durch Luftschadstoffe. In allen Mitgliedstaaten soll die Beurteilung der Luftqualität mittels einheitlicher, fest definierter Methoden und Kriterien erfolgen. Weitere Ziele sind die Erhaltung guter Luftqualität oder die Verbesserung, wo dies nicht der Fall ist. Abschließend ist die Unterrichtung der Öffentlichkeit mit allgemeinverständlichen Informationen über die aktuelle Luftqualität und deren Entwicklung ein Ziel der Rahmenrichtlinie.

Die Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa vom 21. Mai 2008 ist am 11. Juni 2008 in Kraft getreten. Die Mitgliedstaaten müssen diese Richtlinie innerhalb von zwei Jahren nach ihrem Inkrafttreten, d. h. bis zum 11. Juni 2010 in nationales Recht umsetzen. Die neue Luftqualitätsrichtlinie wird durch entsprechende Anpassungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) sowie durch eine neue Rechtsverordnung (39. BImSchV) in deutsches Recht umgesetzt.

Grundsätzlich kann das Immissionsschutzrecht in ein quellenabhängiges (Anlage, Fahrzeuge und Stoffe) und ein quellenunabhängiges (allgemeine Vorgaben die Luftqualität betreffend) Immissionsschutzrecht unterteilt werden. Beispiele für Verordnungen des quellenabhängigen Immissionsschutzrechtes sind:

- die Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa (2008/50/EG),
- die Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft (2001/41/EG),

- die Richtlinie über die Qualität von Otto- und Dieselmotoren (1998/70/EG),
- die Richtlinie zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen gegen die Emission verunreinigender Stoffe aus Dieselmotoren zum Antrieb von Fahrzeugen (72/306/EWG).

Eine ausführliche Darstellung der weiteren quellenabhängigen EU Richtlinien gibt JARASS (2002) in seinem Kommentar zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Für die Beurteilung der allgemeinen Luftqualität sind die Verordnungen über quellenunabhängige Immissionen jedoch von größerer Bedeutung. Folgende Richtlinien und Leitfäden sind durch die dort definierten Grenzwerte für diese Arbeit relevant:

- Richtlinie über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (LUFTQUALITÄTSRAHMEN-RICHTLINIE, 1996/62/EG),
- Richtlinie über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft (1999/30/EG),
- Richtlinie über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid der Luft (2000/69/EG),
- Leitfaden für eine vorläufige Referenzmethode für die Probenahmen und Messung der PM_{2.5}-Konzentration im Rahmen der Richtlinie 1999/30/EG.

6.1.3 Nationales Immissionsschutzrecht / Bundes-Immissionsschutzgesetz

In der Bundesrepublik Deutschland werden die Belange des Immissionsschutzes primär durch das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) sowie die dazugehörigen 32 Durchführungsverordnungen geregelt.

Das Konzept zur Umsetzung der neuen Luftqualitätsrichtlinie sieht neben der Änderung des BImSchG eine neue Rechtsverordnung (39. BImSchV) vor. Die 22. und 33. BImSchV werden aufgehoben. Regelungen der 22. und 33. BImSchV, die von der neuen Luftqualitätsrichtlinie nicht erfasst werden (RICHTLINIEN 2001/81/EG UND 2004/107/EG), werden mit dem Ziel der Verwaltungsvereinfachung in die 39. BImSchV übernommen. Im Mai 2009 fand die schriftliche Länder- und Verbände-Anhörung zu den Entwürfen statt. Nach der Auswertung der Stellungnahmen erfolgt die Abstimmung innerhalb der Bundesregierung zur Vorbereitung der Kabinettsbefassung. Die Umsetzung der Luftqualitätsrichtlinie muss bis zum 11. Juni 2010 erfolgen.

Das Bundes-Immissionsschutzgesetz deckt die Bereiche anlagenbezogener, produktbezogener, verkehrsbezogener und gebietsbezogener Immissionsschutz ab. Der Schwerpunkt liegt bei den Vorschriften zur Errichtung und dem Betrieb von Anlagen. Neben dem Grundpflichtenkatalog in § 5 BImSchG kommt der sogenannten Vorsorgepflicht eine besondere Bedeutung zu. Alle Anlagen sind so zu errichten und zu betreiben, dass die relevanten den Stand der Technik erfüllenden Maßnahmen befolgt und eingehalten werden. Der produktbezogene Immissionsschutz hingegen setzt schon früher in der Kausalkette der Luftverunreinigungen an und bezieht sich primär auf die Herstellung und das in Verkehr bringen von Stoffen und Erzeugnissen wie z. B. die Verordnungen über den Schwefelgehalt von leichtem Heizöl und Dieselmotoren (3. BImSchV) oder die Verordnung über Chlor- und Bromverbindungen als Kraftstoffzusätze (19. BImSchV). Der produktbezogene Immissionsschutz trägt in besonderem Maße dem Vorsorgeprinzip Rechnung. Der verkehrsbezogene Immissionsschutz deckt die Bereiche des Straßen-, Schienen-, Wasser- und Luftverkehrs ab, jedoch werden die meisten Fälle der Anwendung durch entsprechende EU-Richtlinien abgedeckt:

- Richtlinie über Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Emissionen von Kraftfahrzeugen und zur Änderung der Richtlinie (RICHTLINIE 70/220/EWG).
- Richtlinie über Emissionen gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Dieselmotoren zum An- und Betrieb von Kraftfahrzeugen (RICHTLINIE 88/77/EWG).
- Richtlinie über den Kraftstoffverbrauch von Kraftfahrzeugen (RICHTLINIE 80/12168/EWG).

- Richtlinie über die Bereitstellung von Verbraucherinformationen über den Kraftstoffverbrauch und CO₂-Emissionen beim Marketing für neue Personenkraftwagen (RICHTLINIE 1999/94/EG).
- Richtlinie über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emissionen gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Motoren, die für den Antrieb von land- und forstwirtschaftlichen Zugmaschinen bestimmt sind (RICHTLINIE 2000/25/EG).

Besondere Bedeutung kommt § 40 Abs. 1 BImSchG zu, demzufolge die jeweiligen Straßenverkehrsbehörden berechtigt sind, bei Überschreitungen von Grenzwerten oder Alarmschwellen den Straßenverkehr zu beschränken oder zu verbieten. Der gebietsbezogene Immissionschutz wird in den §§ 44 bis 47a und § 49 BImSchG geregelt. Die wesentlichen Kernpunkte sind die Umsetzung des EU-Luftqualitätsrechtes in nationales Recht, Grundlage hierfür sind die EU-Richtlinien 2008/50/EG und 2000/69/EG. Zusätzlich stehen in der aktuellen Fassung des BImSchG zahlreiche Instrumente und Maßnahmen zur Verfügung, um die Einhaltung der Grenzwerte zu gewährleisten. Zentraler Punkt ist die Verpflichtung der zuständigen Behörden zur Aufstellung von Luftreinhalteplänen, wenn die Immissionsgrenzwerte der EU überschritten werden. Dies galt auch schon vor dem 1. Januar 2005, wenn Grenzwerte zuzüglich der erlaubten Toleranzmengen überschritten wurden (JARRAS 2002). Des Weiteren ist eine umfassende Information der Bevölkerung über die aktuellen Belastungssituationen sowie die unverzügliche Warnung bei der Überschreitung von Alarmschwellen im Gesetz verankert.

Die neue, am 1. Oktober 2002 in Kraft getretene Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) löst die alte Verwaltungsvorschrift aus dem Jahr 1986 ab. Nach HOPPE ET AL. (2000) handelt es sich um eine allgemeine Verwaltungsvorschrift mit verwaltungsinterner Bindewirkung. Da jedoch in der Rechtsprechung eine Abweichung von den in der TA Luft enthaltenen Grenzwerten nicht erlaubt ist, spricht man auch von einem sogenannten „antizipierten Sachverständigengutachten“. Dieses konkretisiert nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts unbestimmte Rechtsbegriffe des BImSchG durch verbindliche Festlegungen und Vorgaben, um bundeseinheitlich einen gleichmäßigen und berechenbaren Gesetzesvollzug sicherzustellen. Die neue TA Luft wurde um 2 Kapitel gegenüber ihrem Vorgänger erweitert und gliedert sich in folgenden Kapitel:

- Anwendungsbereich,
- Begriffsbestimmung und Einheiten im Messwesen,
- Rechtliche Grundsätze für Genehmigungen,
- Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen,
- Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen,
- Nachträgliche Anordnungen,
- Aufhebung von Vorschriften und
- Inkrafttreten.

Auf die aktuell gültigen Beurteilungsschwellen, Ziel- und Grenzwerte aus den oben angeführten Gesetzen und Richtlinien wird in den einzelnen Kapiteln eingegangen. Folgende Definitionen sind zum Verständnis der angegebenen Werte notwendig (2008/50/EG 2008):

- Als Grenzwert wird ein Wert bezeichnet, der aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse mit dem Ziel festgelegt wird, schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und/oder die Umwelt insgesamt zu vermeiden, zu verhüten oder zu verringern und der innerhalb eines bestimmten Zeitraums eingehalten werden muss und danach nicht überschritten werden darf.
- Als Zielwert wird ein Wert bezeichnet, der mit dem Ziel festgelegt wird, schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und/oder die Umwelt insgesamt zu vermeiden, zu verhindern oder zu verringern und der soweit wie möglich in einem bestimmten Zeitraum eingehalten werden muss.
- Als Informationsschwelle wird ein Wert bezeichnet, bei dessen Überschreitung bei kurzfristiger Exposition ein Risiko für die menschliche Gesundheit für besonders empfindliche

Bevölkerungsgruppen besteht und bei dem unverzüglich geeignete Informationen erforderlich sind.

- Als Alarmschwelle wird ein Wert bezeichnet, bei dessen Überschreitung bei kurzfristiger Exposition ein Risiko für die Gesundheit der Bevölkerung insgesamt besteht und bei dem die Mitgliedstaaten unverzüglich Maßnahmen ergreifen müssen.
- Als obere Beurteilungsschwelle wird ein Wert bezeichnet, unterhalb dessen zur Beurteilung der Luftqualität eine Kombination von ortsfesten Messungen und Modellrechnungen und/oder orientierenden Messungen angewandt werden kann.
- Als untere Beurteilungsschwelle wird ein Wert bezeichnet, unterhalb dessen zur Beurteilung der Luftqualität nur Modellrechnungen oder Techniken der objektiven Schätzung angewandt werden.

6.2 Auswertung ausgewählter ZIMEN-Daten

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, befinden sich im Stadtgebiet von Trier drei Stationen des Zentralen Immissionsmessnetzes von Rheinland-Pfalz (ZIMEN). Hierbei handelt es sich um die Stationen Trier-Ostallee, Trier-Kaiserstraße sowie die Station Trier-Universität. Der Auswertzeitraum beschränkt sich auf den 10-jährigen Bereich von 01/1998 bis 12/2007, jedoch liegen nicht an allen Stationen und für alle gemessenen Größen Daten für diesen Zeitraum vor. Es werden die Schadstoffe Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO₂), Ozon (O₃), Ruß, Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂) sowie Feinstaub (PM10) analysiert, wobei der Schwerpunkt der Analysen auf der Feinstaub- und Stickoxidbelastung liegt. An den Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße werden zwar auch regelmäßige Benzolmessungen durchgeführt, jedoch werden diese Daten nicht berücksichtigt, da sich in direkter Nachbarschaft beider Stationen Tankstellen befinden.

6.2.1 Kohlenmonoxid (CO)

Kohlenmonoxid (CO) ist ein farbloses, geruchs- und geschmackloses Gas mit einer hohen Affinität zum roten Blutfarbstoff Hämoglobin. Die wichtigste anthropogene Quelle für CO ist die unvollständige Verbrennung von Kohlenstoff und kohlenstoffhaltigen Verbindungen in Feuerungsanlagen und Motoren, wobei der spezifische Ausstoß von CO in Kfz-Motoren um ein Vielfaches höher ist als bei anderen Verbrennungsvorgängen. Hauptsenke (etwa 90 %) für CO ist die Oxidation durch OH-Radikale zu Kohlendioxid. Die Verweilzeit von CO in der Atmosphäre beträgt etwa 3 bis 4 Monate und es gehört somit zu den langlebigeren reaktiven Spurengasen. Erhöhte CO-Immissionen werden in verkehrsreichen Straßen, geschlossenen Garagen, und in Räumen mit nicht optimal gewarteten Öfen und Gasthermen beobachtet, des Weiteren ist Tabakrauch eine nicht zu vernachlässigende Quelle für CO. Kohlenmonoxid beeinträchtigt als starkes Atemgift den Sauerstofftransport im menschlichen Körper und wirkt auf das zentrale Nervensystem. Die Giftwirkung des Gases beruht auf einer chemischen Reaktion mit dem roten Blutfarbstoff Hämoglobin, so dass der Sauerstofftransport im Blut gestört wird. Die Bindung von CO an Hämoglobin ist vollständig reversibel. Es können Beeinträchtigungen der Zeitempfindung, der Helligkeitsempfindung und der Sehleistung auftreten. Höhere Konzentrationen führen zu Schwindel, Bewusstseinsseinschränkung, Gliederlähmung bis hin zum Kreislaufkollaps. Vergiftungen durch CO setzen solche hohen Konzentrationen voraus, wie sie im Straßenverkehr nicht vorkommen können.

Der Grenzwert für den Schutz menschlicher Gesundheit liegt bei 10 mg/m³ als höchster 8-Stundenmittelwert eines Tages (gültig seit 1. Januar 2005). Die obere und untere Beurteilungsschwelle liegt bei 7 mg/m³ beziehungsweise 5 mg/m³. Sowohl der Grenzwert als auch die obere Beurteilungsschwelle wurde

im Zeitraum von 1998 bis 2007 nicht überschritten. Die untere Beurteilungsschwelle von 5 mg/m³ wurde nur im Jahr 1997 einmal überschritten. Seit dem Jahr 2001 treten nur gleitende 8-Stundenmittelwerte kleiner 3 mg/m³ an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee auf.

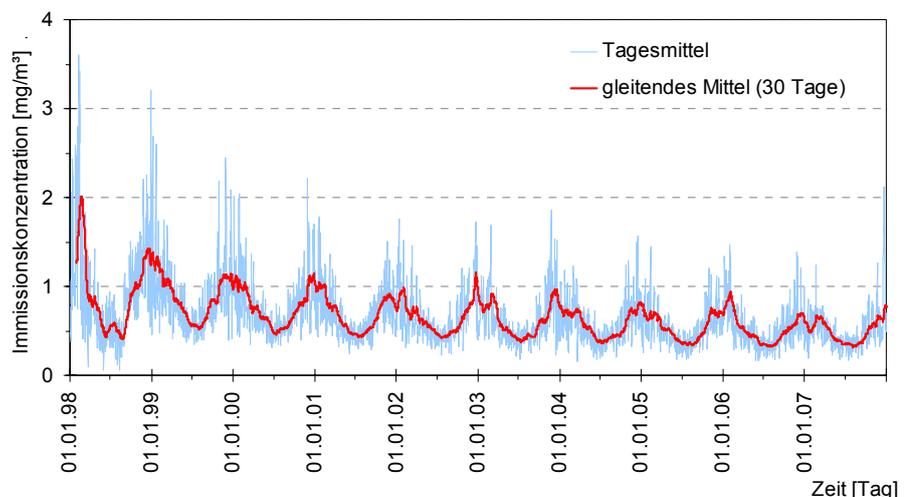


Abbildung 6.2: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der CO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

Abbildung 6.2 zeigt sowohl die Tagesmittelwerte (blaue Kurve) als auch das 30-tägige gleitende Mittel der CO-Immissionskonzentrationen gemessen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Die Belastung der bodennahen Atmosphäre mit CO zeigt einen deutlichen Rückgang bis zum Jahr 2002. Seit diesem Zeitpunkt sind nur noch geringfügige Änderungen der CO-Belastungen auf relativ niedrigem Niveau zu beobachten. Generell treten dort höhere CO-Werte auf, wo der Verkehr mit nur geringer Geschwindigkeit fließt (BRUNELLI ET AL, 2007). Dieser deutliche Rückgang ist auch für andere Stationen seit Mitte des 20. Jahrhunderts nachgewiesen. MORANDI & EISENBUD (1980) zeigen einen Rückgang der Jahresmittelwerte der CO-Konzentrationen von über 22 mg/m³ im Jahr 1968 bis auf 10 mg/m³ im Jahr 1978 für Stationen in New York (USA). Studien von KEESER ET AL. (1930), FROBOESE (1931) oder BOEDICKER (1932) weisen maximale Stundenwerte der CO-Immissionswerte von bis zu 337 mg/m³ für Berlin (Deutschland) in den 30er Jahren nach. Jedoch zeigt KAMPF (1974) nur noch Tagesmittelwerte von bis zu 12,5 mg/m³ CO während einer 6-jährigen Messkampagne in Berlin. Die Höhe der gemessenen CO-Werte nimmt mit wachsender Entfernung zu den Quellen rasch ab. Aus diesem Grund sind feste Immissionsmessstationen nur bedingt zur Beurteilung der individuellen Exposition von Individuen im Straßenverkehr geeignet (LINDEN ET AL. 2008).

Tabelle 6.3: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der CO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007 (N = Anzahl, Std. = Standardabweichung, P = jeweiliges Perzentil).

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1998 - 2007
N	357	362	366	365	345	365	363	357	365	365	3701
Mittelwert	0,9	0,9	0,8	0,7	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,7
Std.	0,6	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
Minimum	0,1	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
Maximum	3,6	2,7	2,2	1,8	1,8	1,9	1,6	1,4	1,5	2,1	3,6
P50	0,8	0,8	0,7	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,6
P75	1,2	1,0	0,9	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,8
P95	2,2	1,6	1,4	1,2	1,2	1,1	1,0	0,9	1,0	0,8	1,3
P98	2,6	2,0	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	1,3	1,3	1,6

Tabelle 6.3 zeigt ausgewählte statistische Kennzahlen der CO-Immissionskonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Im Gegensatz zu anderen Luftschadstoffen wie z. B. bei Ozon ist sowohl bei den maximalen Immissionskonzentrationen als auch bei den Mittelwerten ein Rückgang zu beobachten. Vor allem die Einführung des geregelten Katalysators und effizientere Motoren trugen neben den verringerten Emissionen aus dem Industriesektor zu der Reduktion der CO-Belastung bei. Abbildung 6.3 zeigt mittels Boxplots der langjährig gemittelten Monatswerte der CO-Immissionskonzentrationen den Jahresgang für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Die Boxplots zeigen den Median sowie das 25- und 75-Perzentil. Zusätzlich sind Ausreißer als blaue Kreise dargestellt. Diese sind definiert als Werte, deren Abstand vom 25-Perzentil nach unten bzw. vom 75-Perzentil nach oben zwischen dem 1,5-fachen und dem 3-fachen der Boxhöhe liegt. Die

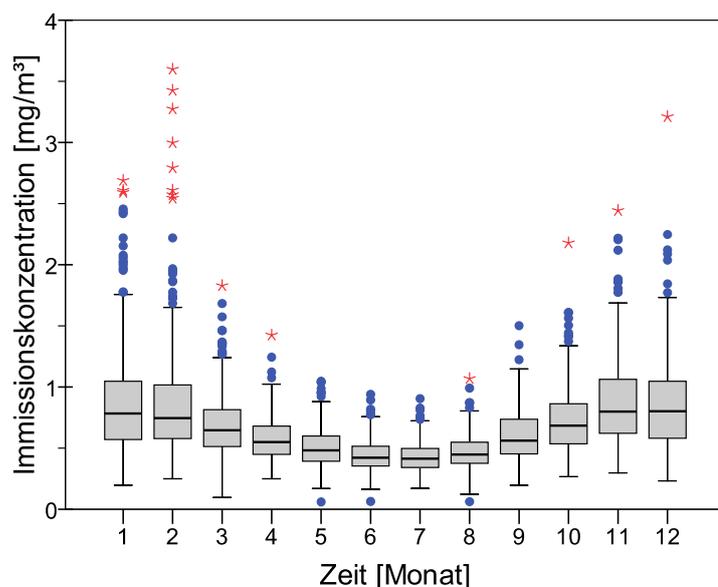


Abbildung 6.3: Boxplots der langjährig gemittelten Monatswerte der CO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

roten Kreuze stellen Extremwerte dar, deren Abstand von dem 25- oder dem 75- Perzentil mehr als das 3-fache der Boxhöhe beträgt (diese Definition gilt für alle weiteren Boxplots in diesem Kapitel).

Der dargestellte Jahresgang für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee zeigt mit erhöhten Werten in den Wintermonaten und geringen Schadstoffkonzentrationen im Sommer einen typischen Verlauf. Vergleichbare Jahresgänge, jedoch mit unterschiedlichen absoluten Konzentrationen, zeigen MARKOVIĆ & MARKOVIĆ (2008) für Belgrad, LIN ET AL. (2008) für Taiwan sowie DUCI ET AL. (2003) für Athen. Die Ursache des im Gegensatz zu anderen Luftschadstoffen wie z. B. Ozon eher gering ausgeprägten Jahresganges ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen. Die geringen Immissionskonzentrationen sind in der stärkeren Durchmischung der Atmosphäre in den Sommermonaten sowie dem Vorhandensein von ausreichend Ozon zur Reaktion zu CO₂ begründet. In den Wintermonaten dagegen treten einerseits vermehrt austauscharme Wetterlagen mit geringerem Verdünnungspotential, zum anderen erhöhte Emissionen der Quellgruppe Hausbrand auf.

Neben dem in Abbildung 6.3 dargestellten Jahresgang weisen die CO-Immissionskonzentrationen einen deutlich ausgeprägten, verkehrsbedingten Tagesgang auf. Abbildung 6.4 zeigt die langjährig gemittelten Tagesgänge für Wochentage (Montag bis Freitag), Samstag und Sonntag. Der steile, durch den einsetzenden Berufsverkehr bedingte Anstieg der CO-Werte gegen 6:00 Uhr MEZ ist nur an den Wochentagen zu beobachten. An den Wochenenden führt zum einen das verringerte Verkehrsaufkommen, vor allem aber der fehlende Schwerlastverkehr zu geringeren Schadstoffkonzentrationen und einem weniger deutlich ausgeprägtem Tagesgang. Vergleicht man die Konzentrationsverläufe der CO-Immissionen für die meteorologischen Winter- und Sommermonate (Abbildung 6.5), so zeigt sich ein annähernd paralleler Verlauf der Kurven. Die höheren Konzentrationen während der Wintermonate sind durch den zusätzlichen Beitrag der Quelle Hausbrand während der Heizperiode bedingt. Die für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee nachgewiesenen Tagesgänge stimmen mit Ergebnissen von Studien in anderen Städten in Deutschland, Europa und der Welt überein (BOUHAMRA & ABDUL-WAHAB 1999, KUTTLER & STRASSBURGER 1999, JOSHI 2000, KUKKONEN ET AL. 2000, NAGENDA & KHARE 2003, SARDAR ET AL. 2004, MURENA ET AL. 2008).

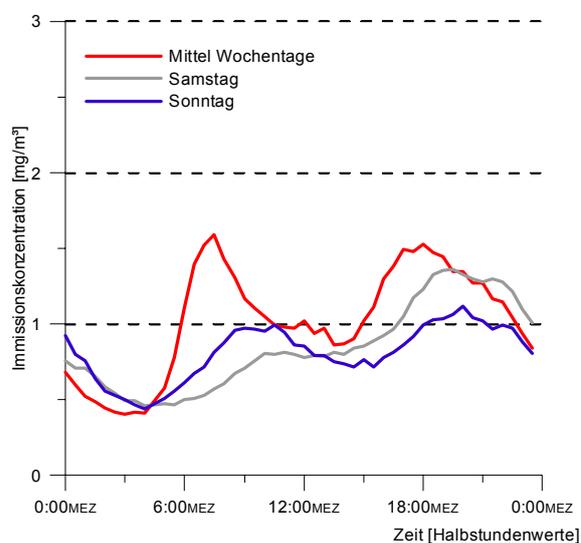


Abbildung 6.4: Langjährig gemittelte Tagesgänge der CO-Immissionskonzentrationen für verschiedene Tage der Woche für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

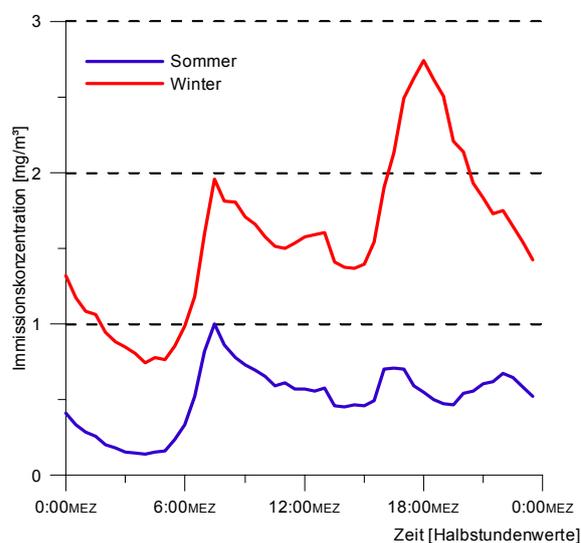


Abbildung 6.5: Langjährig gemittelte Tagesgänge der CO-Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Jahreszeiten Sommer und Winter für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

6.2.2 Schwefeldioxid (SO₂)

Schwefeldioxid (SO₂) ist ein stechend riechendes, farbloses und wasserlösliches Gas, das primär als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Verbrennung fossiler, schwefelhaltiger Brennstoffe wie Kohle oder Erdölprodukten emittiert wird (ca. 80 %). Weitere Quellen sind industrielle Prozesse wie z. B. die Eisen- und Stahlerzeugung oder die Zellstoffherstellung, sowie Vulkanausbrüche als wichtigste natürliche Quelle.

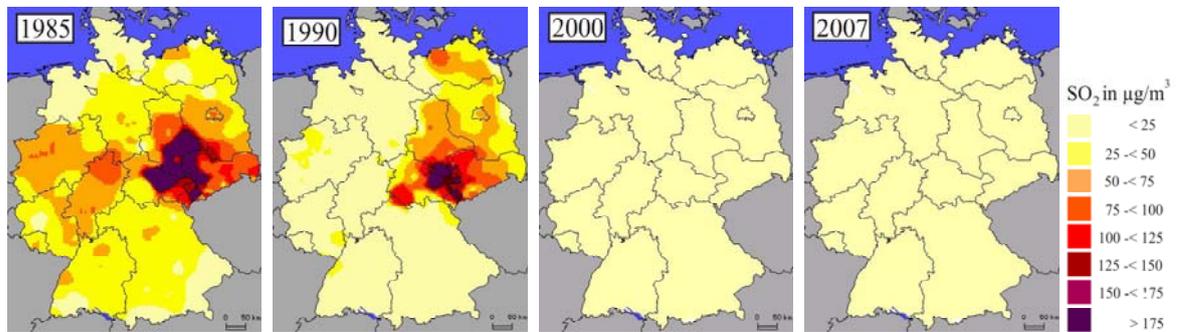


Abbildung 6.6: Jahresmittelwerte der Schwefeldioxid-Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes (www.uba.de, verändert).

Schwefeldioxid war bis in die 1980er Jahre die Leitkomponente der Luftreinhaltung, wirkt besonders in Kombination mit Feinstaubpartikeln auf den Atemtrakt und reizt Haut und Schleimhäute. So konnten z. B. SUNYER ET AL. (2003) eine signifikante Zunahme der Krankenhauseinweisungen (ischämische Herzerkrankungen) für den gleichen sowie den Folgetag bei einem Anstieg der SO₂-Tagesmittelwerte um 10 µg/m³ für Personen unter 65 Jahren nachweisen. SÉGALA ET AL. (2008) zeigen signifikante Zusammenhänge zwischen erhöhten SO₂-Werten und Bronchialerkrankungen bei Kleinkindern in Paris und SZYSZKOWICZ ET AL. (2009) weisen einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Anzahl von ambulanten Behandlungen wegen akuten Migräneanfällen und der SO₂-Belastung für Vancouver (Kanada) nach.

In den vergangenen Jahrzehnten ist die Belastung durch Schwefeldioxidemissionen in Deutschland deutlich zurückgegangen. Im westlichen Teil Deutschlands verringerte sich die Schwefeldioxidkonzentration seit Mitte der 80er Jahre, im östlichen Teil sank die Belastung nach der Wiedervereinigung deutlich (Abbildung 6.6).

Dies ist vor allem auf die konsequente Umsetzung der Großfeuerungsanlagenverordnung (13. BImSchV), verbunden mit dem Einsatz von schwefelärmeren Brennstoffen und wirksameren Abgasentschwefelungsanlagen, zurückzuführen.

Für SO₂ existieren verschiedene Grenzwerte. Zur Beurteilung der kurzzeitigen Belastungssituation besteht sowohl ein Stunden-Grenzwert von 350 µg/m³ (Stundenmittel) der nicht öfter als 24-mal im Kalenderjahr, als auch ein Tages-Grenzwert von 125 µg/m³ (Ta-

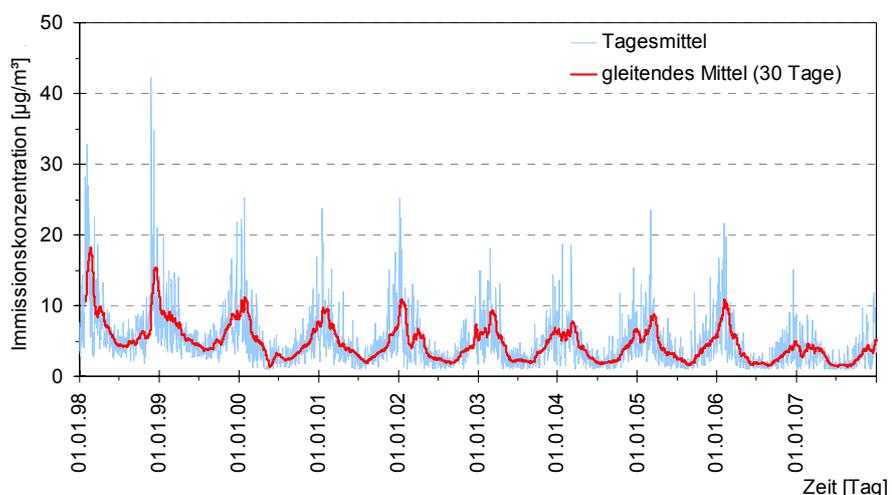


Abbildung 6.7: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der SO₂-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

gesmittelt) der nicht öfter als dreimal im Jahr überschritten werden darf. Die obere Beurteilungsschwelle liegt bei $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die untere bei $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei beide Werte auf Tagesmittelwerte bezogen sind, die nicht öfter als dreimal im Jahr überschritten werden dürfen. Beide Grenzwerte sind ab dem 1.1.2005 gültig, und es gibt keine Toleranzmargen. Zusätzlich gilt ein Jahresgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (obere Beurteilungsschwelle = $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, untere Beurteilungsschwelle = $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabelle 6.4: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der SO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1998 - 2007
N	365	365	361	357	343	365	365	365	365	364	3615
Mittelwert	8,0	6,2	4,7	4,8	4,2	4,4	4,0	4,2	3,9	3,0	4,7
Std.	5,6	3,0	3,5	3,2	3,4	3,1	2,8	2,9	3,4	2,0	3,6
Minimum	1,9	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Maximum	42,2	21,8	25,3	23,7	25,2	18,1	18,7	23,4	21,6	11,8	42,2
P50	6,3	5,4	3,7	3,9	3,1	4,4	3,1	3,5	2,6	2,3	3,8
P75	9,1	7,5	5,9	5,6	5,0	5,5	5,2	5,2	4,6	4,0	5,9
P95	20,6	13,0	11,6	11,6	11,0	11,1	9,1	9,9	11,1	7,4	8,9
P98	26,4	14,8	16,7	15,2	14,4	13,5	12,2	12,3	15,0	9,0	11,6

Abbildung 6.7 zeigt sowohl die Tagesmittelwerte (blaue Kurve), als auch das 30-tägige gleitende Mittel (rote Kurve) der SO_2 -Immissionskonzentrationen, gemessen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Die Tagesmittel liegen seit 1998 sowohl deutlich unter den verbindlichen Grenzwerten als auch unter der unteren Beurteilungsschwelle. Seit 1998 ist ein Rückgang der SO_2 -Immissionskonzentrationen sowohl bei den Jahresmittelwerten, als auch bei den Maximalwerten zu beobachten. Vergleichbare Ergebnisse präsentieren AVINO & MANIGRASSO (2008) für Rom (Italien), GEOGOULIAS ET AL. (2009) für Thessaloniki (Griechenland), NUNNARI ET AL. (2004) für Belfast (Irland) und HOLLAND ET AL. (1998) für die USA.

Tabelle 6.4 zeigt ausgewählte statistische Kennzahlen der SO_2 -Immissionskonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Die Anforderungen an die Datenqualität (Mindestdatenerfassung 90 %) sind auch für die SO_2 -Werte für den gesamten Zeitraum erfüllt. Nach einem deutlichen Rückgang der Immissionswerte bis zum Jahr 2000 ist eine Stabilisierung der Jahresmittelwerte zwischen $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu beobachten.

Abbildung 6.8 zeigt mittels Boxplots der mittleren Monatswerte der SO_2 -Immissionskonzentrationen, berechnet aus

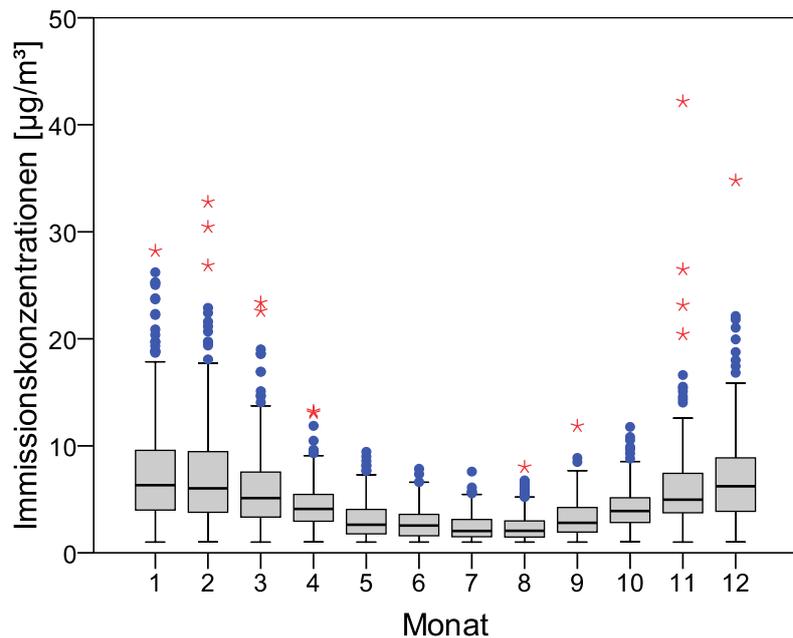


Abbildung 6.8: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der SO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

Tageswerten, den Jahresgang für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Die Boxplots zeigen den Median, sowie das 25- und 75-Perzentil, Ausreißer und Extremwerte sind analog Kapitel 6.2.1 definiert. Die unterschiedlichen Konzentrationen im Jahresverlauf erlauben Rückschlüsse auf die bestimmenden Faktoren. Die deutlich höheren SO_2 -Werte in den Wintermonaten können zum einen durch die verstärkte Heizaktivität (typisch für höhere Mittelwerte), zum anderen durch das Auftreten von Bodeninversionen (typisch für Extremwerte und Ausreißer) erklärt werden. Die für Trier

dargestellten Ergebnisse stimmen mit Untersuchungen in vielen anderen Städten wie zum Beispiel von GEOGOU LIAS ET AL. (2009) und KOURTIDIS ET AL. (2002) für Thessaloniki (Griechenland), NGUYEN & KIM (2006) für Südkorea oder BARI ET AL. (2003) für New York (USA) überein.

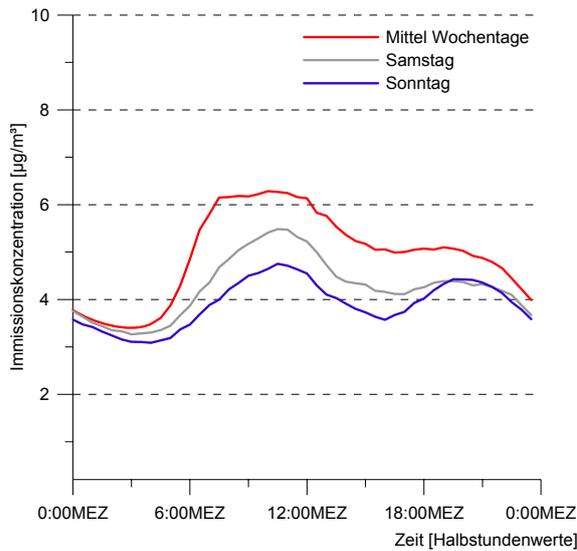


Abbildung 6.9: Langjährig gemittelte Tagesgänge der SO_2 -Immissionskonzentrationen für verschiedene Tage der Woche für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

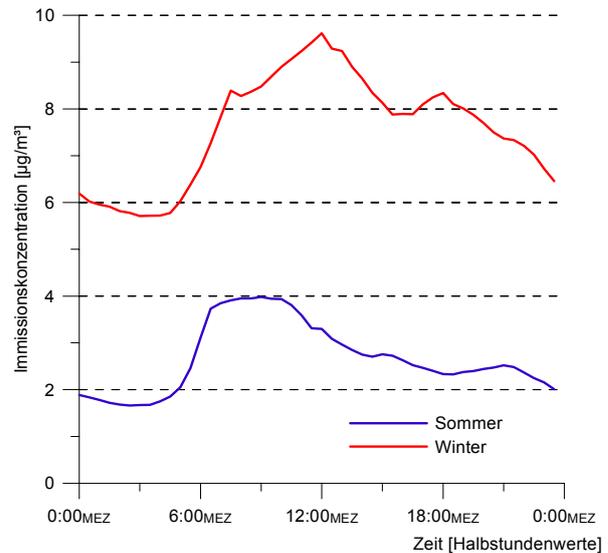


Abbildung 6.10: Langjährig gemittelte Tagesgänge der SO_2 -Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Jahreszeiten Sommer und Winter für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

Zusätzlich zu dem in Abbildung 6.8 beschriebenen Jahresgang zeigen die gemessenen SO_2 -Immissionskonzentrationen, wie in Abbildung 6.9 dargestellt, einen deutlich ausgeprägten Tagesgang mit maximalen Konzentrationen am Vormittag als wichtigstes Merkmal (FLEMMING ET AL. 2005, MORENO ET AL. 2009). Auch die SO_2 -Immissionskonzentrationen sind hoch mit dem täglichen Verkehrsaufkommen korreliert (YANNOPOULOS 2007). Der Unterschied zwischen den Belastungen an Wochenenden und Werktagen ist jedoch bei den SO_2 -Immissionskonzentrationen deutlich geringer ausgeprägt als bei den CO -Werten. Des Weiteren können Abhängigkeiten der SO_2 -Immissionskonzentrationen von ausgewählten meteorologischen Größen beobachtet werden. Niedrige Lufttemperaturen führen, wie aus Abbildung 6.8 und 6.10 zu ersehen ist, zu erhöhten SO_2 -Immissionskonzentrationen. Dies ist zum einen mit dem erhöhten Heizenergiebedarf zum anderen mit den schlechteren, meteorologisch bedingten Ausbreitungsbedingungen während der Wintermonate zu erklären (KHODER 2002, PALAU ET AL. 2009). Mit steigenden Werten der relativen Feuchte nehmen auch die SO_2 -Werte zu. Dies ist jedoch auf die im Mittel höheren relativen Feuchte-Werte in den Wintermonaten zurückzuführen.

Der Einfluss des Niederschlags auf die SO_2 -Immissionskonzentrationen wird wie folgt untersucht. In einem ersten Schritt

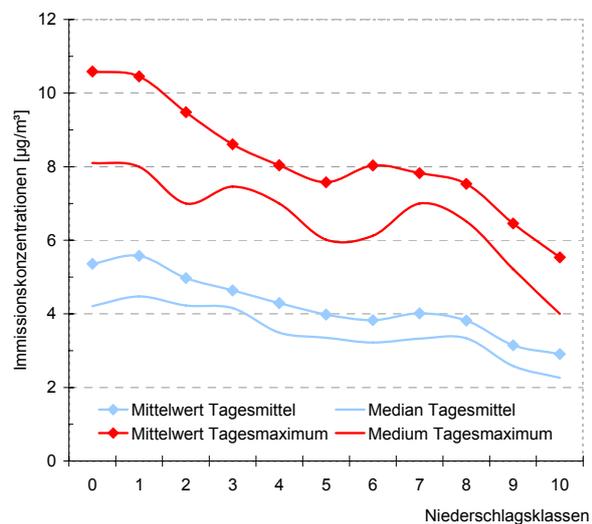


Abbildung 6.11: Tageswerte der SO_2 -Immissionskonzentrationen (Mittelwerte und Median) in Abhängigkeit von verschiedenen Niederschlagssummenklassen: 0: 0,0 mm; 1: > 0,0 mm bis 0,2 mm; 2: > 0,2 mm bis 0,35 mm; 3: > 0,35 mm bis 0,8 mm; 4: > 0,8 mm bis 1,3 mm; 5: > 1,3 mm bis 2,2 mm; 6: > 2,2mm bis 3,2 mm; 7: > 3,2 mm bis 4,6 mm; 8: > 4,6mm bis 6,7 mm; 9: > 6,7 mm bis 10,3 mm; 10: > 10,3 mm, Zeitraum 1998 bis 2007.

werden die Tagessummen des Niederschlags > 0 mm (Zeitraum 1998 bis 2007) in neun Klassen mit gleicher Anzahl von je 188 Ereignissen unterteilt (Klassengrenzen vgl. Abbildung 6.11). Die Klasse Null enthält diejenigen Fälle ohne Niederschlag. Für jede Klasse wird dann in einem zweiten Schritt der jeweilige Mittelwert und Median der SO₂-Immissionskonzentrationen berechnet (Abbildung 6.11). Mit steigender Tagesniederschlagsmenge gehen sowohl die Tagesmittelwerte, als auch die Tagesmaxima der SO₂-Immissionswerte deutlich zurück.

Schadstoffwindrosen sind eine geeignete Methode, um richtungsabhängige Konzentrationen von Luftschadstoffen bestimmen zu können. Dabei werden die Halbstundenmittelwerte der Schadstoffkonzentration den jeweiligen Halbstundenmitteln der Windgeschwindigkeit zugeordnet (WHO 1980). Abbildung 6.12 und 6.13 zeigen die windrichtungsabhängigen Schadstoffkonzentrationen zu den meteorologischen Winter- und Sommermonaten an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee. Wie erwartet sind die SO₂-Immissionskonzentrationen während der Monate Dezember bis Februar deutlich höher als während der Sommermonate. Je nach geographischer Verteilung relevanter

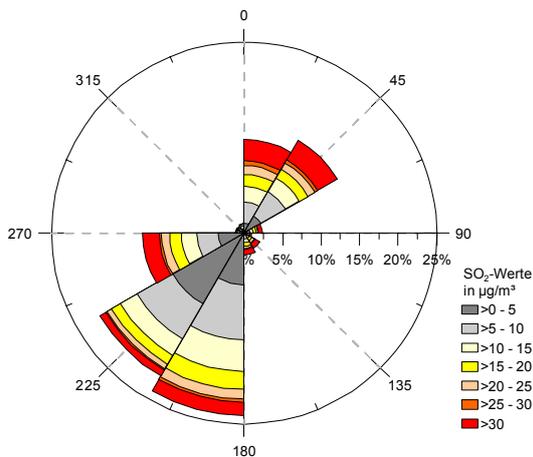


Abbildung 6.12: Schadstoffwindrose der SO₂-Halbstundenmittelwerte für die meteorologischen Wintermonate (N = 88.320) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

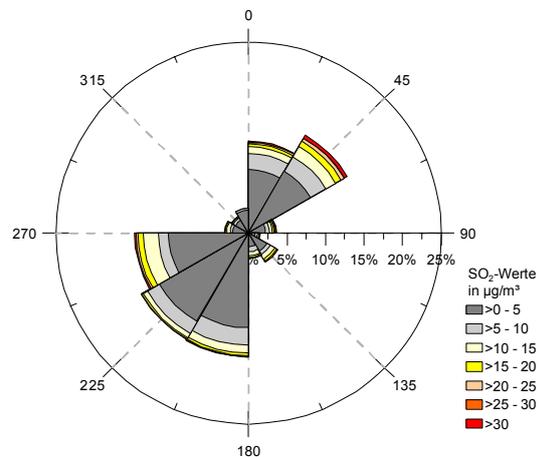


Abbildung 6.13: Schadstoffwindrose der SO₂-Halbstundenmittelwerte für die meteorologischen Sommermonate (N = 88.640) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

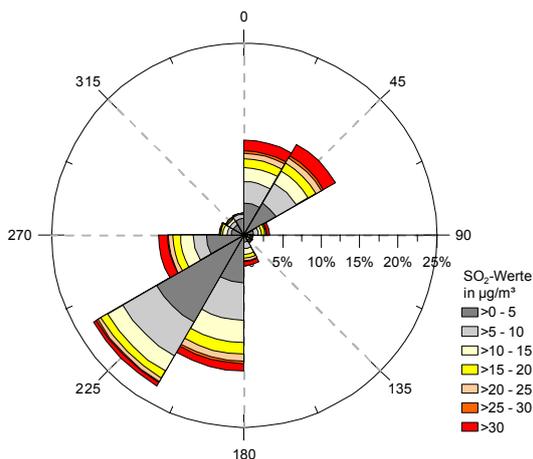


Abbildung 6.14: Schadstoffwindrose der SO₂-Halbstundenmittelwerte für die Tagewerte (9:30 bis 17:00 MEZ; N = 116.880) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

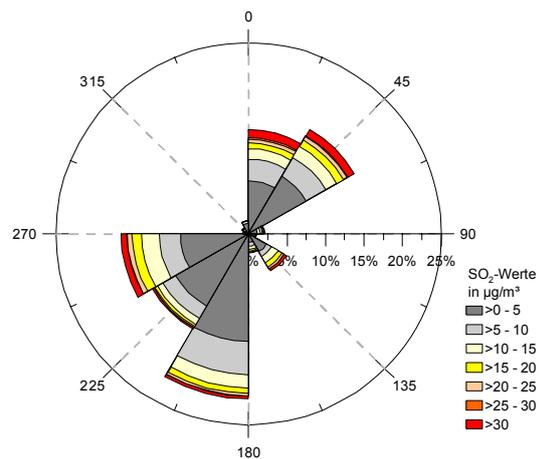


Abbildung 6.15: Schadstoffwindrose der SO₂-Halbstundenmittelwerte für die Nachtwerte (21:30 bis 5:00 MEZ; N = 116.880) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

Emissionsquellen in Bezug zur Messstation zeigen einzelne Windrichtungssektoren signifikant höhere Schadstoffkonzentrationen (DUTKIEWICZ ET AL. 2004, BUCHHOLZ 2006, RATTO ET AL. 2006). An der ZIMEN-Station Trier-Ostallee ist jedoch keine deutliche Abhängigkeit der Konzentrationen von einer bestimmten Windrichtung in den beiden Jahreszeiten feststellbar. Würde eine dominante

Emissionsquelle einen deutlichen Tagesgang der emittierten Schadstoffe zeigen, so müsste dies zu deutlichen Unterschieden in den Belastungsklassen in Abbildung 6.14 (Tagwerte) und 6.15 (Nachtwerte) führen (PALAU ET AL. 2009). Dies ist jedoch für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee nicht der Fall.

6.2.3 Ozon (O₃)

Ozon ist ein farbloses, chemisch sehr reaktives Gas, welches in hohen Konzentrationen Menschen, Tiere, Pflanzen und Materialien schädigt und als Treibhausgas zur Erwärmung der Atmosphäre beiträgt. Es wird vom Geruchssinn als stechender Geruch bereits in hoher Verdünnung (ab 40 µg/m³ bis 50 µg/m³) wahrgenommen, wobei jedoch die Geruchsempfindung rasch nachlässt. Ozon ist nicht gleichmäßig in der Atmosphäre verteilt. In der Stratosphäre befinden sich ca. 90 % der Ozonmenge und absorbieren dort einen großen Teil der ultravioletten Strahlung, die die Zellen von Pflanzen, Tieren und Menschen schädigt (stark oxidative Wirkung). Die restlichen 10 % befinden sich in der Troposphäre. Der vertikale Austausch von Ozon aus der stratosphärischen Ozonschicht in die bodennahe Atmosphäre ist nur relativ schwach ausgeprägt. Dieser findet vorwiegend im Bereich von Tiefdruckgebieten statt, und somit ist dieser Beitrag zu erhöhten Ozonkonzentrationen während sommerlicher Hochdruckwetterlagen mit intensiver Sonneneinstrahlung sehr gering.

Ozon ist ein sekundärer Schadstoff, da er nicht direkt emittiert wird, sondern unter Einwirkung von Sonnenstrahlung durch photochemische Prozesse aus Vorläufersubstanzen gebildet wird. Bei den Vorläufersubstanzen handelt es sich hauptsächlich um Stickoxide und flüchtige organische Verbindungen. Diese Vorläufersubstanzen stammen sowohl aus natürlichen als auch aus anthropogenen Quellen. Die Mehrheit der Stickstoffoxide stammt aus dem Verkehrsbereich, die restlichen Anteile hauptsächlich aus Feuerungsanlagen. Die wichtigste Quelle für flüchtige organische Verbindungen (VOC) sind Lösungsmittel, die in Produkten wie Farben, Lacken, Klebstoffen oder Reinigungsmitteln verwendet werden, sowie die Freisetzung bei der Verbrennung von Kraftstoffen. Ozon entsteht durch die Oxidation von VOC und CO bei gleichzeitigem Vorhandensein von NO_x und Sonnenlicht. Bodennah fungiert VOC als Katalysator, während der Prozess in den höher gelegenen Bereichen der Atmosphäre vor allem durch die Oxidation von Methan und CO verursacht wird.

Erhöhte bodennahe Ozonkonzentrationen können beim Menschen Reizung der Atemwege, Husten, Kopfschmerzen und Atembeschwerden bis hin zu Einschränkungen der Lungenfunktion hervorrufen. Die individuelle Empfindlichkeit ist jedoch sehr unterschiedlich. Zwischen 10 % und 15 % der Bevölkerung reagiert besonders empfindlich auf Ozon. BELL ET AL. (2004B) zeigen in einer Langzeitstudie (1987 bis 2000) für 95 US-Gemeinden, dass Ozon vor allem in der Altersgruppe zwischen 65 und 74 Jahren geschlechtsunspezifisch wirkt. Nach SREBOT ET AL. (2009) sind derzeit keine NOAEL- (no observable adverse effect level) und LOAEL-Werte (lowest observed adverse effect level) für Ozon definiert. Studien von JERRETT ET AL. (2009) zeigen, dass im Gegensatz zu Feinstaub, welcher primär auf das Herz-Kreislaufsystem wirkt, Ozon für Atemwegserkrankungen verantwortlich ist. Dabei sind die Wirkungen der beiden Schadstoffe unabhängig voneinander. So konnte für einen Anstieg der Ozonbelastung um 20 µg/m³ gegenüber der Vorwoche eine Zunahme

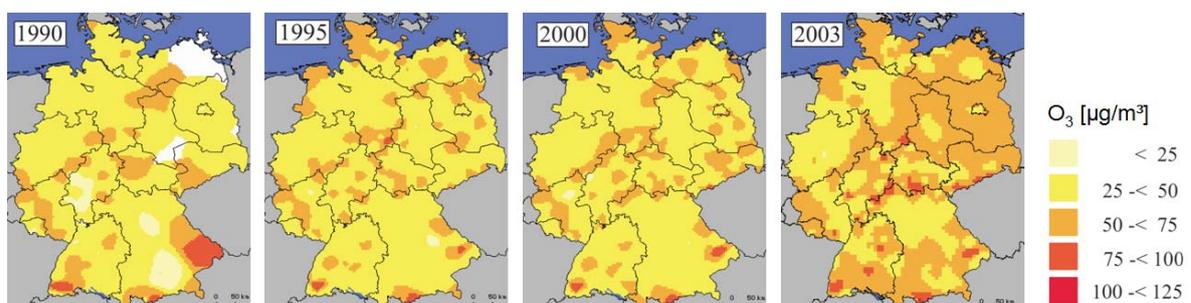


Abbildung 6.16: Jahresmittelwerte der Ozon-Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes (www.uba.de, verändert).

der Mortalität um 4,0 % nachgewiesen werden. Diese Effekte konnten aufgrund von biologischen Laborstudien als plausibel angesehen werden (SPEKTOR ET AL. 1988, YANG ET AL. 2003, TAGER ET AL. 2005). Auch die Vegetation wird durch erhöhte Ozon-Konzentrationen beeinträchtigt. Ozon übt auf Pflanzen sowohl eine Stress- als auch giftige Wirkung aus, wobei entscheidend für die Ozonwirkung und die Ausprägung von Blattschäden der Ozonfluss über die Spaltöffnungen in die Pflanze ist. Ab etwa $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon können Schäden an Blattorganen auftreten. Bei den Schädigungen kann zwischen der akuten Wirkung bei hohen Kurzzeitbelastungen mit sichtbaren Symptomen, z. B. punkt- oder flächenförmige Gewebeerstörungen (Nekrosen) oder Verfärbungen, und chronischen Wirkungen durch niedrige lang anhaltende Ozonkonzentrationen unterschieden werden. Letztere können auch zu sichtbaren Veränderungen des Wuchses oder Vergilbung von Pflanzenteilen führen. Der Verlauf dieser Vorgänge entspricht oft den natürlichen Alterungsprozessen der Pflanze. Insgesamt kommt es zu einem vermindertem Wachstum, geringeren Ernteerträgen und verminderter Qualität von landwirtschaftlichen Produkten (FUHRER ET AL. 1997, DAVISON & BARNES 1998, PLEIJEL ET AL. 2004). ASHMORE (2005) zeigt, dass Weizen schon ab mittleren Konzentrationen von ca. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Schadsymptome zeigt.

Im Gegensatz zu den Immissionskonzentrationen der CO- und SO₂-Werte ist bei den Ozonwerten kein so deutlicher Rückgang zu beobachten. Abbildung 6.16 zeigt für ausgewählte Jahre die räumlich interpolierten Jahresmittelwerte der Ozonkonzentration für Deutschland. Bis auf das Ausnahmejahr 2003 mit extremen Hitzeperioden im Juli und August, zeigen die Jahre 1990, 1995 und 2000 ein relativ ähnliches Bild der mittleren Belastungen. Studien über die zukünftige Entwicklung der Ozonbelastung gehen von einer Zunahme der Belastung aus. So zeigen EBI & MCGREGOR (2008) für die USA eine Zunahme der Ozon-Immissionskonzentrationen für die Jahre 2020, 2050 und 2080 um $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $8,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $10,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit verbundene steigende Mortalitätsraten von 0,4 % bis 7,0 %, wobei die Ozoneffekte oft durch die zunehmende thermische Belastung maskiert werden (KNOWLTON ET AL. 2004). BLOOMER ET AL. (2009) zeigen stabile statistische Zusammenhänge zwischen dem Anstieg der bodennahen Lufttemperatur um 1°C und einer Zunahme der Ozonkonzentration von $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für den Osten der USA basierend auf Messdaten im Zeitraum 1987 bis 2007.

Nach der Richtlinie 2002/3/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft ist eine Information der Bevölkerung ab einem Stundenmittelwert von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ notwendig; der Wert für die Alarmschwelle liegt bei $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Als Mindestanforderungen für diese Information müssen Datum, Uhrzeit, Ort und Gründe der Überschreitung bekannt gegeben werden. Zusätzlich sollen Vorhersagen über Konzentrationsänderungen, betroffene geographische Bereiche sowie Dauer der Überschreitung und eventuell betroffene Personengruppen veröffentlicht werden. Ab dem Jahr 2010 gilt als Zielwert für den Schutz der Bevölkerung, dass der höchste 8-Stundenmittelwert eines Tages den Wert von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht öfter als 25-mal pro Jahr (gemittelt über drei Jahre) überschreiten darf. Zusätzlich wird noch ein sogenannter AOT 40-Wert zum

Schutz der Vegetation definiert (RICHTLINIE 2002/3/EG).

Für die Analyse der Ozonsituation in Trier steht leider keine geschlossene Datenreihe einer repräsentativen Immissionsmessstation des ZIMEN für den gesamten Zeitraum 1998 bis 2007 zur Verfügung. Bis Anfang 2003 wurden nur an der Station

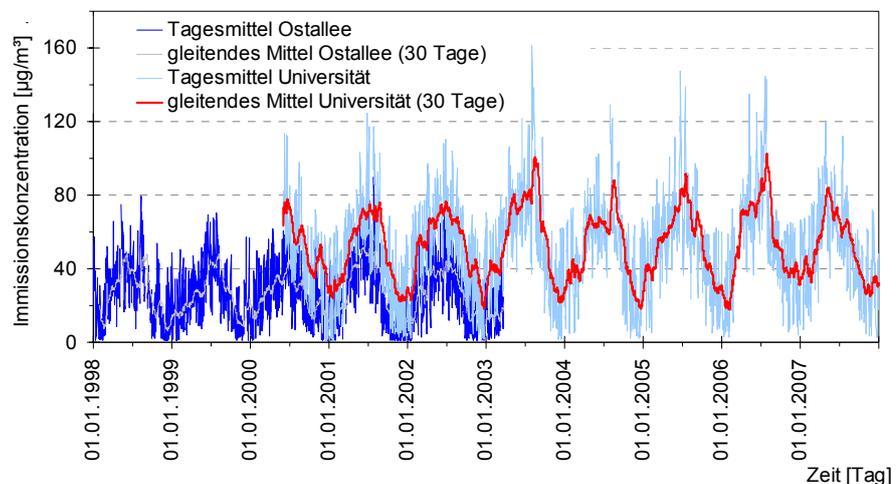


Abbildung 6.17: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der O₃-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (Zeitraum 1998 bis 2003) und Trier-Universität (Zeitraum 2000 bis 2007).

Trier-Ostallee kontinuierlich die Ozon-Immissionskonzentrationen erfasst. Da es sich bei dieser Station jedoch um eine stark durch den Straßenverkehr geprägte Station handelt, sind die dort erfassten Ozonwerte nur bedingt repräsentativ.

Ab Mai 2000 wurde eine neue ZIMEN-Station an dem Standort Trier-Universität in Betrieb genommen. Dieser Standort ist aufgrund der deutlich geringeren Verkehrsbelastung am Rande eines Parkplatzes besser geeignet. Bei den Auswertungen müssen jedoch beide Datenreihen getrennt behandelt werden, da aufgrund der unterschiedlichen Standortcharakteristik deutliche Unterschiede in den gemessenen Immissionen auftreten. Die Ozon-Messungen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee wurden erst am 22. März 2003 eingestellt, sodass ein Überlappungszeitraum für Auswertungen zur Verfügung steht.

Tabelle 6.5 enthält ausgewählte deskriptive Größen der Ozon-Immissionskonzentrationen für beide ZIMEN-Stationen. Schon anhand der Mittelwerte aber auch der Perzentile sind die Unterschiede zwischen den beiden Stationen klar zu erkennen. Deutlicher wird dies in Abbildung 6.17, die den Verlauf der Tagesmittelwerte der Immissionskonzentrationen der beiden ZIMEN-Stationen zeigt. Im Überlappungszeitraum von April 2000 bis März 2003 lagen die Werte der ZIMEN-Station Trier-Universität im Mittel 45 % bis 50 % über denen der Station Trier-Ostallee.

Tabelle 6.5: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der O₃-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (Zeitraum 1998 bis 2002) und Trier-Universität (Zeitraum 2002 bis 2007).

	1998	1999	2000	2001	2002	2002	2003	2004	2005	2006	2007
	Ostallee					Universität					
N	347	365	366	353	346	365	355	347	362	344	365
Mittelwert	26,4	25,3	25,4	27,3	26,9	52,1	57,4	49,6	54,5	54,8	50,3
Std.	17,4	15,8	14,7	19,5	17,0	23,0	28,8	24,8	24,2	28,7	23,6
Minimum	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,8	1,4	2,3	5,0	2,7	2,7
abs. Maximum	79,0	70,0	62,0	89,5	70,9	193,0	240,0	183,0	219,0	226,0	183,0
P50	26,0	23,0	24,8	25,5	26,1	55,4	57,8	52,6	53,6	54,4	52,1
P75	39,2	35,7	36,7	40,2	38,9	68,3	74,3	64,9	66,8	71,6	66,3
P95	57,7	53,6	50,8	62,3	57,9	88,3	108,4	90,0	98,9	107,3	91,2
P98	65,9	64,4	57,5	70,1	66,4	95,1	126,6	108,2	113,4	125,5	99,4

Die Zeitreihe der Ozon-Immissionskonzentrationen zeigt keine statistisch signifikanten Trends. Gut zu erkennen sind die deutlich höheren Ozonbelastungen im Sommer 2003 während der ganz Europa erfassenden Hitzewelle. Trotz der Kürze der Datenreihe scheint auch an der Station Trier-Universität der europaweite Trend, mit Abnahmen der Ozonspitzenkonzentrationen und leichten Zunahmen in den mittleren Belastungen, feststellbar zu sein (NEGTAPE 2001, ASHMORE 2005).

Bezüglich des ab 2010 geltenden EU-Grenzwertes von 120 µg/m³ (höchster 8-stündig gleitender

Tabelle 6.6: Anzahl der Tage mit Ozon-Immissionskonzentrationen $\geq 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (gleitendes 8-Stundenmittel) pro Jahr (mit gleitendem 3-Jahresmittel), Anzahl der Stunden mit Werte $\geq 180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Informationsschwelle) und $\geq 240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Alarmschwelle), AOT40 und SOMO35 Werte für die ZIMEN-Station Trier-Universität, Zeitraum 2002 bis 2007.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Anzahl Tage $\geq 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$	26	55	29	36	39	22
mit gleitendem 3-Jahresmittel	x	x	37	40	35	32
Anzahl Stunden $\geq 180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Informationsschwelle)	4	45	2	28	21	3
Anzahl Stunden $\geq 240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Alarmschwelle)	0	0	0	0	0	0
AOT40 (Mai – Juli)	14197	20943	x	23145	29688	11630
AOT40 (April – September)	19304	41278	20464	30638	32495	14768
SOMO35	4400	7304	4318	5467	5911	4036

Tagesmittelwert), welcher nicht öfter als 25-mal pro Jahr überschritten werden darf, zeigen sich in der Vergangenheit für die ZIMEN-Station Trier-Universität die in Tabelle 6.6 dargestellten Überschreitungen. Da laut EU-Richtlinie der Grenzwert über drei Jahre gemittelt werden muss, ist erst ab dem Jahr 2003 eine Berechnung möglich. In allen Jahren, bis auf 2007, wird die erlaubte Anzahl von 25 Überschreitungen deutlich überschritten.

Ozon gilt für die Vegetation als der bedeutendste Luftschadstoff (MILLS ET AL. 2011, ASHMORE 2005). Erhöhte Ozonkonzentrationen haben bezüglich der Vegetation Blattschädigungen, Ertragsminderungen sowie verringerte Samenproduktion zur Folge, wobei der Grad der Schädigung von der Expositionszeit, der Ozonkonzentration sowie der betroffenen Pflanze abhängt.

Zur Beurteilung der Wirkung von Ozon auf Pflanzen wurde von der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) in den neunziger Jahren das Konzept der „Critical Levels“ eingeführt (FUHRER 1994, KÄRENLAMPI UND SKÄRBY 1996).

In Tabelle 6.6 sind die Ergebnisse des AOT40 Expositionsindex (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb) für die Station Trier-Universität dargestellt. Dieser Schwellenwert basierte Index beschreibt die Summe der stündlichen Ozonkonzentrationen über $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ während Tageslichtstunden für zwei unterschiedlich definierte Vegetationsperioden. Die Berechnung erfolgte gemäß den Vorgaben der EU Richtlinie 2002/3/EG. Der ab 2010 geltende AOT40 Grenzwert beträgt $18000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ und muss über 5 Jahre gemittelt werden. Im Zeitraum 2002 bis 2007 liegen die einzelnen Jahreswerte des AOT40 in drei Jahren deutlich über-, in zwei Jahren deutlich unter diesem Wert. Für das Jahr 2004 ist eine Berechnung aufgrund zu großer Datenlücken nicht möglich. Schwächen des AOT40 Indexes werden von TUOVINEN (2000) und GRÜNHAGE ET AL. (1999) diskutiert. So entsprechen aufgrund des hoch variablen Ozonprofils in der atmosphärischen Bodenschicht (Prandtl-Schicht), die in der Standardmesshöhe gemessenen Ozonkonzentrationen nicht immer den Konzentrationen, die direkt an der Pflanze wirksam werden. Generell sind die Ansätze die den direkten Ozonfluss in die Pflanze berücksichtigen vorzuziehen (PAOLETTI ET AL. 2007), da eine Reihe von weiteren Umweltfaktoren, wie zum Beispiel Lufttemperatur oder Trockenstress die Schadstoffaufnahme in die Pflanze steuert (KLUMPP ET AL. 2006).

Der AOT40 Index ist jedoch ein akzeptabler Kompromiss im Hinblick auf Messaufwand, Datenverfügbarkeit und ableitbarer Wirkung (FUHRER ET AL. 1997).

Die Wirkung von Ozon auf den Menschen wird mittels des Index SOMO35 beschrieben. Auch dieser Index ist ein Expositionsindex. Die Beträge der Tagesmittel der Ozonkonzentrationen über einem Schwellenwert von $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden über das ganze Jahr hin akkumuliert. Der Index wurde von der Joint „WHO/Convention Task-Force“ im Jahr 2004 zur Untersuchung der ozonbedingten verfrühten Mortalitätsfälle eingeführt (WHO 2004). Der Vorteil des Indexes ist, dass hohe Ozonkonzentrationen über das gesamte Jahr hin berücksichtigt werden. Zur Berechnung des Indexes sollen Werte einer suburbanen Station heran gezogen werden, da die höheren Ozonwerte einer ländlichen Hintergrundstation die Ozonexposition der Bevölkerung in urbanen Gebieten deutlich überschätzen würden. Der Schwellenwert von $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde aufgrund der Tatsache gewählt, dass ab dieser Immissionskonzentration statistisch signifikante Anstiege der Mortalität beobachtet werden können (WHO 2008).

Tabelle 6.6. enthält die SOMO35 Werte für die Station Trier-Universität für den Zeitraum 2002 bis 2007. Die Werte zeigen eine hohe Variabilität. Ein deutlicher Trend ist jedoch nicht zu erkennen. Während in Europa ein Rückgang der Spitzenkonzentrationen (Stundenmittelwerte) von Ozon seit den 90er Jahren des vorherigen Jahrhunderts beobachtet werden konnte, zeigen die SOMO35 Werte keinen solchen Trend (WHO 2008).

Abbildung 6.18 und 6.19 zeigen mittels Boxplots der mittleren Monatswerte der O_3 -Immissionskonzentrationen, berechnet aus Tageswerten, den Jahresgang für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee für die Jahre 1998 bis 2002 sowie für die Station Trier-Universität (Zeitraum 2003 bis 2007). Die Boxplots zeigen den Median, sowie das 25- und 75-Perzentil, Ausreißer und Extremwerte sind analog Kapitel 6.2.1 definiert. Auch bei Ozon erlauben die unterschiedlichen Konzentrationen im Jahresverlauf Rückschlüsse auf die bestimmenden Faktoren.

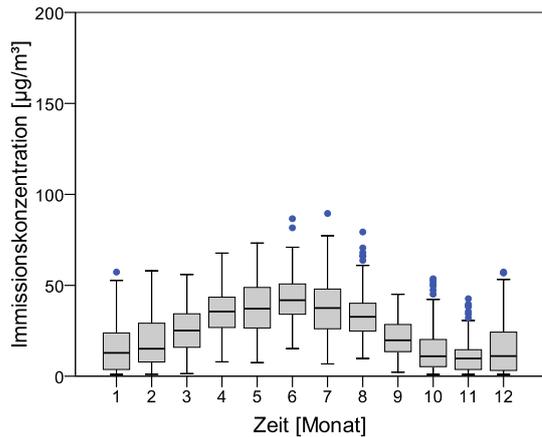


Abbildung 6.18: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der O₃-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2002.

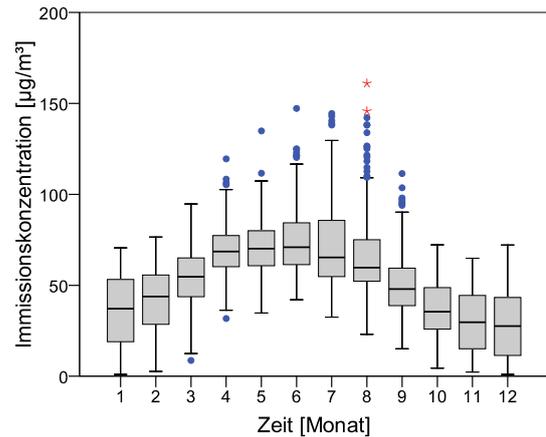


Abbildung 6.19: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der O₃-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Universität, Zeitraum 2003 bis 2007.

Neben der Konzentration der Vorläufersubstanzen bestimmt die Intensität der Sonneneinstrahlung die Ozonbildungsraten. Dies erklärt den ausgeprägten Jahresgang der Ozonwerte mit einem Maximum im Sommerhalbjahr. In welchen Monaten des betrachteten Jahres die Ozonmaxima auftreten, hängt vom Witterungsgeschehen im jeweiligen Sommer ab. Die Unterschiede in den absoluten Konzentrationen an den beiden Stationen sind durch den ständigen Ozonabbau durch Stickstoffmonoxid und andere Luftverunreinigungen an der durch den Verkehr geprägten Station Trier-Ostallee bedingt. Besonders in den Wintermonaten wird der natürliche Ozonpegel durch Reaktion mit den emittierten Luftverunreinigungen stark reduziert. Dies erklärt die höheren Ozonkonzentrationen an der durch Verkehr weniger belasteten ZIMEN-Station Trier-Universität.

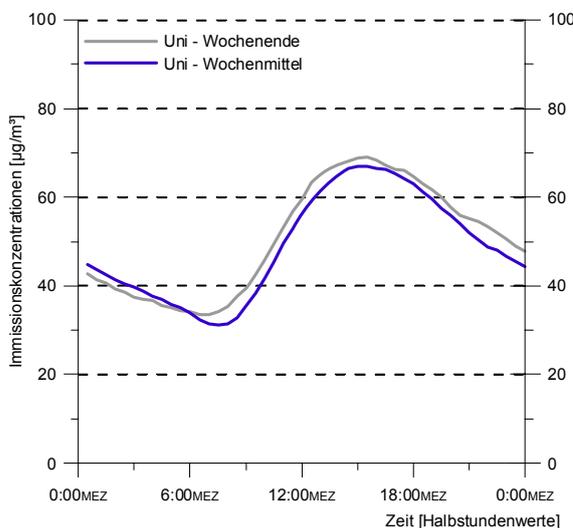


Abbildung 6.20: Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die Station Trier-Universität für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.

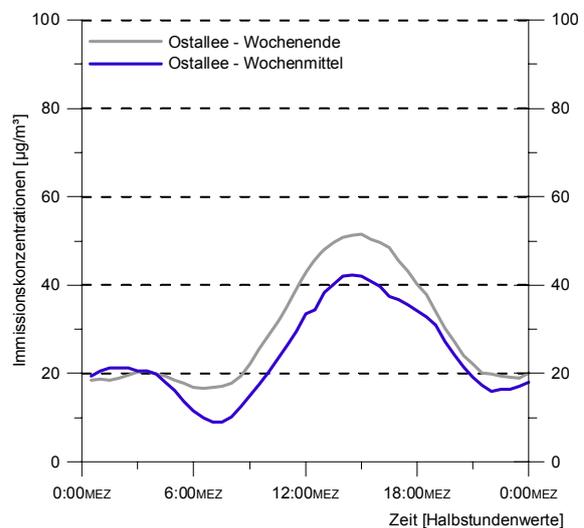


Abbildung 6.21: Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die Station Trier-Ostallee für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.

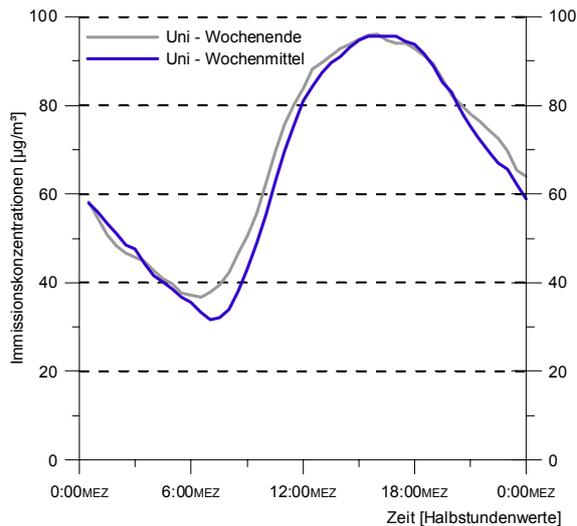


Abbildung 6.22: Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Sommermonate für die Station Trier-Universität für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.

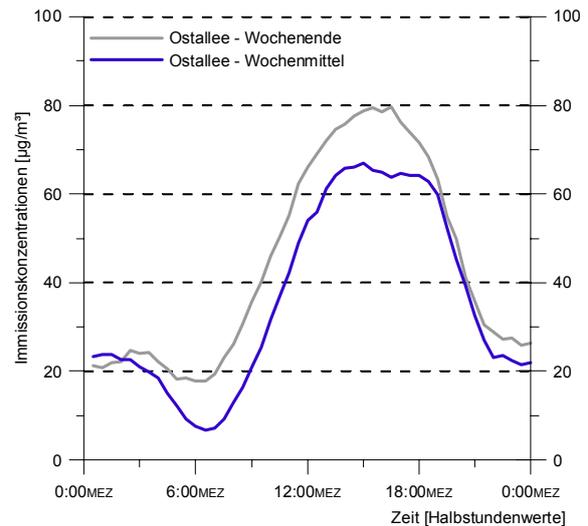


Abbildung 6.23: Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Sommermonate für die Station Trier-Ostallee für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.

Auch die Ozon-Immissionen zeigen neben dem Jahrgang einen schwach ausgeprägten Wochengang und einen starken Tagesgang. Die Unterschiede bezüglich des Wochenendeffektes mit erhöhten Ozon-Werten an den Wochenenden sind an der Station Trier-Universität geringer ausgeprägt als an der Station Trier-Ostallee (Abbildungen 6.20 und 6.21). Dieser Effekt ist auf die vermindernden Emissionen von Stickoxiden also das verringerte Verkehrsaufkommen an den Wochenenden zurückzuführen. Die Differenzen der Immissionskonzentrationen zwischen den Wochenenden und den Wochentagen sind an der Station Trier-Ostallee (im Mittel $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) deutlich höher als an der Station Trier-Universität (im Mittel $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und beruhen auf dem höheren Verkehrsaufkommen am Standort Trier-Ostallee während der Wochentage. Die absoluten Werte der Ozon-Immissionskonzentrationen sind in den Sommermonaten bedingt durch die erhöhte solare Einstrahlung höher, der typische Tagesgang der Kurven bleibt jedoch gleich (MARKOVIĆ & MARKOVIĆ 2005, SCHIPA ET AL. 2009) (Abbildung 6.22 und 6.23). Nach MARR & HARLEY (2002) führen auch die geringeren Feinstaubkonzentrationen an den Wochenenden zu erhöhter UV-Strahlung, die die Ozonbildung begünstigt. Dieser Effekt kann aufgrund der fehlenden UV-Messungen in Trier nicht bestätigt werden.

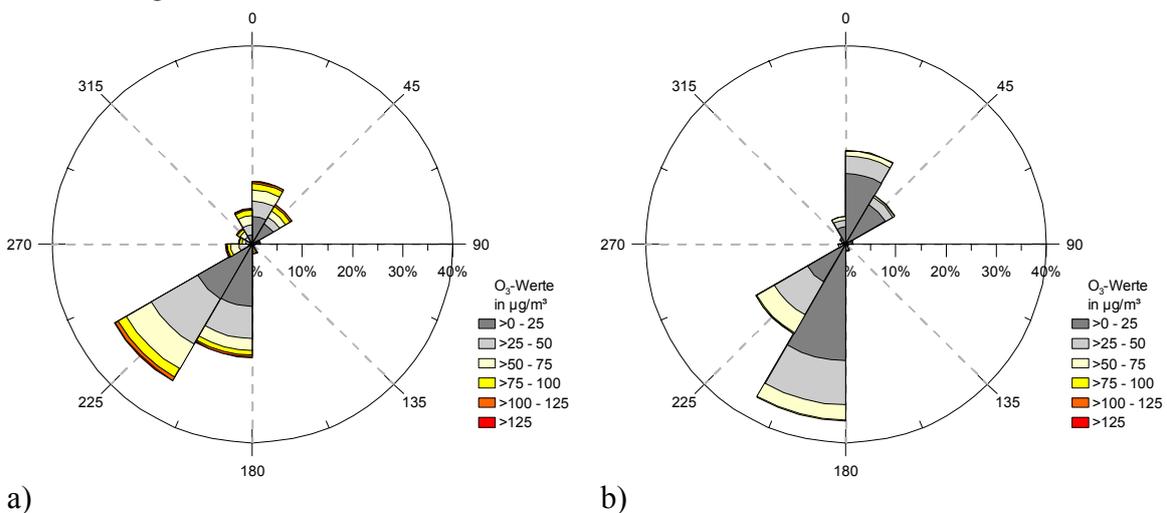


Abbildung 6.24: Ozon-Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, berechnet aus Halbstundenwerten für a) Tagstunden (9:30 bis 17:00 MEZ, $N = 28.284$) und b) Nachtstunden (21:30 bis 5:00 MEZ, $N = 27.030$), Zeitraum 1998 bis 2003.

Die um ca. 25 % geringere Belastung während der Woche an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (Trier-Universität nur ~ 4,0 %), stimmt mit anderen Untersuchungen von ALTSHULER ET AL. (1995), PRYOR, UND STEYN (1995), PUN ET AL. (2003) für Städte in den USA, BRÖNIMANN UND NEU (1997) für die Schweiz und PONT UND FONTAN (2001) für Frankreich überein.

Für den früheren ZIMEN-Standort Trier-Weberbach konnte HELBIG (2000) ein sekundäres Ozonmaximum in den Nachtstunden nachweisen. Während windschwacher Wetterlagen fließt bodennah ozonreichere Luft aus dem Umland durch das Olewiger Tal in das Stadtgebiet.

Abbildung 6.24 zeigt Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee für Ozonkonzentrationen während der Tagstunden zwischen 9:30 und 17:00 MEZ (a) sowie für Nachtstunden zwischen 21:30 bis 5:00 MEZ (b). Ein sekundäres Maximum oder eine deutliche Veränderung der Windrichtung während der Nachtstunden ist nicht zu erkennen. Zur Kontrolle zeigt Abbildung 6.25 die Schadstoffwindrose für die Nachtstunden analog Abbildung 6.24 b), jedoch mit der Nebenbedingung: Windgeschwindigkeiten < 1 m/sec. Auch bei den geringen Windgeschwindigkeiten ist kein richtungsabhängiges Maximum der nächtlichen Ozonkonzentrationen zu beobachten, was auf den Transport ozonreicher Luft aus dem Umland hin deuten würde.

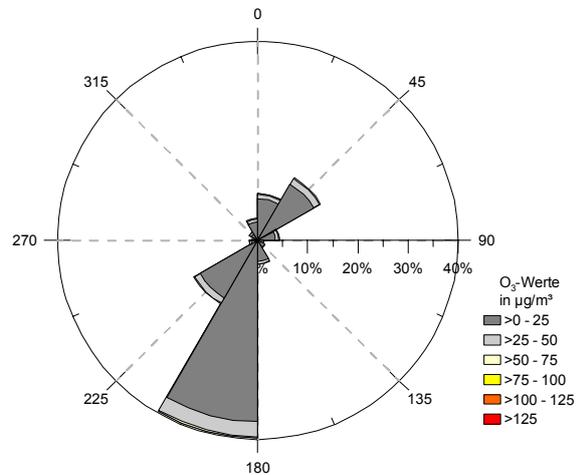


Abbildung 6.25: Ozon-Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Halbstundenwerten für Windgeschwindigkeiten < 1,0 m/sec während der Nachtstunden (21:30 bis 5:00 MEZ, N = 17.242), Zeitraum 1998 bis 2003.

Wie in den Abbildungen 6.17 und 6.26 dargestellt, treten die höchsten Ozonwerte nicht in den Innenstädten sondern am Stadtrand und in den ländlichen Gebieten auf, obwohl der innerstädtische Verkehr eine wichtige Quelle der Vorläufersubstanzen ist. Das durch den Verkehr emittierte Stickstoffmonoxid reagiert jedoch mit Ozon und baut dieses ab. Des Weiteren erfolgt der Transport von Vorläufersubstanzen aus den Städten in die ländlichen Gebiete, wo sie zur Ozonbildung beitragen. Dies trifft jedoch nicht für NO zu, da es aufgrund seiner chemischen Eigenschaften nur eine sehr kurze Verweilzeit in der Atmosphäre besitzt. Somit kann eine Senkung des NO-Ausstoßes zu einer Erhöhung der Ozonwerte in den Innenstädten führen. Hier muss also die Reduzierung der VOC-Emissionen im Vordergrund stehen. In den weniger belasteten ländlichen Gebieten bringt die Reduktion der NO-Emissionen die besten Resultate.

Die höchsten je in Trier gemessenen Ozon-Immissionswerte wurden im Sommer 2003 während der Hitzewelle im August gemessen. Der Sommer 2003 war im Flächenmittel über Deutschland seit 1901 der mit Abstand wärmste Sommer. Ein wesentlicher Grund bestand in der Häufung stabiler Hochdruckwetterlagen über Westeuropa, die gerade während des Sonnenhöchststandes und kurzer Nächte zu starker Erwärmung führten. Ein blockierendes Hoch über Nordeuropa lenkte die atlantischen Störungen weit nach Norden ab. Die mit dem Hoch verbundene absinkende Luftbewegung bewirkte außerdem eine anhaltende Abtrocknung der Luftmassen über Mitteleuropa (LEVINSON & WAPLE 2004, SALAGNAC 2007).

In Abbildung 6.26 sind die Ozon- und Stickstoffmonoxid-Konzentrationen der ZIMEN-Station Trier-Universität (Ozon) und Trier-Ostallee (Stickstoffmonoxid) sowie die Ozonkonzentrationen der ZIMEN-Station Hunsrück-Leisel dargestellt. Die Station Hunsrück-Leisel liegt ca. 50 km östlich von Trier in einem Waldgebiet und ist nicht durch den Verkehr beeinflusst. Die maximale Lufttemperatur an der ZIMEM-Station Trier-Ostallee betrug 39,6 °C, die maximale Ozonkonzentration an der ZIMEN-Station Trier-Universität lag bei 240 µg/m³, an der Waldstation Leisel bei 237 µg/m³. Die Auswirkungen der Hitzeperiode im Sommer 2003 mit einer erheblichen Anzahl an Mortalitätsfällen wurden intensiv untersucht (BENISTON 2004, LEVINSON & WAPLE 2004, BLACK ET AL. 2006). Es ist jedoch schwierig, den jeweiligen Beitrag der hohen Lufttemperaturen und den der hohen Ozonwerte auf die Mortalitätszahlen zu quantifizieren.

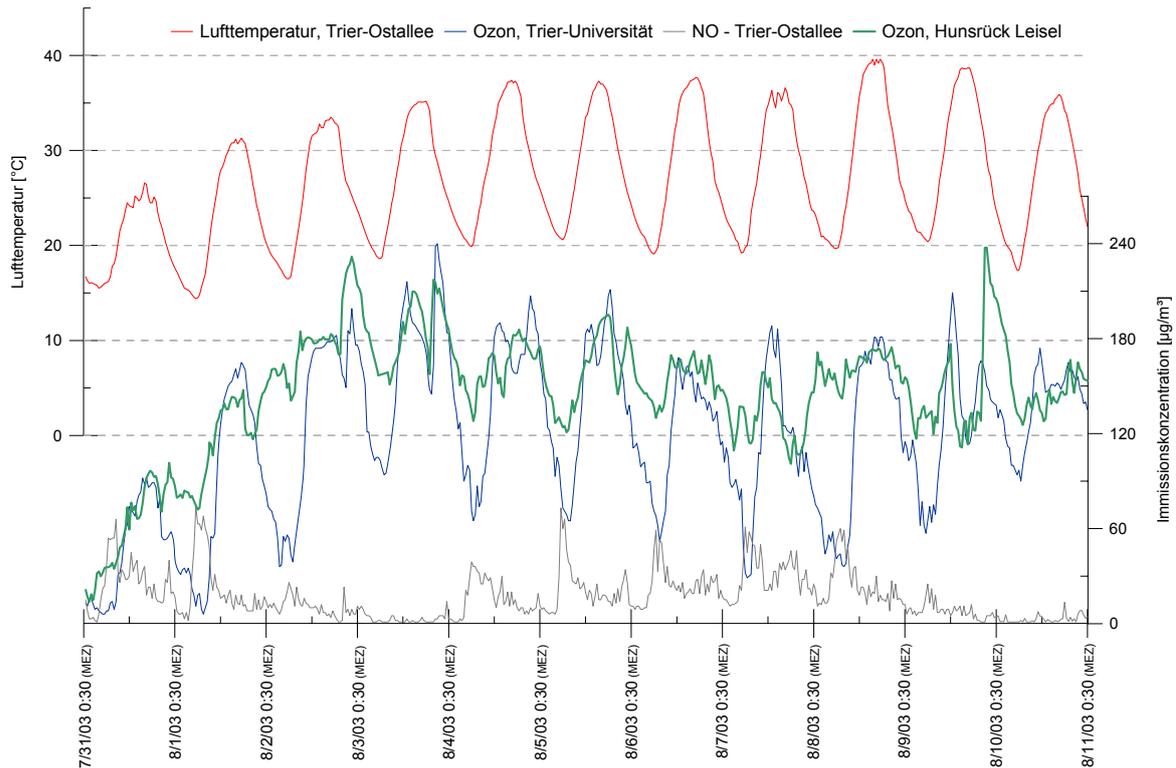


Abbildung 6.26: Ozonkonzentrationen der ZIMEN-Stationen Trier-Universität und Hunsrück-Leisel sowie Stickstoffmonoxid-Konzentrationen und Lufttemperatur der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (berechnet aus Halbstundenwerten), Zeitraum 31.7.2003 bis 11.8.2003.

FILLEUL ET AL. (2006) zeigen für verschiedene Städte in Frankreich, dass der Einfluss der Ozonkonzentrationen auf die Mortalität für die Hitzeperiode im August 2003 zwischen 2,5 % für Bordeaux bis hin zu > 45 % für Toulouse liegt. Die Ergebnisse sind jedoch aufgrund der hohen Korrelation zwischen den Lufttemperaturwerten und den Ozonwerten mit großen Unsicherheiten behaftet.

Eine Studie von FISCHER ET AL. (2004) für die Niederlande geht von ca. 400 bis 600 zusätzlichen Mortalitätsfällen durch die hohen Ozonkonzentrationen im Zeitraum Juni bis August 2003 aus. Aufgrund der kurzen Mortalitätsdatenreihe für die Stadt Trier können keine statistisch gesicherten Aussagen über den Anteil der Todesfälle, die auf die Ozonbelastung zurückzuführen sind, getroffen werden. Ein deutlicher Anstieg der Todesfälle im Jahr 2003 ist jedoch in Abbildung 7.1 klar zu erkennen. Eine genaue Differenzierung, welcher Anteil der Mortalität der Ozonbelastung und welcher der rein thermischen Belastung zuzuschreiben ist, ist aufgrund der Datenlage nicht möglich.

Die an der Station Trier-Universität gemessenen Konzentrationen stimmen sehr gut mit den Ergebnissen anderer Studien überein. So zeigen CHAXEL UND CHOLLET (2009) für Grenoble (Frankreich) Tagesmittelwert von bis zu $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und Spitzenbelastungen für Stundenwerte von bis zu $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ähnliche Ergebnisse präsentieren VAUTARD ET AL. (2007) für Paris (Frankreich), PELLEGRINI ET AL. (2007) für die Toskana (Italien), FISCHER ET AL. (2004) für die Niederlande oder TRESSOL ET AL. (2008) für Frankfurt/Main (Deutschland).

6.2.4 Stickoxide

Unter dem Begriff Stickoxide (NO_x) werden Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) zusammengefasst. Da NO in der Atmosphäre zu NO_2 oxidiert, werden die Emissionen oft als Stickstoffdioxid-Äquivalent angegeben. NO ist ein farbloses, giftiges, in Wasser nur wenig lösliches Gas, welches in der Atmosphäre sehr schnell in NO_2 umgewandelt wird.

Stickoxide werden in der nördlichen Hemisphäre hauptsächlich durch anthropogene Aktivitäten emittiert. Die globalen NO_x -Emissionen sind primär auf Verbrennungsprozesse, auf Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse in Böden sowie auf Blitze zurückzuführen. Im Bereich der anthropogenen NO_x -Quellen dominiert in Europa eindeutig der Verkehr, gefolgt von der Landwirtschaft, den Kraftwerken und der Industrie (MÖLLER 2003). In Innenräumen werden Stickoxide vor allem durch offene Feuerstellen (z. B. Gasherde, Durchlauferhitzer, Petroleumlampen oder Kerzen) und Tabakrauchen verursacht.

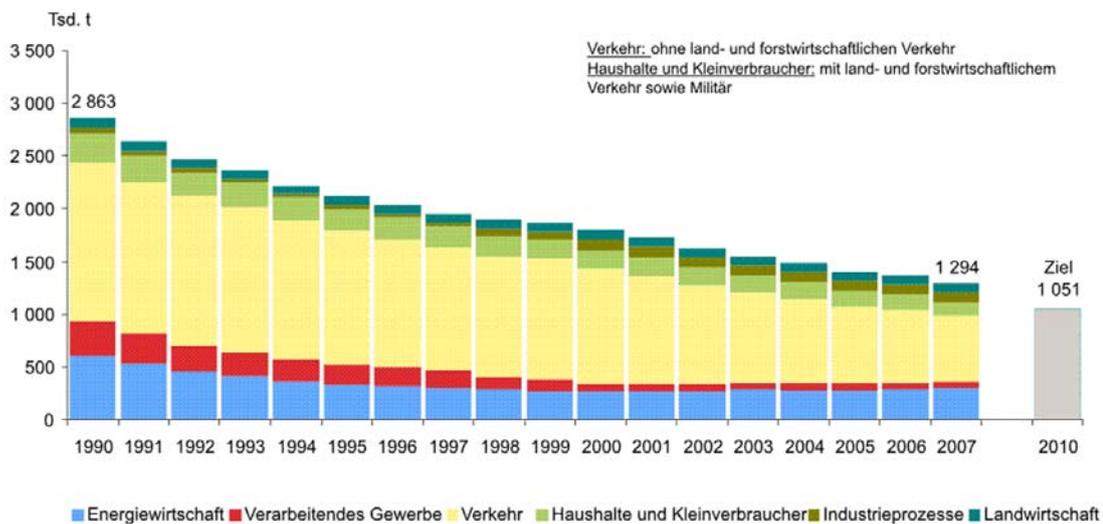


Abbildung 6.27: Nationale Trendtabelle für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen, Emissionsentwicklung 1990 bis 2007; Quelle: www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm.

Zwischen 1990 und 2007 sind die NO_x -Emissionen in Deutschland um $\sim 1,6$ Mio. t ($\sim 56\%$) zurück gegangen (Abbildung 6.27). An diesem Rückgang sind alle Quellkategorien beteiligt, wobei die Quellkategorie Verkehr den größten Anteil hat. Trotz dieser Minderung ist der Verkehr weiterhin der Hauptverursacher der NO_x -Emissionen. Besonders Lkws und Dieselfahrzeuge tragen zu hohen Stickoxid-Emissionen bei, da diese im Vergleich zu benzinbetriebenen Pkws die acht- bis zehnfache Menge an Stickoxiden ausstoßen. Die Fortschritte, die dank des Katalysators bei benzinbetriebenen Pkws erreicht wurden, werden durch die veränderte Flottenzusammensetzung hin zu mehr Dieselfahrzeugen wieder aufgehoben.

Vergleicht man jedoch die Trends der NO_x -Emissionen mit den Immissionswerten, so ist kein proportionaler Rückgang feststellbar. Vielmehr ist in den letzten Jahren in Europa ein Anstieg des

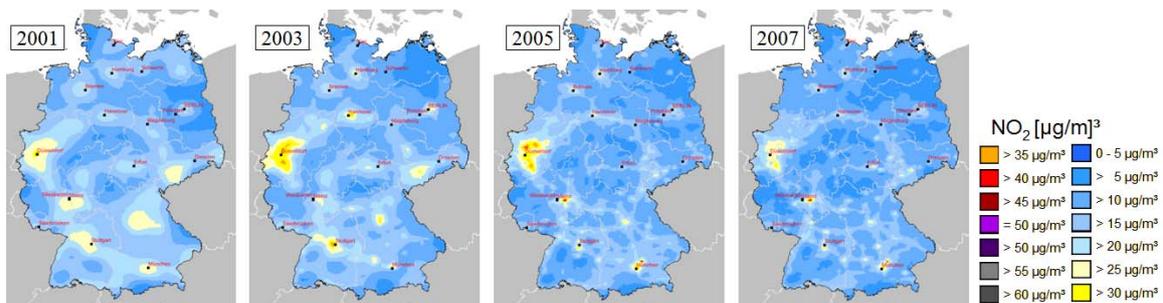


Abbildung 6.28: Jahresmittelwerte der NO_2 -Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes (www.uba.de, verändert).

NO_2/NO_x -Verhältnisses zu beobachten. Als eine mögliche Ursache für diese Entwicklung wird die Zunahme der direkten NO_2 -Emissionen infolge moderner Abgasbehandlungstechniken (Oxidationskatalysatoren), vor allem bei modernen Diesel-Fahrzeugen, diskutiert (GÖRGEN & LAPMRECHT 2008, GRICE ET AL. 2009).

Abbildung 6.28 zeigt die räumlich interpolierten Jahresmittelwerte der NO_2 -Immissionskonzentrationen für Deutschland für die Jahre 2001, 2003, 2005 und 2007. Die Hintergrundkonzentrationen in den ländlichen Gebieten liegen zwischen $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In den urbanen Ballungszentren treten Konzentrationen bis zu $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Erhöhte Stickstoffdioxid-Konzentrationen können in Verbindung mit hohen Feinstaubwerten zu einer rotbraunen Schicht über urbanen Ballungszentren führen.

Die Wirkung auf den Menschen erfolgt über den Atemtrakt und reicht von Reizungen der Schleimhaut von Augen, Nase, Rachen und des Atmungstraktes über karzinogene Eigenschaften bis hin zur toxischen Wirkung durch die Bildung von Meth-Hämoglobin. Aufgrund der relativ geringen Wasserlöslichkeit kann Stickstoffdioxid tief in die Lunge eindringen. Schleimhautreizungen kommen deshalb vorrangig in den tieferen Lungenbereichen vor. NO_2 ist ein in höheren Konzentrationen rötlichbraunes, stechend riechendes Gas. Es ist giftig, wird in geringen Konzentrationen kaum wahrgenommen und führt zu Kopfschmerzen und Schwindel. Bei höheren Konzentrationen tritt Atemnot ein, Lungenödeme können ausgelöst werden, die Zahl der Herzrhythmusstörungen und Herzinfarkte nimmt zu und Allergien werden verstärkt. Eine gesundheitliche Schädigung tritt bei einer längeren Exposition bei Konzentrationen zwischen $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ein (WHO 2003). DIETRICH ET AL. (2008) zeigen basierend auf Daten der SALPADIA Studie (Study on Air Pollution and Lung Disease in Adults) einen Anstieg der Herzrhythmusstörungen bei Personen über 50 Jahren bei langfristig erhöhten NO_2 -Belastungen.

Besondere Risiken bestehen für Kinder und Jugendliche, die bei Belastung durch erhöhte Stickstoffdioxid-Konzentrationen stärker für Infektionen im Atemtrakt anfällig sind, für Asthmatiker, deren Lungenleistungsvermögen durch Reizstoffe wie Stickstoffdioxid beeinträchtigt wird, und für Menschen mit chronischen Lungenerkrankungen, die unter Stickstoffdioxid-Einfluss unter einer Schwächung der Lungenfunktionen leiden.

JERRETT ET AL. (2008) und LIN ET AL. (2003) weisen für Kleinkinder ein erhöhtes Asthma-Risiko bei dauerhaft erhöhten NO_2 -Konzentrationen für Süd-Kalifornien beziehungsweise Kanada nach. SUNYER ET AL. (2002) zeigen auf Datenbasis der Studien APHEA I und APHEA II für Barcelona ein erhöhtes Mortalitätsrisiko für an Asthma erkrankte Jugendliche sowie für Frauen. Vergleichbare Ergebnisse präsentieren SAMOLI ET AL. (2006) für 30 europäische Städte auf Basis der APHEA II Datensätze. Ein Anstieg der täglichen NO_2 -Konzentration von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führt zu einem Anstieg der Mortalität von 0,3 %. Dabei wird die größte gesundheitliche Wirkung bei einer Verschiebung von zwei Tagen zwischen Exposition und Wirkung beobachtet (SCHWARTZ 2000). Eine ausführliche Übersicht über epidemiologische Studien in den Jahren 2002 bis 2006, die sich mit der Wirkung von NO_2 befassen, geben LATZA ET AL. (2009).

Sowohl KRAFT ET AL. (2005) als auch LATZA ET AL. (2009) zeigen, dass zwischen dem derzeit gültigen Kurzzeitgrenzwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Stunde und Mortali-

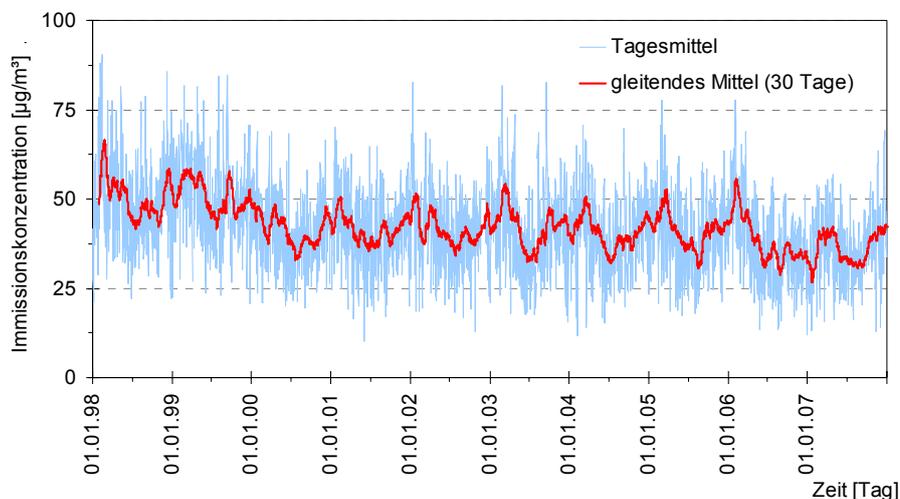


Abbildung 6.29: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

tätsdaten keine statistisch signifikanten Zusammenhänge nachgewiesen werden können. Vielmehr besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen Tagesmittelwerten der NO_2 -Immissionskonzentration $\geq 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und Mortalitätszahlen. Aus diesem Grund zeigt Abbildung 6.33 die Anzahl der Tagesmittel $\geq 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die beiden ZIMEN-Stationen in Trier, auch wenn für diesen Wert derzeit keine gesetzliche Grundlage existiert.

Die derzeit gültigen Grenzwerte für Stickoxide beziehen sich alle auf NO_2 und sind seit dem 1.1.2010 gültig. Für die Beurteilung der kurzzeitigen Belastung der Bevölkerung darf der 1-Stundengrenzwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden. Für die obere, beziehungsweise untere Beurteilungsschwelle gilt die gleiche Anzahl an Überschreitungstagen jedoch mit ge-

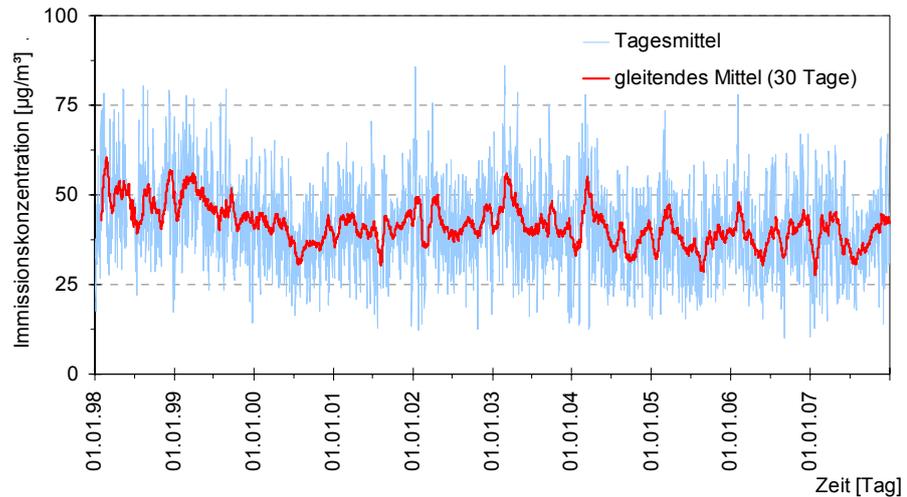


Abbildung 6.30: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO_2 -Immissionskonzentration für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

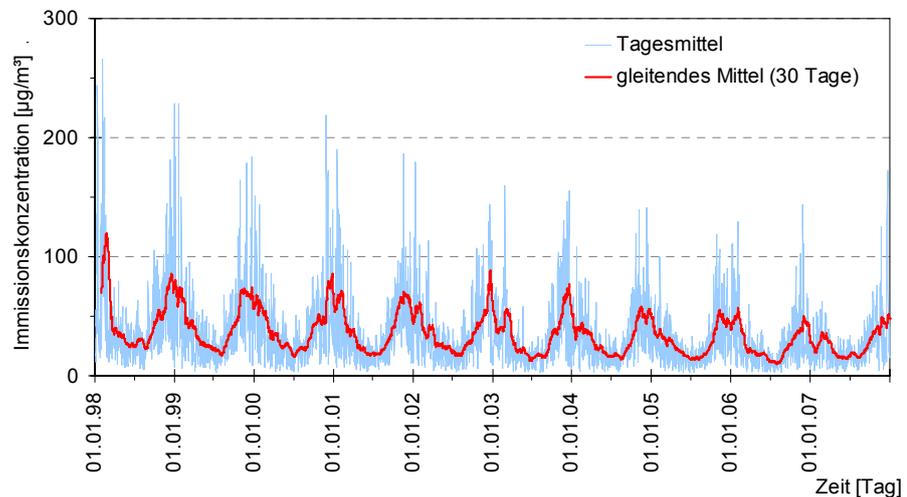


Abbildung 6.31: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

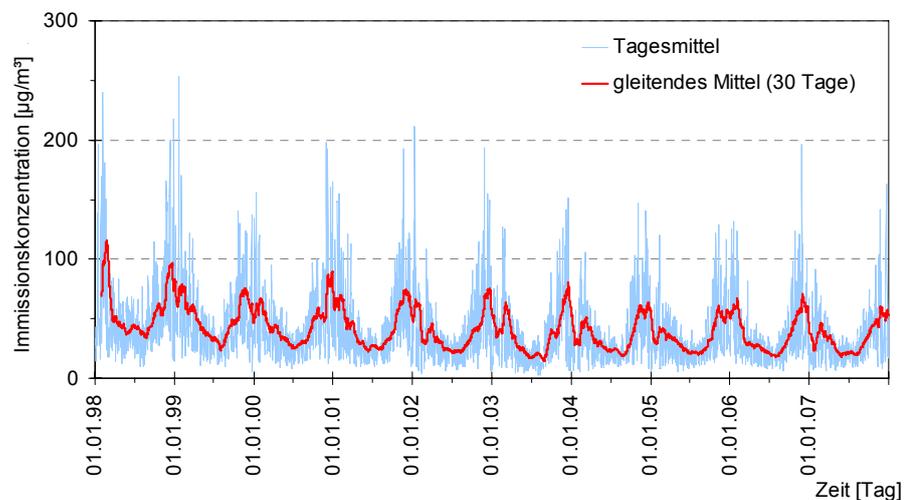


Abbildung 6.32: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

ringeren Konzentrationen von $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für die Beurteilung der langfristigen Belastung ist derzeit ein Jahresgrenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 verbindlich. Die obere- bzw. untere Beurteilungsschwelle für den Jahresgrenzwert beträgt $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 . Zusätzlich gilt gemäß der RICHTLINIE 2002/3/EG eine Alarmschwelle von $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wird dieser Wert an drei aufeinanderfolgenden Stunden an einem Ort gemessen, der für die Luftqualität von mindestens 100 km^2 oder für das gesamte Belastungsgebiet repräsentativ ist, müssen umgehend geeignete Maßnahmen (Aktionspläne mit geeigneten kurzfristigen Maßnahmen) ergriffen werden.

Tabelle 6.7: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1998 - 2007
n	364	358	359	360	339	354	359	365	362	364	3584
Mittelwert	50,2	50,7	41,1	41,4	41,1	41,9	40,5	41,1	38,0	36,6	42,3
Std.	12,7	11,6	9,8	10,2	10,6	11,9	10,3	10,7	11,1	9,7	11,7
Minimum	21,2	20,5	19,6	10,2	12,9	15,4	11,8	17,4	12,1	13,0	10,2
abs. Maximum	90,3	84,9	69,0	66,6	82,5	82,6	70,7	81,9	88,3	69,1	90,3
P50	49,6	49,9	40,6	41,4	41,1	41,4	40,4	41,4	36,9	35,7	41,6
P75	57,5	59,1	47,3	48,6	48,1	49,6	47,5	48,3	45,0	42,7	49,7
P95	74,4	70,5	58,1	58,2	58,6	61,9	57,5	57,9	58,9	53,0	62,6
P98	79,1	77,4	66,4	62,6	64,1	70,8	62,0	63,2	65,3	60,1	68,9

Tabelle 6.8: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1998 - 2007
n	327	346	360	350	365	365	356	363	351	365	3548
Mittelwert	48,7	47,1	38,8	41,1	42,3	43,4	40,1	37,7	39,5	38,5	41,6
Std.	12,4	11,3	9,3	10,0	10,7	11,7	11,2	10,1	10,8	10,5	11,4
Minimum	17,2	14,3	16,3	12,8	12,2	14,2	12,6	15,3	10,0	12,8	10,0
abs. Maximum	80,3	86,5	65,3	70,4	85,7	86,0	79,1	73,4	78,3	67,0	86,5
P50	47,9	47,1	38,2	40,7	42,4	43,2	39,6	37,1	38,1	38,5	41,0
P75	56,2	55,0	44,8	47,9	49,8	50,0	47,6	44,5	46,2	45,0	48,9
P95	71,8	66,9	56,0	57,4	58,8	63,0	59,5	54,5	58,8	57,8	61,1
P98	78,3	71,6	60,7	61,5	64,6	69,7	64,4	58,7	63,8	63,3	67,4

Tabelle 6.9: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1998 - 2007
n	364	354	355	360	339	355	359	365	362	364	3577
Mittelwert	49,7	42,8	39,6	38,2	35,4	33,9	32,1	28,4	27,1	27,8	35,5
Std.	41,7	32,8	30,7	28,6	26,0	27,1	22,7	18,9	22,2	22,0	28,8
Minimum	5,1	2,3	3,7	3,6	3,3	3,1	3,1	2,5	2,5	2,4	2,3
abs. Maximum	266,4	228,7	219,0	186,8	179,6	159,8	141,0	118,4	144,2	172,1	266,4
P50	36,9	34,3	30,3	29,3	29,6	26,1	24,8	23,2	21,3	22,9	27,4
P75	59,5	52,6	51,5	51,1	42,3	43,4	42,4	36,0	34,5	33,4	44,5
P95	135,4	112,4	99,9	95,9	90,1	92,2	78,0	63,8	70,3	62,4	90,5
P98	198,7	161,9	143,9	123,3	113,3	124,4	99,4	85,1	103,6	104,7	125,2

Tabelle 6.10: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1998 - 2007
n	360	354	360	354	365	362	356	363	359	365	3598
Mittelwert	58,1	50,2	45,8	43,3	38,8	36,4	36,4	34,5	37,1	34,2	41,4
Std.	38,4	30,1	30,3	31,8	29,2	28,1	23,6	21,8	26,7	23,6	29,6
Minimum	7,6	5,6	8,0	6,6	3,7	2,9	5,0	5,5	6,5	6,2	2,9
abs. Maximum	251,1	253,5	198,0	302,2	211,0	151,0	146,4	158,6	196,2	162,8	302,2
P50	46,7	42,4	37,9	34,6	31,0	27,6	29,0	28,9	28,9	28,6	33,3
P75	68,0	60,8	54,1	51,5	46,3	47,6	48,3	42,9	43,3	41,9	51,4
P95	143,2	113,1	110,8	108,5	96,6	103,9	86,0	81,9	98,3	74,7	100,6
P98	178,7	130,2	153,2	133,2	129,8	126,4	103,2	98,8	120,0	106,2	130,0

Die Abbildungen 6.29 bis 6.32 zeigen die Tagesmittelwerte der NO_2 - und NO -Immissionskonzentrationen an den beiden ZIMEN-Station Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße. Der Verlauf der NO_2 -Konzentrationen an den beiden Stationen ist annähernd gleich und entspricht in der Form des Verlaufs, jedoch mit Abweichungen in den absoluten Immissionskonzentrationen, denen von anderen Verkehrsstationen in Europa (VELDERS & MATTHIJSEN 2009). Von 1998 bis

2000 ist ein geringer Rückgang der Immissionskonzentrationen an beiden Stationen zu beobachten. Ab diesem Zeitpunkt bis zum Jahr 2005 ist an keiner der beiden Stationen ein negativer Trend feststellbar. In den letzten drei Jahren des Untersuchungszeitraumes ist wieder ein leichter Rückgang der NO₂-Belastung zu beobachten. Die Tabellen 6.7 bis 6.10 enthalten für den gesamten Untersu-

Tabelle 6.11: Übersicht der Grenzwertüberschreitungen (grau hinterlegte Felder) bezüglich NO₂ für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

	Einheit	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ostallee											
Stundengrenzwert [200 µg/m ³]	µg/m ³	148,5	147,5	128,5	119,5	126	182,1	134,23	136	115	127
Jahresgrenzwert Gesundheit [40 µg/m ³]	µg/m ³	50,2	50,7	41,1	41,6	41,3	42,0	40,6	41,1	38,0	36,6
Jahresgrenzwert Vegetation [30 µg/m ³]	µg/m ³	50,2	50,7	41,1	41,6	41,3	42,0	40,6	41,1	38,0	36,6
Obere Beurteilungsschwelle Stundengrenzwert [140 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	3	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Untere Beurteilungsschwelle Stundengrenzwert [100 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	44	40	7	9	11	30	13	19	6	18
Kaiserstraße											
Stundengrenzwert [200 µg/m ³]	µg/m ³	163,0	133,5	109,0	108,0	142,5	174,9	133,2	128,3	139,0	118,5
Jahresgrenzwert Gesundheit [40 µg/m ³]	µg/m ³	48,7	47,1	38,8	41,1	42,3	43,4	40,1	37,7	39,5	38,5
Jahresgrenzwert Vegetation [30 µg/m ³]	µg/m ³	48,7	47,1	38,8	41,1	42,3	43,4	40,1	37,7	39,5	38,5
Obere Beurteilungsschwelle Stundengrenzwert [140 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	1	0	0	0	1	4	0	0	0	0
Untere Beurteilungsschwelle Stundengrenzwert [100 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	36	27	3	5	13	29	13	11	15	18

chungszeitraum ausgewählte statistische Kenngrößen für die beiden ZIMEN-Stationen. An keiner der beiden Stationen ist die Überschreitung des Kurzzeitgrenzwertes von 200 µg/m³ NO₂ pro Stunde zu beobachten. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von CHALOULAKOU ET AL. (2008), die den Jahresgrenzwert als das kritischere Kriterium identifizieren. Der ab 2010 gültige Grenzwert für das Jahresmittel von 40 µg/m³ wurde in der Vergangenheit an der Station Trier-Ostallee bis zum Jahr 2005 kontinuierlich überschritten (Tabelle 6.11). Ähnlich sieht es bei der Station Trier-Kaiserstraße aus, auch hier kam es im gleichen Zeitraum zu Grenzwertüberschreitungen. An beiden Stationen wird der Jahresgrenzwert zum Schutz der Vegetation im Zeitraum 1998 bis 2007 kontinuierlich überschritten. Auch bei der oberen und unteren Beurteilungsschwelle für den Kurzzeitgrenzwert kommt es zu Überschreitungen.

Die NO-Tagesmittelwerte (Abbildung 6.31 und 6.32) liegen deutlich höher als die der NO₂-Werte. Dies ist unter anderem auf die Lage der beiden ZIMEN-Stationen direkt an viel befahrenen Verkehrsstraßen zu erklären. Durch die geringe Distanz zwischen der Hauptemittentengruppe, dem Verkehr und der Messstation wird erst ein Teil der

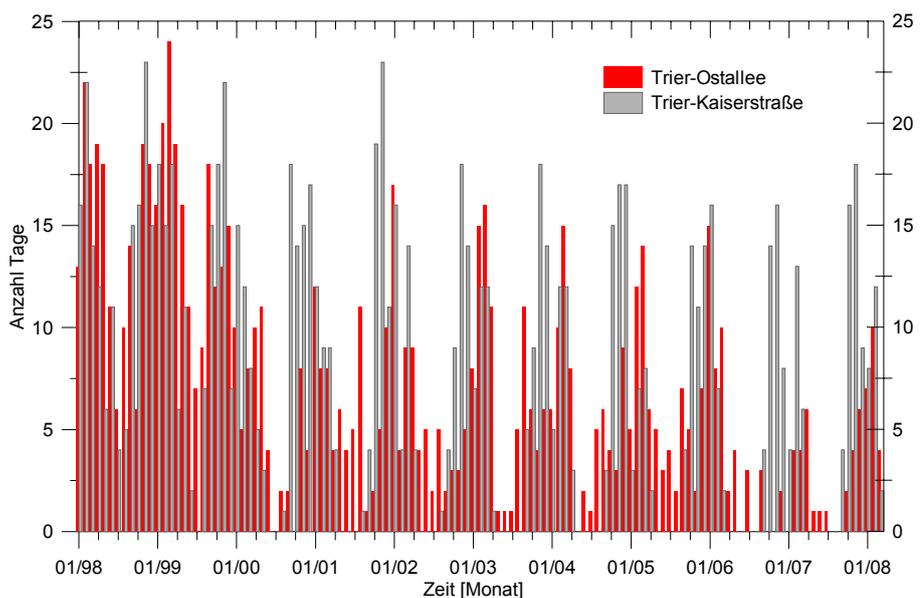


Abbildung 6.33: Anzahl Tage mit Tagesmittelwert > 50 µg/m³ NO₂ an den beiden ZIMEN-Stationen Trier-Kaiserstraße und Trier-Ostallee, Zeitraum 01/1998 bis 03/2008.

NO-Emissionen zu NO₂ oxidiert. Der Jahresgang der NO-Immissionen ist an beiden ZIMEN-Stationen deutlicher ausgeprägt als jener der NO₂-Immissionen. Hauptursache für diesen deutlich ausgeprägten Jahresgang sind zum einen die erhöhten anthropogenen Emissionen während der winterlichen Heizperiode, zum anderen der wesentlich schnellere photochemische Abbau während der Sommermonate. Seitens der EU gibt es derzeit keine gültigen Grenzwerte bezüglich NO, als Referenz kann aber die VDI-RICHTLINIE 2310 BLATT 12 (Maximale Immissions-Werte zum Schutz des Menschen – Maximale Immissionskonzentrationen für Stickoxide) genutzt werden. Diese definiert als Grenzwerte einen Tagesmittelwert von 500 µg/m³ NO, sowie einen Halbstundenmittelwert von 1.000 µg/m³ NO. Beide Grenzwerte wurden an keiner der beiden ZIMEN-Stationen überschritten. Am 21. November 1989 wurde an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee eine Halbstundenkonzentration von 1008 µg/m³ als höchster Wert seit Beginn der Aufzeichnung gemessen.

Die Untersuchungen von KRAFT ET AL. (2005) zeigen einen statistischen Zusammenhang zwischen der Überschreitung des Tagesmittels von 50 µg/m³ und der Mortalität. Diese steigt um 1,3 % bei Überschreitung dieses Schwellenwertes. Die Anzahl der Überschreitungstage pro Monat ist in Abbildung 6.33 dargestellt. An beiden Stationen geht die Anzahl der Überschreitungen zurück, wobei insgesamt die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße etwas höhere Belastungen zeigt. Seit dem Jahr 2000 treten die Überschreitungen – ca. 20 % der Tage eines Jahres – fast ausschließlich in den Wintermonaten auf.

Zusätzlich zeigen KRAFT ET AL. (2005) einen Anstieg der asthmabedingten Morbidität bei einem Anstieg der NO₂-Immissionskonzentrationen um 25 µg/m³ von einem Tag zum Folgetag um 4,5 %

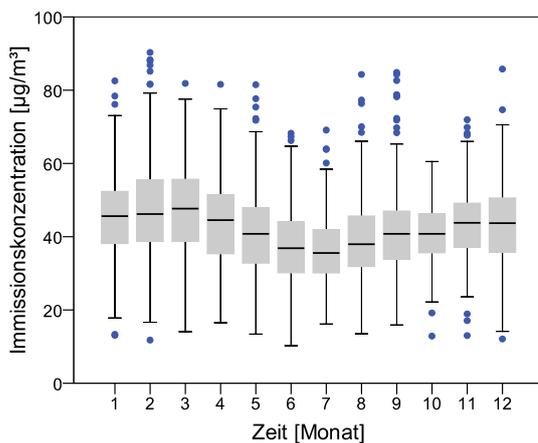


Abbildung 6.34: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO₂-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

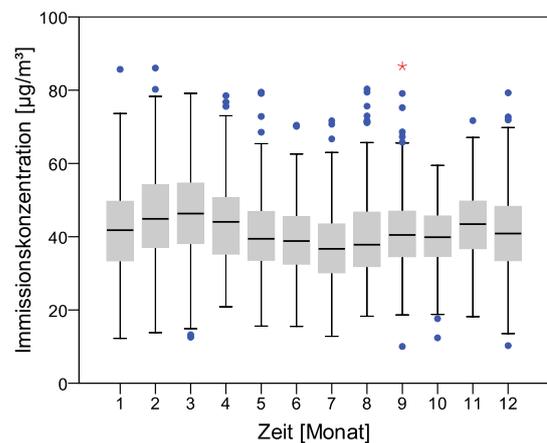


Abbildung 6.35: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO₂-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

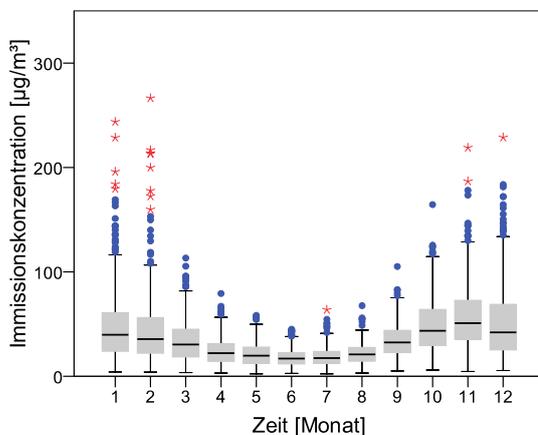


Abbildung 6.36: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.

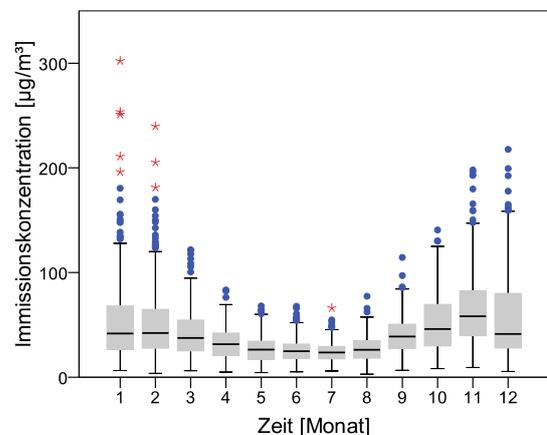


Abbildung 6.37: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.

im Sommer und 5,5 % im Winter. Dies trat in den Jahren vor 2000 an den beiden Stationen circa neunmal im Jahr auf und verringerte sich auf drei bis vier Fälle pro Jahr in den Jahren 2004 bis 2007.

Die aus Tageswerten berechneten Boxplots in Abbildung 6.34 und 6.35 zeigen den Jahresgang der NO_2 -Immissionskonzentrationen für beide ZIMEN-Stationen in Trier anhand langjährig gemittelter Monatsmittel. Die Werte der beiden Stationen unterscheiden sich nur geringfügig voneinander, wobei die Werte der ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße eine etwas größere Variabilität zeigen. Der Jahresgang mit höheren Werten während der Wintermonate und geringeren Werten im Sommer ist typisch für diesen Schadstoff. Die höheren Werte in den Wintermonaten sind einerseits meteorologisch durch schlechtere Ausbreitungsbedingungen im Tal der Mosel, andererseits durch die zusätzlichen heizungsbedingten Emissionen während der winterlichen Heizperiode zu erklären. Der jahreszeitliche Verlauf der in Trier gemessenen NO_2 -Immissionskonzentrationen, jedoch nicht die absoluten Werte, entsprechen denen von PAPAIOANNOU ET AL. (2010) für Volos (Griechenland), PANDEY ET AL. (2008) für Seoul (Korea) oder ELANSKY ET AL. (2007) für Moskau (Russland).

Die Messwerte der NO -Immissionen in Abbildung 6.36 und 6.37 zeigen einen vergleichbaren Jahresverlauf bei deutlich höheren Konzentrationen. An beiden ZIMEN-Stationen ist eine deutlich höhere Variabilität der Messwerte feststellbar. Extremwerte (rote Kreuze in den Boxplots, Definition siehe 6.2.1) treten an beiden Stationen fast ausschließlich in den Wintermonaten auf. Dies ist mit den geringen O_3 -Konzentrationen in den Wintermonaten zu erklären. Während der Sommermonate ist genügend O_3 vorhanden, um das emittierte NO umzuwandeln und so die Extremwerte zu reduzieren MORENO ET AL. (2009).

Das Verhältnis der monatlichen Maxima der NO - und NO_2 -Immissionen ist in Abbildung 6.38 dargestellt. Beide ZIMEN-Stationen liegen im Abstand von ~ 10 m an verkehrsreichen Straßen. Die NO/NO_2 Verhältnisse

variieren zwischen 1,2 und 7,7 mit höheren Werten in den Wintermonaten. Die in Trier gemessenen Verhältnisse sind typisch für eine verkehrsreiche Station in direkter Straßennähe und stimmen mit Untersuchungen von z. B. ROORDA-KNAPE ET AL. (1998) oder CARSLAW (2005) überein. Mit zunehmender Entfernung (100 m bis 150 m) zu den direkten Emissionsquellen geht das NO/NO_2 Verhältnis rasch durch die Reaktion von NO zu NO_2 zurück KRAFT ET AL. (2005). Statistisch signifikante Verschiebungen der NO/NO_2 Verhältnisse

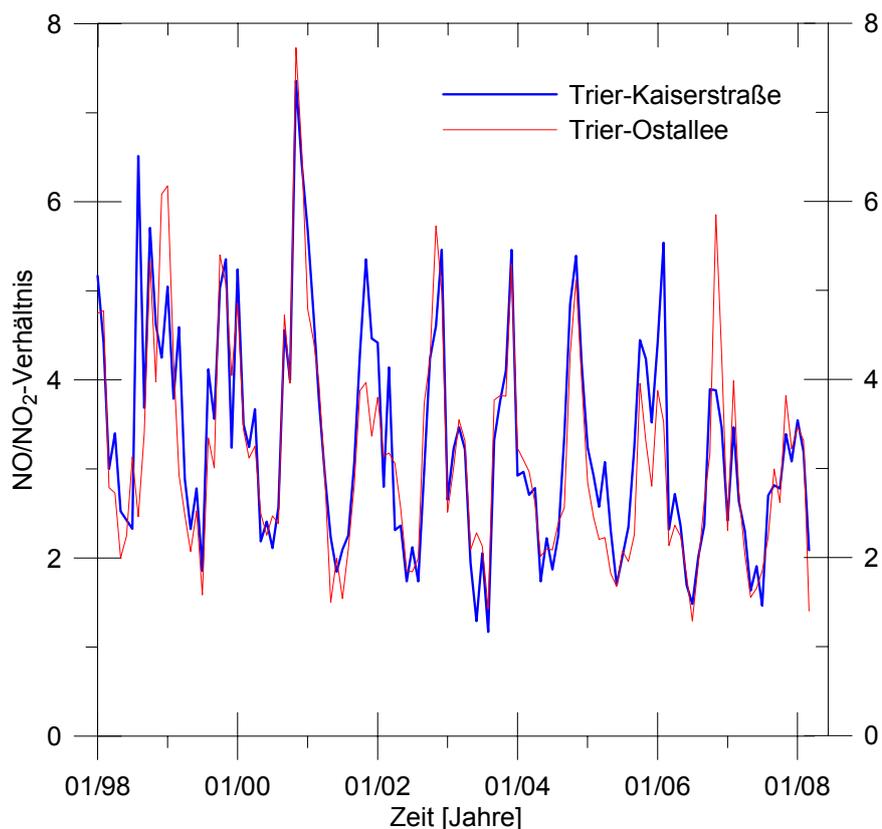


Abbildung 6.38: Verhältnisse der monatlichen Maxima der NO - und NO_2 -Immissionen an den ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 01/1998 bis 01/2008.

se durch vermehrte direkte NO_2 -Emissionen aus Dieselfahrzeugen wurden z. B. durch GRICE ET AL. (2009) für Europa, CARSLAW & BEEVERS (2005) für London (England) oder KESSLER ET AL.

(2006) für Baden-Württemberg (Deutschland) nachgewiesen. Dies ist anhand der Messdaten der beiden ZIMEN-Stationen in Trier nicht nachweisbar.

Beide Luftschadstoffe zeigen einen typischen Wochen- und Tagesgang (Abbildung 6.39a und 6.39b). Im Gegensatz zu den O₃-Konzentrationen sinken die Stickoxidkonzentrationen an den Wochenenden bedingt durch das verringerte Verkehrsaufkommen deutlich ab (WANG & XIE 2009). Die NO₂-Immissionswerte während der Woche unterscheiden sich an den beiden ZIMEN-Standorten in Trier kaum voneinander und folgen dem typischen durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen (DTV-Tagesgang) (Abbildung 6.39a). Neben den direkten Emissionen beeinflussen die meteorologischen Bedingungen die gemessenen Luftschadstoffkonzentrationen erheblich. Dabei spielt auch die tageszeitliche Veränderung der Durchmischung der bodennahen Atmosphäre eine Rolle (VELDER & MATTHIJSEN 2009). Zeitweise ist in den frühen Morgenstunden die Durchmischung der bodennahen Luftschicht infolge von nächtlich entstandenen Bodeninversionen im Tal der Mosel herabgesetzt. Mit zunehmender Sonneneinstrahlung verstärkt sich der Luftaustausch. In den frühen Nachmittagsstunden ist der konvektive Luftaustausch am intensivsten. Die Windgeschwindigkeit ist im Mittel ca. zwei Stunden nach Sonnenhöchststand am höchsten.

An Samstagen bleibt die Form der Kurve mit einem Doppelpeak, ausgelöst durch den morgendlichen und abendlichen Berufsverkehr, annähernd erhalten, weist jedoch deutlich geringere Konzentrationen auf. An Sonntagen fehlt der morgendliche Peak, die mittleren Konzentrationen gegen Abend erreichen jedoch die Konzentrationswerte eines mittleren Samstages. Auch an Wochenenden unterscheiden sich die NO₂-Immissionskonzentrationen der beiden Stationen kaum.

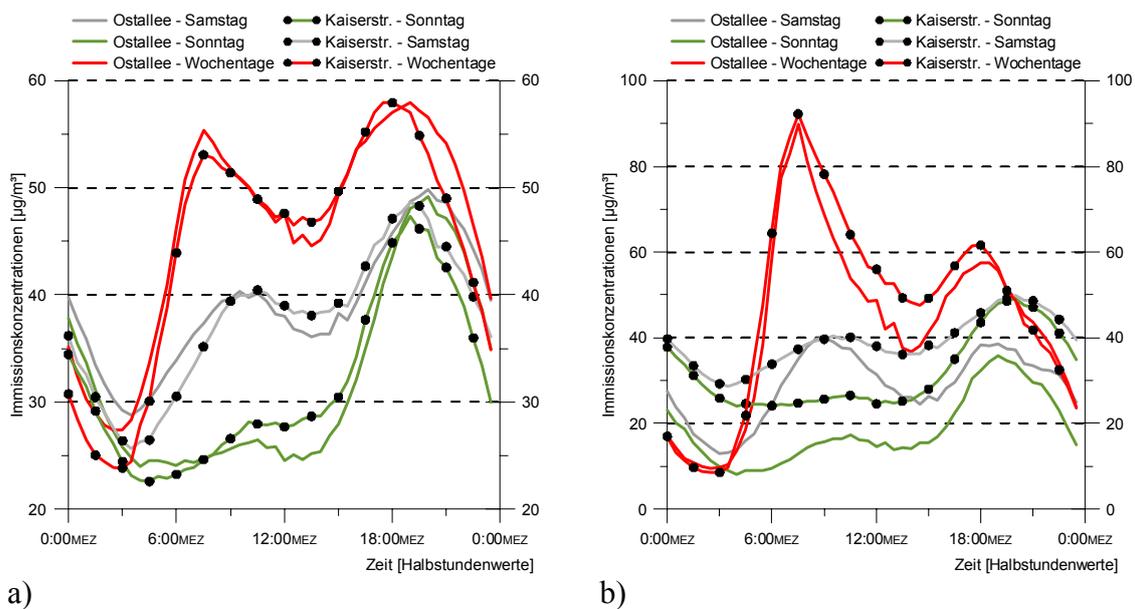


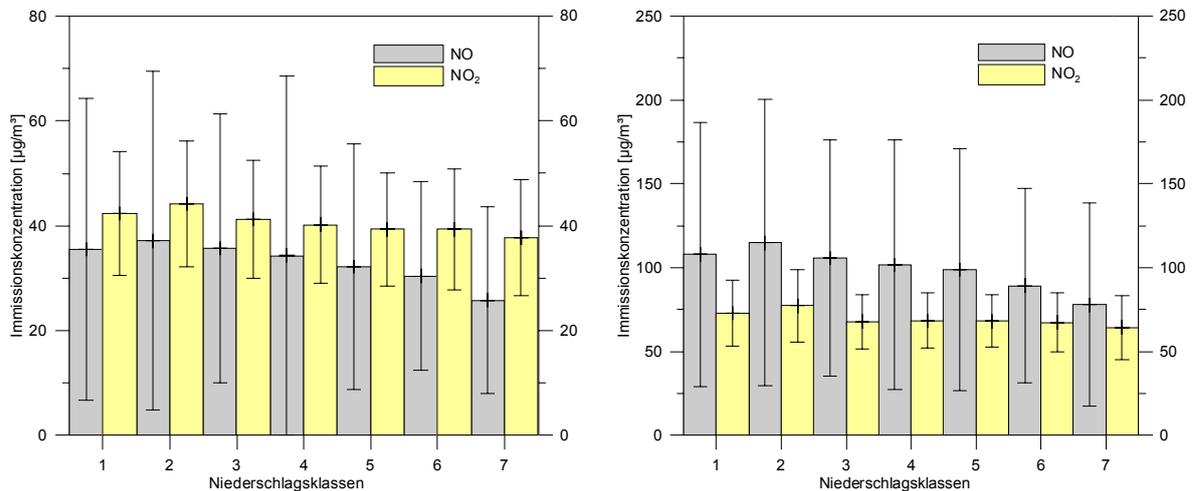
Abbildung 6.39: Langjährig gemittelter Tagesgang der NO₂- (a) und NO-Immissionskonzentrationen (b) für die Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße für gemittelte Wochentage, Samstage und Sonntage, Zeitraum 1998 bis 2007.

Die langjährig gemittelten Konzentrationen der NO-Immissionen (Abbildung 6.39b) zeigen ein leicht verändertes Bild. Während der Woche dominiert der durch den morgendlichen Berufsverkehr bedingte Peak. Dieser fällt deutlich höher als der abendliche Peak aus. In den frühen Morgenstunden reichen die Ozonkonzentrationen nicht aus, um die freigesetzte NO-Menge zu oxidieren. Auch an den Wochenenden ist ein Unterschied zu dem Kurvenverlauf der NO₂-Immissionskonzentrationen zu erkennen. Während am Standort Ostallee der Kurvenverlauf der Wochenendkonzentrationen dem der NO₂-Immissionen ähnelt, ist dies bei der Station-Kaiserstraße nicht der Fall. Dies ist wahrscheinlich auf die unterschiedlichen Verkehrsflüsse an den Wochenenden an den beiden Stationen zu erklären. Während am Standort Ostallee auch an Sonntagen ein relativ hohes Verkehrsaufkommen beobachtet werden kann, herrscht am Standort Trier-Kaiserstraße deutlich weniger Verkehr.

Der Verlauf der NO₂- und NO-Immissionen mit einem ausgeprägtem Doppelpeak während der Woche und deutlich geringeren Konzentrationen an den Wochenenden stimmt mit Untersuchungen

in Deutschland, Europa und auch weltweit überein (JUNK, ET AL. 2003, MAZZEO ET AL. 2005, JUNK & HELBIG 2006, GENG ET AL. 2008, SCHNITZHOFFER ET AL. 2008).

Eine Windrichtungsabhängigkeit der NO₂- und NO-Konzentrationen kann nur für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee überprüft werden, da an der Station Trier-Kaiserstraße keine entsprechenden Messwerte vorliegen. An der Station Trier-Ostallee ist weder in einzelnen Jahren noch zu ausgewählten meteorologischen Jahreszeiten innerhalb des Untersuchungszeitraumes eine windrichtungsabhängige Verschiebung der Konzentrationen feststellbar. Mit steigender Windgeschwindigkeit nimmt aufgrund der besseren Durchmischung die Schadstoffkonzentration vor allem von NO₂-Immissionswerten rasch ab (BUCHHOLZ 2006).



a) **Abbildung 6.40:** Langjährig gemittelte Tagesmittelwerte (a) sowie absolute Maxima (b) der NO- und NO₂-Immissionskonzentrationen in Abhängigkeit verschiedener Niederschlagsklassen inklusive einfacher Standardabweichung für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee; Zeitraum 1998 bis 2007. Klasse 1: alle Fälle, N = 3.678; Klasse 2: 0 mm, N = 1.902; Klasse 3: 0,1 mm bis < 2,0 mm, N = 805; Klasse 4: 2,0 mm bis < 5,0 mm, N = 448; Klasse 5: 5,0 mm bis < 10,0 mm, N = 321, Klasse 6: 10,0 mm bis < 20,0 mm, N = 168; Klasse 7: ≥ 20,0 mm, N = 34.

Die Abhängigkeit der NO- und NO₂-Immissionswerte von der Niederschlagsmenge ist in Abbildung 6.40 dargestellt. Die Tagessummen des Niederschlags wurden in 6 Klassen von Klasse 2 kein Niederschlag bis Klasse 7 mit einer Tagessumme ≥ 20 mm klassifiziert und die entsprechenden NO₂-Immissionsdaten gemittelt. Als Vergleich enthält Klasse 1 für beide Schadstoffe alle Fälle sowohl mit als auch ohne Niederschlag. Sowohl bei den NO₂-Mittelwerten als auch bei den Tagesmaxima ist eine Abnahme der Schadstoffkonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee mit zunehmendem Niederschlag feststellbar. Dies zeigen auch Untersuchungen von PANDEY ET AL. (2008).

6.2.5 Feinstaub

Neben den gasförmigen Leitschadstoffen CO, SO₂, O₃ und NO_x, sind in der Luft dispergierte Staubpartikel von großer Bedeutung. In der Vergangenheit führten gerade hohe Staubkonzentrationen in Kombination mit SO₂ zu besonderen Belastungssituationen und erhöhten Sterblichkeitsraten wie z. B. in den Wintern 1952 und 1991 in London (BELL & DAVIS 2001) oder 1982 in Dublin (CLANCY ET AL. 1998).

Die Luftbelastung durch Staub wird hauptsächlich durch das Vorkommen von lokalen Quellen für diese Partikel sowie von den atmosphärischen Prozessen, die die Ferntransporte sowie die Verdünnungsprozesse kontrollieren, bestimmt. Die Wirkung von feinen und ultrafeinen Partikeln auf den Menschen ist derzeit in vielen Ländern Gegenstand intensiver Forschung (VDI) und führte dazu, dass die WHO auf Grundlage verschiedener Studien die Luftqualität neu definiert (WHO 2000, JUNK & HELBIG 2003B, HAZENKAMP-VON ARX ET AL 2004, PUTAUD ET AL. 2004, VAN DINGEN ET AL 2004). Dieser neuen Luftqualitätsdefinition folgte die Europäische Union und definierte Grenzwerte für PM10 und PM2.5 zum Schutz der menschlichen Gesundheit. Eine detaillierte Darstellung des rechtlichen Hintergrundes der Luftreinhaltung erfolgte in Kapitel 6.1.

In der Literatur sind unterschiedliche Definitionen und Begriffe im Bereich von Feinstaubuntersuchungen zu finden. Folgende Definitionen werden im Verlauf dieser Arbeit verwendet. Da Aerosolpartikel in Form und Abmessungen sehr unterschiedlich sind, diese Parameter aber nur mit sehr großem Messaufwand zu bestimmen sind, wird zur Beschreibung der Partikelgröße der Äquivalentdurchmesser verwendet. Teilchen mit gleichem Äquivalentdurchmesser weisen gleiches physikalisches Verhalten auf. Zur Beschreibung der Größe von Partikeln wird der aerodynamische Durchmesser herangezogen. Er entspricht dem Durchmesser einer Kugel mit der Dichte von 1 g/cm³ die in ruhender oder laminar strömender Luft die gleiche Sinkgeschwindigkeit wie das betrachtete Partikel besitzt (MÖLLER 2003). Nach der VDI-Richtlinie 2463, Bl. 1 (1999) wird als Schwebstaub (total suspended particulates, TSP) diejenige Aerosolkomponente bezeichnet, die einen aerodynamischen Durchmesser von bis zu 30 µm hat. Als thorakaler Schwebstaub (thoracic particulates, PM10) werden Partikel bezeichnet, die einen ISO 7708 konformen gröbenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Die nächst kleinere Fraktion wird als alveolengängiger Schwebstaub (respirable particulates, PM2.5) bezeichnet. Auch hier erfolgt die Definition über einen nach ISO 7708 konformen gröbenselektiven Lufteinlass, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Teilchen mit einem Durchmesser < 0,1 µm werden als ultrafeine Partikel (UP) bezeichnet (VDI 2003).

Hinsichtlich der Emission wird bei der PM10-Fraktion zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden. Während primäre Aerosolpartikel direkt aus den Quellen emittiert werden, werden die sekundären Partikel in der Atmosphäre erst in Folgereaktionen, wie z. B. homogene Nukleation oder „Gas to Particle Conversion“ aus gasförmigen Luftschadstoffen gebildet (GUDERIAN 2000, MÖLLER 2003).

Die primären sowie die sekundären Partikel können sowohl natürliche als auch

Tabelle 6.12: Jährliche, globale Partikelemissionen aus natürlichen und anthropogenen Quellen (WARNECK 1999).

		Quelle	Mt / a
Partikel aus natürlichen Quellen	Primäre	Sea spray	300 – 1.300
		Bodenerosion	100 – 500
		Vulkanismus	5 – 30
		Biomassenverbrennung	5 – 150
		Biogene Quellen	30 – 80
		Summe	440 – 2.060
	Sekundäre	SO ₂ – Ox. → SO ₄ ²⁻ → Partikel	40 – 370
		NO _x – Ox. → NO ₃ ⁻ → Partikel	60 – 200
		VOC – Ox → Partikel	75 – 200
		Summe	175 – 770
Summe natürliche Emissionen		615 – 2.830	
Partikel aus anthropogenen Quellen	Primäre	Industrieprozesse	} 130
		Kraft- u. Fernheizwerke	
		Straßenverkehr	
		Haushalte u. Kleinverbraucher	
		Schüttgutumschlag	
	Biomassenverbrennung	60 – 80	
		Summe	190 – 210
	Sekundäre	SO ₂ – Ox. → SO ₄ ²⁻ → Partikel	110 – 220
		NO _x – Ox. → NO ₃ ⁻ → Partikel	20 – 40
		VOC – Ox → Partikel	10 – 90
Summe		140 – 350	
Summe anthropogene Emission		330 – 560	
Summe global emittierte Partikel		945 – 3.390	

anthropogene Quellen haben. Die Partikel stammen entweder direkt aus Verbrennungsprozessen oder werden durch mechanischen Abrieb emittiert. Nur wenn die verschiedenen Quellen und ihre jeweiligen individuellen Emissionsraten bekannt sind, ist es in Verbindung mit den Ergebnissen der lokalen Immissionskonzentrationsentwicklung in Trier möglich, sinnvolle und nachhaltige Minderungsstrategien zu entwickeln. Bei der absoluten Menge des emittierten Aerosols bilden die Ozeane durch Seesalzemissionen die größte natürliche Quelle, wobei aber auch hier die größten Unsicherheitsbereiche liegen (Tabelle 6.12). Dabei handelt es sich meist um Partikel mit aerodynamischem Durchmesser $< 1 \mu\text{m}$. Durch Agglomeration kommen im gealterten maritimen Aerosol auch Seesalzpartikel größer als $1 \mu\text{m}$ vor (EBERT ET AL. 2000). Die zweite bedeutende natürliche Quelle bilden durch Winderosion aufgewirbelte und transportierte Aerosolpartikel, deren Beitrag jedoch in Abhängigkeit von lokalen und regionalen Effekten starken Schwankungen unterliegt. Re-suspensierte Partikel im Bereich von verkehrsreichen Straßen gelten ebenfalls als bedeutende Partikelquelle (GEHRIG ET AL. 2003, BÄCHLIN ET AL. 2004, JOHN ET AL. 2004, AMATO ET AL. 2009). Vulkanausbrüche und Waldbrände führen in der Regel nur zu lokal begrenzten Staubepisoden, jedoch können hier Werte bis zu $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wie bei den Waldbränden 1997 in Indonesien erreicht werden (KOE ET AL. 2001). In den Bereich der biogenen Partikel fallen sowohl Viren, Bakterien und Pilze, als auch Sporen. Der biogene Anteil unterliegt jedoch starken jahreszeitlichen Schwankungen. Untersuchungen von JUNK & HELBIG (2003B) zeigen, dass in Rheinland-Pfalz an den Waldstationen des ZIMEN-Messnetzes die maximalen Monatsmittelwerte an allen sechs Stationen im April liegen. Die Ursache ist die mit der Waldblüte verbundene Partikelfreisetzung (Pollen), die bei Buche und Fichte im April und Mai eintritt (RÖTZER & CHMIELEWSKI 2001).

Insgesamt betrachtet dominieren die Aerosole aus natürlichen Quellen die Gesamtaerosolmasse,

Tabelle 6.13: Staubemissionen aus den verschiedenen Quellgruppen für das Jahr 1996 in Deutschland (UBA 1999).

Quellgruppe	Gesamtstaub	PM10 Staubanteil	PM10-Staub	Anteil am Gesamt PM10-Staub
	[kt]	[%]	[kt]	[%]
Industrieprozesse	103	60	61,8	32,5
Straßenverkehr	60	100	60	31,6
Kraft, Fernheizwerke, Industriefeuerung	40	95	38,1	20
Haushalte und Kleinverbraucher	23	90	20,7	10,9
Schüttgutumschlag	47	20	9,4	4,9
Summe	273		190	100

jedoch weisen diese Abschätzungen auch den größten Unsicherheitsbereich auf. Die Abschätzung der Summe der Partikel aus anthropogenen Quellen schwankt zwischen 330 und 560 Millionen Tonnen pro Jahr. Diese im Vergleich zu den Partikeln aus natürlichen Quellen geringere Menge spielt aber durch die oft hohen Emissionsraten aus Punkt-, Linien- oder Flächenquellen lokal eine wichtige Rolle. Auch sind die anthropogenen Immissionen unter dem Aspekt der Reduktionspotentiale von weitaus größerer Bedeutung. Tabelle 6.13 zeigt eine Abschätzung der Staubemissionen in Deutschland für das Jahr 1996 nach den verschiedenen Quellgruppen.

Aktuellere Abschätzungen des Umweltbundesamtes (2003A) des anthropogenen Feinstaubanteils für das Jahr 2001 setzen sich wie folgt zusammen:

- Privathaushalte: 33.000 t/a,
- Elektrizitäts- und Fernheizwerke: 19.000 t/a,
- Wirtschaft: 74.000 t/a (Industrie: 60.000 t/a, Industriefeuerungen: 6.000 t/a, Schüttgutumschlag: 8.000 t/a),
- Landwirtschaft: 15.000 t/a,
- Verkehr: 64.000 t/a (darunter Dieselmotoren: 29.000 t/a, Reifenabrieb: 6.000 t/a, Bremsabrieb: 7.000 t/a).

Die Abbildung 6.41 zeigt die räumlich interpolierten Jahresmittelwerte der PM₁₀-Immissionskonzentrationen für Deutschland für die Jahre 1985, 2000, 2003 und 2007. Die Hintergrundkonzentrationen in den ländlichen Gebieten lagen im Jahr 2007 zwischen 15 µg/m³ und 25 µg/m³. In den urbanen Ballungszentren traten Konzentrationen bis zu 40 µg/m³ auf. In der Bundesrepublik Deutschland wurde eine signifikante Reduzierung der Feinstaubbelastung bis zum Jahr 1990 erreicht. Dies ist insbesondere auf den Einsatz neuer Filtertechniken in industriellen Anlagen der neuen Bundesländer zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT 2005).

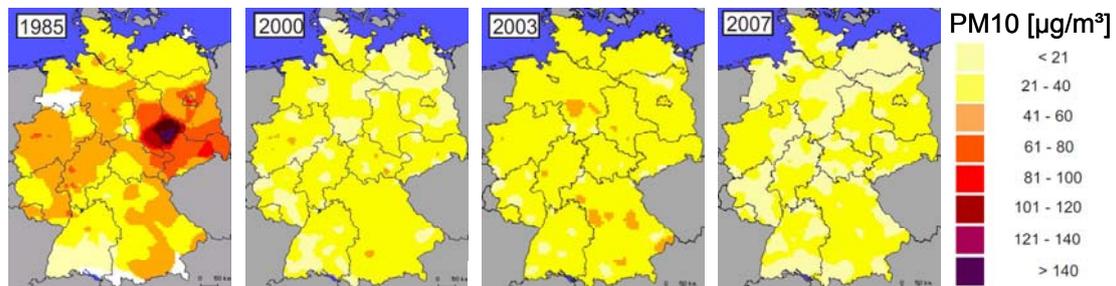


Abbildung 6.41: Jahresmittelwerte der PM₁₀-Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes. Für die Jahre bis 2000 wurden Schwebstaubdaten in PM₁₀-Daten umgerechnet (Faktor 0,83), ab 2000 nur noch direkte PM₁₀-Messungen, (www.uba.de, verändert).

Menge und Art der Staubemissionen aus Industrieprozessen hängen primär von den Prozessen selbst und den jeweils eingesetzten Technologien zur Staubvermeidung ab. Die von der Industrie freigesetzten Aerosole unterscheiden sich je nach Industriebranche sowohl in ihrer Morphologie als auch in ihrer chemischen Zusammensetzung (SEINFELD 2006). Die zweite große anthropogene Quellgruppe bildet der Straßenverkehr. Im Gegensatz zum Sektor Industrie findet hier der größte Teil der Immissionen in geringer Freisetzungshöhe und konzentriert an viel befahrenen Straßen statt. Bei der Quellgruppe Verkehr können die drei Bereiche Partikelemission aus Dieselfahrzeugen als Resultat einer unvollständigen Verbrennung von Dieselmotoren, Emissionen aus dem Abrieb von Reifen und Bremsbelägen sowie die Resuspension von Straßenstaub unterschieden werden (RAUTENBERG-WULFF 1998, LENSCHOW ET AL. 2001). Der Hauptanteil (85 %) der von Kraft- und Fernheizwerken emittierten PM₁₀-Masse stammt aus der Verbrennung von Braunkohle. Trotz moderner Entstaubungstechnologie führen die hohen Abgas-Volumenströme zu erheblicher Staubbelastung.

Tabelle 6.12 zeigt, dass die Summe der sekundären Aerosolbildung die der direkten in der absoluten Menge übertrifft. Die chemischen und physikalischen Mechanismen der sekundären Aerosolbildung sind jedoch sehr komplex und noch nicht vollständig geklärt (WARNECK 1999, MÖLLER 2003, PUTAUD ET AL. 2004). In der Regel weisen jedoch die gebildeten Partikel aerodynamische Durchmesser von weniger als 1 µm auf.

Neben den oben beschriebenen Quellen und Emissionsmengen bestimmt die Depositionsrate des Aerosols die lokalen Immissionskonzentrationen, da sie die Aufenthaltszeit der Partikel in der Atmosphäre steuert. MÖLLER (2003) unterscheidet folgende vier Ausscheidungsmechanismen:

- Nasse Deposition durch Hydrometeore,
- trockene Deposition durch den Transport zur Erdoberfläche aufgrund des nach unten gerichteten Konzentrationsgradienten,
- Sedimentation durch den Transport zur Erdoberfläche aufgrund der Gravitation und
- Impaktion durch Abscheidung bei der Umströmung von Hindernissen.

Diese Vorgänge steuern den Transport von Partikeln aus der Atmosphäre an die Erdoberfläche und damit die Aufnahme durch Boden, Wasser, Pflanzen, Tiere und Menschen.

Staubpartikel treffen sowohl bei ihrer Entstehung als auch bei dem Transport in der Atmosphäre mit vielen gasförmigen und rekondensierenden Stoffen zusammen, die sich in unterschiedlichster Weise mit den Partikeln verbinden können. Diese Partikel dienen als Trägersubstanz und transportieren angelagerte Stoffe in Lungenbereiche, in welche sie ohne diese Partikel möglicherweise nicht gelangen könnten (HEINRICH 2000). Wie weit Partikel in die verschiedenen Bereiche der

Lunge vordringen können und dort deponiert werden, hängt zum einen von ihren physikalischen Eigenschaften und zum anderen vom Atemmuster und der Anatomie der Lunge ab, die sich durch Wachstum oder Alter sowie Krankheiten verändert. Bei ruhiger Mundatmung eines durchschnittlichen Erwachsenen (im Ruhezustand ~ 12.000 Liter pro Tag) werden die meisten Partikel mit einem Durchmesser > 5 µm im Mund-Rachen-Raum und den großen Bronchien abgeschieden. Kleinere Partikel gelangen weiter bis in die Lungenperipherie. Partikel mit einem Durchmesser < 1 µm können bis in die Lungenbläschen (Alveolen) gelangen. Erfolgt die Atmung durch die Nase, werden größere Partikel > 2,5 µm fast vollständig und Partikel zwischen 1,0 µm und 2,5 µm teilweise gefiltert und zurück behalten. Die Lunge des Menschen verfügt über verschiedene Reinigungsmechanismen, die die aufgenommenen Partikel eliminieren. Sind diese Mechanismen beeinträchtigt oder überlastet, werden überproportional mehr Partikel in der Lunge abgelagert. Länger in der Lunge verweilende Partikel stellen für die Zellen einen permanenten Reiz dar, der mit permanenten Abwehrreaktionen in Form von Entzündungen beantwortet wird. Erste Untersuchungen der Wirkung von Feinstaub auf die Gesundheit von Menschen wurden unter arbeitsmedizinischen Gesichtspunkten durchgeführt. Zusammenhänge zwischen erhöhten Staubkonzentrationen und akuten oder chronischen Erkrankungen der Atemwege werden von BECKLAKE (1985), NEMERY (1990), ROM (1992), OXMAN ET AL. (1993), FERLINZ (1994), ENARSON (1995), DOMINICI ET AL. (2006), KREYLING ET AL. (2006) oder MÖLLER ET AL. (2008) beschrieben. Eine umfassende Übersicht über die gesundheitlichen

Effekte von Partikeln und ihrer Inhaltsstoffe geben LIPPMANN & CHEN (2009). Neben Beschwerden der Atemwege werden auch negative gesundheitliche Auswirkungen auf das Herz-Kreislauf-System des Menschen angenommen (SUN ET AL. 2005).

Weitere Untersuchungen der Morbidität weisen für Gebiete mit erhöhter Staubbelastung ein vermehrtes Auftreten von Bronchitis bei Kindern sowie einen Abfall der Lungenfunktionsparameter bei Kindern und Erwachsenen nach. Untersuchungen von PETERS & WICHMANN (1999) zu Krankenhauseinweisungen infolge von Atemwegserkrankungen zei-

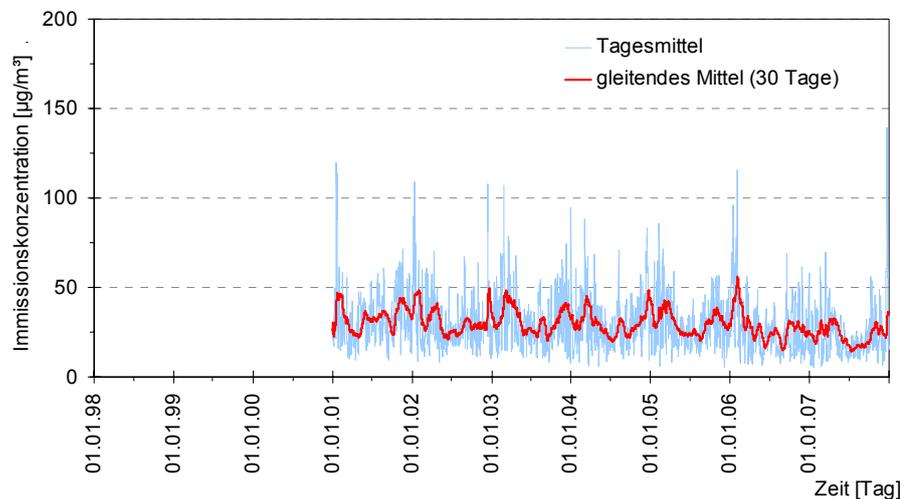


Abbildung 6.42: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 01/2001 bis 12/2007.

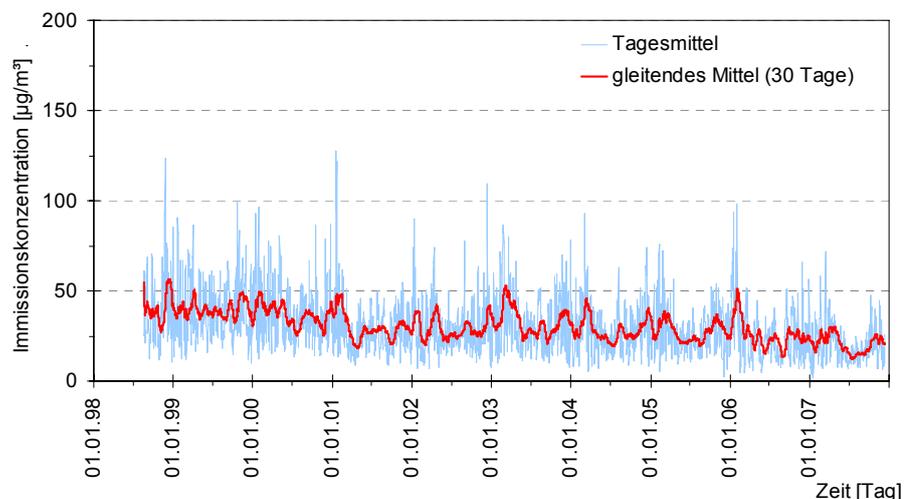


Abbildung 6.43: Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 09/1998 bis 12/2007.

gen einen Anstieg der Morbidität von 0,5 % bis 4,7 % bei einem Anstieg der PM10-Tagesmittelkonzentration in der Außenluft um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber dem Vortag. Studien, die den Zusammenhang zwischen Mortalität und erhöhten PM10-Staubkonzentrationen untersuchen, zeigen eine um 0,2 % bis 1,6 % erhöhte Mortalität bei einem Anstieg der PM10-Konzentration in der Außenluft um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel. Besonders betroffen sind davon die sogenannten Risikogruppen, z. B. Kinder oder ältere Personen. Die Todesfälle sind hauptsächlich auf Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen zurückzuführen. Im Gegensatz zu anderen Luftschadstoffen kann für PM10 kein Schwellenwert für die Wirkung der Partikel ermittelt werden. Es zeigt sich bereits ein Anstieg der Mortalität bei niedrigen Feinstaubkonzentrationen. Die Forschungsergebnisse hinsichtlich einer Zunahme der Mortalität basieren auf epidemiologischen Untersuchungen. Anhand der derzeit vorliegenden Studienergebnisse kann noch kein direkter Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkung nachgewiesen werden. Es kann jedoch auf eine quantitative Konzentration-Wirkungs-Beziehung geschlossen werden (DOCKERY ET AL. 1989, KREYLING 1990, BATES 1992, SCHWARTZ & DOCKERY 1992, DOCKERY ET AL. 1993, ABBEY ET AL. 1995, SEATON ET AL. 1995, DOCKERY ET AL. 1996, GODLESKI ET AL. 1996, POTT & ROLLER 1996, WHO 1996, ACKERMANN-LIEBRICH ET AL. 1997, POTT & ROLLER 1997, SAMET ET AL. 1998, WICHMANN 2000, WICHMANN ET AL. 2002, KREIN ET AL. 2007).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden sowohl bei den statistischen Auswertungen als auch bei der Modellierung nur die reinen Massenkonzentrationen und nicht die Bestandteile des Feinstaubes untersucht. Auf eine Verlängerung der PM10-Datenreihe durch Umrechnung der Totalstaubkonzentrationen (TSP) gemäß Formel (19), wie von GEHRING & HOFER (2000) vorgeschlagen wurde, in dieser Arbeit bewusst verzichtet.

$$\text{PM10 Jahresmittel} = 0,86 \times \text{TSP Jahresmittel} \quad (19)$$

Da an keiner der beiden ZIMEN-Stationen parallele Messungen der PM10- und TSP-Konzentrationen vorgenommen wurden, kann kein für die Stationen oder für die Stadt Trier charakteristischer Umrechnungsfaktor berechnet werden. Die Untersuchungen von GEHRIG & HOFER (2000) zeigen auch, dass bei verkehrsnahen Stationen die berechneten PM10-Werte mit hohen Unsicherheiten behaftet sind.

Seit dem 1. Januar 2005 gelten für PM10 folgende Kurz- und Langzeitgrenzwerte. Ein PM10-Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ darf nicht öfter als 35mal im Jahr überschritten werden. Als

Tabelle 6.14: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1999 bis 2007.

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	1999 - 2007
n	358	351	363	364	364	356	359	350	346	3211
Mittelwert	39,3	37,4	28,8	29,5	32,8	28,5	27,3	25,8	20,3	30,0
Std.	15,5	15,4	14,3	14,1	15,3	13,7	11,9	14,6	10,0	15,0
Minimum	10,0	12,5	8,8	7,0	7,7	5,5	2,2	4,5	2,0	2,0
abs. Maximum	100,0	96,5	127,5	109,4	86,4	92,7	75,7	98,5	71,9	127,5
P5	18,6	17,6	13,1	12,3	13,1	11,3	12,4	9,2	8,1	11,3
P50	36,3	34,7	25,8	25,7	29,5	25,8	25,2	23,5	18,0	27,3
P75	49,1	46,1	34,6	35,0	43,3	35,3	33,8	32,3	26,8	37,5
P95	68,0	66,1	50,0	58,1	60,2	56,2	51,4	52,3	38,3	58,6
P98	76,2	82,8	61,0	70,3	76,7	67,9	56,2	66,6	45,7	69,3

Tabelle 6.15: Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2001 - 2007
n	x	x	345	344	361	347	363	365	365	2490
Mittelwert	x	x	33,5	31,0	31,8	30,3	29,8	27,8	24,1	29,7
Std.	x	x	14,8	15,5	14,7	14,7	12,8	15,4	14,4	14,9
Minimum	x	x	9,7	8,6	8,0	5,8	5,4	6,8	5,1	5,1
abs. Maximum	x	x	119,8	108,9	106,9	94,7	85,7	115,3	139,5	139,5
P5	x	x	15,4	14,2	12,5	12,5	13,3	10,4	9,0	12,1
P50	x	x	31,1	27,1	28,4	27,1	27,7	24,7	20,6	26,8
P75	x	x	40,8	37,1	41,5	38,2	36,3	35,8	30,6	37,0
P95	x	x	58,2	61,7	58,3	60,7	55,1	56,5	47,5	57,4
P98	x	x	66,7	74,6	68,6	72,3	61,8	71,4	61,1	68,9

Grenzwerte für die dazugehörige obere bzw. untere Beurteilungsschwelle dürfen 35 µg/m³ bzw. 25 µg/m³ als Tagesmittel nicht öfter als 7mal im Kalenderjahr überschritten werden. Der Jahresgrenzwert für die PM10-Immissionskonzentrationen liegt bei 40 µg/m³ (obere Beurteilungsschwelle: 28 µg/m³; untere Beurteilungsschwelle: 20 µg/m³). Die Anforderungen der Mindestdatenerfassung von 90 % sind, wie bei allen bereits ausgewerteten Schadstoffen, erfüllt.

Innerhalb der Stadt Trier existieren eine Vielzahl von PM10-Quellen wie Kfz-Verkehr, Industrieanlagen, Hausbrand und der Transport und Umschlag von Schüttgut. Des Weiteren spielt der Beitrag

Tabelle 6.16: Übersicht der Grenzwertüberschreitungen bezüglich PM10 für ausgewählte ZIMEN-Stationen, Zeitraum 1998 bis 2007.

	Einheit	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Trier-Ostallee											
Jahresgrenzwert [40 µg/m ³]	µg/m ³	x	x	x	33,5	31,0	31,8	30,3	29,8	27,8	24,1
Obere Beurteilungsschwelle Jahresgrenzwert [28 µg/m ³]	µg/m ³	x	x	x	33,5	31,0	31,8	30,3	29,8	27,8	24,1
Untere Beurteilungsschwelle Jahresgrenzwert [20 µg/m ³]	µg/m ³	x	x	x	33,5	31,0	31,8	30,3	29,8	27,8	24,1
Tagesgrenzwert [50 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	x	x	40	37	47	29	26	28	14
Obere Beurteilungsschwelle Tagesgrenzwert [35 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	x	x	134	96	128	105	104	95	55
Untere Beurteilungsschwelle Tagesgrenzwert [25 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	x	x	244	195	224	201	210	179	131
Trier-Kaiserstraße											
Jahresgrenzwert [40 µg/m ³]	µg/m ³	x	39,3	37,4	28,8	29,5	32,8	28,5	27,3	25,8	20,3
Obere Beurteilungsschwelle Jahresgrenzwert [28 µg/m ³]	µg/m ³	x	39,3	37,4	28,8	29,5	32,8	28,5	27,3	25,8	20,3
Untere Beurteilungsschwelle Jahresgrenzwert [20 µg/m ³]	µg/m ³	x	39,3	37,4	28,8	29,5	32,8	28,5	27,3	25,8	20,3
Tagesgrenzwert [50 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	43	18	29	28	48	23	18	22	3
Obere Beurteilungsschwelle Tagesgrenzwert [35 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	191	172	89	91	131	90	77	73	28
Untere Beurteilungsschwelle Tagesgrenzwert [25 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	293	272	195	190	232	191	182	159	92
Koblenz- Friedrich-Ebert-Ring											
Jahresgrenzwert [40 µg/m ³]	µg/m ³	x	x	x	x	24,0	28,0	24,0	23,0	23,0	19,0
Tagesgrenzwert [50 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	x	x	x	13	24	15	10	15	6
Kaiserslautern-Marienplatz (vor 2005 Rathaus)											
Jahresgrenzwert [40 µg/m ³]	µg/m ³	x	x	x	x	21,0	25,0	22,0	x	24,0	20,0
Tagesgrenzwert [50 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	x	x	x	9	12	12	20	18	9
Hunsrück-Leisel											
Jahresgrenzwert [40 µg/m ³]	µg/m ³	x	x	x	x	14,0	18,0	14,0	13,0	14,0	11,0
Tagesgrenzwert [50 µg/m ³]	Anzahl Überschreitungen	x	x	x	x	2	7	1	0	2	1

des Ferntransportes eine nicht unerhebliche Rolle. Die beiden Abbildungen 6.42 und 6.43 zeigen die Verläufe der Tagesmittel der PM10-Immissionskonzentrationen an den beiden ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße. An der Station Trier-Kaiserstraße werden die PM10-Konzentrationen seit Herbst 1998, an der Station Trier-Ostallee seit Januar 2001 kontinuierlich erfasst. Obwohl laut Beschreibung des ZIMEN-Messnetzes (<http://www.luft-rlp.de/aktuell/monatsberichte>) beide Stationen unterschiedliche Standortcharakteristika aufweisen (Trier Ostallee: Innenstadt, Wohngebiet; Trier-Kaiserstraße: Innenstadt, Wohngebiet, verkehrsnah), ist der Verlauf der Immissionskonzentrationen sehr ähnlich. Die Werte an beiden Stationen weisen eine hohe Variabilität mit im Mittel höheren Konzentrationen in den Wintermonaten auf. Die Tabellen 6.14 und 6.15 geben einen Überblick über ausgewählte deskriptive Kenngrößen pro Jahr. An beiden Stationen ist ein leichter Rückgang der PM10-Belastung im Untersuchungszeitraum feststellbar. An keiner der beiden Stationen wurde, bis einschließlich 2007, der seit 2005 gültige Jahresgrenzwert überschritten. Zum direkten Vergleich mit den Daten der beiden Stationen in Trier werden von ihrer Lage vergleichbare Stationen in Kaiserslautern und Koblenz genutzt. Beide Stationen weisen im Vergleich zu Trier deutlich geringere Jahresmittel der PM10-

Immissionskonzentrationen auf. Auch die Anzahl der Überschreitungstage des Kurzzeitgrenzwertes ist signifikant geringer. An keiner der beiden Stationen kommt es im Zeitraum 2001 bis 2007 zu Grenzwertüberschreitungen (Tabelle 6.16). Dies kann sowohl durch lokal günstigere Ausbreitungsbedingungen als auch durch geringere Emissionen begründet sein. Jedoch ist auch an diesen beiden Stationen die deutlich geringere Jahresmittelkonzentration im Jahr 2007 zu erkennen. Ein ausführlicher Vergleich der PM10-Belastung an ZIMEN-Stationen in Rheinland-Pfalz geben JUNK & HELBIG (2003B).

Die Hintergrundbelastung in Rheinland-Pfalz kann anhand der sechs Waldstationen des ZIMEN-Messnetzes beurteilt werden. Die Station Hunsrück-Leisel kann als repräsentativ für diese Stationen angenommen werden. Im Mittel liegt die Hintergrundbelastung an der Station Leisel bei $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabelle 6.16). Zu Überschreitungen des Tagesgrenzwertes kommt es an den Hinter-

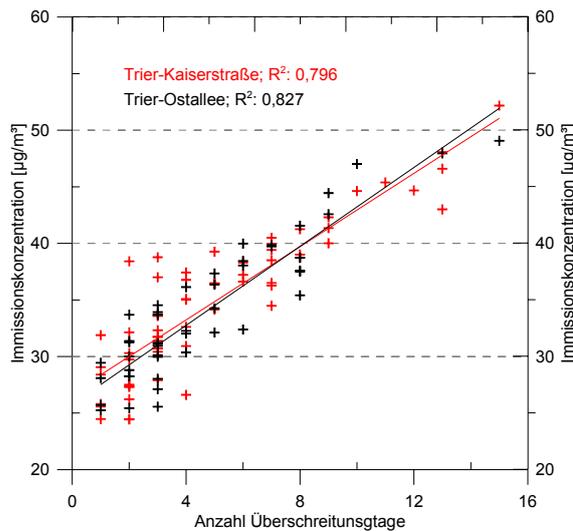


Abbildung 6.44: Scatterplot der mittleren monatlichen PM10-Immissionskonzentrationen und der mittleren Anzahl der Überschreitungstage für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (2001 bis 2007) und Trier-Kaiserstraße (1999 bis 2007).

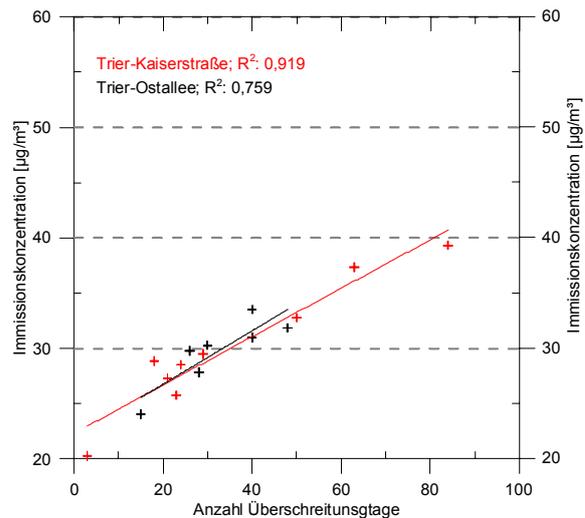


Abbildung 6.45: Scatterplot der mittleren jährlichen PM10-Immissionskonzentrationen und der mittleren Anzahl der Überschreitungstage für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (2001 bis 2007) und Trier-Kaiserstraße (1999 bis 2007).

grundstationen nur durch singuläre großräumige Staubbelastrungen wie z. B. überregionaler Transport von Saharastaub, Erosionsmaterial aus Osteuropa oder hohen Pollenkonzentrationen (BESSAGNET ET AL. 2008, SOUSA ET AL. 2008, VANDERSTRAETENA ET AL. 2008, MATASSONI ET AL. 2009).

Zwischen den Jahresmittelwerten der PM10-Immissionskonzentrationen und der Anzahl der Über-

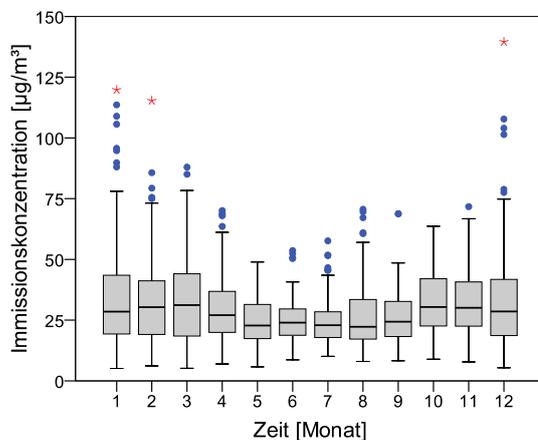


Abbildung 6.46: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, $N = 2.511$, Zeitraum 2001 bis 2007.

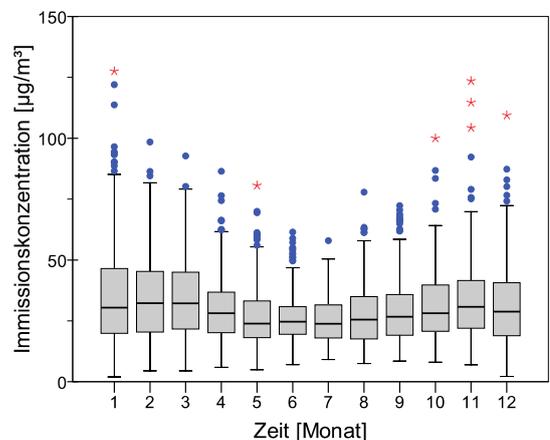
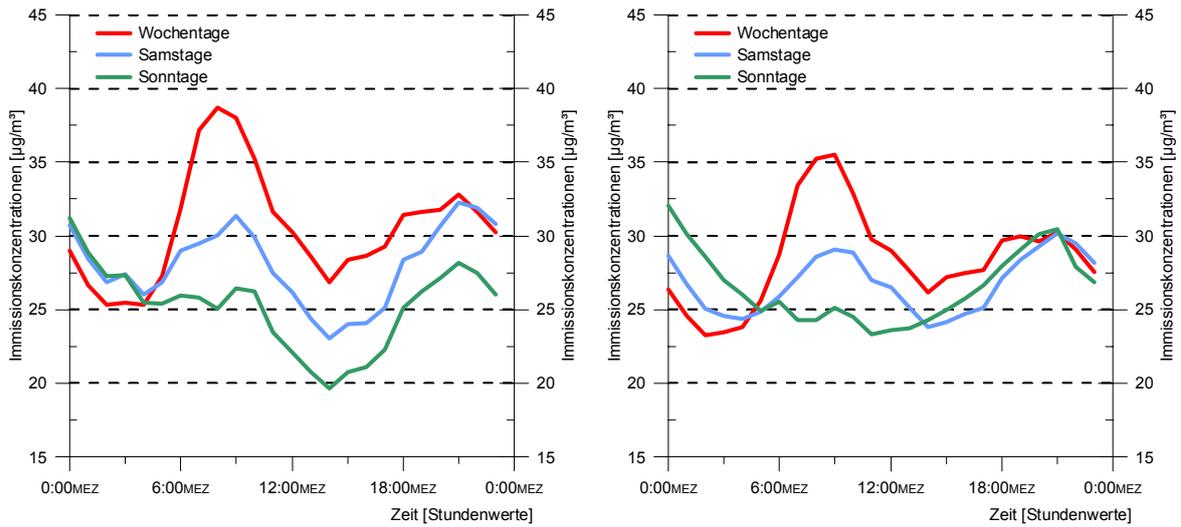
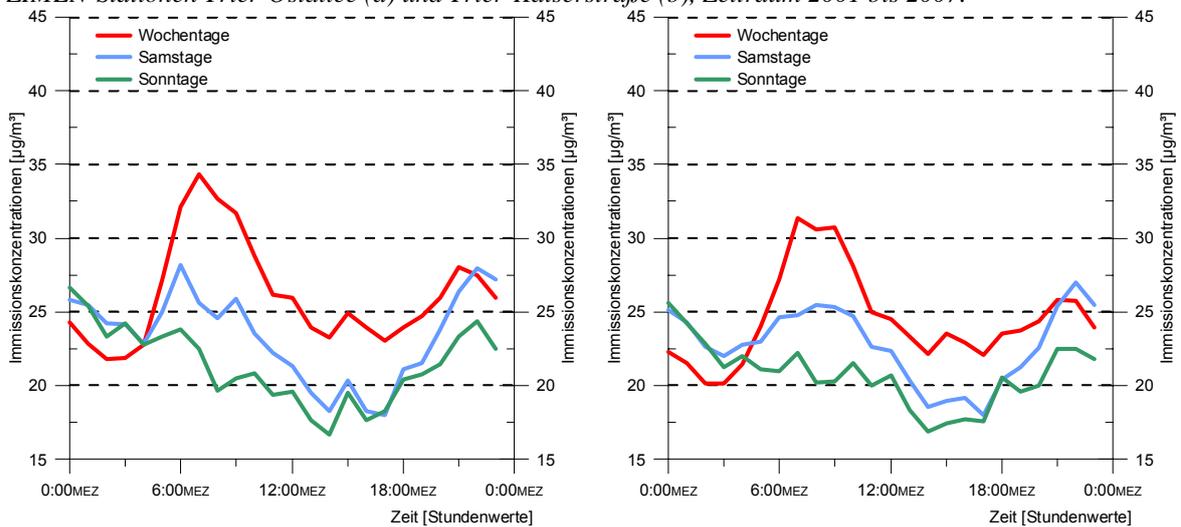


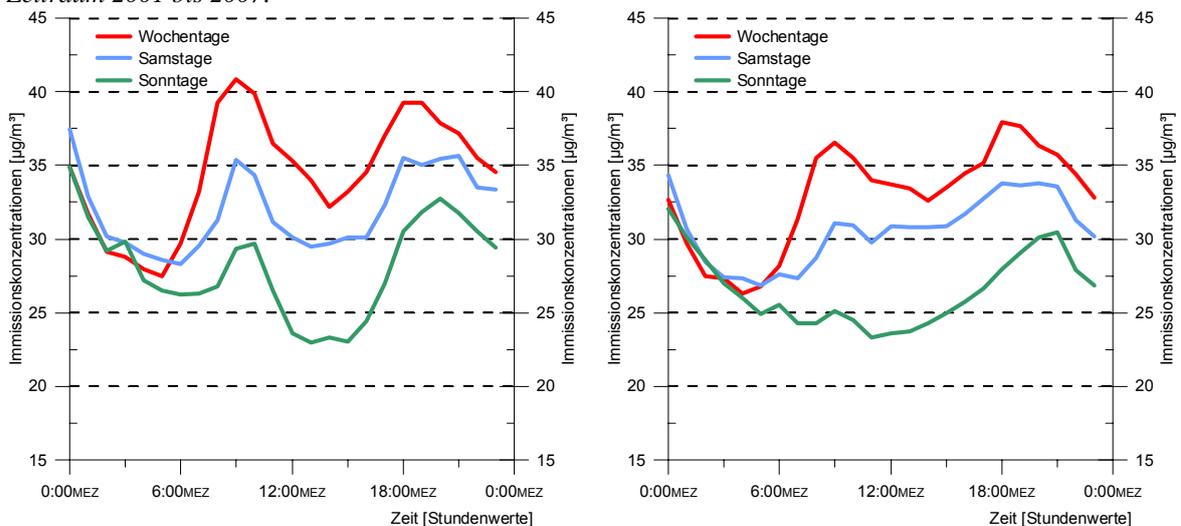
Abbildung 6.47: Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, $N = 2.482$, Zeitraum 2001 bis 2007.



a)
Abbildung 6.48: Langjährig gemittelte Tagesgänge der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee (a) und Trier-Kaiserstraße (b), Zeitraum 2001 bis 2007.



a)
Abbildung 6.49: Langjährig gemittelte Tagesgänge der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee (a) und Trier-Kaiserstraße (b) für die meteorologischen Sommermonate, Zeitraum 2001 bis 2007.



a)
Abbildung 6.50: Langjährig gemittelte Tagesgänge der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee (a) und Trier-Kaiserstraße (b) für die meteorologischen Wintermonate, Zeitraum 2001 bis 2007.

schreitungstage des Kurzzeitgrenzwertes besteht ein statistischer Zusammenhang. Dieser ist jedoch nicht für jede Station gleich, sondern wird von den jeweiligen lokalen Gegebenheiten beeinflusst. So würde z. B. eine konstante Belastung von $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zwar zur Überschreitung des Jahresgrenzwertes, jedoch nicht des Kurzzeitgrenzwertes führen. Die Abbildungen 6.44 und 6.45 zeigen den Zusammenhang zwischen den beiden Grenzwerten für die beiden ZIMEN-Stationen in Trier auf Basis von Monats- und Jahreswerten. Aufgrund der Kürze der Datenreihen sind diese Beziehungen jedoch noch nicht sehr robust.

Ähnlich wie die Stickoxide zeigt der Verlauf der PM₁₀-Immissionskonzentrationen einen, wenn auch weniger, deutlich ausgeprägten Jahresgang (ARTIÑANO ET AL. 2004, BAYRAKTAR ET AL. 2010). Die verursachenden Faktoren sind ebenfalls mit denen der Stickoxide vergleichbar. Im Winter kommen zu den relativ konstanten Emissionen durch den Verkehr diejenigen des Hausbrandes hinzu. An beiden Stationen ist im Dezember ein leichter Rückgang der PM₁₀-Belastungen zu verzeichnen (Abbildung 6.46 und 6.47). Dies kann zum einen durch das verringerte Verkehrsaufkommen während der Weihnachtsfeiertage, zum anderen durch die im Durchschnitt höheren Niederschlagssummen im Dezember erklärt werden (vgl. Abbildung 5.15). Vergleichbare Ergebnisse zeigen VIANA ET AL. (2003) für das Baskenland (Nordspanien).

Untersuchungen in anderen Städten in Deutschland und Europa zeigen deutlich ausgeprägtere Tagesgänge der PM₁₀-Immissionskonzentrationen in Abhängigkeit von der Verkehrsbelastung, der Bebauungsstruktur sowie den lokalen meteorologischen Bedingungen (KUHNBUSCH ET AL. 2001, QUEROL ET AL. 2001, HOLST ET AL. 2005). Beide ZIMEN-Stationen in Trier weisen zwar sehr ähnliche Verkehrsgesamtbelastungen auf, dennoch unterscheiden sich die in Abbildung 6.48 bis 6.50 dargestellten Tagesgänge der PM₁₀-Immissionskonzentrationen deutlich. Abbildung 6.48a und 6.48b zeigen den langjährig gemittelten Tagesgang an den beiden Stationen. Sowohl der erste, durch den morgendlichen Berufsverkehr verursachte Peak als auch der Rückgang in den Mittagsstunden ist an der Station Trier-Ostallee deutlicher ausgeprägt. Dies ist wahrscheinlich durch die unterschiedliche Verteilung des täglichen Verkehrsaufkommens, aber auch durch die geringfügig bessere Durchlüftungssituation an der Station Trier-Ostallee bedingt. Vergleicht man die langjährig gemittelten Tagesgänge für die meteorologischen Winter- und Sommermonate (Abbildung 6.49 und 6.50), so werden

weitere Unterschiede deutlich. Wie zu erwarten, sind die PM₁₀-Schadstoffbelastungen während der Wintermonate durch die zusätzlichen Heizungsemissionen höher. Zusätzlich ist der von anderen Schadstoffen wie NO₂ bekannte zweite Peak in den frühen Abendstunden vorhanden und an der Station Trier-Kaiserstraße (Abbildung 6.49b) sogar höher als der morgendliche Peak. Dieser winterliche zweite Peak ist einerseits durch die Heizungsemissionen andererseits durch die deutlich geringeren Windgeschwindigkei-

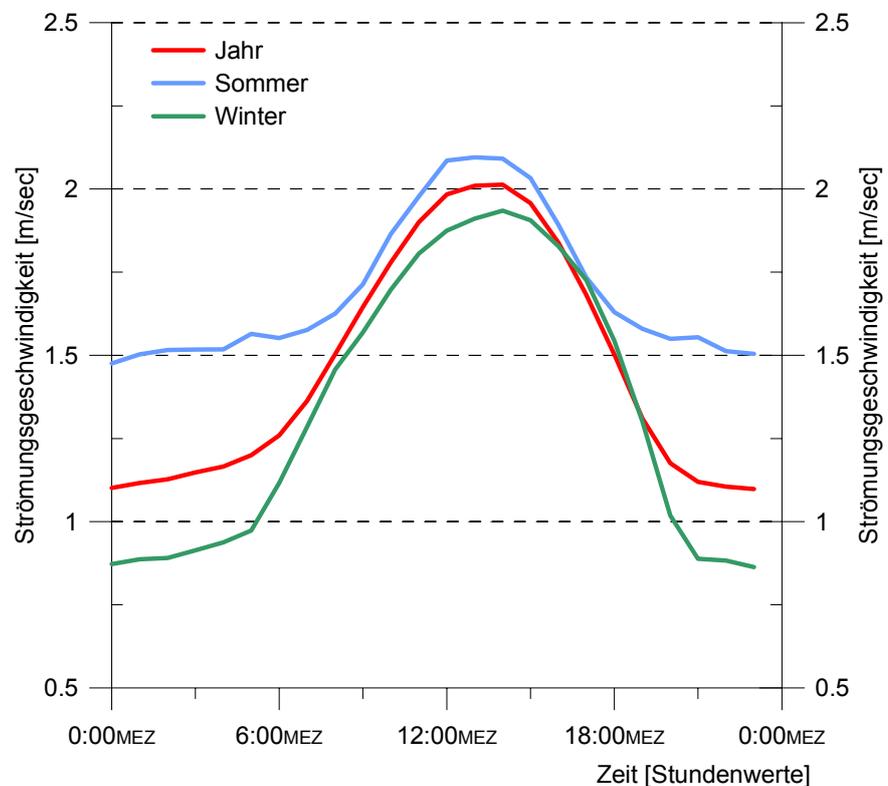


Abbildung 6.51 Langjährig gemittelter Tagesgang der Windgeschwindigkeit an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, berechnet aus Halbstundenwerten, Zeitraum 2001 bis 2007.

ten bedingt. Abbildung 6.51 zeigt die an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee langjährig gemittelten Windgeschwindigkeiten. Während in den meteorologischen Sommermonaten die mittlere nächtliche Windgeschwindigkeit bei ca. 1,5 m/sec liegt, sinkt diese im vergleichbaren Zeitraum im Winter unter 1 m/sec. Daraus resultiert ein stark eingeschränktes Verdünnungspotential der boden-nahen Atmosphäre, und die winterliche PM10-Belastung steigt in den Abendstunden an beiden Stationen stark an.

Aus den Abbildungen der mittleren Tagesgänge an Wochentagen und Wochenenden (Abbildungen 6.48 bis 6.50) ergibt sich ein mittlerer Wochengang der Feinstaubbelastung mit geringeren Werten an den Wochenenden, dem sogenannten „Wochenendeffekt“. Dieser wurde in vielen anderen Feinstaubuntersuchungen nachgewiesen (ARTIÑANO ET AL. 2004, HUEGLIN ET AL. 2005, MARKOVIĆ ET AL. 2008). Demzufolge weisen auch die Tage mit Grenzwertüberschreitungen des Tagesgrenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einen Wochengang auf. In Abbildung 6.52 sind die mittleren jährlichen prozentualen Überschreitungen des Tagesgrenzwertes dargestellt. Im Mittel sollten geeignete Reduktionsmaßnahmen wie z. B. verstärkte Straßensäuberungen oder Spülungen für den Zeitraum von Mittwoch bis Freitag eingeplant werden. Auffällig ist die relativ geringe Anzahl an Überschreitungen an Montagen und die verhältnismäßig hohe Anzahl an Überschreitungen an Samstagen. Diese Fälle lassen sich teilweise durch die Resuspension von Partikeln sowie durch die sekundäre Partikelbildung erklären. An Samstagen nimmt zwar die absolute Verkehrsmenge ab, aber es ist noch eine relativ große Menge an wiederaufwirbelbaren Staubteilchen, bedingt durch die Verkehrsemissionen des Vortags, vorhanden. Diese Emissionen bilden auch das Reservoir für die sekundäre Partikelbildung. Die geringere Anzahl von Überschreitungen an Montagen liegt an der geringeren Vorbelastung des Vortages. Durch das geringere Verkehrsaufkommen an Sonntagen ist weniger remobilisierbarer Feinstaub auf den Straßen vorhanden und es stehen weniger Vorläufersubstanzen zur sekundären Partikelbildung zur Verfügung.

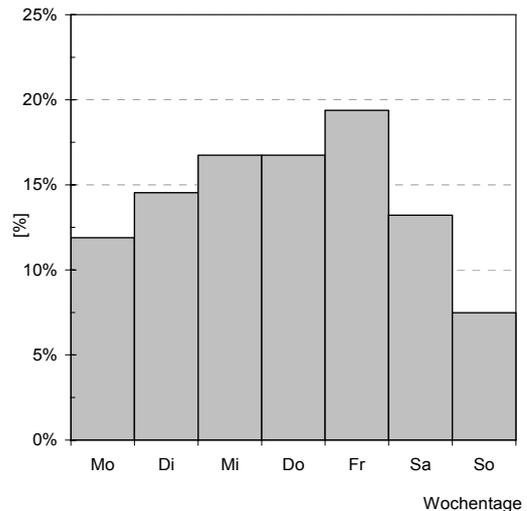


Abbildung 6.52 Langjährig gemittelte prozentuale Anzahl der Überschreitungstage des Kurzzeitgrenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.

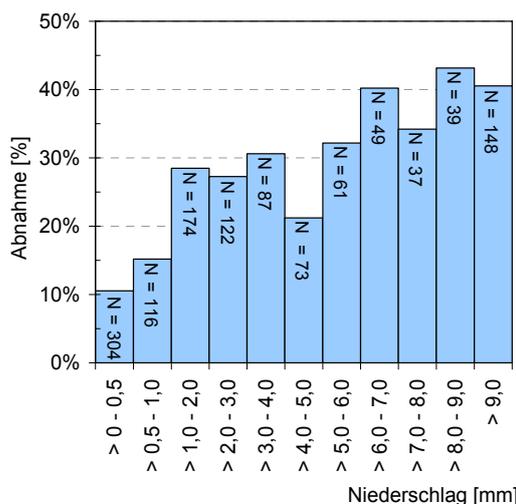


Abbildung 6.53: Abnahme der mittleren PM10-Immissionskonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee bei verschiedenen Niederschlagstagesummen im Vergleich zu der Konzentration während Fällen ohne Niederschlag ($34,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Zeitraum 2001 bis 2007.

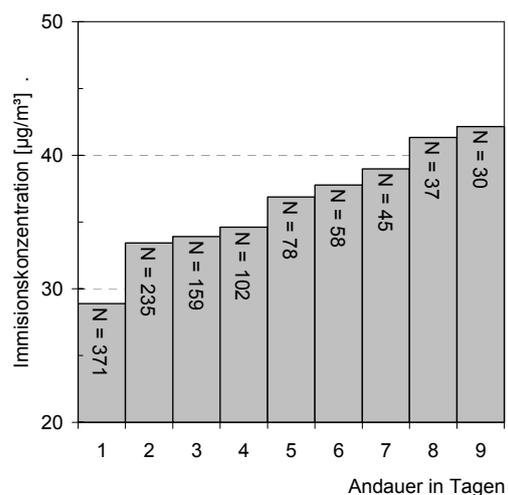


Abbildung 6.54: Mittlere PM10-Immissionskonzentrationen während Trockenperioden mit einer Andauer von 1 bis 9 Tagen an der Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.

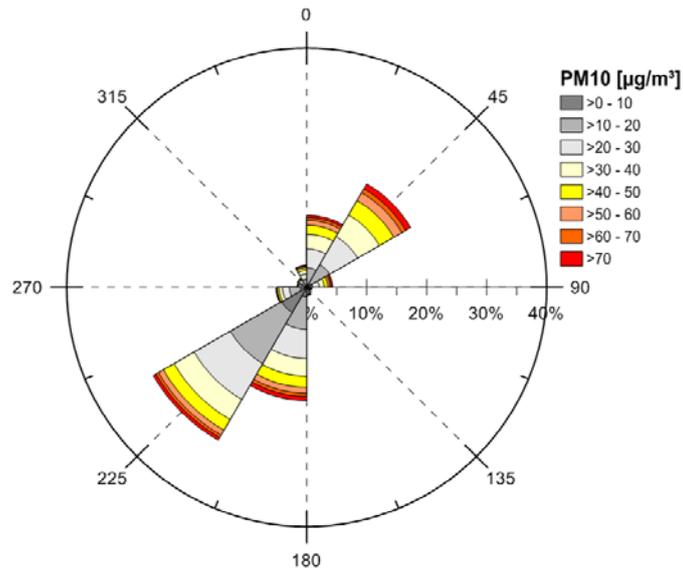


Abbildung 6.55: PM10-Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Stundenwerten ($N = 52.758$), Zeitraum 2001 bis 2007.

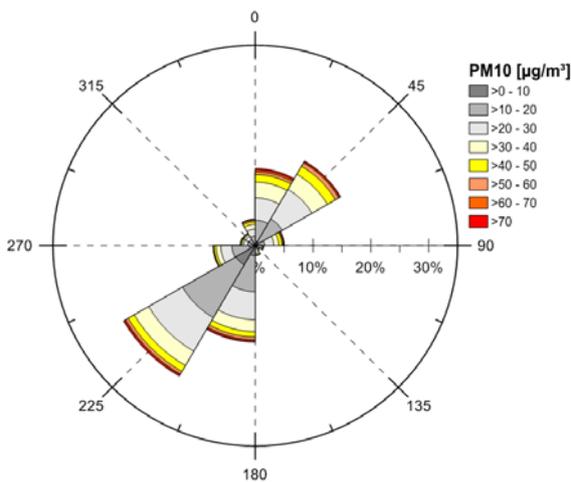


Abbildung 6.56: PM10-Schadstoffwindrosen für die Sommermonate der ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Stundenwerten ($N = 9.127$), Zeitraum 2001 bis 2007.

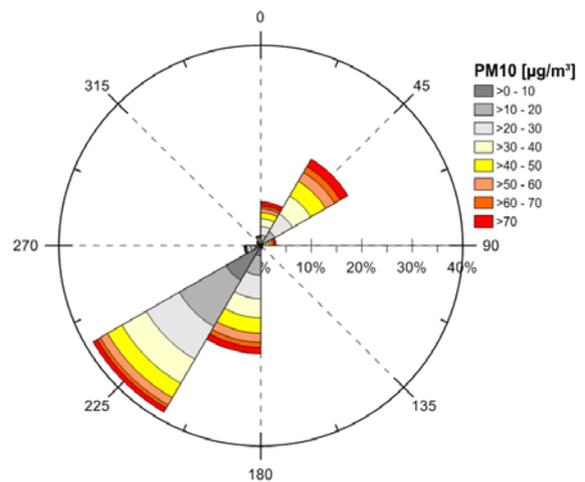


Abbildung 6.57: PM10-Schadstoffwindrosen für die Wintermonate der ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Stundenwerten ($N = 9.362$), Zeitraum 2001 bis 2007.

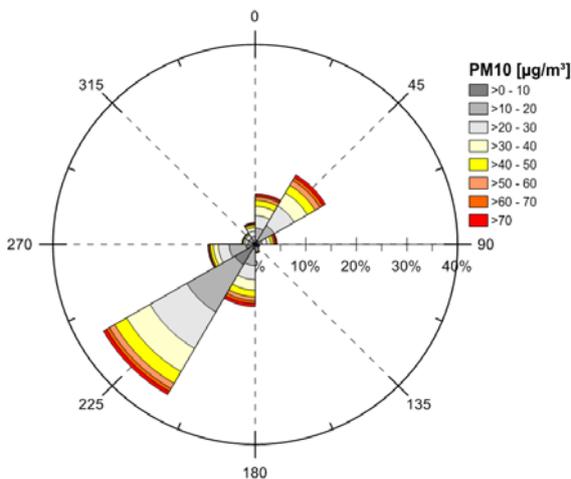


Abbildung 6.58: PM10-Schadstoffwindrosen für die Tageswerte der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (10:00 bis 16:00 MEZ) berechnet aus Stundenwerten ($N = 14.087$), Zeitraum 2001 bis 2007.

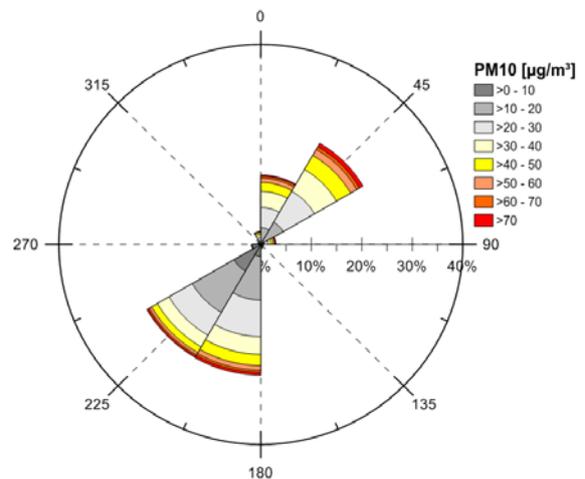


Abbildung 6.59: PM10-Schadstoffwindrosen für die Nachtwerte der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (22:00 bis 04:00 MEZ) berechnet aus Stundenwerten ($N = 14.829$), Zeitraum 2001 bis 2007.

Zwischen den PM10-Immissionskonzentrationen und anderen Schadstoffen zeigen sich folgende Zusammenhänge. Aufgrund der Quellgruppe „Verkehrsemissionen“ sind ähnliche Verläufe der Schadstoffbelastungen zwischen PM10 und NO_x zu beobachten. Auch zwischen den SO₂-Immissionskonzentrationen und den PM10-Werten sind ähnliche Verläufe aufgrund der gemeinsamen Quellegruppe „Hausbrand“ zu beobachten. Die SO₂-Immissionskonzentrationen weisen jedoch einen deutlicheren Jahresgang als die PM10-Immissionskonzentration auf.

Mit zunehmenden Tagessummen des Niederschlags gehen die PM-Belastungen um bis zu 40 % zurück (Abbildung 6.53). Dies stimmt sehr gut mit Untersuchungen von BAYRAKTAR ET AL. (2010) oder SCHULZE (2002) überein, die einen Rückgang der PM10-Massenkonzentration nach Niederschlagsereignissen von bis zu 50 % nachweisen konnten. Im umgekehrten Fall steigen die Feinstaubbelastungen an der Messstation Trier-Ostallee bei längerer Trockenheit an. Diese Abhängigkeit der PM10-Immissionskonzentration ist Abbildung 6.54 zu entnehmen. Während des Untersuchungszeitraumes traten Trockenperioden mit einer Andauer von bis zu 29 Tagen auf. Jedoch ist die Anzahl von Perioden mit einer Andauer von mehr als neun Tagen so gering, dass eine Auswertung nicht mehr sinnvoll ist. Bis zu einer Länge von neun Tagen steigt die PM10-Belastung kontinuierlich an. Hier könnten kurzfristige immissionsmindernde Sofortmaßnahmen, wie der Einsatz von Kehr- und Sprinklerfahrzeugen, zur Verminderung der Staubwiederaufwirbelung zum Einsatz kommen. Diese Maßnahmen könnten zwar die während der Trockenperioden ansteigende Hintergrundbelastung nicht vermindern, aber dazu beitragen, die Belastungsspitzen zu reduzieren.

Eine generelle Windrichtungsabhängigkeit der PM10-Immissionskonzentrationen konnte für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee nicht nachgewiesen werden (Abbildung 6.55). Weitere Analysen mit verschiedenen Nebenbedingungen wie meteorologische Sommer- und Wintermonate (Abbildungen 6.56 und 6.57) oder Tag- und Nachtstunden (Abbildungen 6.58 und 6.59) führen zu den gleichen Ergebnissen. Neben der Windrichtung wird an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee die Windgeschwindigkeit kontinuierlich registriert. Arbeiten von SCHÄFER ET AL. (2007), TRITSCHER (2007) oder ALDRIN & HAFF (2005) zeigen eine deutliche Abnahme der PM10-Immissionskonzentrationen mit zunehmender Windgeschwindigkeit. Abbildung 6.60 zeigt die Boxplots der PM10-Belastungen in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit.

Die Messung der Windgeschwindigkeit erfolgt in 10 m Höhe, jedoch entspricht die Aufstellung des Messgerätes nicht den Vorschriften der WMO. Der Vergleich der Windrosen der ZIMEN-Station Trier-Ostallee und der DWD-Station Trier-Petrisberg zeigt jedoch eine gute Übereinstimmung. Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit ist auch an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee

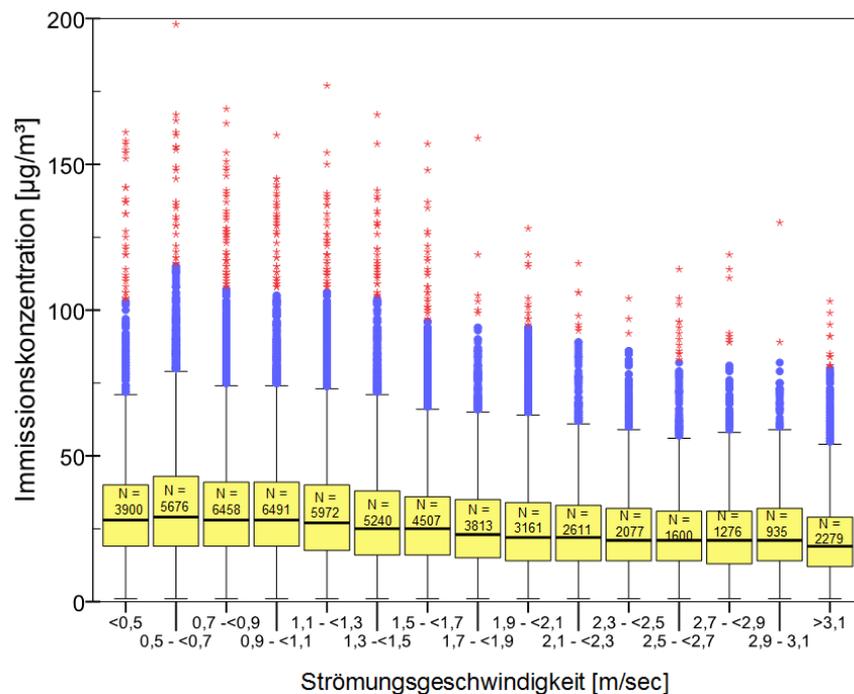


Abbildung 6.60: Boxplots der PM10-Immissionskonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee in Abhängigkeit von den Stundenmittelwerten der Strömungsgeschwindigkeit. Definition Extremwerte und Ausreißer siehe Abb. 6.21, N = Anzahl der gültigen Wertepaare der Stundenmittel von PM10-Immissionskonzentrationen [µg/m³] und Strömungsgeschwindigkeiten [m/sec], Zeitraum 2001 bis 2007.

eine Abnahme der PM10-Immissionskonzentrationen zu beobachten. Dies betrifft sowohl die Mediane, als auch die Extremwerte und Ausreißer (Abbildung 6.60). BYRD ET AL. (2010) zeigen für Cork (Irland), dass mit höheren Windgeschwindigkeiten durch Wiederaufwirbelung von bereits abgelagerten Staubpartikeln die PM10-Immissionskonzentrationen wieder ansteigen. Dies ist für die Messwerte an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee nicht nachweisbar. Bei Windgeschwindigkeiten > 4 m/sec oder > 5 m/sec gehen die PM10-Konzentrationen weiter auf $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($N = 398$) bzw. $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($N = 40$) zurück.

Untersuchungen von GUSTAFSSON ET AL. (2008) zeigen, dass das gesundheitliche Gefährdungspotential von Reifenabrieb ähnlich dem von direkten Deselemissionen ist. Die Wiederaufwirbelung auf viel befahrenen Straßen hängt jedoch eher von der Fahrgeschwindigkeit der Fahrzeuge ab.

Die Einleitung lufthygienisch und ökonomisch sinnvoller Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Immissionen im Stadtgebiet von Trier setzt voraus, dass die Hauptquellen und deren Immissionsbeiträge möglichst genau bekannt sind. Hier ist noch weiterer Forschungsbedarf vorhanden. Wirkungsvolle Maßnahmen zur Reduktion der Staubbelastungen müssen auf verschiedenen Ebenen ansetzen.

Bereich Verkehr:

- Minderung von PM10-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbeln im Verkehr
- Emissionsminderung beim ÖPNV
- Aus- und Nachrüstung aller schweren Diesel-Nutzfahrzeuge mit Partikelfiltersystemen
- Verbesserung der Infrastruktur für den nicht-motorisierten Verkehr
- Förderung des ÖPNV und alternativer Verkehrsangebote, wie Fahrgemeinschaften oder Car Sharing
- Geeignete Minderungsstrategien beim Schüttguttransport

Bereich Industrie / Gewerbe:

- Staubminderung bei emissionsintensiven Feuerungen
- Energiesparendes Bauen und Optimierung bereits vorhandener Heizsysteme
- Emissionsreduktion von Staub auf Baustellen
- Staubvermeidung bei der Intensiv-Tierhaltung
- Verzicht auf offene Verbrennung von Wald-, Feld-, und Gartenabfällen

Nur mit einer sinnvoll aufeinander abgestimmten Kombination von gesetzlichen Regeln, Vorgaben und Förderungen sowie gezielter Aufklärungsarbeit kann das Ziel der Reduktion der PM10-Emissionen und -Immissionen sowohl im Sinne der EU-Richtlinie als auch im Sinne der Verbesserung der Luft- und Lebensqualität in Trier erreicht werden (JUNK & HELBIG 2003).

6.3 Integrale Bewertung der Luftqualität mittels Luftqualitätsindizes

In vielen Umweltbereichen wird zur Bewertung von komplexen Zusammenhängen auf Maßzahlen (Indizes) zurückgegriffen. Aktuelles Beispiel dafür ist der Deutsche Umweltindex DUX, der die Umweltkomponenten Klima, Luft, Boden, Wasser, Energie und Rohstoffe miteinander verknüpft. Er beschreibt dabei nicht den aktuellen Zustand der Umwelt, sondern soll zeigen, inwieweit bestimmte umweltpolitische Ziele in diesen sechs genannten Problemfeldern erreicht worden sind (UBA 2003B).

Das Wirkungsgefüge zwischen den Luftqualitätsindizes, den zu erreichenden Qualitätszielen, den Belastungsursachen sowie den notwendigen Mess- und Kontrollmaßnahmen ist in Abbildung 6.61 schematisch dargestellt. Von gesetzlicher Seite bestehen derzeit keine Vorgaben über die Verwendung von Luftqualitätsindizes. Die Vorteile solcher Luftqualitäts- und Luftgüteindizes kommen wegen ihrer Anschaulichkeit im Bereich planerischer Aufgaben und bei der Information der Bevölkerung zum Tragen. Eine Veröffentlichung von aktuellen Indexwerten neben den schon im Internet zugänglichen aktuellen Messwerten des Zentralen Immissionsmessnetzes wäre sicherlich eine sinnvolle Ergänzung und könnte zu einer weiteren Sensibilisierung der Bevölkerung für das Thema Umweltschutz und Luftqualität beitragen (JUNK ET AL. 2004C).

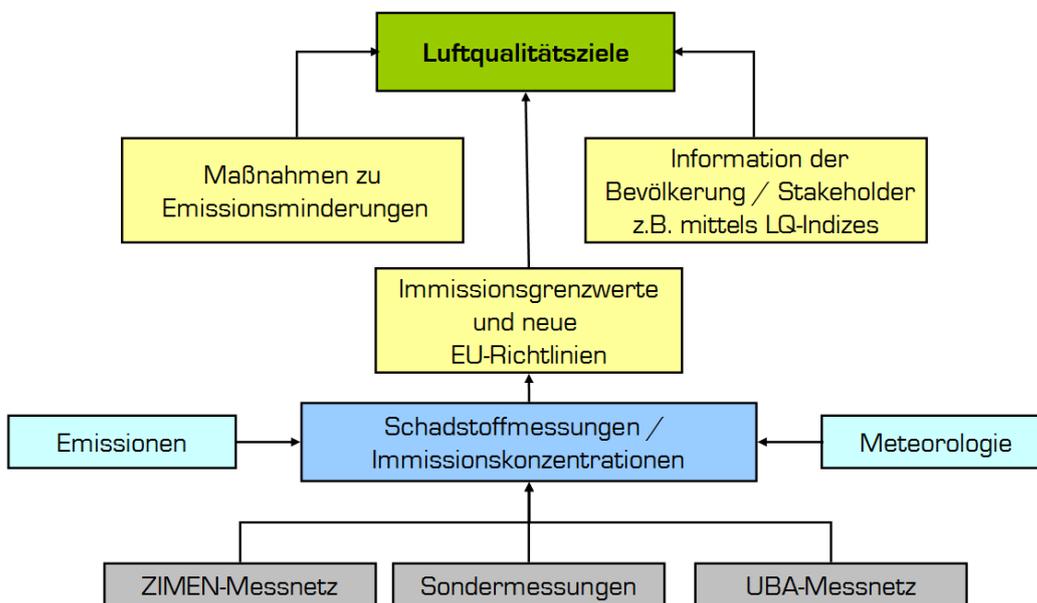


Abbildung 6.61: Wirkungsgefüge zwischen Luftbelastung und Handlungsmöglichkeiten.

Indizes zur integralen Bewertung der Luftqualität werden in der Regel dadurch gebildet, dass die gemessenen Konzentrationen des jeweiligen Schadstoffes mit einem Grenzwert in Beziehung gesetzt und dann mittels eines mathematischen Algorithmus zu einer dimensionslosen Größe verknüpft werden. Im Laufe der letzten 20 Jahre wurden verschiedene Luftqualitäts- und Güteindizes entwickelt und verwendet. Das Spektrum reicht von eher planungsbezogenen Kurz- und Langzeit-Luftbelastungsindizes (z. B. LBI) bis hin zu wirkungsbezogenen Luftqualitätsindizes (z. B. LQI, TLQ oder DAQ_x). Der LBI₁ wird zur Beurteilung der Langzeitbelastung, der LBI₂ für die Kurzzeitbelastung genutzt (BAUMÜLLER & REUTER 1995, 2003, KUTTLER 2004B).

$$LBI_1 = \frac{1}{4} \times \left[\frac{C_{(SO_2)}}{20 \mu g / m^3} + \frac{C_{(NO_2)}}{40 \mu g / m^3} + \frac{C_{(PM10)}}{40 \mu g / m^3} + \frac{C_{(Benzol)}}{5 \mu g / m^3} \right] \quad (20)$$

mit: C = arithmetische Jahresmittelwerte der Immissionskonzentrationen des jeweiligen Luftschadstoffes in µg/m³

$$LBI_2 = \frac{1}{4} \times \left[\frac{N_{(SO_2)}}{24} + \frac{N_{(NO_2)}}{18} + \frac{N_{(PM10)}}{35} + \frac{N_{(CO)}}{1} \right] \quad (21)$$

mit: N = registrierte Anzahl der jährlichen Überschreitungen des jeweiligenn EU-Grenzwertes

Auf internationaler Ebene sind der amerikanische Air Quality Index der U.S. Environmental Protection Agency (EPA 1971, 1976, 1999) sowie der französische ATMO-Index (ADEME 1999A, 1999B) weit verbreitet. Eine umfassende Übersicht über verschiedene Luftqualitätsindizes geben GARCIA & COLOSIO (2002), CHENG ET AL. (2007), ELSHOUT ET AL. (2008), oder BISHOI ET AL. (2009).

Internationale Anwendungsbeispiele für verschiedene Air-Quality-Indizes geben LONGHURST (2005) für Pittsburg (USA), STIEB ET AL. (2008) für Kanada, SOLIMAN & JACKO (2008) für Lafayette (USA) oder SHARMA ET AL. (2003) für Kanpur (Indien).

Wichtig ist, dass eine ausschließliche Bewertung der lufthygienischen Situation nicht mit solchen Indizes erfolgen kann. Sowohl bei Standort-Gutachten als auch bei der Umsetzung der rechtlich verbindlichen Grenzwerte muss jede Schadstoffkomponente einzeln untersucht und bewertet werden. Das Grundprinzip der Berechnung ist bei allen Indizes gleich. Aus den validierten Messdaten werden die jeweiligen Indizes nach fest definierten Regeln berechnet. Es erfolgt dabei eine Informationsverdichtung, da die verschiedenen, im Index verknüpften Komponenten zu einer einzigen Maßzahl zusammen gefasst werden. Neben der besseren Vermittelbarkeit komplexer Sachverhalte durch einen einzelnen Indexwert wird die Vergleichbarkeit von Zuständen an verschiedenen Orten erleichtert. Trotz dieser klaren Vorteile ist aber auch der Verlust von Detailinformation und die nicht immer leicht nachvollziehbare Genese des Index zu berücksichtigen. Aus den kontinuierlich erfassten Schadstoffkonzentrationen werden statistische Größen wie Tages- oder Jahresmittel sowie die Anzahl an Überschreitungen bestimmter Schwellenwerte berechnet. Für die rechtliche Bewertung reicht der schadstoffbezogene Vergleich der berechneten Werte mit den aktuell gültigen Grenz- und Richtwerten aus, jedoch ist bei anderen Anwendungsgebieten die Verwendung eines integrierenden Indexes vorteilhafter. So sind in der Stadt- und Regionalplanung Informationen über lokale Gesamtbelastungssituationen von dringender Notwendigkeit. Auch zur aktuellen Information der Bevölkerung ist die Mitteilung eines einzigen Indexwertes besser geeignet.

Für die Beurteilung der Luftqualität in Trier wird der von MAYER & KALBERLAH (2009) beschriebene Index DAQ_x genutzt (MAYER ET AL. 2001, MAYER ET AL. 2002, MAYER ET AL. 2004, MAYER ET AL. 2008, MAYER & KALBERLAH 2009). Es handelt sich um einen wirkungsbezogenen Luftqualitätsindex, der das gesundheitliche Wirkungspotential der einzelnen Schadstoffkomponenten auf den Menschen berücksichtigt. Der Index errechnet sich durch lineare Interpolation in der jeweiligen Indexklasse aus der aktuellen Schadstoffkonzentration für jeden Schadstoff nach folgender Formel:

$$DAQx_i = \left[\left(\frac{DAQx_{i,oben} - DAQx_{i,unten}}{C_{i,Grenze,oben} - C_{i,Grenze,unten}} \right) \times (C_{i,m} - C_{i,Grenze,unten}) \right] + DAQx_{i,unten} \quad (22)$$

mit: $DAQx_{oben}$ und $DAQx_{unten}$ entspricht dem oberen bzw. unteren Indexwert einer Indexklasse
 $C_{Grenze, oben}$ und $C_{Grenze, unten}$ die entsprechenden Grenzen der substanzspezifischen Immissionskonzentrationen
 C_m die aktuelle Immissionskonzentration der untersuchten Immissionskomponente

Der Bezug zwischen der jeweiligen Schadstoffkonzentration der Komponenten NO_2 , SO_2 , CO , O_3 sowie $PM10$ und ihrer Wirkung auf den Menschen wird durch eine entsprechende Indexklasse mit Bewertung hergestellt (Tabelle 6.17). Die Klassengrenzen zwischen diesen Klassen werden in Abstimmung mit Erkenntnissen über die Kurzzeitwirkungen der Luftschadstoffe auf die

menschliche Gesundheit und unter Berücksichtigung der Immissionsgrenzwerte und Informationsschwellenwerte der EU-Gesetzgebung gewählt.

Der Indexwert wird für jeden Schadstoff berechnet und schließlich wird nur der höchste Indexwert als DAQ_x-Wert mit Angabe des Schadstoffes angegeben, der mit einer Bewertungsskala von "sehr gut" bis "sehr schlecht" verknüpft ist. Der Index spiegelt die kurzfristigen Veränderungen der Luftqualität wider. Er basiert auf den tagesaktuellen Messwerten, die von Wetterlage und Ausbreitungsbedingungen der Schadstoffe beeinflusst werden. Generell soll ein solcher Index empfindlicheren Personen und Risikogruppen helfen, ihr persönliches Verhalten der aktuellen lufthygienischen Situation anzupassen.

Tabelle 6.17: Zuordnung von Bereichen von substanzspezifischen Immissionskonzentrationen zu DAQ_x-Werten und DAQ_x-Klassen mit Bewertungen nach MAYER & KALBERLAH (2009).

CO mg/m ³	SO ₂ µg/m ³	NO ₂ µg/m ³	O ₃ µg/m ³	PM10 µg/m ³	DAQ _x -Wert	DAQ _x -Klasse	Beurteilung
0 - 0,9	0 - 24	0 - 24	0 - 32	0 - 9	0,0 - 1,4	1	sehr gut
1 - 1,9	25 - 49	25 - 39	33 - 64	10 - 19	1,5 - 2,4	2	gut
2 - 3,9	50 - 119	40 - 99	65 - 119	20 - 34	2,5 - 3,4	3	befriedigend
4 - 9,9	120 - 349	100 - 199	120 - 179	35 - 49	3,5 - 4,4	4	ausreichend
10 - 29,9	350 - 999	200 - 499	180 - 239	50 - 99	4,5 - 5,4	5	schlecht
≥ 30	≥ 1000	≥ 500	≥ 240	≥ 100	≥ 5,5	6	sehr schlecht

Basierend auf den Daten der beiden ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität wurden DAQ_x-Werte für die Jahre 2001 bis 2007 berechnet. Eine Kombination der beiden Stationen ist notwendig, da zum einen die Ozonmessungen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee im März 2003 eingestellt wurden, zum anderen die Ozon-Messungen an der ZIMEN-Station Trier-Universität aufgrund der Lage im urbanen Hintergrund besser geeignet sind.

In Abbildung 6.62 sind die täglichen DAQ_x-Werte, sowie das 30-tägige gleitende Mittel für Trier berechnet. Die zusätzliche Information über den den DAQ_x bestimmenden Schadstoff ist in dieser

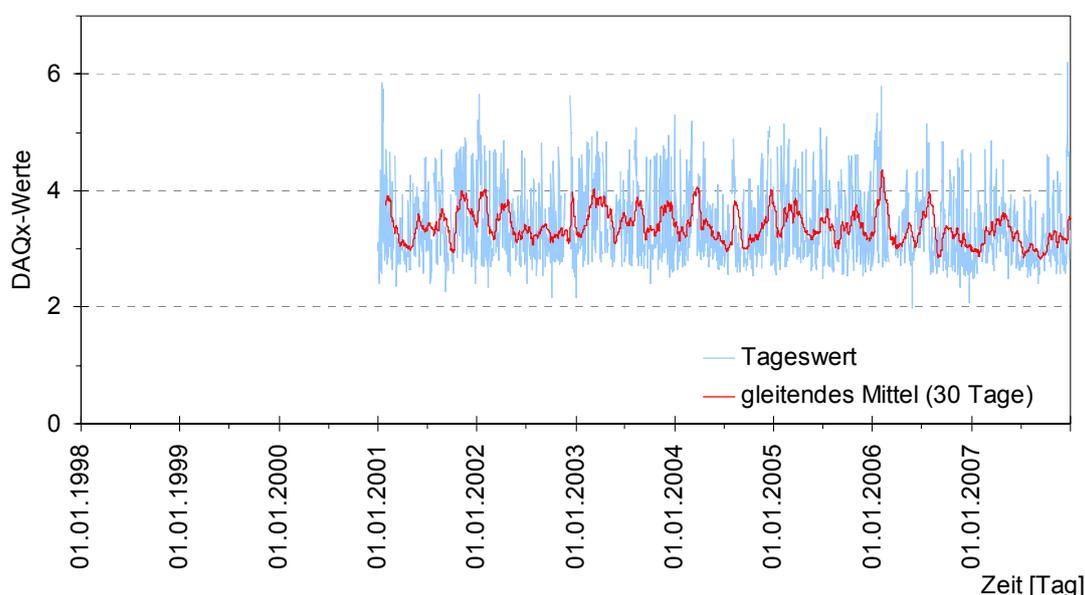


Abbildung 6.62: Tageswerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der DAQ_x-Werte, berechnet aus Daten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.

Abbildung nicht enthalten. Die prozentuale Verteilung der bestimmenden Schadstoffe ist in Abbildung 6.64 dargestellt. Die Schadstoffe CO und SO₂ spielen am Standort Trier keine Rolle und bestimmen an keinem Tag im Untersuchungszeitraum den DAQ_x-Wert. Die öffentliche Bekanntgabe des bestimmenden Schadstoffes ist zum einen für eventuelle Gegenmaßnahmen, zum anderen zur Identifizierung von betroffenen Risikogruppen relevant.

Anhand der deskriptiven Statistik (Tabelle 6.18) der täglichen DAQ_x -Werte pro Jahr ist keine Verbesserung der Luftqualität in Trier im Zeitraum 2001 bis 2007 zu erkennen. Weder die Spitzenwerte noch die Minima gehen zurück.

Tabelle 6.18: Deskriptive Statistik der Tageswerte der DAQ_x -Werte, berechnet aus Daten der ZIMEN-Station Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2001 - 2007
n	330	336	338	314	345	339	364	2.366
Minimum	2,3	2,2	2,2	2,5	2,5	2,0	2,4	2,0
abs. Maximum	5,9	5,7	5,1	5,3	5,1	5,8	6,2	6,2
P5	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,6	2,6	2,7
P50	3,3	3,2	3,4	3,1	3,2	3,2	3,0	3,2
P75	3,9	3,8	4,0	3,7	3,8	3,8	3,5	3,8
P95	4,7	4,7	4,7	4,7	4,6	4,7	4,3	4,7
P98	4,8	4,9	4,8	4,9	4,9	5,0	4,7	4,9

Tabelle 6.19: Prozentuale Verteilung der DAQ_x -Tageswerte auf die einzelnen DAQ_x -Klassen, berechnet aus Daten der ZIMEN-Station Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2001 - 2007
gut	1,5	0,9	0,6	x	x	1,2	0,3	0,6
befriedigend	59,1	64,6	51,8	64,0	60,9	62,2	74,2	62,5
ausreichend	28,2	22,3	32,8	27,1	31,3	27,4	21,2	27,1
schlecht	10,3	11,6	14,8	8,9	7,8	8,8	3,6	9,3
sehr schlecht	0,9	0,6	x	x	x	0,3	0,8	0,4

Im Jahresmittel wird die Luftqualität in Trier als befriedigend bis ausreichend bewertet. Tabelle 6.19 zeigt die prozentuale Verteilung der DAQ_x -Klassen für den Zeitraum 2001 bis 2007. Die Klassen „gut“ und „sehr schlecht“ sind nur sehr selten vertreten, die Klasse „sehr gute Luftqualität“ ist gar nicht besetzt.

In Abbildung 6.63 sind die Mediane der mittleren monatlichen DAQ_x -Werte dargestellt. Zusätzlich enthält die Abbildung durch die Farbe der Balken die Information über den häufigsten den DAQ_x bestimmenden Schadstoff je Monat. Während der Sommermonate dominiert O_3 als bestimmender Schadstoff, PM_{10} während der Wintermonate. DAQ_x -Werte größer als

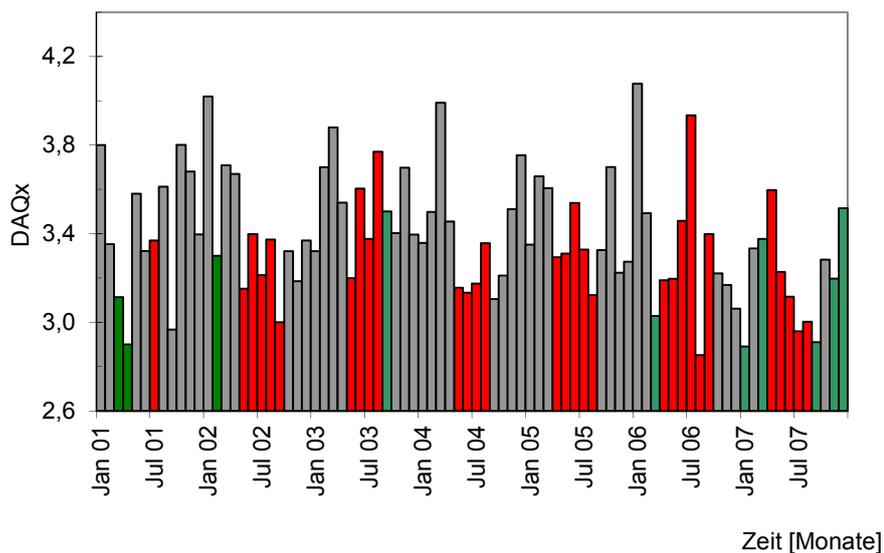


Abbildung 6.63: Mediane der monatlichen DAQ_x -Werte, berechnet aus Messwerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität. Farbcodiert der im jeweiligen Monat am häufigsten bestimmende Schadstoff; grün = NO_2 ; rot = O_3 ; grau = PM_{10} , Zeitraum 2001 bis 2007.

3,4 stehen für eine nur noch als ausreichend zu bezeichnende Luftqualität. Besonders in den Wintermonaten liegen die Mediane regelmäßig über diesem Wert. Auffällig ist, dass

in den letzten beiden Jahren des Untersuchungszeitraumes PM10 als bestimmender Schadstoff eine geringere Bedeutung hat.

Die prozentualen Anteile der jeweiligen Schadstoffe für jeden Monat sind in Abbildung 6.64 dargestellt. Bis auf das Jahr 2001 zeigt die Ozonbelastung ein relativ gleichmäßiges Muster. Der Rückgang der

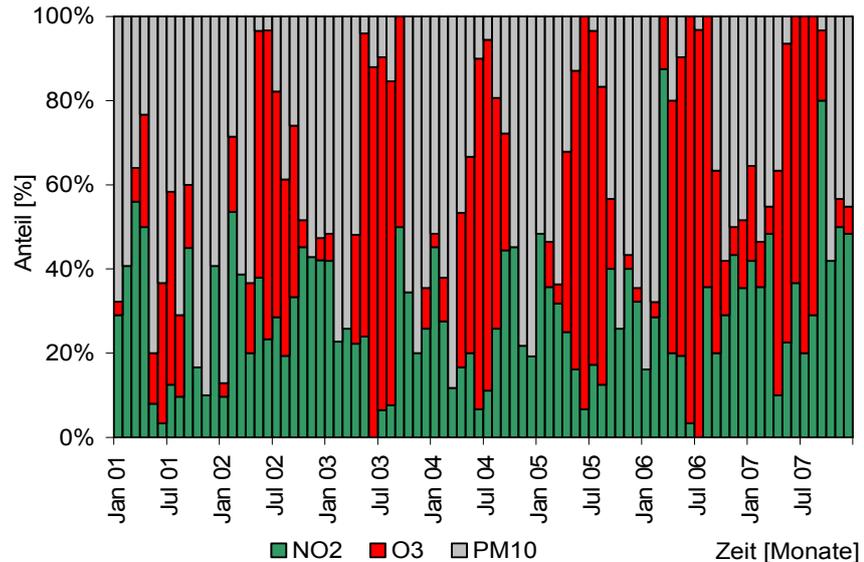


Abbildung 6.64: Prozentuale Anteile des bestimmenden Luftschadstoffes (Tageswert) je Monat, berechnet aus Messwerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.

PM10-Belastung in den letzten beiden Jahren ist auf eine Zunahme der NO₂-Belastung zurückzuführen. Ein Vergleich der Belastungssituation zwischen Trier und anderen ZIMEN-Standorten in Rheinland-Pfalz geben JUNK ET AL. (2004A). Die Luftbelastung in Trier liegt geringfügig über der vergleichbarer Städte in Rheinland-Pfalz, wie Kaiserslautern oder Koblenz.

Die Auswertungen in Kapitel 6.2.4 haben gezeigt, dass die NO_x-Belastungen in Trier eine erhebliche Rolle spielen und dass auch in Zukunft mit Grenzwertüberschreitungen des Jahresgrenzwertes von NO₂ zu rechnen ist, was sich jedoch nicht direkt in den Ergebnissen der DAQ_x-Auswertungen widerspiegelt. Dies kann unter anderem auf die geringere gesundheitliche Relevanz der Stickoxide im Vergleich zu PM10 und O₃ zurückgeführt werden. Abbildung 6.66 zeigt zusätzlich, dass im langjährigen Mittel der DAQ_x durch den Leitschadstoff NO₂ bestimmt wird, wenn die Höhe des DAQ_x-Wertes, im Vergleich zu Fällen mit O₃ oder PM10 Dominanz, geringer ist. Die höchsten DAQ_x-Werte treten im langjährigen Mittel in Verbindung mit PM10 auf. Die langjährig gemittelten Boxplots für einzelne Monate zeigen, dass die DAQ_x-Werte keinen klaren Jahresgang aufweisen (Abbildung 6.65), es findet nur ein Wechsel des bestimmenden Luftschadstoffes von PM10 zu O₃ statt.

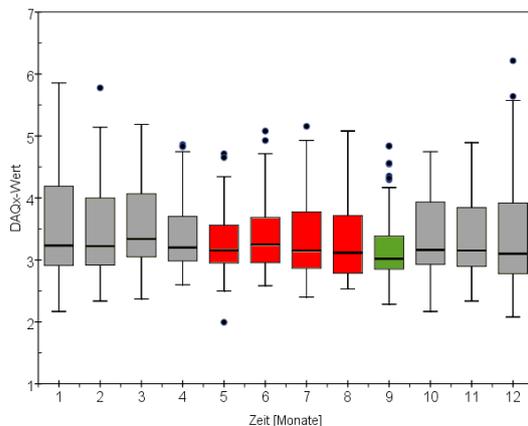


Abbildung 6.65: Boxplots der langjährig gemittelten DAQ_x-Werte, berechnet aus Tageswerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.

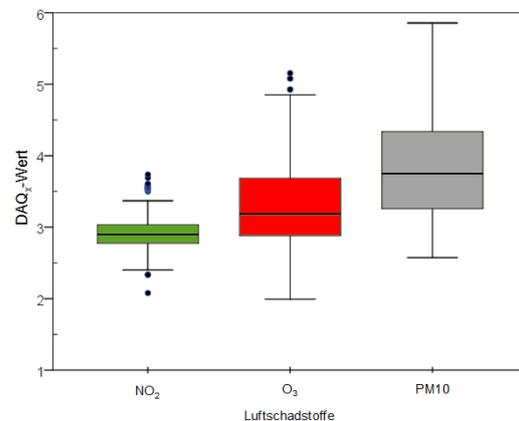


Abbildung 6.66: Boxplots der langjährig gemittelten DAQ_x-Werte je Schadstoff, berechnet aus Tageswerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, $N_{NO_2} = 673$; $N_{O_3} = 726$; $N_{PM10} = 973$, Zeitraum 2001 bis 2007.

Bei der Verwendung von Luftqualitätsindizes sind viele Aspekte wie die Dosis-Wirkungs-Beziehungen, rechtliche Anforderungen in Form von Grenzwerten, die heterogene Zusammensetzung des Schwebstaubs, Wissensdefizite, fehlende Konventionen in der Krebsrisikobewertung sowie die Forderung nach möglichst einfacher und verständlicher Information zu berücksichtigen. Aufgrund der Berechnung der Indizes aus rein quantitativen Messdaten bleibt auch hier das Problem der nicht berücksichtigten Inhaltsstoffe bei der PM10-Fraktion erhalten. In Abhängigkeit der jeweiligen Inhaltsstoffe variiert jedoch das gesundheitliche Wirkungspotential der Partikel (POLICHETTI ET AL. 2009).

Daher ist es grundsätzlich schwer möglich, einen in jeder Hinsicht zufriedenstellenden Index zu finden. Generell kann die Verwendung eines Luftqualitätsindex keine genauen Analysen einzelner Luftschadstoffe ersetzen. Dennoch ist die Aussagekraft größer als eine reine Auflistung von Einzelwerten mit Konzentrationsangaben und Nennung der zugehörigen Grenzwerte.

6.4 DAQ_x-Vorhersage mittels statistischer Modelle

Für die Vorhersage und Prognose der zukünftigen Luftqualität stehen verschiedene Werkzeuge zur Verfügung. Generell kann zwischen Langzeitprognosen der zukünftigen Luftqualität mit einfachen Screening-Modellen (z. B. STREET, SelmaGISw) oder komplexen numerischen und chemischen Modellen (z.B. WRF und WRF-Chem), die auch den Einfluss des zu erwartenden Klimawandels berücksichtigen, und Kurzfristvorhersagen der Luftqualität der nächsten Tage unterschieden werden.

Ergebnisse eines Screeningmodells (STREET) für die Schadstoffe PM10, NO₂ und Benzol für das Stadtgebiet von Trier zeigen JUNK ET AL. (2004A, 2004B, 2004D) und HELBIG & JUNK (2003). Sowohl für die NO₂- als auch die Benzolbelastung zeigen sich an einigen Punkten im Stadtgebiet Grenzwertüberschreitungen, während die Ergebnisse bezüglich der PM10-Belastung eher eine leichte Unterschreitung des Jahresgrenzwertes zeigen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Modell zur Kurzfristprognose der Luftqualität im Stadtgebiet von Trier entwickelt. Anstatt Vorhersagemodelle für einzelne Luftschadstoffe zu entwickeln, wird hier ein integraler Ansatz verfolgt. Die zu erwartende Luftqualität wird mittels der Prognose des in Kapitel 6.4 vorgestellten Luftqualitätsindex DAQ_x unter Verwendung eines statistischen Ansatzes vorhergesagt. Die Analyse erfolgt in zwei separaten Schritten. In einem ersten Schritt werden relevante Prediktoren für die Zielgröße, in diesem Falle der DAQ_x-Wert, identifiziert und eine robuste statistische Beziehung zwischen den Prediktoren und der Zielgröße erstellt. Darauf folgt die Verschiebung der Zielgröße um einen Zeitraum Δt und die Anpassung der gefundenen statistisch nicht-linearen Beziehung.

Lineare Regressionsanalysen mit Hilfe des Statistikpakets SPSS führten zu keinen verwertbaren Ergebnissen. Die Korrelationskoeffizienten zwischen modellierten und gemessenen Daten lagen in Abhängigkeit der verwendeten Prediktoren zwischen 0,43 und 0,52. Dies ist mit Ergebnissen von ZITO ET AL. (2008) vergleichbar, die für die Schadstoffe CO und NO₂ etwas höhere Korrelationskoeffizienten (0,5 bis 0,6) für lineare Regressionsanalysen mittels SPSS zeigen. Ein lineares Regressionsmodell für Ozonvorhersagen zeigen SIMPSON & LAYTON (1983) und ZIOMAS ET AL. (1995). SHI & HARRISON (1997) verwenden die gleiche Methode für NO₂. KOLEHMAINEN ET AL. (2000) zeigen, dass die Vorhersage von gasförmigen Luftschadstoffen einfacher als die von Partikeln ist.

Verschiedene Untersuchungen von HOOYBERGHS ET AL. (2005), BRUNELLI ET AL. (2007) oder KURT ET AL. (2008) zeigen, dass für die Erstellung von Kurzzeitprognosen für Luftschadstoffe von bis zu drei Tagen Neuronale Netze (ANN) ein geeignetes statistisches Instrument sind. CORANI (2005) und CARNEVALE ET AL. (2009) nutzen Neuronale Netze für die Vorhersage von O₃- und PM10-Werten für verschieden Städte in Italien. SLINI ET AL. (2006) und PAPANASTASIOU ET AL. (2007) verwenden Neuronale Netze für die PM10-Kurzzeitprognose für verschiedene Städte in Griechenland. Eine umfassende Übersicht über den Einsatz von ANNs im Bereich der Luftreinhaltung geben GARDNER & DORLING (1998).

Neuronale Netze wurden erfolgreich in verschiedenen geophysikalischen Studien, z. B. der Rekonstruktion von Zeitreihen der solaren UV-Strahlung angewendet (MOHANDÉS ET AL. 1998, DOVLO

ET AL. 2002, REDDY & RANJAN 2003, JUNK & FEISTER 2006, JUNK ET AL. 2007, DEN OUTER ET AL. 2008A, DEN OUTER ET AL. 2008B, FEISTER ET AL. 2008, DEN OUTER ET AL. 2010,). Das wichtigste Merkmal der ANNs ist ihre Fähigkeit, anhand von Beispieldaten zu lernen. Dabei dient die natürliche Problemlösungsfähigkeit des menschlichen Gehirns als Vorbild. Das Gehirn des Menschen besteht aus Neuronen, welche in der Lage sind, gewonnene Kenntnisse und Erfahrungen aus der Vergangenheit auf neue Situationen und Probleme anzuwenden. ANNs bilden diese Fähigkeit durch den Aufbau eines Systems von Neuronen nach, um Entscheidungen zu treffen oder Klassifikationen oder Prognosen zu erstellen. Dabei imitieren die künstlichen Neuronen vier Grundfunktionen der biologischen Neuronen: (1) Informationen von anderen Neuronen zu empfangen, (2) diese Daten zu kombinieren, (3) mathematische Operationen auf diese Daten anzuwenden und schließlich (4) angemessene Zielgrößen zu erzeugen. ANNs lernen die Beziehung zwischen den Input- und Output-Daten anhand von Beispieldatensätzen, ohne die exakten physikalischen Zusammenhänge und Prozesse zu kennen und können als „Black Box“ Modelle bezeichnet werden (LOPEZ ET AL. 1998).

Ein ANN besteht in der Regel aus drei Schichten, die vollständig untereinander verbunden sind. Diese Verbindungen sind mit Gewichten bzw. Gewichtungsfunktionen versehen, die unterschiedliche Wirkungen auf die durch sie weitergegebenen Informationen ausüben (Abbildung 6.67). Diese Gewichte werden während des Lernens bestimmt, wobei der Prozess des Lernens in der Veränderung der Gewichte mittels einer geeigneten Lernmethode besteht. Eine ausführliche Darstellung der Methode geben MCCLELLAND UND RUMELHART (1986). Die Anzahl der Input- und Output-Neuronen wird durch die entsprechende Anzahl von Input- bzw. Output-Parametern bestimmt. Die Anzahl der verwendeten Neuronen ist für die Qualität des Neuronalen Netzes von großer Bedeutung. Wenn zu wenige Neuronen in der „Hidden-Layer“ verwendet werden, kann der Lernalgorithmus das definierte Problem nicht lösen. Werden hingegen zu viele Neuronen verwendet, verlangsamt dies zum einen das Training, zum anderen besteht die Gefahr, dass das Netz statt der relevanten Information das „Rauschen“ in den Daten lernt. Dauert der Trainingsprozess zu lange, besteht zudem die Möglichkeit, dass das Netz die Muster in den Trainingsdatensätzen exakt auswendig lernt und später nicht mehr mit der notwendigen Unschärfe auf neue Datensätze angewendet werden kann (ELIZONDO ET AL. 1994, CHEVALLIER ET AL. 1998). Die Input-Daten werden in der Regel nach dem Zufallsprinzip in drei unterschiedliche Datensätze unterteilt: einen Trainingsdatensatz (70 % der Daten), einen Testdatensatz und einen Validierungsdatensatz (je 15 %). Mit Hilfe des Trainingsdatensatzes werden die Gewichte zwischen den Neuronen bestimmt und jeweils gegen den Testdatensatz geprüft. Das Ergebnis wird mittels des unabhängigen Validierungsdatensatzes getestet. Vereinfacht gesagt wird versucht, den Fehler im mehrdimensionalen Merkmalsraum zu minimieren, wobei jedoch nie sichergestellt werden kann, ob das Ergebnis nicht nur

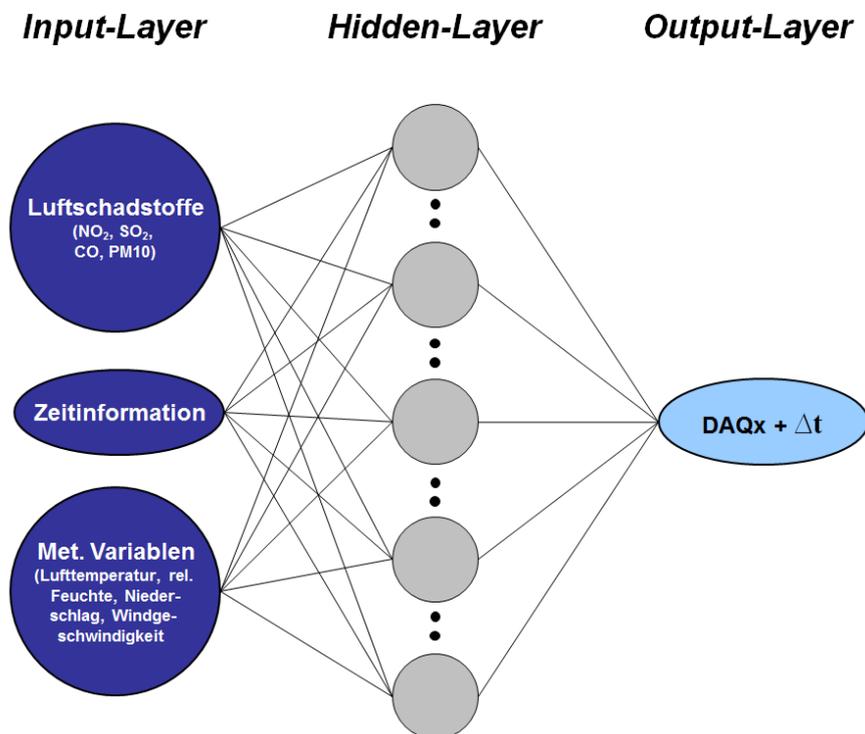


Abbildung 6.67: Schematischer Aufbau des Neuronalen Netzes.

Die Anzahl der Input- und Output-Neuronen wird durch die entsprechende Anzahl von Input- bzw. Output-Parametern bestimmt. Die Anzahl der verwendeten Neuronen ist für die Qualität des Neuronalen Netzes von großer Bedeutung. Wenn zu wenige Neuronen in der „Hidden-Layer“ verwendet werden, kann der Lernalgorithmus das definierte Problem nicht lösen. Werden hingegen zu viele Neuronen verwendet, verlangsamt dies zum einen das Training, zum anderen besteht die Gefahr, dass das Netz statt der relevanten Information das „Rauschen“ in den Daten lernt. Dauert der Trainingsprozess zu lange, besteht zudem die Möglichkeit, dass das Netz die Muster in den Trainingsdatensätzen exakt auswendig lernt und später nicht mehr mit der notwendigen Unschärfe auf neue Datensätze angewendet werden kann (ELIZONDO ET AL. 1994, CHEVALLIER ET AL. 1998). Die Input-Daten werden in der Regel nach dem Zufallsprinzip in drei unterschiedliche Datensätze unterteilt: einen Trainingsdatensatz (70 % der Daten), einen Testdatensatz und einen Validierungsdatensatz (je 15 %). Mit Hilfe des Trainingsdatensatzes werden die Gewichte zwischen den Neuronen bestimmt und jeweils gegen den Testdatensatz geprüft. Das Ergebnis wird mittels des unabhängigen Validierungsdatensatzes getestet. Vereinfacht gesagt wird versucht, den Fehler im mehrdimensionalen Merkmalsraum zu minimieren, wobei jedoch nie sichergestellt werden kann, ob das Ergebnis nicht nur

ein lokales Minimum darstellt. In der Praxis wird das Training abgebrochen, wenn die mittlere durchschnittliche Fehlerquote über eine bestimmte Anzahl von Trainingsdurchläufen unverändert bleibt. Zusätzlich zu den 15 % unabhängigen Testdaten, die nicht zur Erstellung des Netzes verwendet werden, wird hier ein zusätzlicher Datensatz von ca. 20 % der vorhandenen Daten, vor der Aufteilung in die drei Datensätze gewählt, um die Qualität der erzeugten Netze zu prüfen. Im Folgenden werden die aus gemessenen Daten berechneten DAQ_x -Werte als Messdaten bezeichnet.

Das erste Netz (Netz I) wurde mit dem Ziel erstellt, den DAQ_x -Wert des gleichen Tages mittels verschiedener Prediktoren zu bestimmen. Als Eingangsvariablen werden die Luftschadstoffkonzentration und die meteorologischen Variablen Lufttemperatur, relative Feuchte, Niederschlag und Windgeschwindigkeit gewählt. Der Luftschadstoff Ruß wurde zwar als relevanter Prediktor identifiziert, da aber die Messungen Mitte 2005 eingestellt wurden und auch zukünftig nicht wieder aufgenommen werden, wurde auf diesen Prediktor verzichtet.

Des Weiteren wurden die Ozonkonzentrationen nicht als Prediktor verwendet, da durch diesen Prediktor keine Verbesserung

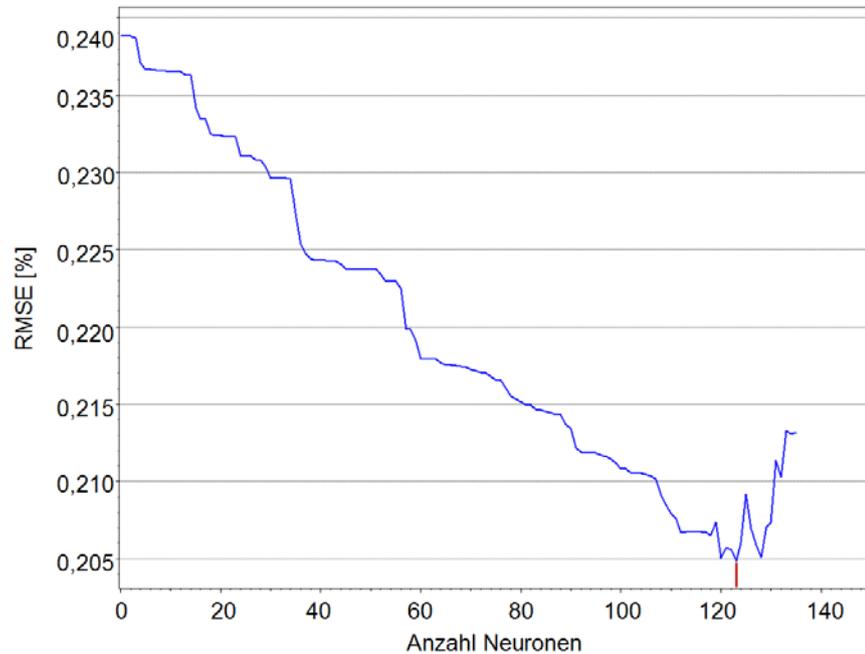


Abbildung 6.68: Anzahl der Neuronen in der „Hidden-Layer“ in Abhängigkeit des RMSE.

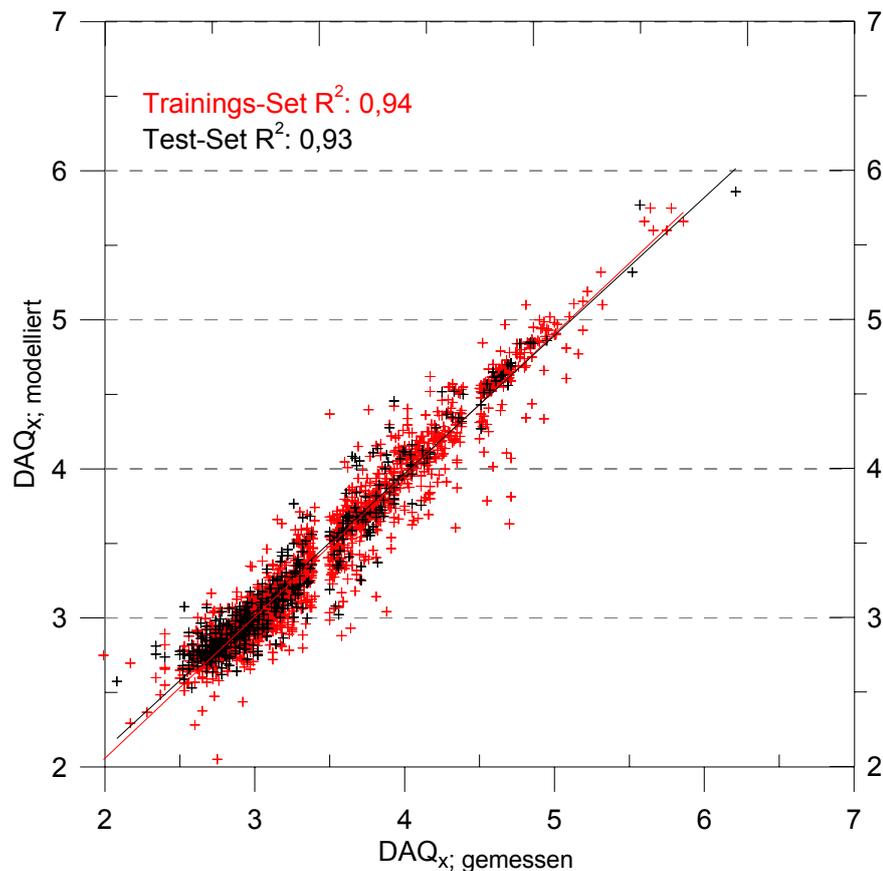


Abbildung 6.69: Scatterplot der gemessenen und modellierten DAQ_x -Werte des Netzes I, rot = Trainingsdatensatz, $N = 1.260$; schwarz = unabhängiger Validierungsdatensatz $N = 410$.

rung der Modellergebnisse erreicht wurde. Da analog zu den Luftschadstoffen auch die DAQ_x -Werte einen Wochengang aufweisen, wird als Zeitinformation neben den Monaten auch der Wochentag (1 bis 7 codiert) genutzt, um den „Week-End Effekt“ zu berücksichtigen (KURT ET AL. 2008). Leider stehen für die Modellierung keine täglichen DTV-Werte als Inputdatensatz zur Verfügung da Untersuchungen von z. B. ZITO ET AL. (2008) zeigen, dass die Verwendung von DTV-Werten die Ergebnisse deutlich verbessert.

Insgesamt stehen für den Zeitraum 01/2001 bis 12/2007 2.556 Tageswerte zur Verfügung. Da für die Modellierung geschlossene Zeitreihen notwendig sind, reduziert sich die Anzahl auf 2.210. Die letzten 410 Datenpaare werden als zusätzliches unabhängiges Testdatenset reserviert. Somit stehen 1.800 Datensätze zur Verfügung, die in die drei Datensätze, Trainingsset (70 %), Test- und Validierungsdatenset (je 15 %), aufgeteilt werden. Mit Hilfe des Programms NeuroShell Prediktor kann die optimale Anzahl von Neuronen in der „Hidden-Layer“ abgeschätzt werden. Bei der Verwendung von mehr als 123 Neuronen steigt der Fehler

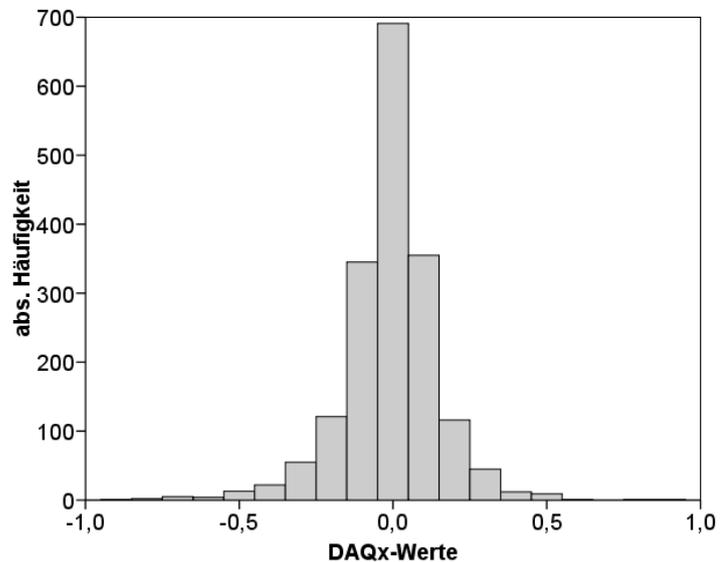


Abbildung 6.70: Histogramm der Differenzen (modelliert – gemessen) der DAQ_x -Werte aus Netz I, $N = 1.800$.

im Test- und Validierungsdatensatz wieder an (Abbildung 6.68). Im nächsten Schritt wird mit dem Programm NeuroShell 2 – Release 4 ein geeignetes Ward-Netz mit drei verdeckten Schichten („Hidden Layer“), Gaußscher-Aktivierungsfunktionen und der entsprechenden Anzahl an Neuronen definiert. Eine Transformation der Inputvariablen in einheitliche Wertebereiche, z. B. 0 bis 1, zeigte keine Verbesserung der Modellergebnisse. Die Ergebnisse des Netzes I sind als Scatterplot für den Trainingsdatensatz sowie für den unabhängigen Validierungsdatensatz in Abbildung 6.69 dargestellt. Zusätzlich enthält Abbildung 6.70 die klassifizierte Differenzen (Klassenbreite = 0,1)

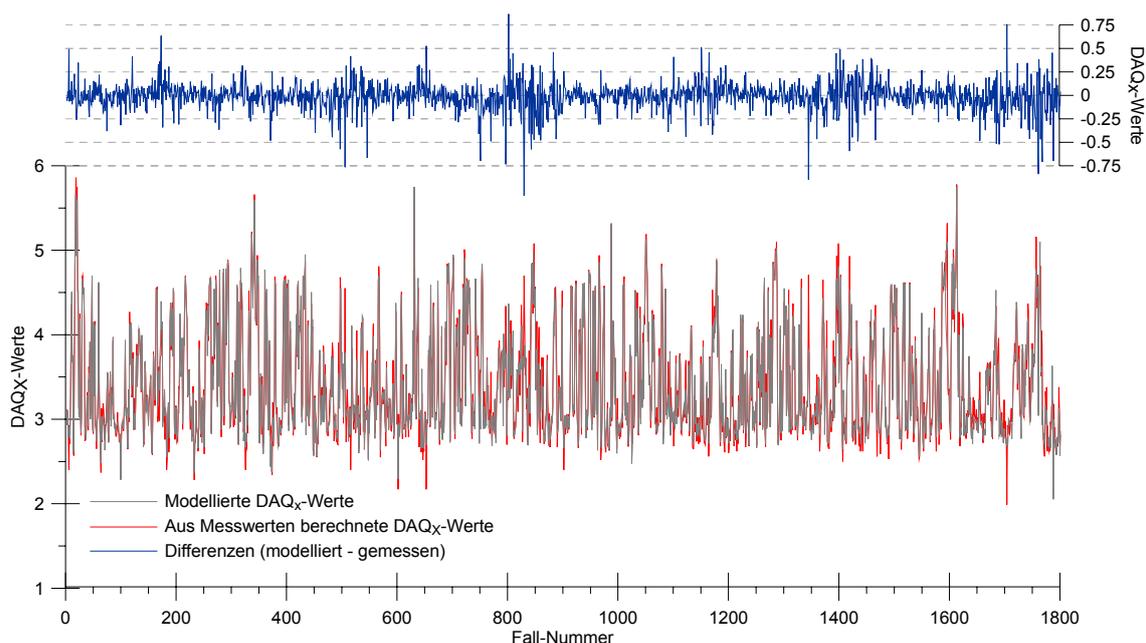


Abbildung 6.71: Modellierte (Netz I) und aus Messdaten berechnete DAQ_x -Werte, sowie Differenzen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee.

zwischen den modellierten und gemessenen Werten des Trainingsdatensatzes. Zwischen dem Inputdatensatz (RMSE = 0,205; N = 1.800) und dem unabhängigen Testdatensatz (RMSE = 0,201; N = 410) sind nur minimale Unterschiede in der Genauigkeit zu erkennen.

Eine Gegenüberstellung der modellierten und gemessenen Daten sowie die Differenzen zwischen modellierten und gemessenen DAQ_x-Werten ist in Abbildung 6.71 enthalten. Bis auf einige Ausreißer bildet das Modell die DAQ_x-Werte mit zufriedenstellender Genauigkeit ab. Auch extrem hohe DAQ_x-Werte werden hinreichend genau wiedergegeben. Eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Differenzen ist nicht zu erkennen. Für das eigentliche Vorhersagemodell (Netz II) erfolgt in einem zweiten Schritt eine Dopplung und Verschiebung der DAQ_x-Datenreihe um einen Tag. Zusätzlich werden die Datenreihen der meteorologischen Variablen Lufttemperatur, relativen Feuchte und Tagesniederschlagssumme um einen Tag verschoben. So werden Daten simuliert, die in

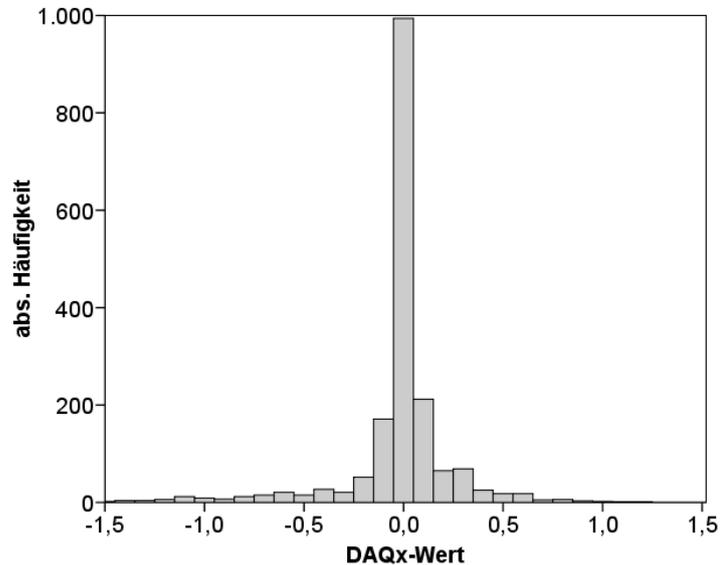


Abbildung 6.72: Histogramm der Differenzen (modelliert – gemessen) der DAQ_x-Werte aus Netz II; N = 1.800.

einem konkreten Anwendungsfall aus einer Wetterprognose, oder direkt aus einem numerischen Wettervorhersagemodell geliefert werden. Es muss jedoch angemerkt werden, dass sich die Unsicherheit der Wettervorhersage direkt in das Prognosemodell für die DAQ_x-Werte fortsetzt. Hinsichtlich der Gewichtung haben die meteorologischen Variablen ungefähr den gleichen Einfluss auf das Modellergebnis wie die Luftschadstoffe. Somit muss bei einer fehlerhaften Wetterprognose auch mit einer ungenauen Prognose der Luftqualität gerechnet werden.

Die Inputdatensätze werden analog dem für Netz I beschriebenen Verfahren aufbereitet. Auch hier

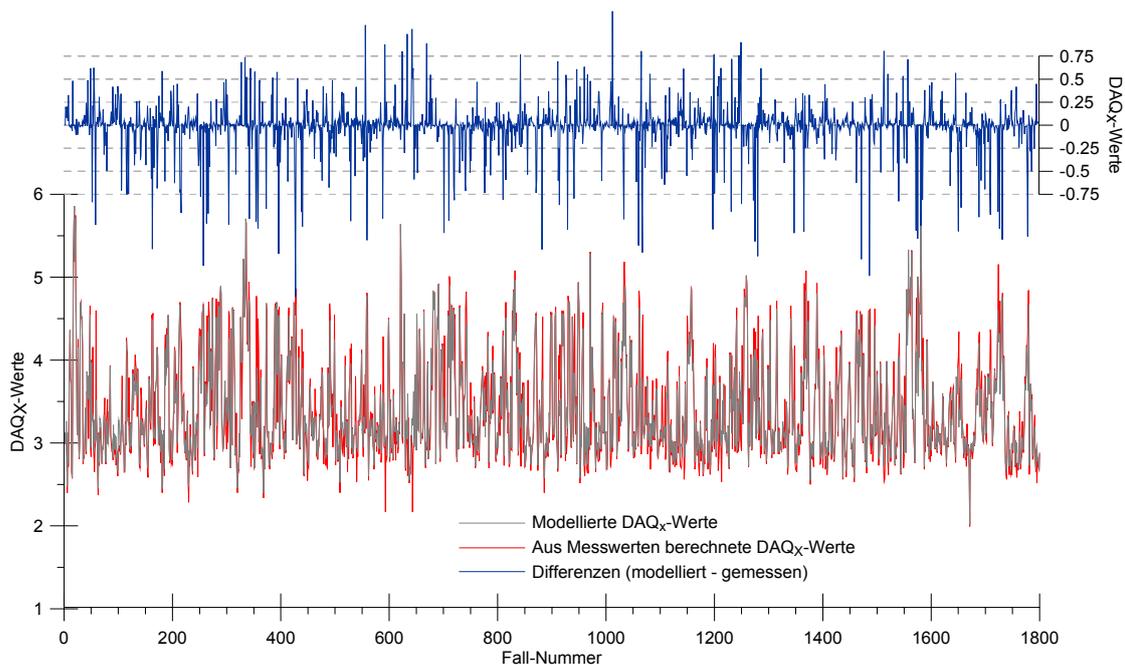


Abbildung 6.73: Modellierte (Netz II) und aus Messdaten berechnete DAQ_x-Werte, sowie Differenzen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee.

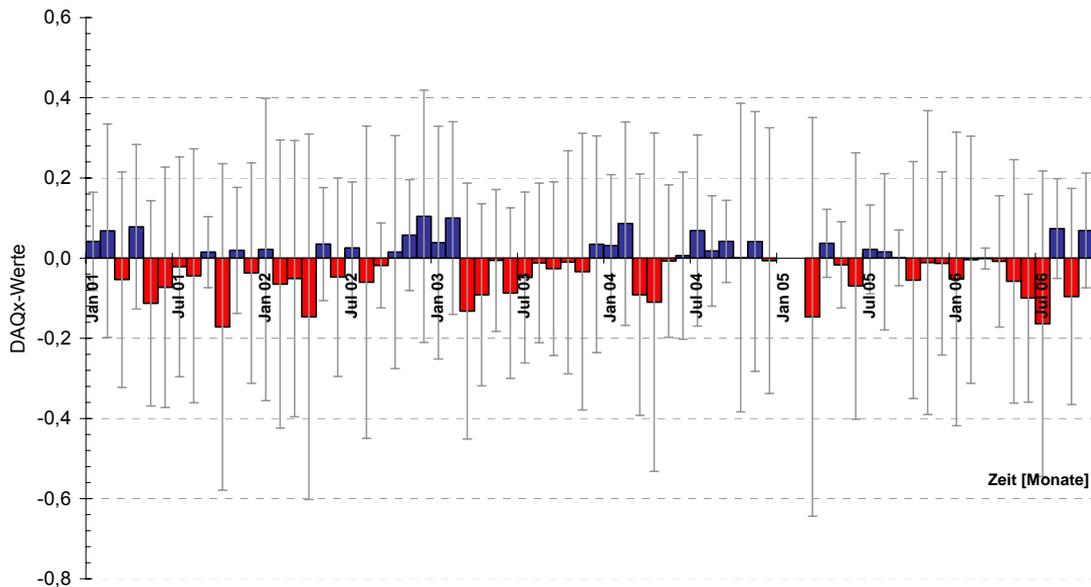


Abbildung 6.74: Mittlere monatliche Differenzen sowie einfache Standardabweichung zwischen den modellierten DAQ_x -Werten mit Netz II und den berechneten DAQ_x -Werten, für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 01/2001 bis 10/2006.

wird ein vollkommen unabhängiger Testdatensatz mit 409 Datensätzen zur endgültigen Modellvalidierung erzeugt. Gerade bei der Prognose der Luftqualität wäre die Nutzung eines numerischen Wettervorhersagemodells von großem Vorteil. Wichtige Größen, wie z. B. die prognostizierte Höhe der Mischungsschicht oder der vertikale Temperaturgradient, verbessern die Vorhersageergebnisse der Luftqualität (KOLEHMAINEN ET AL. 2000, HOOYBERGHS ET AL. 2005).

Auch ist mit einer Verbesserung der Modellergebnisse zu rechnen, wenn anstatt von Tageswerten stündliche Werte zur Verfügung stehen. Dies würde vor allem die richtige Vorhersage von extrem hohen oder niedrigen Werten betreffen.

Die Ergebnisse des Netzes II liegen nur geringfügig unter denen des Netzes I (Abbildung 6.72 und 6.73). Der RMSE des Inputdatensatzes steigt auf 0,232 ($N = 1.800$), der des unabhängigen Testdatensatzes auf 0,216 ($N = 409$). Die klassifizierten Differenzen (Klassenbreite 0,1) der DAQ_x -Werte (modelliert minus gemessen) sind in Abbildung 6.72 als Histogramm dargestellt. Die Belegung der Klasse von -0,05 bis +0,05 steigt im Vergleich zu Netz I deutlich bis auf knapp unter 1.000 Fälle an. Jedoch treten vereinzelt auch größere Differenzen als in Abbildung 6.70 auf. Die mittleren monatlichen Differenzen des Netzes II zeigen keinen deutlich ausgeprägten Jahresgang, jedoch sind tendenziell negative Abweichungen in den Sommermonaten zu beobachten (Abbildung 6.74). Dies könnte auf den ersten Blick in dem

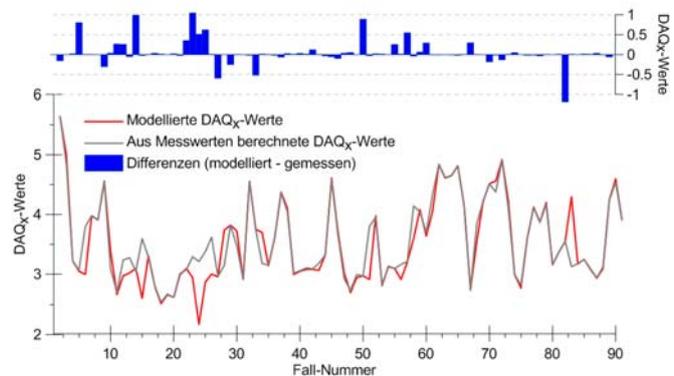


Abbildung 6.75: Modellierte und gemessene DAQ_x -Werte, sowie Differenzen für eine Episode mit relativ hohen DAQ_x -Werten.

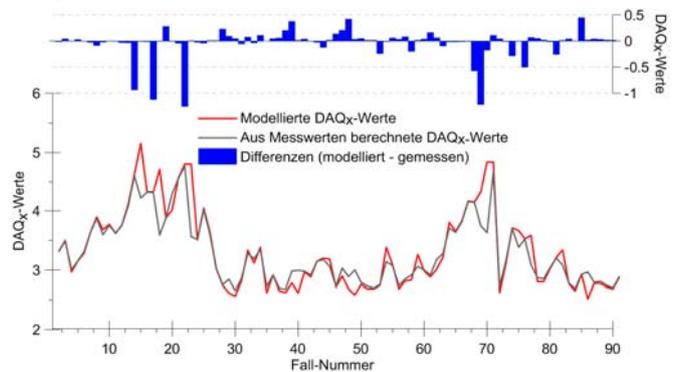


Abbildung 6.76: Modellierte und gemessene DAQ_x -Werte, sowie Differenzen für eine Episode mit relativ niedrigen DAQ_x -Werten.

ausgeschlossenen Prediktor O_3 begründet sein, jedoch erbrachten erneute Tests mit Berücksichtigung der Ozonkonzentration keine Verbesserung der Ergebnisse. Abschließend sind in den Abbildungen 6.75 und 6.76 zwei kurze Episoden (jeweils 90 Tage Andauer) mit relativ hohen bzw. relativ geringen DAQ_x -Werten dargestellt. Während beider Episoden stimmt der Verlauf der Kurven sehr gut überein. Tendenziell treten in Verbindung mit höheren DAQ_x -Werten eher positive Differenzen, bei niedrigeren DAQ_x -Werten eher negative Differenzen auf.

Die Ergebnisse zeigen, dass es mittels Neuronaler Netze, möglich ist, belastbare Prognosen der Luftqualität zu erstellen. So ist es möglich, rechtzeitig effektive Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Zusätzlich können sowohl die Öffentlichkeit als auch relevante Stakeholder (Krankenhäuser, Öffentliche Verwaltung, usw.) informiert werden, um sich auf die Folgen von Episoden mit erhöhter Luftverschmutzung wie z. B. steigende Morbiditätszahlen einzustellen (MOUSTRIS ET AL. 2009). Der Nachteil der Methode besteht in der mangelnden Übertragbarkeit. Die gefundene statistische Beziehung kann nicht ohne weiteres auf andere Städte angewendet werden. Ein erneutes Training mit entsprechenden lokalen Datensätzen ist notwendig. Hierin besteht aber auch der Vorteil der Methode. Sobald neuere Datensätze zur Verfügung stehen, kann das bestehende Netz neu trainiert werden, was in der Regel zu einer Verbesserung der Ergebnisse führt.

7 Schlussbetrachtung

Die vorliegende Arbeit beschreibt ausgewählte Bereiche des Stadtklimas von Trier. Hierzu standen verschiedene Datenquellen zur Verfügung. Anhand von langjährigen meteorologischen Messreihen der Stationen des Deutschen Wetterdienstes, des ZIMEN und des Sondermessnetzes der Universität-Trier ist eine Bewertung der klimatologischen Gegebenheiten für das Stadtgebiet von Trier möglich.

Trenduntersuchungen der Datenreihen des Niederschlags zeigen für die Jahressummen keine statistisch signifikanten Trends. Positive Niederschlagstrends konnten jedoch für die meteorologischen Wintermonate Dezember, Januar und Februar nachgewiesen werden. In Verbindung mit den geringeren Wintertemperaturen führt dies zu einer Verminderung des Schneeanteils und somit zu einer Erhöhung der Hochwassergefährdung (Kapitel 5.2.2). Bestehende subjektive Meinungen über die schlechte Durchlüftungssituation und eine erhöhte Schwülebelastung konnten anhand der Messdaten nicht bestätigt werden.

Die Intensität der urbanen Wärmeinsel der Stadt Trier wurde mittels mehrerer Temperaturmessungen untersucht und bewertet. In den Wintermonaten treten maximale Differenzen von bis zu 5,5 °C zwischen dem unbebauten Umland und den Innenstadtbereichen auf; in den Sommermonaten konnten Differenzen von bis zu 4,5 °C beobachtet werden (5.2.5.4). Von der erhöhten thermischen Belastung während ausgewählter Wetterlagen sind vor allem die Anwohner der Innenstadtbereiche in den Sommermonaten betroffen. Zusätzlich fand eine Bewertung der thermischen Belastung mittels verschiedener thermischer Indizes statt (5.2.5.5). In der Regel tritt im Stadtgebiet von Trier eher eine mäßige Wärmebelastung auf, starke und extreme Wärmebelastungen bilden die Ausnahme (z. B. Hitzeperiode im Sommer 2003). Dies wird sich jedoch in Zukunft durch den anthropogen verursachten Klimawandel ändern. Die Auswertungen der Klimaprojektionen des REMO-

Modells für den Untersuchungsraum zeigen eine starke Zunahme der thermischen Belastung ab Mitte des 21. Jahrhunderts. Die Auswirkungen des Sommers 2003 auf die Bevölkerung von Trier wurde anhand von Mortalitätsdaten von JUNK ET AL. (2007) analysiert. Mit Hilfe ICD-10-kodierter Mortalitätsdatensätzen wurde die absolute durchschnittliche Sterbefallzahl je Monat für den Zeitraum 2001 bis 2004 bestimmt. Die Verteilung weist einen klaren Jahresgang mit höheren Mortalitätszahlen in den Wintermonaten auf. Dies ist durch die erhöhte Sterblichkeit durch Grippefälle während der Wintermonate zu erklären. Im Gegensatz zu den in der Regel niedrigen Mortalitätszahlen während der Sommermonate steigen diese im Sommer 2003 aufgrund der extremen Hitzeperiode stark an (Abbildung 7.1). Dieser Anstieg stimmt mit Ergebnissen von HOFFMANN ET AL. (2008) für die Stadt Essen (Deutschland) und den Auswertungen von KOPPE ET AL. (2003) überein. Die Auswertungen der REMO-Klimaprojektionen in Kapitel 5.4.1 zeigen, dass in Zukunft auch im Raum Trier solche Sommer mit hoher thermischer Belastung vermehrt auftreten werden. Als Reaktion auf den extremen Sommer 2003 wurde seitens des Deutschen Wetterdienstes ein Hitzewarnsystem mit einem Prognosehorizont von sieben Tagen eingeführt. In einem solchen System können jedoch keine lokalklimatologischen Faktoren berücksichtigt werden.

Die Kosten des Klimawandels (Temperaturzunahme bis 2100 um 4,5 °C) in den kommenden 50 Jahren beziffert eine Studie des Deutschen Institutes für Wirtschaftsforschung auf rund 800

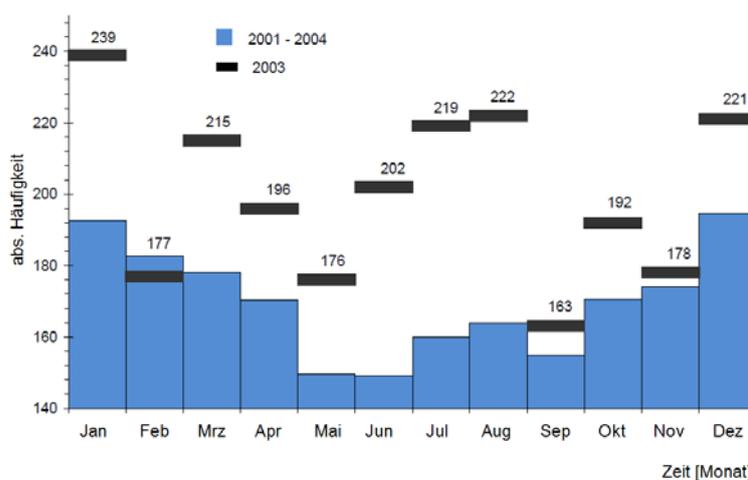


Abbildung 7.1: Vergleich der mittleren abs. Häufigkeit der Mortalität im Zeitraum 2001 bis 2004 und dem Jahr 2003 (schwarze Balken); (JUNK ET AL. 2007, verändert).

Milliarden Euro. Rheinland-Pfalz liegt hinter Baden-Württemberg, Bayern und Niedersachsen mit rund 80 Milliarden Euro auf Platz vier der Rangliste der Klimaschäden. Setzt man diesen Betrag jedoch in Relation zu der Bruttowertschöpfung der jeweiligen Bundesländer, so ist Rheinland-Pfalz das am zweitstärksten betroffene Bundesland hinter Sachsen-Anhalt (DIW 2008). Auch wenn diese Abschätzungen mit starken Unsicherheiten behaftet sind, so wird dringender Handlungsbedarf deutlich.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels und der zunehmenden Urbanisierung muss sich auch im Bereich der Stadtplanung und der Verwaltung von urbanen Agglomerationsräumen das Prinzip der Nachhaltigkeit in allen Skalenbereichen durchsetzen. Unter Nachhaltigkeit versteht man, die vorhandenen Ressourcen so zu nutzen, dass die Bedürfnisse der jetzigen Generation zwar befriedigt werden, jedoch ausreichend Ressourcen für kommende Generationen zur Verfügung stehen müssen. Übertragen auf den Bereich der Stadtklimatologie heißt das, dass dies auf die Ressourcen saubere Luft, angemessener Flächen- und Energieverbrauch verbunden mit Luftschadstoffemissionen, Recht auf Mobilität usw. übertragen werden muss (MILLS 2006). Im Vordergrund steht dabei eine Entkopplung des Ressourcenverbrauchs von dem wirtschaftlichen Wachstum durch technische Innovation, effizientere Technologien und verändertes individuelles Verhalten. Viele dieser Ziele haben direkte oder indirekte Auswirkungen auf das Klimasystem. Eine enge Verzahnung der Bereiche Planung und Verwaltung und der modernen angewandten Stadtklimatologie ist notwendig, um diese Herausforderungen zu lösen und

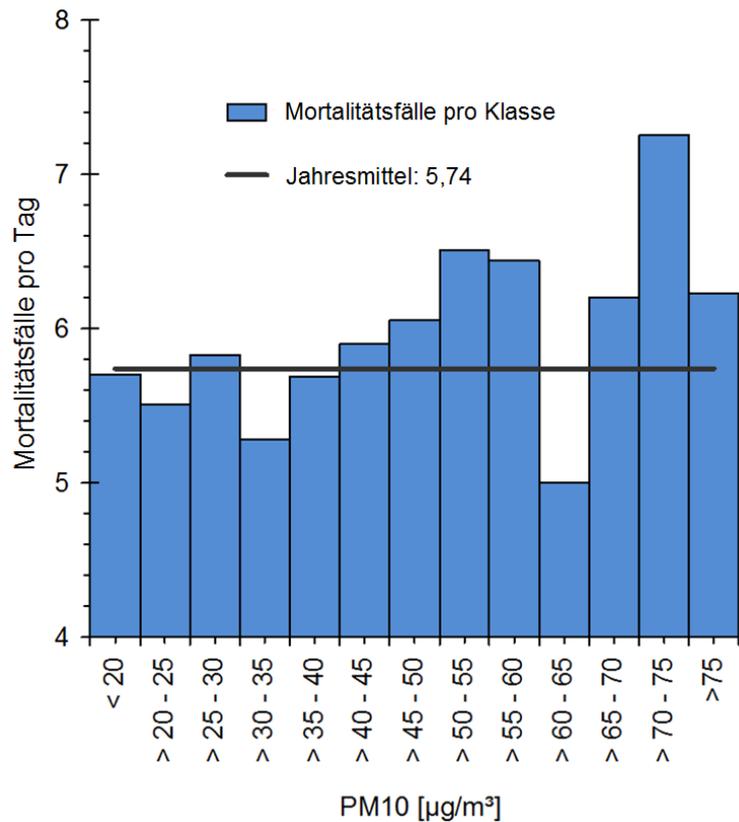


Abbildung 7.2: Mittlere Mortalitätsrate pro Tag für verschiedene PM10-Klassen (mittlere Mortalitätsrate für den gesamten Zeitraum 5,74), Zeitraum 01/2001 bis 03/2005 (JUNK ET AL. 2007, verändert).

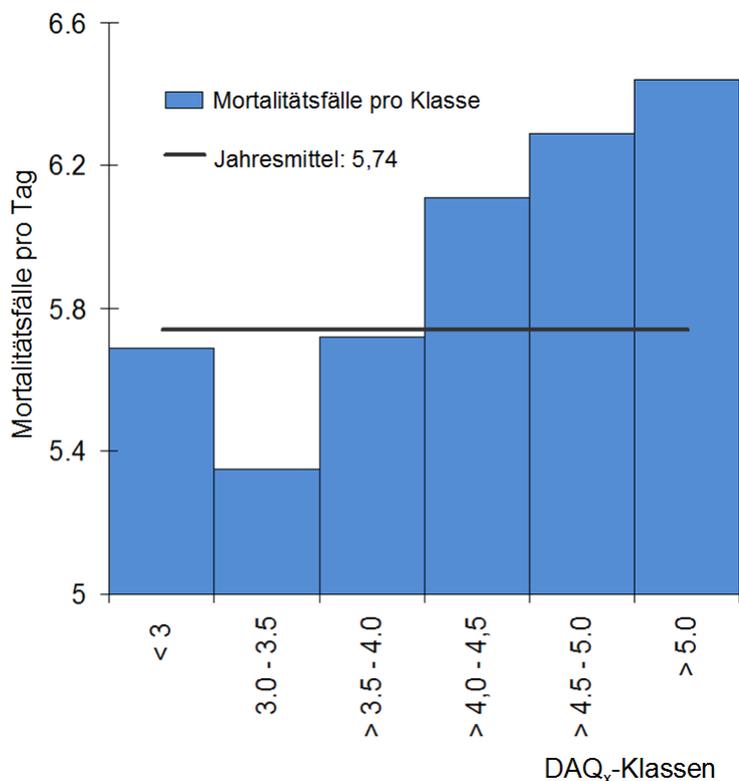


Abbildung 7.3: Mittlere Mortalitätsrate pro Tag je DAQ_x-Klasse (mittlere Mortalitätsrate für den gesamten Zeitraum 5,74), Zeitraum 01/2001 bis 03/2005 (JUNK ET AL. 2007, verändert).

ein, wie in Kapitel 2.1 definiertes „ideales Stadtklima“, zu erreichen. In gewachsenen Städten besteht jedoch nur ein sehr geringes Potential durch größere städtebauliche Maßnahmen direkten Einfluss auf das Stadtklima zu nehmen. Die räumliche Dichte von urbanen Strukturen, bestimmt durch Einwohnerdichte und Wirtschaftsstruktur, wird in der Zukunft jedoch von der Alterung und der prognostizierten Schrumpfung der Bevölkerung beeinflusst. Hier kann eine fortschrittliche Stadtplanung in Verbindung mit dem Einsatz numerischer Modelle wie z.B. ENVI-met intelligente Lösungs- und Gestaltungsalternativen aufzeigen.

Bezüglich der lufthygienischen Situation im Stadtbereich von Trier konnten Partikel und Stickoxide als wichtige Schadstoffe identifiziert werden. Da die Auswertungen der Luftschadstoffe auf die Datensätze des ZIMEN-Messnetzes beschränkt sind, können keine Aussagen über Inhaltsstoffe von Partikeln getroffen werden. Insbesondere ist eine eventuelle vorhandene Schwermetallbelastung durch industrielle Quellen mittels dieser Daten nicht nachweisbar. Hierzu wird auf entsprechende Arbeiten und Messungen der „Zentralen Expertengruppe Umweltschutz“ (ZEUS) einer Arbeitsgruppe des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz verwiesen (LUWG 2007).

Für die untersuchten Luftschadstoffe CO, SO₂, NO_x, O₃ und PM10 treten in den letzten Jahren keine Grenzwertüberschreitungen auf, jedoch liegen die gemessenen Werte nur geringfügig unter diesen und überschreiten teilweise die unteren- und oberen Beurteilungsschwellen.

Die Auswertungen des wirkungsbezogenen Luftqualitätsindex DAQ_x zeigen, dass in der Mehrheit der Fälle Feinstaub der bestimmende Luftschadstoff ist (Kapitel 6.3). In Abbildung 7.2 sind die mittleren Mortalitätszahlen je PM10-Klasse dargestellt. Mit steigender PM10-Belastung steigt im Mittel die Anzahl der täglichen Mortalitätsfälle (ohne Unfälle). Noch deutlicher wird dies, wenn anstatt des einzelnen Luftschadstoffes PM10 die wirkungsbezogene DAQ_x-Werte genutzt werden (Abbildung 7.3). Schon ab DAQ_x-Werten > 4,0 (ausreichende Luftqualität) steigt die Anzahl der täglichen Mortalitätsfälle über den Durchschnitt von 5,74 Fällen pro Tag.

Wenn bei der Auswahl von möglichen Maßnahmen rein nach der Gefahr von gesetzlichen Grenzwertüberschreitungen vorgegangen wird, so richtet sich das Hauptaugenmerk im Stadtgebiet von Trier auf Maßnahmen zur Reduktion von Stickoxiden. Da jedoch die negativen gesundheitlichen Auswirkungen von Partikeln, je nach chemischer Belastung der Partikel, höher sind, sollten auch hier geeignete Maßnahmen ergriffen werden. Neben den intensiv diskutierten Maßnahmen zu direkten Verkehrsbeschränkungen, wie z. B. Umweltzonen oder Fahrverbote, „Zero-Emission-Fahrzeuge“ etc., oder der Reduktion von Emissionen aus der Quellgruppe Hausbrand (Kleinf Feuerungsanlagenverordnung in der 1. BlmSchV, gültig ab März 2010) ist der gezielte Einsatz von Vegetation zur langfristigen Reduzierung von Feinstaub eine geeignete Maßnahme. GUPTA ET AL. (2004), MCDONALD ET AL. (2007) oder TIWARY ET AL. (2009) zeigen das Reduktionspotential von Straßenbäumen bezüglich Partikeln. Untersuchungen von FREER-SMITH ET AL. (2004) zeigen, dass neben der Blattmasse auch die Baumrinde aufgrund ihrer Struktur eine wichtige Senke für Partikel bilden kann. Die positiven Effekte von Straßenbäumen überwiegen die teilweise vorhandenen negativen Effekte, die Bäume als Strömungshindernis im Straßenraum darstellen und somit negativ auf die Ausbreitungsbedingungen im Straßenraum wirken. Zusätzlich trägt der Schattenbereich von Straßenbäumen zur Erhöhung des Strahlungskomforts während der Sommermonate bei. Jedoch muss bei der Sortenwahl ein Kompromiss zwischen Arten mit effektiver Filterwirkung bezüglich Partikeln, ausreichender Belaubung und der Eignung der Baumarten für urbane Räume getroffen werden. Geeignete Baumarten für die lokalen klimatischen Bedingungen in Deutschland sind nach (MAYER 2010) Spitzahorn, Ginko (Fächerblattbaum) oder Platanen. Andere Maßnahmen wie z. B. der verstärkte Einsatz von Kehrmaschinen zeigt nach KUHNS ET AL. (2003) keinen messbaren Erfolg. Positive Effekte konnten jedoch AMATO ET AL. (2009) durch Straßenspülungen mit ca. 1 l/m² nachweisen. Dies kommt jedoch nur für Orte mit einem Überangebot an Wasser in Frage.

Der Klimawandel wird auch direkte Auswirkungen auf die Luftschadstoffbelastung haben. Dies geschieht über die Veränderung der Windverhältnisse, Änderungen in der Höhe der Mischungsschicht sowie Änderungen in der Frequenz und Zugbahn von Tiefdruckgebieten. Veränderte Niederschlagsmuster beeinflussen die nassen und trockenen Depositionsraten, und die prognostizierte Temperaturerhöhung beeinflusst die chemischen Bildungs- und Abbauprozesse in der Atmosphäre, sowie die natürlichen Emissionsquellen.

Der Einfluss des zu erwartenden Temperaturanstieges auf die Ozonkonzentrationen in urbanen Gebieten lässt sich relativ gut einschätzen, da während Episoden mit hohen Ozonkonzentrationen eine signifikante Korrelation zwischen der Lufttemperatur und der Ozonkonzentration besteht. JACOB & WINNER (2009) gehen von einem Anstieg der Ozonkonzentration zwischen $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Grad Kelvin in Abhängigkeit des Emissionsszenarios, der verwendeten Modelle und der untersuchten Region aus. Die urbanen Ballungsräume werden von diesem Ozonanstieg stärker betroffen sein, da dort genügend Ozonvorläufersubstanzen vorhanden sind. Die Ozon-Hintergrundkonzentrationen sind von diesem Anstieg weniger betroffen.

Der Einfluss auf die Partikelkonzentrationen ist schwieriger zu beurteilen, da keine so klaren Zusammenhänge zwischen der Lufttemperatur und den Partikelkonzentrationen bestehen. Die für die zu erwartenden Veränderungen der PM₁₀-Konzentrationen relevante meteorologische Größe ist der Niederschlag, da die nasse Deposition die Hauptsenke für PM₁₀ ist. Hierbei ist eher die Frequenz von Niederschlagsereignissen als die Intensität von Bedeutung. Hinzu kommt, dass die Prognosen des Niederschlags mit höheren Unsicherheiten behaftet sind, als jene der Lufttemperatur.

Insgesamt ist tendenziell mit einer Stagnation bis hin zu einer kurzzeitigen Verschlechterung der Luftqualität zu rechnen. Deswegen reicht die bereits erwähnte alleinige Berücksichtigung der thermischen Gegebenheiten in einem Warnsystem nicht aus. Eine weitere Schwierigkeit besteht in der Beurteilung des Gefährdungspotentials von Hitzewellen. KYSELÝ & HUTH (2004) zeigen, dass eine Hitzewelle gleicher Intensität im Frühsommer zu höheren Mortalitätszahlen führt als im Spätsommer, wenn die Menschen akklimatisiert sind.

Weltweit wurden in den vergangenen Jahren verschiedene „Health Warning Systems“ für einzelne Städte oder urbane Agglomerationsräume geschaffen, z. B. für Frankreich PASCAL ET AL. (2006), Philadelphia KALKSTEIN ET AL. (1996) oder Shanghai TAN ET AL. (2004). Obwohl sich die verschiedenen Systeme in ihrer Methodik unterscheiden, liegt der Schwerpunkt primär auf Warnungen vor Hitzestress. Darüber hinaus sollten diese Systeme neben Zugriff auf aktuelle Wettervorhersagen wirksame Aktionspläne enthalten (KIRCH ET AL. 2005). Keines der bestehenden Warnsysteme enthält eine integrierte Betrachtung der thermischen und lufthygienischen Belastung. Ziel eines optimalen Systems sollte kein neuer integraler Index, der sowohl den thermischen als auch den lufthygienischen Bereich abdeckt, sein. Es geht vielmehr um die integrative Bewertung der potentiellen Gefahrensituation für die Bevölkerung und die situationsbezogene Auslösung von Interventionsmaßnahmen und Aktionsplänen. Ein solches System wird derzeit für die Modellregion Esch-sur-Alzette in Luxemburg erstellt und wird 2011 in die Pilotphase eintreten (JUNK ET AL. 2011, in preparation).

Literaturverzeichnis

- Abbey, D. E., B. E. Ostro, F. Petersen, and R. J. Burchette, Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameters (PM_{2.5}) and other air pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 5, 137–159, 1995.
- Ackerman, B., Climatology of Chicago Area urban–rural differences in humidity. *Journal of Applied Meteorology*, 26, 427–430, 1987.
- Ackermann-Liebrich, U., P. Leuenberger, J. Schwartz, C. Schindler, C. Monn, G. Bolognini, J. P. Bongard, O. Brandli, G. Domenighetti, S. Elsasser, L. Grize, W. Karrer, R. Keller, H. Keller-Wossidlo, N. Kunzli, B.W. Martin, T.C. Medici, A.P. Perruchoud, M.H. Schoni, J.M. Tschopp, B. Villiger, B. Wuthrich, J.P. Zellweger, and E. Zemp, Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on air pollution and lung diseases in adults (SAPALDIA). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 155, 122–129, 1997.
- ADEME, La qualité de l'air dans les agglomérations françaises, bilan 1998 de l'indice ATMO, 1999a, Paris.
- ADEME, L'indice de la qualité de l'air, guide de calcul, 1999b, Paris.
- Ahas, R., Long-term phyto-, ornitho- and ichthyophenological time-series analyses in Estonia. *International Journal of Biometeorology*, 42, 119–123, 1999.
- Aldrin, M., and I. A. Haff, Generalised additive modelling of air pollution, traffic volume and meteorology. *Atmospheric Environment*, 39, 2145–2155, 2005.
- Altshuler, S.L., T. D. Arcado, and D. R. Lawson, Weekday versus weekend ambient ozone concentrations: Discussion and hypothesis with focus on Northern California. *Journal of Air & Waste Management Association*, 45, 967–972, 1995.
- Amato, F., X. Querol, A. Alastuey, M. Pandolfi, T. Moreno, J. Gracia, and P. Rodriguez, Evaluating urban PM₁₀ pollution benefit induced by street cleaning activities, *Atmospheric Environment*, 43, 4472–4480, 2009.
- Andrey, J., The automobile imperative: Risk of mobility and mobility-related risks. *The Canadian Geographer*, 44, 387–400, 2000.
- Andrey, J., and S. Yagar, A temporal analysis of rain-related crash risk. *Accident Analysis & Prevention*, 25, 465–472, 1993.
- Anquetin, S., C. Guilbaud, and J. P. Chollet, The formation and destruction of inversion layers within a deep valley. *Journal of Applied Meteorology*, 37, 1547–1560, 1998.
- Ashmore, M. R., Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell & Environment*, 28, 649–964, 2005.
- Arminger, G., K. Bommert und T. Bonne, Einfluss der Witterung auf das Unfallgeschehen im Straßenverkehr. *Allgemeines Statistisches Archiv*, 80, 181–206, 1996.
- Arndt, H. W., *Europarecht*. 8. Aufl. UTB, Basel, 2006.
- Artiñano, B., P. Salvador, D. G. Alonso, X. Querol, and A. Alastuey, Influence of traffic on the PM₁₀ and PM_{2.5} urban aerosol fractions in Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*, 334-335, 111–123, 2004.
- Ashmore, M.R., Assessing the future global impact of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment*, 28, 949–964, 2005.
- Avino, P., and M. Manigrasso, Ten-year measurement of gaseous pollutants in urban air by an open-path analyzer. *Atmospheric Environment*, 42, 4138–4148, 2008.

- Bächlin, W., K. P. Giesen, B. Heits und W. J. Müller, Feinstaubbelastung PM10 im ländlichen Raum Niedersachsens, Workshop PM_x Quellidentifizierung, 22. u. 23. Januar 2004, Duisburg, 2004.
- Baker, D. G., J. W. Enz and H. J. Paulus, Frequency, duration, commencement time and intensity of temperature inversions at St. Paul–Minneapolis. *Journal of Applied Meteorology*, 8, 747–753, 1969.
- Bari, A., V. Ferraro, L. R. Wilson, D. Luttinger and L. Husain, Measurements of gaseous HONO, HNO₃, SO₂, HCL, NH₃, particulate sulfate and PM2.5 in New York. *Atmospheric Environment*, 37, 2825–2835, 2003.
- Barlack, A. B., Planungsrelevante Klimaanalyse einer Industriestadt in Tallage: dargestellt am Beispiel der Stadt Stollberg (Rheinland). *Essener ökologische Schriften, Bd. 1*, 1993.
- Bates, D. V., Health indices of the adverse effects of air pollution: the question of coherence. *Environmental Research*, 59, 336–349, 1992.
- Bauer, F., P. Hess und H. Nagel, *Kalender der Großwetterlagen Europas 1881–1939*. Bad Homburg, 1944.
- Baumüller, J., CD-ROM Stadtklima 21 - Grundlagen zum Stadtklima und zur Planung „Stuttgart 21“, Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz, 2004.
- Baumüller, J., und U. Reuter, Die summarische Bewertung von Luftschadstoffen durch einen Luftbelastungsindex. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 55, 137–141, 1995.
- Baumüller, J. und U. Reuter, Umweltmeteorologie und Planung. *PROMET*, 30, 48–56, 2003.
- Bayraktar, H., F. Sezer Turalioğlu, and G. Tuncel, Average mass concentrations of TSP, PM10 and PM2.5 in Erzurum urban atmosphere, Turkey. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 24, 57–65, 2010.
- Becklake, M. R., Chronic airflow limitations: Its relationship to work in dusty occupations. *Chest*, 88, 608–617, 1985.
- Beckröge, W. und A. Windfeld, In: Helbig, A., J. Baumüller und J. Kerschgens (Hrsg.), Stadtklima und Luftreinhaltung – 2., vollständig überarbeitete und ergänzte Auflage, Springer, Berlin, 1999.
- Bell, M. L., and D. L. Davis, Reassessment of the lethal London fog of 1952: novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environmental Health Perspective*, 109, 389–394, 2001.
- Bell, M. L., D. L. Davis and T. Fletcher, A retrospective assessment of mortality from the London smog episode of 1952: The role of influenza and pollution. *Environmental Health Perspectives*, 112, 6–8, 2004a.
- Bell, M. L., A. McDermott, S. L. Zeger, J. M. Samet and F. Dominici, Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000. *Journal of the American Medical Association*, 292, 2372–2378, 2004b.
- Beniston, M., The 2003 heat wave in Europe: A shape of things to come? An analysis based on Swiss climatological data and model simulations. *Geophysical Research Letters*, 31, L02202, doi:10.29/2003GL018857, 2004.
- Bender, B., R. Sparwasser und R. Engel, *Umweltrecht*, 4. Aufl., C. F. Müller Verlag, Heidelberg, 2000.
- Bertness, J., Rain-related impacts on selected transportation activities and utility services in the Chicago area. *Journal of Applied Meteorology*, 19, 545–556, 1980.
- Besancenot, J., J. Mouiner et F. Lavenne, Les conditions climatiques du tourisme littoral. *Norois*, 99, 357–382, 1978.

- Bessagnet, B., L. Menut, G. Aymoz, H. Chepfer, and R. Vautard, Modeling dust emissions and transport within Europe: The Ukraine March 2007 event. *Journal of Geophysical Research*, 113, doi:10.1029/2007JD009541, 2008.
- Bundes-Immissionsschutzgesetz, *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG*, 1974, letzte Änderung 11. August 2009.
- Bishoi, B., A. Prakash, and V. K. Jain, A comparative study of air quality index based on factor analysis and US-EPA methods for an urban environment. *Aerosol and Air Quality Research*, 9, 1–17, 2009.
- Bissolli, P., Kommen Westwetterlagen häufiger vor als früher? *Klimastatusbericht 1999*, DWD, 42–47, 1999.
- Bissolli, P., Wetterlagen und Großwetterlagen im 20. Jahrhundert. *Klimastatusbericht 2001*, DWD, 32–40, 2002.
- Bissolli, P. mündliche Mitteilung, 2004.
- Bissolli, P., and E. Dittmann, The objective weather type classification of the German Weather Service and its possibilities of application to environmental and meteorological investigations. *Meteorologische Zeitschrift*, 10, 253–260, 2001.
- Black, E., M. Blackburn, G. Harrison, B. Hoskins, and J. Methyen, Factors contributing to the summer 2003 European heatwave. *Weather*, 59, 217–223, 2006.
- Bloomer, B. J., J. W. Stehr, C. A. Piety, R. J. Salawitch, and R. R. Dickerson, Observed relationships of ozone air pollution with temperature and emissions. *Geophysical Research Letters*, 36, doi:10.1029/2009GL037308, 2009.
- Blüthgen, J. und W. Weischet, *Allgemeine Klimageographie*. Von de Gruyter, Berlin, 1980.
- Boedicker, W., Experimental studies on the question of chronic CO poisoning. *Archive für Hygiene*, 107, 109–124, 1932.
- Bouhamra, W. S. und S. A. Abdul-Wahab, Description of outdoor air quality in a typical residential area in Kuwait. *Environmental Pollution*, 105, 221–229, 1999.
- Braham, R. R., R. G. Semonin, A. H. Auer, and S. A. Changnon, Summary of the urban effects on cloud and rain. *Meteorological Monograph of the American Meteorological Society*, 40, 142–152, 1981.
- Brönimann, S., and U. Neu, Weekend-weekday differences of near-surface ozone concentration in Switzerland for different meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, 31, 1127–1135, 1997.
- Brunelli, U., V. Piazza, L. Pignato, F. Sorbello, and S. Vitabile, Two-days ahead prediction of daily maximum concentrations of SO₂, O₃, PM₁₀, NO₂, CO in the urban area of Palermo, Italy. *Atmospheric Environment*, 41, 2967–2995, 2007.
- Bruns, E. und P. Hechler, Was kann die Phänologie zur Klimadiagnose beitragen? *Annalen der Meteorologie*, 37, 331–332, 1998.
- Buchholz, S., *Einfluss meteorologischer und luftchemischer Parameter auf die NO₂-Immissionskonzentration am Beispiel von ausgewählten Luftmessstationen in Baden-Württemberg*. Diplomarbeit, Universität-Trier, 2006.
- Burkard, R., P. Bützberger, and W. Eugster, Vertical fogwater flux measurements above an elevated forest canopy at the Lägeren research site, Switzerland. *Atmospheric Environment*, 37, 2979–2990, 2003.
- Byrd, T., M. Stack, and A. Furey, The assessment of the presence and main constituents of particulate matter ten microns (PM₁₀) in Irish rural and urban air. *Atmospheric Environment*, 44, 75–87, 2010.

- Carnevale, C., G. Finzi, E. Pisoni, and M. Volta, Neuro-fuzzy and neural network systems for air quality control. *Atmospheric Environment*, 43, 4811–4821, 2009.
- Carlaw, D. C., Evidence of an increasing NO₂/NO_x emissions ratio from road traffic emissions. *Atmospheric Environment*, 39, 4793–4802, 2005.
- Carlaw, D. C., and S. D. Beevers, Estimations of road vehicle primary NO₂ exhaust emission fractions using monitoring data in London. *Atmospheric Environment*, 39, 167–177, 2005.
- Chaloulakou, A., I. Mavroidis, and I. Gavriil, Compliance with the annual NO₂ air quality standards in Athens. Required NO_x levels and expected health implications. *Atmospheric Environment*, 42, 454–465, 2008.
- Chandler, T. J., *Urban Climates*. WMO-No. 312, 81–84, 1971.
- Chandler, T. J., *Urban climate and its relevance to urban design*. WMO Technical Note No. 149, 1976.
- Changnon, S. A., What to do about urban-generated weather and climate changes? *Journal of the American Planning Association*, 45, 36–47, 1979a.
- Changnon, S. A., How a severe winter impacts on individuals. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 60, 110–114, 1979b.
- Changnon, S. A., More on the La Porte anomaly: A review. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 61, 702–711, 1980.
- Changnon, S. A., *METROMEX: A review and summary*. *Metrological Monograph 18*, Boston, American Meteorological Society, 1981.
- Changnon, S. A., F. A. Huff, and G. Richard, METROMEX: An investigation of inadvertent weather modification. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 52, 958–968, 1971.
- Chaxel, E., and J. P. Chollet, Ozone production from Grenoble city during the August 2003 heat wave. *Atmospheric Environment*, 43, 4784–4792, 2009.
- Cheng, W. L., Y. S. Chen, J. Zhang, T. L. Lyons, J. L. Pai, and S. H. Chang, Comparison of the revised air quality index with the PSI and AQI indices. *Science of the Total Environment*, 382, 191–198, 2007.
- Chevallier, F., F. Chéruy, N. A. Scott, and A. Chédin, A neural network approach for a fast and accurate computation of a longwave radiative budget. *Journal of Applied Meteorology*, 37, 1385–1397, 1998.
- Chmielewski, F. M., Rezente Veränderung der Lufttemperatur und der Niederschlagshöhe in Berlin Dahlem. *Agrar-meteorologische Schriften*, 9, 1–15, 2001.
- Chmielewski, F. M., and T. Rötzer, Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108, 101–112, 2001.
- Chmielewski, F. M., and T. Rötzer, Annual and spatial variability of the beginning of growing season in Europe in relation to air temperature change. *Climate Research*, 19, 257–264, 2002.
- Clancy, L., P. Goodman, and H. Sinclair, The smog of 1982 revisited. *Irish Journal of Medical Science*, 168, 50–62, 1998.
- Codling, P. J., Weather and road accidents. In: Taylor, J. A. (ed.) *Climatic Resources and Economic Activity*, 205–222, 1974.
- Corani, G., Air quality prediction in Milan: feed-forward neural networks, pruned neural networks and lazy learning. *Ecological Modeling*, 185, 513–529, 2005.
- Davison, A. W., and J. D. Barnes, Effects of ozone on wild plants. *The New Phytologist*, 139, 135–151, 1998.
- De Dear, R. J., and G. S. Brager, Thermal comfort in natural ventilated buildings: Revisions to ASHRAE standard. *Energy Buildings*, 43, 549–561, 2002.

- De Freitas, C. R., Estimation of the disruptive impact of snowfalls in urban areas. *Journal of Applied Meteorology*, 14, 1166–1173, 1975.
- Den Outer, P., H. Slaper, J. Kaurola, A. Lindfors, U. Feister, J. Junk, A. Kazantzidis, A. Bais, M. Janouch, and W. Josefsson, Best estimate construction for historical UV using models and measurements, Fourth SCOUT-O3 Annual Meeting, 21.-24. April 2008, Potsdam, Germany. 2008a.
- Den Outer, P., H. Slaper, J. Kaurola, A. Lindfors, A. Kazantzidis, A. Bais, U. Feister, J. Junk, M. Janouch, and W. Josefsson, UV history reconstruction using five different models for eight European sites. Quadrennial Ozone Symposium, 29.6.-5.7.2008, Tromsø. Norway, 2008b.
- Den Outer, P. H. Slaper, J. Kaurola, A. Lindfors, A. Kazantzidis, A. Bais, U. Feister, J. Junk, M. Janouch, and W. Josefsson, W., Reconstructing of erythemal ultraviolet radiation levels in Europe for the past four decades. *Journal of Geophysical Research*, doi:10.1029/2009JD012827, 2010.
- Dietrich, D. F., A. Gemperli, J. M. Gaspoz, C. Schindler, L. J. Sally Liu, D. R. Gold, J. Schwartz, T. Rochat, J. C. Barthélémy, M. Pons, F. Roche, N. M. Probst Hensch, P. O. Bridevaux, M. W. Gerbase, U. Neu, and U. Ackermann-Liebrich, Differences in heart variability associated with long-term exposure to NO₂. *Environmental Health Perspectives*, 116, 1357–1361, 2008.
- Dietzer, B., T. Günther, A. Klämt, H. Matthäus und T. Reich, Langzeitverhalten hydrometeorologischer Größen. Klimastatusbericht 2001, 67–85, DWD, Offenbach, 2002.
- Dittmann, E., S. Barth, J. Lang und G. Müller-Westermeier, *Objektive Wetterlagenklassifikation*. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 197. Offenbach a. M., 1995.
- DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung), Kosten des Klimawandels ungleich verteilt: Wirtschaftsschwache Bundesländer trifft es am härtesten. *Wochenbericht*, 12-13, 137–142, 2008.
- Dixon, P. G., and T. L. Mote, Patterns and causes of Atlanta's urban heat island-initiated precipitation. *Journal of Applied Meteorology*, 42, 1273–1284, 2003.
- Dockery, D. W., A. C. Pope, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris, and F. E. Speizer, An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine*, 329, 1753–1759, 1993.
- Dockery, D. W., F. E. Speizer, D. O. Stram, J. H. Ware, J. D. Spengler, and B. G. Ferris, Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *American Review Respiratory Disease*, 139, 587–594, 1989.
- Dominici, F., R. D. Peng, M. L. Bell, L. Pham, A. McDermott, S. L. Zeger, and J. M. Samet, Fine particulate and hospital admission for cardiovascular and respiratory disease. *Journal of the American Medical Association*, 295, 1127–1134, 2006.
- Dorvlo, A. S. S., J. A. Jervase, and A. Al-Lawati, Solar radiation estimation using artificial neural networks. *Applied Energy*, 71, 307–319, 2002.
- Duci, A., A. Chaloulakou, and N. Spyrellis, Exposure to carbon monoxide in the Athens urban area during commuting. *The Science of the Total Environment*, 309, 47–58, 2003.
- Dutkiewicz, V. A., S. Qureshi, A. R. Khan, V. Ferraro, J. Schwab, K. Demerjian, and L. Husain, Sources of fine particulate sulfate in New York. *Atmospheric Environment*, 38, 3179–3189, 2004.
- Ebert, M., S. Weinbruch, P. Hoffmann, and H. P. Ortner, Chemical characterisation of North Sea aerosol particles. *Atmospheric Environment*, 31, 613–632, 2000.
- Ebi, K. L., and G. McGregor, Climate change, tropospheric ozone and particulate matter, and health impacts. *Environmental Health Perspectives*, 116, 1449–1455, 2008.
- Edwards, J. B., The relationship between road accident severity and recorded weather. *Journal of Safety Research*, 29, 249–262, 1998.

- Eisenberg, D., The mixed effects of precipitation on traffic crashes. *Accident Analysis & Prevention*, 36, 637–647, 2004.
- Elansky, N. F., M. A. Lokoshchenko, I. B. Belikov, A. I. Skorokhod, and R. A. Shumskii, Variability of trace gases in the atmospheric surface Layer from observations in the City of Moscow. *Izvestiya Atmospheric and Oceanic Physics*, 43, 219–231, 2007.
- Eliasson, I., and H. Upmanis, Nocturnal airflow from urban parks – implications for city ventilation. *Theoretical and Applied Climatology*, 66, 95–107, 2000.
- Elizondo, D., G. Hoogenboom, and R. W. McClendon, Development of a neural network model to predict daily solar radiation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 71, 115–132, 1994.
- Elshout, S., K. Léger, and F. Nussio, Comparing urban air quality in Europe in real time: A review of existing air quality indices and the proposal of a common alternative. *Environment International*, 34, 720–726, 2008.
- Enarson, D. A., Epidemiological evidence for the role of occupational airborne exposure in obstructive lung disease. *European Respiratory Journal*, 5, 327–332, 1995.
- EPA (Environmental Protection Agency), National primary and secondary ambient air-quality standards. Part II. Federal Register, 26, Washington, 1971.
- EPA (Environmental Protection Agency), Guidelines for public reporting of daily air-quality pollutant standards. North Carolina, 1976.
- EPA (Environmental Protection Agency), Air-quality Index Reporting, Part III, Federal Register, 58, Washington, 1999.
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) v. 24.07.2002, GMBI, 2002.
- Fanger P. O., *Thermal Comfort, Analysis and Application in Environmental Engineering*. McGraw Hill, New York, 1972.
- Feister, U., J. Junk, M. Woldt, A. Bais, A. Helbig, M. Janouch, W. Josefsson, A. Kazantzidis, A. Lindfors, P. den Outer, and H. Slaper, Long-term solar UV radiation reconstructed by ANN modelling with emphasis on spatial characteristics of input data. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 3107–3118, 2008.
- Feleksy-Bielak, M. and J. Walczewski, Temperature and precipitation on the urban meteorological station Cracow-Czyzyny in the years 1992-2002. *Reports of the Institute of Meteorology and Water Management, Warsaw*, XXVII, 53–60, 2004.
- Ferlinz, R., *Pneumologie in Praxis und Klinik*. Thieme-Verlag, Stuttgart, 1994.
- Fezer, F., *Das Klima der Städte*. Justus Perthes Verlag, Gotha, 1995.
- Figuerola, P. I., and N. A. Mazzeo, Urban-rural temperature differences in Buenos Aires. *International Journal of Climatology*, 18, 1709–1723, 1998.
- Filleul, L., S. Cassadou, S. Médina, P. Fabres, A. Lefranc, D. Eilstein, A. L. Tertre, L. Pascal, B. Chardon, M. Blanchard, C. Declercq, J. F. Jusot, H. Prouvost, and M. Ledrans, The relationship between temperature, ozone, and mortality in nine French cities during the heat wave of 2003. *Environmental Health Perspective*, 114, 1344–1347, 2006.
- Fischer, P. H., B. Brunekreef, and E. Lebreit, Air pollution related deaths during the 2003 heat wave in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 38, 1083–1085, 2004.
- Flemming, J., R. Stern, and R. J. Yamartino, A new air quality regime classification scheme for O₃, NO₂, SO₂ and PM₁₀ observations sites. *Atmospheric Environment*, 39, 6121–6129, 2005.
- Flohn, H., *Witterung und Klima in Mitteleuropa*. 2. Auflage. Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Hirzel Verlag, Stuttgart, 1954.

- Franz, G., Zur Zukunft der Stadtbibliothek Trier – Bestanderhaltung und Umstrukturierung nach zweihundert Jahren. *Kurtrierisches Jahrbuch*, 37, 229–245, 1997.
- Freer-Smith, P. H., A. A. E. Khatib, and G. Taylor, Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus Nitida* and *Eucalyptus Globulus*) with European and North American species. *Water, Air, and Soil Pollution*, 155, 173–187, 2004.
- Fröboese, V., Contribution to the knowledge concerning the accumulation of exhaust gases, especially CO from motor vehicles, in street air and determination of CO in garages and repair shops. *Gesundheit*, 54, 113–119, 1931.
- Führer, J., Critical levels for ozone; a UN-ECE workshop report. FAC Report No16. Swiss Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene, Liebefeld-Bern, Schweiz, 1994.
- Führer, J., L. Skärby, and M. R. Ashmore, Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution*, 97, 91–106, 1997.
- Garcia, J., and J. Colosio, Air-quality indices – elaboration, uses and international comparisons. École des Mines de Paris, Paris, 2002.
- Gardner, M. W., and S. R. Dorling, Artificial neural networks (the multiplayer perceptron) - a review of application in the atmospheric sciences. *Atmospheric Environment*, 32, 2627–2636, 1998.
- Gehrig, R. und P. Hofer, Vergleichsmessungen von PM10- und totem Schwebstaub (TSP) – Abschätzung von PM10-Kenngrößen aus TSP-Messungen. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 60, 389–394, 2000.
- Gehrig, R., M. Hill, B. Buchmann, D. Imhof, E. Weingartner und U. Baltensperger, Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Abschlussbericht, 2003.
- Geng, F., X. Tie, J., Xu, G. Zhou, L. Peng, W. Gao, X. Tang, and C. Zhao, Characterizations of ozone, NO_x and VOCs measured in Shanghai, China. *Atmospheric Environment*, 42, 6873–6883, 2008.
- Gerstengarbe, F. W. und P. C. Werner, *Katalog der Großwetterlagen Europas nach Paul Hess und Helmuth Brezowsky 1881–1992*. 4. vollständig neu bearbeitete Auflage, Berichte des Deutschen Wetterdienstes 113, 1993.
- Gerstengarbe, F. W. und P. C. Werner, *Katalog der Großwetterlagen Europas (1881–1998), nach Paul Hess und Helmuth Brezowsky*. 5., verbesserte und ergänzte Auflage, Potsdam, Offenbach a. M., 1999.
- Godleski, J. J., C. Sioutas, M. Kalter, P. Caralano, and P. Koutrakis, Death from inhalation of concentrated ambient particles in animal models of pulmonary disease. *Second colloquium on particulate air pollution and human health*, 1.-3.5.1996, Park City, Utah, USA, 136–143, 1996.
- Görgen, R. und U. Lambrecht, Hohe Stickstoffbelastungen – Können die NO₂-Luftqualitätsgrenzwerte im Jahr 2010 eingehalten werden? *Immissionsschutz*, 1, 4–12, 2008.
- Georgoulas, A. K., D. Balis, M. E. Koukouli, C. Meleti, A. Bais, and C. Zerefos, A study of the total atmospheric sulphur dioxide load using ground-based measurements and the satellite derived sulfur dioxide index. *Atmospheric Environment*, 43, 1693–1701, 2009.
- Gosling, S. N., J. A. Lowe, G. R. McGregor, M. Pelling, and B. D. Malamud, Associations between elevated atmospheric temperature and human mortality: a critical review of the literature. *Climate Change*, 92, 299–341, 2009.
- Grice, S., J. Stedman, A. Kent, M. Hobson, J. Norris, J. Abbott, and S. Cooke, Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe. *Atmospheric Environment*, 43, 2154–2167, 2009.

- Grimmond, C. S. B., The suburban energy balance: Methodological considerations and results for a mid-latitude west coast city under winter and spring conditions. *International Journal Climatology*, 12, 481–497, 1992.
- Grimmond, C. S. B., and T. R. Oke, Turbulent heat fluxes in urban areas: observations and a local-scale urban meteorological parameterization scheme (LUMPS). *Journal of Applied Meteorology*, 41, 792–810, 2002.
- Grünhage, L., H.J. Jäger, H.D. Haenel, F.J. Lopmeier, and K. Hanewald, The European critical levels for ozone: improving their usage. *Environmental pollution*, 105, 163–173, 1999.
- Guderian, R., *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie – Atmosphäre*. Springer, Berlin, 2000.
- Gupta, A., R. Kumar, K. Maharaj Kumari, and S. S. Srivastava, Atmospheric dry deposition to leaf surface at a rural site of India. *Chemosphere*, 55, 1097–1107, 2004.
- Gustafsson, M., G. Blomqvist, A. Gudmundsson, A. Dahl, E. Swietlicki, M. Bohgard, J. Lindbom, and A. Ljungman, Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment*, 393, 226–240, 2008.
- Häckel, H., *Meteorologie*. Ulmer, Stuttgart, 1999.
- Hafner, J., and S. Q. Kidder, Urban heat island modeling in conjunction with satellite-derived surface/soil parameters. *Journal of Applied Meteorology*, 38, 448–465, 1999.
- Hammer, N., E. Koch und E. Rudel, Die Beurteilung der thermisch-hygrischen Befindlichkeit des Menschen nach verschiedenen Methoden. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 36, 343–355, 1986.
- Harlfinger, O. und M. Jaeneke, Schneefall und Industrieemissionen? *Umwelt*, 6, 445–446, 1978.
- Harlfinger, O., W. Kobinger, G. Fischer und H. Pilger, Industrieschneefälle: ein anthropogenes Phänomen Mitteleuropas. *Meteorologische Zeitschrift*, 9, 231–236, 2000.
- Hazenkamp von Arx, M. E., T. Götschi, U. Ackermann-Liebrich, R. Bono, P. Burney, J. Cyrus, D. Jarvis, L. Lillienberg, C. Luczynska, J. A. Maldonado, A. Jaén, R. de Marco, Y. Mi, L. Modig, L. Bayer-Oglesby, F. Payo, A. Soon, J. Sunyer, S. Villani, J. Weyler, and N. Künzli, PM10 and NO₂ assessment in 21 European study centres of ECHRS II: annual means and seasonal differences. *Atmospheric Environment*, 38, 1943–1953, 2004.
- Hechler, P., Zu den Auswirkungen rezenter Klimaänderungen auf ausgewählte phänologische Phasen. *Zeitschrift für Meteorologie*, 40, 171–178, 1990.
- Heinrich, U., Mögliche Wirkungsmechanismen von Dieselruß und anderen Partikeln. In: Feinstaub – Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie. WaBoLu Heft 2/00, Umweltbundesamt, Berlin, 2000.
- Helbig, A., Beiträge zur Meteorologie der Stadtatmosphäre. *Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der DDR*, 137, 1987.
- Helbig, A., Urban temperature and wind field in Trier city under the influence of the valley of the Moselle river. In: Biometeorology and Urban Climatology at the Turn of the Millennium. Selected papers from the Conference ICB-ICUC'99. WMO/TD-No. 1026, 635–639, 2000.
- Helbig, A., Niederschlagsstruktur und Verdunstung im Raum Trier. In: Müller, P., S. Rumpf, und H. Mohnheim (Hrsg.), *Umwelt und Region – Aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereichs 522*, 21–28, Trier, 2002.
- Helbig, A., Zur Geschichte der Umweltmeteorologie. *Promet*, 30, 2–14, 2003.
- Helbig, A., J. Baumüller und M. J. Kerschgens (Hrsg.), *Stadtklima und Luftreinhaltung*, 2. vollständig überarbeitete und ergänzte Auflage. Springer, Berlin, 1999.

- Helbig, A., and J. Junk, The influence of the Moselle valley on the urban air quality at Trier / Germany. Proc. Fifth International Conference on Urban Climate (ICUC 5), 2003 Lodz, Poland, Vol. 2, 149–152, 2003.
- Helbig, A., K. Licht, J. Junk, J. Bareiss und J. Lüers, Atmosphärische Umweltforschung als Beitrag zum regionalen Umweltmanagement im Raum Trier. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, 14, 398–410, 2002.
- Helbig, A., K. Licht, J. Junk, J. Bareiss und J. Lüers, Regionalklima, Strömungsfeld und Ausbreitungsbedingungen im Raum Trier. In: Müller, P., S. Rumpf und H. Monheim (Hrsg.), Umwelt und Region – Umweltanalyse und Umweltmanagementstrategien für eine nachhaltige Entwicklung im ländlichen Raum, SFB 522, 53–77, 2002.
- Henniges, Y., H. H. Danzeisen und R. D. Zimmermann, Regionale Klimatrends mit Hilfe der phänologischen Uhr, dargestellt am Beispiel Rheinland-Pfalz. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 17, 28–34, 2005.
- Hentschel, G., *Das Bioklima des Menschen*. 2. Auflage, VEB Verlag Volk und Gesundheit, Berlin, 1982.
- Hess, P. und H. Brezowsky, Katalog der Großwetterlagen Europas. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*, 33, 1952.
- Hoffmann, B., S. Hertel, T. Boes, D. Weiland, and K. H. Jöckel, Increased cause-specific mortality associated with 2003 heat wave in Essen, Germany. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 71, 759–765, 2008.
- Höppe, P., Die Energiebilanz des Menschen. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Meteorologischen Institutes der Universität München*, Nr. 49, 1984.
- Höppe, P., Ein neues Verfahren zur Bestimmung der mittleren Strahlungstemperatur im Freien. *Wetter und Leben*, 44, 147–151, 1992.
- Höppe, P., Heat balance modelling. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 49, 741–746, 1993.
- Höppe, P., S. von Mackensen, D. Nowak und E. Piel, Prävalenz von Wetterfühligkeit in Deutschland. *Deutsche Medizinische Wochenschrift*, 127, 15–20, 2002.
- Holland, D. M., P. P. Principe, and J. E. Sickles, Trends in atmospheric sulphur and nitrogen species in the eastern United States 1989–1995. *Atmospheric Environment*, 33, 37–49, 1998.
- Holmer, B., and I. Eliasson, Urban-rural vapour pressure differences and their role in the development of urban heat islands. *International Journal of Climatology*, 19, 989–1009, 1999.
- Holst, T., J. Rost und H. Mayer, Analyse meteorologischer Einflussgrößen auf regionale und lokale Muster von Schwebstaub (PM₁₀) und Stickstoffoxid-Immissionen (NO, NO₂). Universität Freiburg, 2005.
- Hooyberghs, J., C. Mensink, G. Dumont, F. Fierens, and O. Brasseur, A neural network forecast for daily PM₁₀ concentration in Belgium. *Atmospheric Environment*, 39, 3279–3289, 2005.
- Hoppe, W., M. Beckmann und P. Kauch, *Umweltrecht*, 2. Aufl., C.H. Beck, München, 2000.
- Hosler, C. R., Low-level inversion frequency in the contiguous United States. *Monthly Weather Review*, 89, 319–339, 1961.
- Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. M. van der Linden, and D. Xiaosu, Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001.
- Hueglin, C., R. Gehrig, U. Baltensperger, M. Gysel, C. Monn, and H. Vonmont, Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39, 637–651, 2005.
- Hulme, M., and N. Sheard, Climate change scenarios for Germany. Climatic Research Unit, University of Norwich, UK, 1999.

- IPCC, Climate Change 2007, the Fourth IPCC Assessment Report. Genf, 2007.
- Jacob, D., A note to the simulation of the annual and inter-annual variability of the water budget over the Baltic Sea drainage basin. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 77, 61–73, 2001.
- Jacob, D., L. Bärring, O. B. Christensen, J. H. Christensen, M. de Castro, M. Déque, F. Giorgi, S. Hagemann, M. Hirschi, R. Jones, E. Kjellström, G. Lenderink, B. Rockel, E. Sánchez, C. Schär, S. I. Seneviratne, S. Somot, A. van Ulden, and B. van den Hurk, An inter-comparison of regional climate models for Europe: Design of the experiments and model performance, *PRUDENCE Special Issue, Climatic Change*, 81, Supplement 1, 2007.
- Jacob, D., and R. Podzun, Sensitivity studies with the regional climate model REMO. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 63, 119–129, 1997.
- Jacob, D., B. van den Hurk, U. Andrae, G. Elgered, C. Fortelius, L. P. Graham, S. D. Jackson, U. Karstens, C. Köpken, R. Lindau, R. Podzun, B. Rockel, F. Rubel, B. H. Sass, R. N. B. Smith, and X. Yang, A comprehensive model inter-comparison study investigating the water budget during the BALTEX-PIDCAP period. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 77, 19–43, 2001.
- Jacob, D., and D. A. Winner, Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43, 51–63, 2009.
- Jacob, R. und H. Michels, Regionaler Gesundheitssurvey für die Stadt Trier und den Landkreis Trier-Saarburg. Universität Trier, 2001.
- James, P. M., An objective classification method for Hess and Brezowsky „Großwetterlagen“ over Europe. *Theoretical and Applied Climatology*, 88, 17–42, 2007.
- Jarass, H. D., Europäisierung des Immissionsschutzrechts. *Umwelt- und Planungsrecht*, 7, 241–247, 2000.
- Jarass, H. D., *Bundes-Immissionsschutzgesetz, Kommentar*. 5. Aufl., Verlag C.H. Beck, München, 2002.
- Jauregui, E., and E. Romales, Urban effects on convective precipitation in Mexico City. *Atmospheric Environment*, 30, 3383–3389, 1996.
- Jendritzky, G., Die räumliche Verteilung von Wärmebelastung und Kältestress in der Bundesrepublik Deutschland. *Annalen der Meteorologie*, 22, 134–136, 1985.
- Jendritzky, G., Wirkungen von Wetter und Klima auf die Gesundheit des Menschen. In: Wichmann, H. E., H. W. Schlipkötter und G. Fülgraff (Hrsg.), *Handbuch Umweltmedizin*, ecomed Verlag, Landsberg, 1–14, 1992.
- Jendritzky, G., Regionale Aspekte der Einwirkungen von Klimaänderungen auf die Gesundheit des Menschen in Mitteleuropa. *Oekoskop*, 1, 11–16, 1999.
- Jendritzky, G., Wirkungen von Wetter und Klima auf die Gesundheit des Menschen. In: Wichmann, H. E., H. W. Schlipkötter und G. Fülgraff (Hrsg.), *Handbuch Umweltmedizin*, ecomed Verlag, Landsberg, 37–51, 2000.
- Jendritzky, G., D. Fiala, G. Havenith, C. Koppe, G. Laschewski, H. Staiger und B. Tinz, Thermische Umweltbedingungen. *Promet*, 33, 3/4, 83–94, 2007.
- Jendritzky, G., A. Grätz und G. Scheid, Das Bioklima in Deutschland. Bioklimakarte, www.heilklima.de, letzter Zugriff 13.5.2010.
- Jendritzky, G., G. Havenith, P. Weihs, E. Batchvarova, and R. DeDear, The universal thermal climate Index UTCI - goal and state of COST action 730 and ISB Commission 6. Proceedings 18th Int. Congress Biometeorology ICB 2008, September 22-26, 2008, Tokyo, 2008.
- Jendritzky, G., G. Menz, H. Schmidt-Kessen und H. Schirmer, Methodik zur räumlichen Bewertung der thermischen Komponente im Bioklima des Menschen. *Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover*, 114, 1990.

- Jendritzky G., W. Sönning und H. J. Swantes, Ein objektives Bewertungsverfahren zur Beschreibung des thermischen Milieus in der Stadt- und Landschaftsplanung. *Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover*, 28, 1979.
- Jerrett, M., R. T. Burnett, C. A. Pope, K. Ito, G. Thurston, D. Krewski, Y. Shi, E. Calle, and M. Thun, Long-Term Ozone Exposure and mortality. *The New England Journal of Medicine*, 360, 1085–1095, 2009.
- Jerrett, M., K. Shankardass, K. Berhane, W. J. Gauderman, N. Künzli, E. Avol, F. Gilliland, F. Lurmann, J. N. Molitor, J. T. Molitor, D. C. Thomas, J. Peters, and R. McConnell, Traffic-related air pollution and asthma onset in children: A prospective cohort study with individual exposure measurements. *Environmental Health Perspectives*, 116, 1433–1438, 2008.
- John, A., T. Kuhlbusch und M. Lutz, M., Quellzuordnung anhand aktueller Immissions- und Emissionsdaten in Berlin. Workshop PM_x-Quellidentifizierung. 22. u. 23. Januar 2004, Duisburg, 2004.
- Jonas, M., T. Staeger, C.-D. Schönwiese, Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland –, Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau, 2005.
- Joshi, G., The ambient air concentration of carbonmonoxide in an urban environment. *Ecology, Environment and Conservation*, 6, 307–310, 2000.
- Junk, J., and U. Feister, Efficiency of a neural network to model and predict daily values of UV irradiation based on measurements of meteorological parameters and atmospheric ozone at Lindenberg, Germany. SCOUT-O3 Annual Meeting 20.–24. March, 2006, Jülich, Germany, 2006.
- Junk, J., U. Feister und A. Helbig, Modellierung von Langzeitreihen der solaren UV-Strahlung für Stationen in Europa. Meteorologen Tagung DACH, 10.–14. September 2007, Hamburg, 2007.
- Junk, J., F. Grimmer und A. Helbig, Screening, Prognose und Szenarien der verkehrsbedingten Immissionen einer Stadt in Tallage. Proc. Deutsch-Österreichisch-Schweizerische Meteorologen Tagung 2004, Karlsruhe, 445, 2004a.
- Junk, J. und A. Helbig, Spezifische Aspekte des Stadtklimas von Trier, dargestellt am Beispiel von zwei Temperaturmessfahrten. In: Müller, P., S. Rumpf und H. Mohnheim (Hrsg.), Umwelt und Region – Aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereichs 522, 29–34, Trier, 2002.
- Junk, J., and A. Helbig, Heat island and thermal comfort in the city of Trier. Proc. Fifth International Conference on Urban Climate (ICUC-5), 2003 Lodz, Poland, Vol. 2, 51–54, 2003a.
- Junk, J. und A. Helbig, Die PM10-Staubbelastung in Rheinland-Pfalz – Neue gesetzliche Regelungen und erste Messergebnisse. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 1/2, 43–47, 2003b.
- Junk, J., and A. Helbig, The influence of meteorological parameters on the daily PM10 concentrations in the western part of Germany. Proc. 6. International Conference on Urban Climate (ICUC 6), 2006 Göteborg, Schweden, 2006.
- Junk, J., A. Helbig, and F. Grimmer, Estimation of air quality at Trier, Germany – a case study with STREET. In: Pahl, C., S. Schmidt, and T. Jakerman (eds.), iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management". International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, June 2004, 2004c.
- Junk, J., A. Helbig und A. Krein, Bewertung der Luftqualität in Rheinland-Pfalz mittels verschiedener Luftqualitätsindizes. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 16, 161–167, 2004a.
- Junk, J., A. Helbig und A. Krein, Der Einfluss des Wetters auf Unfallhäufigkeiten. *Zeitschrift für Verkehrssicherheit*, 3, 143–148, 2005.
- Junk, J., A. Helbig, and A. Krein, Screening and scenarios of traffic emissions at Trier, Germany. *Environmental Science and Pollution Research*, 11, 297–301, 2004b.

- Junk, J., A. Helbig, and J. Lüers, Urban climate and air quality at Trier, Germany. *International Journal of Biometeorology*, 47, 230–238, 2003.
- Junk, J., A. Helbig, and A. Krein, Mortality rates and air pollution levels under different weather conditions – an example from Western Europe. *International Journal of Environment and Waste Management, Special issue: Urban Air pollution*, 4, 197–212, 2009.
- Junk, J. und A. Krein, Das Stadtklima von Trier – Messergebnisse und subjektive Umweltwahrnehmung. Jahrbuch Kreis Trier-Saarburg, 145–150, 2006.
- Junk, J., A. Krein, and L. Hoffmann, An integrated health warning system - A case study for the Grand-Dutchy of Luxemburg. In preparation, 2011.
- Kärenlampi L., and L. Skärby, Critical levels for ozone in Europe: testing and finalizing the concepts. University of Kuopio, Kuopio, 1996.
- Kampf, W. D., Several years of carbon monoxide measurements in the edge of a main traffic artery in Berlin. *Wasser, Boden Lufthygiene*, 42, 101–108, 1974.
- Kalkstein, L. S., P. F. Jamason, J. S. Greene, J. Libby, and L. Robinson, The Philadelphia hot weather-health watch/warning system: development and application, summer 1995. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 77, 1519–1528, 1996.
- Keeser, E., V. Froboese, and R. Turnau, *Toxicology and hygiene of motor transportation means*. Springer, Berlin, 1930.
- Kerschgens, M. J. Die Energetik der Stadt. *Bonner Meteorologische Abhandlungen*, 35, 1987.
- Kerschegns, M. J., and R. L. Drauschke, On the energy budget of a mid-latitude city atmosphere. *Beiträge zur Physik der Atmosphäre*, 59, 115–125, 1986.
- Kessler, C., A. Niederau, and W. Scholz, Estimation of NO₂/NO_x relations of traffic emissions in Baden-Württemberg from 1995 to 2005. 2nd Conference on Environment & Transport, including 15th Conference on Transport and Air Pollution, Reims, France, 12.-14. June, Proceedings No. 107, 101–105, 2006.
- Khoder, M. I., Atmospheric conversion of sulphur dioxide to particulate sulphate and nitrogen dioxide to particulate nitrate and gaseous nitric acid in an urban area. *Chemosphere*, 49, 675–684, 2002.
- Kidder, S. Q., and O. M. Essenwanger, The effect of clouds and wind on the difference in nocturnal cooling rates between urban and rural areas. *Journal of Applied Meteorology*, 34, 2440–2448, 1995.
- Kienle, J., Ein stadtgebundener Schneefall in Mannheim. *Meteorologische Rundschau*, 5, 132–133, 1952.
- Kirch, W., B. Menne, and R. Bertollini, *Extreme weather events and public health responses*. Springer, Berlin, 2005.
- Klumpp, A., W. Ansel, G. Klumpp, V. Calatayud, J.P. Garrec, S. He, J. Peñuelas, A. Ribas, H. Røpoulsen, S. Rasmussen, M. Sanz, and P. Vergne, Ozone pollution and ozone biomonitring in European cities. Part I: Ozone concentration and cumulative exposure indices at urban and suburban site. *Atmospheric Environment*, 40, 7963–7974. 2006.
- Knowlton, K., J. E. Rosenthal, C. Hogrefe, B. Lynn, S. Gaffin, R. Goldberg, C. Rosenzweig, K. Civerolo, J. Y. Ku, and P. L. Kinney, Assessing ozone-related health impacts under changing climate. *Environmental Health Perspectives*, 112, 1557–1563, 2004.
- Koch, E., W. Marktl, A. Matzarakis, H. Nefzger, E. Rudel, S. Schunder-Tatzber und M. Zygmuntowski, Klimatherapie in Österreich - Potentiale der Klimatherapie in Österreich. Wien, 2005.
- Koe, L. C. C., A. F. Arellano, and J. L. McGregor, Investigation of the haze transport from 1997 biomass burning in Southeast Asia: its impact upon Singapore. *Atmospheric Environment*, 35, 2723–2734, 2001.

- Köpke, P. und M. Sachweh, Nebel und Stadtklima. *Annalen der Meteorologie*, 27, 119–120, 1992.
- Kolehmainen, M., H. Martikainen, T. Hiltunen, and J. Ruuskanen, Forecasting air quality parameters using hybrid neural network modelling. *Environmental Monitoring and Assessment*, 65, 277–286, 2000.
- Koppe, C., Gesundheitsrelevante Bewertung von thermischer Belastung unter Berücksichtigung der kurzfristigen Anpassung der Bevölkerung an die lokalen Witterungsverhältnisse. Dissertation, Freiburg im Breisgau, 2005.
- Koppe, C., G. Jendritzky und G. Pfaff, Die Auswirkungen der Hitzewelle 2003 auf die Gesundheit, Klimastatusbericht 2003, 152–162, Deutscher Wetterdienst, Offenbach, Germany, 2003.
- Kosatsky, T., The 2003 European heat waves. *Eurosurveillance*, 10, 7–9, 2005.
- Kourtidis, K. A., I. Ziomas, C. Zerefos, E. Kosmidis, S. Symeonidis, E. Christophilopoulos, S. Karathanassis, and A. Moloutsos, Benzene, toluene, NO₂ and SO₂ measurements in an urban street canyon in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 36, 5355–5364, 2002.
- Kraft, M., T. Eikmann, A. Kappos, N. Künzli, R. Rapp, K. Scheider, H. Seitz, J. U. Voss, and H. E. Wichmann, The German view: Effects of nitrogen dioxide on human health - derivation of health-related short-term and long-term values. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 208, 305–318, 2005.
- Kratzer, P. A., *Das Stadtklima*. Friedrich Vieweg & Sohn Verlag, Braunschweig, 1956.
- Kraus, H., Die Wärmeinsel. *Promet*, 9, 7–11, 1979.
- Kraus, K., *Die Atmosphäre der Erde: Eine Einführung in die Meteorologie*. Friedrich Vieweg & Sohn Verlag, Braunschweig, 2000.
- Krein, A., J. F. Iffly, J. Junk, J. N. Audinot und L. Hoffmann, Feinstaub in Luxemburg – Verhalten und Eigenschaften in der bodennahen Atmosphäre. Archives des sciences naturelles, physiques et mathématiques, Luxembourg, in press, 2010.
- Kreyling, W. G., Interspecies comparison of lung clearance of "insoluble" particles. *Journal of Aerosol Medicine*, 3, 93–110, 1990.
- Kreyling, W. G., M. Semmler-Behnke, and W. Möller, Ultrafine particle-lung interactions: does size matter? *Journal of Aerosol Medicine*, 19, 74–83, 2006.
- Kuhlbusch, T. A. J., A. C. John, and H. Fissan, Diurnal variations of aerosol characteristics at a rural measuring site close to the Ruhr-Area, Germany. *Atmospheric Environment*, 35, 13–21, 2001.
- Kuhns, H., V. Etyemezian, M. Green, K. Hendrickson, M. McGown, K. Barton, and M. Pitchford, Vehicle-based road dust emission measurement – Part II: Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM10 emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment*, 37, 4573–4582, 2003.
- Kukkonen, J., E. Valkonen, J. Walden, T. Koskentalo, A. Karppinen, R. Berkowicz, and R. Kartastenpää, Measurements and modelling of air pollution in a street canyon in Helsinki. *Environmental Monitoring and Assessment*, 65, 371–379, 2000.
- Kurt, A., B. Gulbagci, F. Karaca, and O. Alagha, An online air pollution forecasting system using neural networks. *Environmental International*, 34, 592–598, 2008.
- Kuttler, W., Stadtklima. Teil 1: Grundzüge und Ursachen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 16, 187–199, 2004a.
- Kuttler, W., Stadtklima. Teil 2: Phänomene und Wirkungen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 16, 263–274, 2004b.
- Kuttler, W., *Klimatologie*. UTB-Verlag, Köln, 2009.

- Kuttler, W. und A. B. Barlag, Angewandte Stadtklimaforschung im Ruhrgebiet. In: Chmielewski, F.M. und T. Foken, (Hrsg.), Beiträge zur Klima- und Meeresforschung, Berlin, Bayreuth, 2003.
- Kuttler, W., and A. Strassburger, Air quality measurements in urban green areas – a case study. *Atmospheric Environment* 33, 4101–4108, 1999.
- Kyle, W. J., The human bioclimate of Hong Kong. Proceedings of the Contemporary Climatology Conference, Brno, 1994. 345–350, 1994.
- Kysely, J., and R. Huth, Heat-related mortality in the Czech Republic examined through synoptic and traditional approaches. *Climate Research*, 25, 265–274, 2004.
- Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Jahresbericht 2001 Zentrales Immissionsmessnetz – ZIMEN. Eigenverlag, Mainz, 2002.
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Hydrologischer Atlas Rheinland-Pfalz, Mainz, 2005.
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Jahresbericht 2006, Mainz, 2007.
- Landsberg, H. E., *The Urban Climate*. International Geophysics Series, 28, New York, 1981.
- Latza, U., S. Gerdes, and X. Baur, Effects of nitrogen dioxide on human health: Systematic review of experimental and epidemiological studies conducted between 2002 and 2006. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 271–287, 2009.
- Lazar, R., Stadtklimaanalyse Graz. Magistrat Graz, Stadtplanungsamt, 163, 1994.
- Lee, D. O., Urban-rural humidity differences in London. *International Journal of Climatology*, 11, 577–58, 1991.
- Lenschow, P., H. J. Abraham, K. Kutzner, M. Lutz, J. D. Preuß, and W. Reichenbacher, Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35, 23–33, 2001.
- Levinson, D. H., and A. M. Waple, State of the Climate in 2003. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 85, 1–72, 2004.
- Licht, K., Die raumzeitliche Ausprägung des Klimas der Region Trier in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts – Eine regionalklimatische Analyse mit Trenduntersuchungen zum Nachweis einer Klimaänderung. Dissertation, Universität Trier, 2005.
- Liljequist, G. H. und K. Cihak, *Allgemeine Meteorologie*. Springer, Berlin, 1999.
- Lin, M., Y. Chen, R. T. Burnett, P. J. Villeneuve, and D. Krewski, Effect of short-term exposure to gaseous pollution on asthma hospitalisation in children: a bi-directional case-crossover analysis. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 57, 50–55, 2008.
- Linden, J., S. Thorsson, and I. Eliasson, Carbon monoxide in Ouagadougou, Burkina Faso: A comparison between urban background, roadside and in-traffic measurements. *Water, Air & Soil Pollution*, 188, 345–353, 2008.
- Linke, F., Die Sonnenstrahlung und ihre Schwächung in der Atmosphäre. *Handbuch der Geophysik*, 8, 239–332, 1942.
- Lippmann, M., and L. C. Chen, Health effects of concentrated ambient air particulate matter (CAPs) and its components. *Critical Reviews in Toxicology*, 39, 865–913, 2009.
- Longhurst, J., 1 to 100: Creating an air quality index in Pittsburgh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 106, 27–42, 2005.
- López, G., M. A. Rubio, M. Martinez, and F. J. Batlles, Estimation of hourly global photo synthetically active radiation using artificial neural network models. *Agricultural and Forest Meteorology*, 107, 279–291, 1998.
- Lowry, W. P., Urban effects on precipitation amount. *Progress in Physical Geography*, 22, 477–520, 1998.

- Lozan, J. L., Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?, Hamburg, 2005.
- Lüers, J., Agrarklimatologische und phänologische Auswertungen für das mittlere Moseltal – Auswirkungen des Klimawandels auf die Weinrebe im Moselraum. Dissertation Universität Trier, 2003.
- LUWG–Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Jahresbericht 2006. Mainz, 2007.
- Majewski, D., The Europa-Modell (EM) of the Deutscher Wetterdienst (DWD), ECMWF Seminar on numerical methods in Atmospheric Science, 2, 147–191, 1991.
- Marković, D. M., and D. A. Marković, The relationship between some meteorological parameters and the tropospheric concentration of ozone in the urban area of Belgrade. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 70, 1487–1495, 2008.
- Marković, D. M., D. A. Marković, A. Jovanović, L. Lazić, and Z. Mijić, Determination of O₃, NO₂, SO₂, CO and PM₁₀ measured in Belgrade urban area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145, 349–359, 2008.
- Malberg, H., *Meteorologie und Klimatologie*. Springer, Berlin, Heidelberg New York, 2002.
- Manley, G., On the frequency of snowfall in metropolitan England, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 84, 70–72, 1958.
- Marr, L. C., and R. A. Harley, Spectral analysis of weekday-weekend differences in ambient ozone, nitrogen oxide, and non-methane hydrocarbon time series in California. *Atmospheric Environment*, 36, 2327–2335, 2002.
- Mascher, F., O. Harlfinger und G. Fischer, Anthropogen bedingte Schneefälle in Ballungsräumen. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 50, 383–385, 1990.
- Matassoni, L., G. Pratesi, D. Centioli, F. Cadoni, P. Malesani, A. M. Caricchia, and A. D. Bucchianico, Saharan dust episodes in Italy: influence on PM₁₀ daily limit value (DLV) exceedances and the related synoptic. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, 1586–1594, 2009.
- Matzarakis, A., Die thermische Komponente des Stadtklimas. *Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg*, 6, Freiburg, 2001.
- Matzarakis, A., and H. Mayer, Atmospheric conditions and human thermal comfort in urban areas. Proc. 11th Seminar on Environmental Protection „Environment and Health“, Thessaloniki, Greece, 155–165, 2000.
- Matzarakis, A. und H. Mayer, Variabilität der Luftfeuchtigkeit in der Urban Canopy Layer. In: Beiträge zur 1. Deutsch-Österreichisch-Schweizerischen Meteorologen Tagung Wien, September 2001, Österreich, 1–14, 2001.
- Matzarakis, A., H. Mayer, and M. G. Iziomon, Applications of a universal thermal index: physiological equivalent temperature. *International Journal of Biometeorology*, 43, 76–84, 1999.
- Matzarakis, A., R. Röckle, C. J. Richter, H. C. Höfl, W. Steinicke, M. Streifeneder und H. Mayer, Planungsrelevante Bewertung des Stadtklimas – Am Beispiel von Freiburg im Breisgau. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 68, 334–340, 2008.
- Matzarakis, A., F. Rutz, and H. Mayer, Estimation and calculation of the mean radiant temperature within urban structures. *Biometeorology and Urban Climatology at the Turn of the Millennium*, 273–278, 2000.
- Matzarakis, A., F. Rutz, and H. Mayer, 2010: Modelling radiation fluxes in simple and complex environments – Basics of the RayMan model. *International Journal of Biometeorology*, 54, 131–139, 2010.
- Mayer, H., 1971: Der Tagesgang der Windgeschwindigkeit in der bodennahen Atmosphäre. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Meteorologischen Institutes der Universität München*, 21, 59–60, 1971.

- Mayer, H., Workshop Ideales Stadtklima, 26. Oktober 1989. München. *DMG-Mitteilungen* 3/89, 52–54, 1989.
- Mayer, H., Air pollution in cities. *Atmospheric Environment*, 33, 4029–403, 1999.
- Mayer, H., Klima in urbanen Räumen. Skript zum Vertiefungsblock Nr. 96a. Meteorologisches Institut der Universität Freiburg, Selbstverlag, 2004.
- Mayer, H., Vorstellung CLIMES Projekt; Kolloquium, Universität Trier, 2010.
- Mayer, H., J. Holst, D. Schindler, and D. Ahrens, Evolution of the air pollution in SW Germany evaluated by the long-term air quality index LAQx. *Atmospheric Environment*, 42, 5071–5078, 2008.
- Mayer, H., and F. Kalberlah, Two impact related air quality indices as tools to assess the daily and long-term air pollution. *International Journal of Environment and Pollution*, 36, 19–29, 2009.
- Mayer, H., F. Kalberlah, D. Ahrens und U. Reuter, Analyse von Indizes zur Bewertung der Luft. *Gefahrstoffe–Reinhaltung der Luft*, 62, 177–183, 2002.
- Mayer, H., C. Koppe, P. Griem, F. Kalberlah und D. Ahrens, Ansätze für Luftqualitätsindizes. In: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Tagungsband zur Deutsch–Österreichisch–Schweizerische Meteorologen Tagung (DACH), Selbstverlag Wien, 246, 2001.
- Mayer, H., L. Makra, F. Kalberlah, D. Ahrens, and U. Reuter, Air stress and air quality indices. *Meteorologische Zeitschrift*, 13, 395–403, 2004.
- Mayer, H., A. Matzarakis, and M. G. Iziomon, Spatio-temporal variability of moisture conditions within the urban canopy layer. *Theoretical and Applied Climatology*, 76, 165–179, 2003.
- Mazzeo, N. A., L. E. Venegas, and H. Choren, Analysis of NO, NO₂, O₃ and NO_x concentrations measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime. *Atmospheric Environment*, 39, 3055–3068, 2005.
- McClelland, J. L., and D. E. Rumelhart, *Parallel distributed processing: explorations in the micro-structure of cognition. Vol. I: foundations and Vol. II: psychological and biological models*. MIT Press, Cambridge, 1986.
- McDonald, A. G., W. J. Bealey, D. Fowler, U. Dragosits, U. Skiba, R. I. Smith, R. G. Donovan, H. E. Brett, C. N. Hewitt, and E. Nemitz, Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41, 8455–8467, 2007.
- Menz, G., Angewandte Bioklimatologie im umweltwissenschaftlichen Bereich. *Geographische Rundschau*, 41, 325–331, 1989.
- Menzel, A., Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. *International Journal of Biometeorology*, 44, 76–81, 2000.
- Menzel, A., and P. Fabian, Growing season extended in Europe. *Nature* 397, 659–660, 1999.
- Menzel, A., G. Jakobi, R. Ahas, H. Scheifinger, H., and N. Estrella, Variations of the climatological growing season (1951–2000) in Germany compared with other countries. *International Journal of Climatology* 23, 793–812, 2003.
- Mergens, W., Messstellenleiter DWD-Station Trier-Petrisberg, mündliche Mitteilung, 2006.
- Mills, G., Progress towards sustainable settlements: a role for urban climatology. *Theoretical and Applied Climatology*, 84, 69–76, 2006.
- Mills, G., F. Hayes, D. Simpson, L. Emberson, D. Norris, H. Harmes, and P. Bükers, Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-) natural vegetation in Europe (1990 – 2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global Change Biology*, 17, 592–613, 2011.
- Möller, D., *Luft*. Walter de Gruyter, Berlin, 2003.

- Möller, W., K. Felten, K. Sommerer, G. Scheuch, G. Meyer, P. Meyer, K. Häussinger, and W. G. Kreyling, Deposition, retention, and translocation of ultrafine particles from the central airways and lung periphery. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 177, 426–432, 2008.
- Mohandes, M., S. Rehman, and T. O. Halawani, Estimation of global solar radiation using artificial neural networks. *Renewable Energy*, 14, 179–184, 1998.
- Morandi, M., and M. Eisenbud, Carbon monoxide exposure in New York City: A historical overview. *Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 56, 817–828, 1980.
- Moreno-Garcia, M. C., Intensity and form of the urban heat island in Barcelona. *International Journal of Climatology*, 14, 705–710, 1994.
- Moreno, T., J. Lavín, X. Querol, A. Alastuey, M. Viana, and W. Gibbons, Controls on hourly variations in urban background air pollutant concentrations. *Atmospheric Environment*, 43, 4178–4186, 2009.
- Moustris, K. P., I. C. Ziomas, and A. G. Paliatsos, 3-day-ahead forecasting of regional pollution index for the pollutants NO₂, CO, SO₂, and O₃ Using Artificial Neural Networks in Athen, Greece. *Water, Air and Soil Pollution*, doi: 10.1007/s11270-009-0179-5, 2009.
- Müller-Westermeier, G., Klimatrends in Deutschland. In: DWD (Hrsg.) Klimastatusbericht 2001, 114–124, Offenbach, 2001.
- Münchener Rückversicherungs-Gesellschaft, Naturkatastrophen in Deutschland – Schadenerfahrungen und Schadenpotentiale, München, 1999.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz), Klimaschutz in Rheinland-Pfalz. Umweltbericht 1996, Landtagsdrucksache 12/5828 vom 16.12.1994. Mainz, 1997.
- Murena, F., N. Garofalo, and G. Favale, Monitoring CO concentration at leeward and windward sides in a deep street canyon. *Atmospheric Environment*, 42, 8204–8210, 2008.
- Nagendra, S., and M. Khare, Diurnal and seasonal variations of carbon monoxide and nitrogen dioxide in Delhi city. *International Journal of Environment and Pollution*, 19, 75–96, 2003.
- Nakicenovic, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T. Y. Jung, T. Kram, E. L. La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Pitcher, L. Price, K. Riahi, A. Roehrl, H. H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor, and Z. Dadi, IPCC Special Report on Emission Scenarios, Cambridge University Press, United Kingdom and New York, USA, 2000.
- NEG-TAP (National Expert Group on Transboundary Air Pollution), Acidification, eutrophication and ground-level ozone in the UK, report of the National Expert Group on Transboundary Air Pollution, Department of Environmental Food and Rural Affairs, London, 2001.
- Nemery, B., Metal toxicity and the respiratory tract. *The European Respiratory Journal*, 3, 202–219, 1990.
- Neuwirth, R., *Die Stadt in der Bundesrepublik Deutschland*. Stuttgart, 1974.
- Nguyen, H.T., and K. H. Kim, Evaluation of SO₂ pollution levels between four different types of air quality monitoring stations. *Atmospheric Environment*, 40, 7066–7081, 2006.
- Nübler, W., Konfiguration und Genese der Wärmeinsel der Stadt Freiburg. *Freiburger Geographische Hefte*, 16, 1979.
- Nunnari, G., S. Dorling, U. Schlink, G. Cawley, R. Foxhall, and T. Chatterton, Modelling SO₂ concentration at a point with statistical approaches. *Environmental Modelling & Software*, 19, 887–905, 2004.
- Oke, T. R., City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment*, 7, 769–779, 1973.
- Oke, T. R., The distinction between canopy and boundary-layer urban heat islands. *Atmosphere*, 14, 268–277, 1976.

- Oke, T. R., *Boundary Layer Climates*. Taylor & Francis, London, 1978
- Oke, T. R., The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 108, 1–24, 1982.
- Oke, T. R., *Boundary Layer Climates*, 2nd edn. Taylor & Francis, London, 1987.
- Oke, T. R., The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*, 12, 471–508, 1988.
- Oke, T. R., Surface climate processes. In: Bailey, W. G., and R. R. Wayne (ed), The surface climates of Canada. McGill-Queen's University Press, Montreal & Kingston, London, 21–43, 1997.
- Oke, T. R., Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban sites. IOM Report No. 81, WMO/TD. No. 1250, World Meteorological Organization, Geneva, 2006.
- Oke, T. R., Siting and exposure of meteorological instruments at urban sites. In: Air Pollution Modeling and its Application XVII, Borrego, C. and A. L. Norman, (eds.), Springer, 615–632, 2007.
- Oke, T. R., and H. A. Cleugh, Urban heat storage derived as energy balance residuals. *Boundary Layer Meteorology*, 39, 233–245, 1987.
- Oke, T. R., and J. H. McCaughey, Suburban-rural energy balance comparison for Vancouver, B.C.: An extreme case? *Boundary-Layer Meteorology*, 26, 337–354, 1983.
- Orlanski, I., A rational subdivision of scales for atmospheric processes. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 56, 527–530, 1975.
- Österle, H., J. Glauer und M. Denhard, Struktur, Aufbau und statistische Programmbibliothek der meteorologischen Datenbank am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, *PIK Report No. 49*, Potsdam, 1999.
- Otte, U., Meteorologische Messungen in Stadtgebieten. In: Helbig, A., J. Baumüller und J. Kerschgens (Hrsg.), *Stadtklima und Luftreinhaltung – 2., vollständig überarbeitete und ergänzte Auflage*, Springer, Berlin, 1999.
- Querol, X., A. Alastuey, S. Rodriguez, F. Plana, C. R. Ruiz, N. Cots, G. Massagué, and O. Puig, PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35, 6407–6419, 2001.
- Oxman, A. D., D. C. Muir, H. S. Shannon, S. R. Stock, E. Hnizdo, and H. J. Lange, Occupational dust exposure and chronic obstructive pulmonary disease: A systematic overview of the evidence, *The American Review of Respiratory Disease*, 148, 38–48, 1993.
- Palau, J. L., J. Meliá, D. Segarra, G. Pérez-Landa, F. Santa-Cruz, and M. M. Millán, Seasonal differences in SO₂ ground-level impacts from a power plant plume on complex terrain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149, 445–455, 2009.
- Pandey, S. K., K. H. Kim, S. Y. Chung, S. J. Cho, M. Y. Kim, and Z. H. Shon, Long-term study of NO_x behavior at urban roadside and background locations in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment*, 42, 607–622, 2008.
- Paoletti, E., A. De Marco, and S. Racalbuto, Why should we calculate complex indices of ozone exposure? Results from Mediterranean background sites. *Environmental Monitoring and Assessment*, 128, 19–30, 2007.
- Papaioannou, A. B., L. G. Viras, P. T. Nastos, and A. G. Paliatsos, Temporal evolution of sulfur dioxide and nitrogen oxides in the city of Volos, Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 161, 485–494, 2010.
- Papanastasiou, D. K., D. Melas, and I. Kioutsioukis, Development and assessment of neural network and multiple regression models in order to predict PM10 levels in a medium-sized Mediterranean city. *Water Air and Soil Pollution*, 182, 325–334, 2007.

- Park, H. S., Features of the heat island in Seoul and its surrounding cities. *Atmospheric Environment*, 20, 1859–1866, 1986.
- Park, H. S., Variations in the urban heat island intensity affected by geographical environments. *Environmental Research Center Papers, Univ. Tsukuba, Ibaraki*, 11, 1987.
- Parlow, E., Remotely sensed heat fluxes of urban areas: In: de Dear, J. R., J. D. Kalma, T. R. Oke und A. Auliciems, *Biometeorology and Urban Climatology at the Turn of the Millennium, Selected Papers from the Conference ICB-ICUC'99, Sydney, WCASP-50, WMO/TD No. 1026*, 523–528, 2000.
- Pascal, M., K. Laaidi, M. Ledrans, E. Baffert, C. Caserio-Schönemann, A. Le Tertre, J. Manach, S. Medina, J. Rudant, and P. Empereur-Bissonnet, France's heat health warning system. *International Journal of Biometeorology*, 50, 144–153, 2006.
- Pellegrini, E., G. Lorenzini, and C. Nali, The 2003 European heat wave: Which role for Ozone? Some data from Tuscany, Central Italy. *Water, Air & Soil Pollution*, 181, 401–408, 2007.
- Peters, A. und H. E. Wichmann, Gesundheitsrisiken durch feine und ultrafeine Partikel. Haus der Technik-Seminar, 1999.
- Pleijel, H., H. Danielsson, K. Ojanperä, L. De Temmerman, P. Högy, M. Badiani, and P. E. Karlson, Relationship between ozone exposure and yield loss in European wheat and potato – a comparison of concentration and flux-based exposure indices. *Atmospheric Environment*, 38, 2259–2269, 2004.
- Polichetti, G., S. Cocco, A. Spinali, V. Trimarco, and A. Nunziata, Effects of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁) on the cardiovascular system. *Toxicology*, 261, 1–8, 2009.
- Pont, V., and J. Fontan, Comparison between week-end and weekday ozone concentration in large cities in France. *Atmospheric Environment*, 35, 1527–1535, 2001.
- Pott, F. und M. Roller, Akute Toxizität ultrafeiner, beschichteter Titandioxidpartikel. In: Jahresbericht 96/97, 29, Medizinisches Institut für Umwelthygiene, 1996.
- Pott, F. und M. Roller, Aktuelle Fragen und Daten zur Kanzerogenität von Partikeln aus Abgasen von Dieselmotoren und anderen Quellen. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 200, 223–280, 1997.
- Pryor, S. C., and D. G. Steyn, Hebdomadal and diurnal cycles in ozone time series from Lower Fraser Valley. *Atmospheric Environment*, 29, 1007–1019, 1995.
- Pun, B. K., C. Seigneur, and W. White, Day-of-week behaviour of atmospheric ozone in three US cities. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 53, 789–801, 2003.
- Putaud, J. P., F. Raes, R. Van Dingenen, E. Brüggemann, M. C. Facchini, S. Decesari, S. Fuzzi, R. Gehrig, C. Hüglin, P. Laj, G. Lorbeer, W. Maenhaut, N. Mihalopoulos, K. Müller, X. Querol, S. Rodriguez, J. Schneider, G. Spindler, H. Bring, K. Tørseth, and A. Wiedensohler, A European aerosol phenomenology – 2: chemical characteristics of particular matter at kerbside, urban, rural and background sites. *Atmospheric Environment*, 38, 2579–2595, 2004.
- Dockery, D. W., J. Cunningham, A. I. Damokosh, L. M. Neas, J. D. Spengler, P. Koutrakis, J. H. Ware, M. Raizenne, and F. E. Speitzer, Health effects of acid aerosols on North American children. *Environmental Health Perspectives*, 104, 500–505, 1996.
- Rapp, J., Regionale Klimatrends in Deutschland im 20. Jahrhundert. DWD (Hrsg.), Klimastatusbericht 2001, 175–184, 2001.
- Ratto, G., F. Videla, J. R. Almandos, R. Maronna, and D. Schinca, Study of meteorological aspects and urban concentration of SO₂ in atmospheric environment of La Plata, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 121, 325–340, 2006.
- Rauterberg-Wulff, A., Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußimmission an Straßen. Fortschrittberichte VDI Reihe 15, Umwelttechnik Nr. 202, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1998.

- Reddy, K. S., and M. Ranjan, Solar resource estimation using artificial neural networks and comparison with other correlation models. *Energy Conversion and Management*, 44, 2519–2530, 2003.
- Richter, G., Der Landschaftsraum Trier. In: Jätzold (Hrsg.), Der Trierer Raum und seine Nachbargebiete. Exkursionsführer anlässlich des 19. Deutschen Schulgeographentages Trier, Sonderheft, 1984.
- Richter, D., Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 194, Offenbach, 1995.
- Richtlinie 70/220/EWG des Rates vom 20.3.1970 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Abgase von Kraftfahrzeugmotoren mit Fremdzündung.
- Richtlinie 72/306/EWG des Rates v. 2.8.1972 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen gegen die Emission verunreinigender Stoffe aus Dieselmotoren zum Antrieb von Fahrzeugen.
- Richtlinie 80/12168/EWG des Rates v. 16.12.1980 über den Kraftstoffverbrauch von Kraftfahrzeugen.
- Richtlinie 88/77/EWG des Rates v. 3.12.1987 über Emissionen gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Dieselmotoren zum Antrieb von Kraftfahrzeugen.
- Richtlinie 96/62/EG des Rates v. 27.09.1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität.
- Richtlinie 98/70/EG des Rates v. 13.10.1998, Qualität von Otto- und Dieselmotoren.
- Richtlinie 1999/30/EG des Rates v. 22.04.1999 über Grenzwerte für die Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft, ABI. EG Nr. L163 v. 29.06.1999.
- Richtlinie 1999/94/EG des Europäischen Parlaments und des Rates v. 13.12.1999 über die Bereitstellung von Verbraucherinformationen über den Kraftstoffverbrauch und CO₂-Emissionen beim Marketing für neue Personenkraftwagen.
- Richtlinie 2000/25/EG des Europäischen Parlaments und des Rates v. 22.05.2000 über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emissionen gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Motoren, die für den Antrieb von land- und forstwirtschaftlichen Zugmaschinen bestimmt sind.
- Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates v. 16.11.2000, über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft.
- Richtlinie 2001/81/EG des Rates v. 23.10.2001 über nationale Emissionshöchstmenge für bestimmte Luftschadstoffe.
- Richtlinie 2001/41/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft, ABI. EG Nr. L 309 v. 23.10.2001.
- Richtlinie 2002/3/EG des Rates v. 12.2.2002 über den Ozongehalt der Luft.
- Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates v. 15.12.2004 über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft.
- Richtlinie 2008/50/EG des Rates v. 21.5.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa.
- Roeckner, E., K. Arpe, L. Bengtsson, M. Christoph, M. Claussen, L. Dümenil, M. Esch, M. Giorgetta, U. Schlese, and U. Schulzweida, The atmospheric general circulation model ECHAM4: Model description and simulation of present-day climate. Report Nr. 218, MPI, Hamburg, 1996.
- Roeckner, E., G. P. Brasseur, M. Giogetta, D. Jacob, J. Jungclaus, C. Reick und J. Sillmann, Klimaprojektionen für das 21. Jahrhundert, MPI, 2006.

- Rom, W. N., *Environmental and Occupational Medicine*. Little, Brown and Company, Boston, 1992.
- Rooney, J. R., The urban snow hazard in the United States. *Geographical Review*, 57, 538–559, 1967.
- Roorda-Knape, M. C., N. A. H. Janssen, J. J. De Hartog, P. H. N. van Vliet, H. Harssema, and B. Brunekreef, Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmospheric Environment*, 32, 1921–1930, 1998.
- Rosenfeld, D., Suppression of rain and snow by urban and industrial air pollution. *Science*, 287, 1793–1796, 2000.
- Rötzer, T., and F. M. Chmielewski, Phenological maps of Europe. *Climate Research*, 18, 249–257, 2001.
- Roth, M., T. R. Oke, and W. J. Emery, Satellite-derived urban heat islands from three coastal cities and the utility of such data in urban climatology. *International Journal of Remote Sensing*, 10, 1699–1720, 1989.
- Sailer, D. J., L. Lu, and H. Fan, Estimating urban anthropogenic heating profiles and their implications for heat island development, Fifth International Conference on Urban Climate, Lodz, Poland, 1.-5. Sept., 2003, Proceedings Vol. 1, 245–248, 2003.
- Salagnac, J. L., Lessons from the 2003 heat wave: a French perspective. *Building Research & Information*, 35, 450–457, 2007.
- Samet, J., S. Zeger, J. Kelsall, J. Xu, and L. Kalkstein, Does weather confound or modify the association of particulate air pollution with mortality? An analysis of the Philadelphia data, 1973–1980. *Environmental Research*, 77, 9–19, 1998.
- Samoli, E., E. Aga, G. Touloumi, K. Nisiotis, B. Forsberg, A. Lefranc, J., Pekkanen, B. Wojtyniak, C. Schindler, E. Niciu, R. Brunstein, M. Dodič Fikfak, J. Schwartz, and K. Katsouyanni, Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: An analysis within the APHEA project. *European Respiratory Journal*, 27, 1129–1137, 2006.
- Santamouris, M., N. Papanikolaou, I. Koronakis, I. Livada, and D. Asimakopoulos, Thermal and air flow characteristics in a deep pedestrian canyon under hot weather conditions. *Atmospheric Environment*, 33, 4503–4521, 1999.
- Sardar, S. B., P. M. Fine, H. Yoon, and C. Sioutas, Associations between particle number and gaseous co-pollutant concentrations in the Los Angeles Basin. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54, 992–1005, 2004.
- Schäfer, K., J. Vergeiner, J. Wittig, S. Emeis, H. Hoffmann, E. Griesser und P. Suppan, Meteorologische Einflüsse auf die Luftqualität in einem verkehrsbelasteten Alpentäl. Deutsch-Österreichisch-Schweizerische Meteorologen-Tagung (DACH), 2007, Hamburg, 2007.
- Scherhag, R., Stadtschnee. Beilage zur Berliner Wetterkarte vom 7.1.1969, 1969.
- Scharlau, K., Schwüle und Behaglichkeit als Klimagrößen. *Medical Microbiology and Immunology*, 123, 511–530, 1941.
- Schnitzhofer, R., J. Beauchamp, J. Dunkl, A. Wisthaler, A. Weber, and A. Hansel, Long-term measurements of CO, NO, NO₂, benzene, toluene and PM10 at a motorway location in an Austrian valley. *Atmospheric Environment*, 42, 1012–1024, 2008.
- Schnitzhofer, R., M. Norman, A. Wisthaler, J. Vergeiner, F. Harnisch, A. Gohm, F. Obleitner, A. Fix, B. Neiningner, and A. Hansel, A multimethodological approach to study the spatial distribution of air pollution in an Alpine valley during wintertime. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 9, 3985–3396, 2009.
- Schipa, I., A. Tanzarella, and C. Mangia, Differences between weekend and weekday ozone levels over rural and urban sites in Southern Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156, 509–523, 2009.

- Schönwiese, C. D., *Klimatologie*. Ulmer, Stuttgart, 2003a.
- Schönwiese C. D., Jahreszeitliche Struktur beobachteter Temperatur- und Niederschlagstrends in Deutschland. In: Chmielewski, F.M. und T. Foken, (Hrsg.), Beiträge zur Klima- und Meeresforschung, Berlin, Bayreuth, 2003b.
- Schönwiese, C. D. und R. Janoschitz, Klima-Trendatlas Deutschland: 1901-2000. Institut für Atmosphäre und Umwelt, Frankfurt/Main, 2005.
- Schönwiese, C. D. und S. Troemel, Langzeitänderungen des Niederschlages in Deutschland. In: Lozan, J. L., H. Graßl., P. Hupfer, L. Menzel und C. D. Schönwiese (Hrsg.), Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?, Hamburg, 182–187, 2005.
- Schönwiese, C. D., T. Staeger, H. Steiner und S. Brinckmann, Analyse der Klimaveränderungen in Hessen für den Zeitraum 1901 bis 2003: Abschlussbericht zum INKLIM-Forschungsvorhaben Nr. 2004.090353876-3 im Auftrag der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie, 2006.
- Schütz, M., Anthropogene Niederschlagsmodifikationen im komplex-urbanen Raum. *Geowissenschaften*, 14, 249–252, 1996.
- Schulze, E., Einfluss von Regen und Luftfeuchtigkeit auf die PM10-Emissionen und Immission. Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie, Diplomarbeit, 2002.
- Schulzweida, U., and L. Kornblueh, CDO– User’s Guide. MPI for Meteorology, Hamburg, 2008.
- Schwartz, J., The distributed lag between air pollution and death. *Epidemiology*, 11, 320–326, 2000.
- Schwartz J., and D. W. Dockery, Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. *The American Review of Respiratory Disease*, 145, 600–604, 1992.
- Seaton, A., W. McNee, K. Donaldson, and D. Godden, Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet*, 345, 176–178, 1995.
- Ségala, C., D. Poizeau, M. Mesbah, S. Willems, and M. Maidenberg, Winter air pollution and infant bronchiolitis in Paris. *Environmental Research*, 106, 96–100, 2008.
- Seinfeld J. H., *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*. John Wiley & Sons, New York, 2006.
- Shepherd, J. M., H. Pierce, and A. J. Negri, Rainfall modification by major urban areas: Observations from spaceborn rain radar on the TRMM satellite. *Journal of Applied Meteorology*, 41, 689–701, 2002.
- Sharma, M., R. Pandey, M. Maheshwari, B. Sengupta, B. P. Shukia, N. K. Gupta, and S. Johri, Interpretation of air quality data using an air quality index for the city of Kanpur, India. *Journal of Environmental Engineering Science*, 2, 453–462, 2003.
- Shi, J. P., and R. M. Harrison, Regression modeling of hourly NO_x and NO₂ concentrations in urban air in London. *Atmospheric Environment*, 31, 4081–4094, 1997.
- Shepherd, J. M., A review of current investigations of urban-induced rainfall and recommendations for the future. *Earth Interactions*, 9, 1–27, 2005.
- Simpson, R. W. and A. P. Layton, Forecasting peak ozone levels. *Atmospheric Environment*, 17, 1649–1654, 1983.
- Slini, T., A. Kaprara, K. Karatzas, and N. Moussiopoulos, PM10 forecasting for Thessaloniki, Greece. *Environmental Modeling and Software*, 21, 559–565, 2006.
- Smith, K., How seasonal and weather conditions influence road accidents in Glasgow. *Scottish Geographical Magazine*, 98, 103–114, 1982.

- Soliman, A. S. and R. B. Jacko, A quantitative approach to the traffic air quality problem: the traffic air quality index. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58, 641–646, 2008.
- Sousa, S. I. V., F. G. Martins, M. C. Pereira, M. C. M. Alvim-Ferraz, H. Ribeiro, M. Oliveira, and I. Abreu, Influence of atmospheric ozone, PM10 and meteorological factors on the concentration of airborne pollen and fungal spores. *Atmospheric Environment*, 42, 7452–7464, 2008.
- Spektor, D. M., M. Lippmann, P. J., Lioy, G. D. Thurston, K. Citak, D. J. James, N. Bock, F. E. Speizer, and C. Hayes, Effects of ambient ozone on respiratory function in active, normal children. *The American Review of Respiratory Disease*, 137, 313–320, 1988.
- Srebot, V., E. A. Gianicolo, G. Rainaldi, M. G. Trivella, and R. Sicari, Ozone and cardiovascular injury. *Cardiovascular Ultrasound*, 7, 1–8, 2009.
- Statistisches Bundesamt, Bodenflächen nach Art der tatsächlichen Nutzung in Deutschland. www.destatis.de/basis/d/umw/ugrtab7.php (letzter Zugriff: 1.5.2010), 2005.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Rheinland-Pfalz 2050 – Zeitreihen, Strukturdaten, Analysen, Bad-Ems, 2008.
- Steinhauser, F., Der Jahres- und Tagesgang der Windgeschwindigkeit im Neusiedlersee-Gebiet. Sitzungsberichte der österreichischen Akademie der Wissenschaften, 191, 381–419, 1982.
- Stieb, D. M., R. T. Burnett, M. Smith-Doiron, O. Brion, H. H. Shin, and V. Economou, A new multipollutant, no-threshold air quality health index based on short-term associations observed in daily time-series analyses. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58, 435–450, 2008.
- Stout, G. E., Some observations of cloud initiation in industrial areas. In: Air over cities, Technical Report A62-5. Washington DC, US Public Health Service, 147–153, 1962.
- Sukopp, H. und R. Wittig, *Stadtökologie – Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. Springer, Berlin, 1998.
- Sun, Q., A. Wang, X. Jin, A. Natanzon, D. Duquaine, R. D. Brook, J. G. Aguinaldo, Z. A. Fayad, V. Fuster, M. Lippmann, L. C. Chen, and S. Rajagopalan, Long-term air pollution exposure and acceleration of atherosclerosis and vascular inflammation in an animal model. *Journal of the American Medical Association*, 294, 3003–3010, 2005.
- Sundborg, A., Local climatological studies of the temperature conditions in an urban area. *Tellus*, 2, 222–232, 1950.
- Sunyer, J., F. Ballester, A. Le Tertre, R. Atkinson, J. G. Ayres, F. Forastiere, B. Forsberg, J. M. Vonk, L. Bisanti, J. M. Tenías, S. Medina, J. Schwartz, and K. Katsouyanni, The association of daily sulfur dioxide air pollution levels with hospital admissions for cardiovascular diseases in Europe. *European Heart Journal*, 24, 752–760, 2003.
- Sunyer, J., X. Basagana, J. Belmonte, and J. M. Antó, Effect of nitrogen dioxide and ozone on the risk of dying in patients with severe asthma. *Thorax*, 57, 687–693, 2002.
- Szyszkowicz, M., B. H. Rowe, and G. G. Kaplan, Ambient sulphur dioxide exposure and emergency department visits for migraine in Vancouver, Canada. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 22, 7–12, 2009.
- Tager, I. B., J. Balmes, F. Lurmann, L. Ngo, S. Alcorn, and N. Künzli, Chronic exposure to ambient ozone and lung function in young adults. *Epidemiology*, 16, 751–759, 2005.
- Tan, J., L. S. Kalkstein, J. Huang, S. Lin, H. Yin, and D. Shao, An operational heat/health warning system in Shanghai. *International Journal of Biometeorology*, 48, 157–162, 2004.
- Thom, E. C., The discomfort index. *Weatherwise*, 12, 57–60, 1959.
- Tiwary, A., D. Sinnott, C. Peachey, Z. Chalabi, S. Vardoulakis, T. Fletcher, G. Leonardi, C. Grundy, A. Azapagic, and T. R. Hutchings, An integrated tool to assess the role of new planting in

- PM10 capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, 157, 2645–2653, 2009.
- Tressol, M., C. Ordonez, R. Zbinden, J. Brioude, V. Brioude, C. Mari, P. Nedelec, J. P. Cammas, H. Smit, H. W. Patz, and A. Volz-Thomas, Air pollution during the 2003 European heat wave as seen by MOZAIC airliners. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 2133–2150, 2008.
- Trierischer Volksfreund, Nr. 121 vom 25. Mai 2004.
- Tritscher, T., Korngrößendifferenzierte Analyse des Feinstaubs PM10 – Vergleich zwischen Stadt und städtischem Umland. Diplomarbeit, Institut für Landschaftsökologie Fachbereich Geowissenschaften Westfälische Wilhelms-Universität Münster, 2007.
- Tuovinen, J.P., Assessing vegetation exposure to ozone: properties of the AOT40 index and modifications by deposition modeling. *Environmental Pollution*, 109, 361–372, 2000.
- Tzenkova, A., I. Kandjov, and J. Ivancheva, Biometeorological aspects of urban climate in Sofia. *EURASAP Newsletter*, June 2003, 49, 2003.
- Umweltbundesamt, Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.), INFRAS AG Bern im Auftrag von Umweltbundesamt Berlin und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 1999.
- Umweltbundesamt, Episodenhafte PM10-Belastung in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2000 bis 2003. Offenbach, 2003a.
- Umweltbundesamt, Der deutsche Umweltindex (DUX) und die Indikatoren des Umweltbarometers Deutschland. Offenbach, 2003b.
- Umweltbundesamt, Umweltpolitik – Umweltbewusstsein in Deutschland 2004. Berlin, 2004.
- Umweltbundesamt, Hintergrundpapier zum Thema Staub/Feinstaub (PM). Berlin, 2005.
- Umweltbundesamt, Künftige Klimaänderungen in Deutschland – Regionale Projektionen für das 21. Jahrhundert. Dessau, 2006.
- Umweltbundesamt, Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. Dessau, 2008.
- Umweltbundesamt, Entwicklung der Luftqualität in Deutschland. Dessau, 2009.
- Unger, J., Comparisons of urban and rural bioclimatological conditions in the case of a Central-European city. *International Journal of Biometeorology*, 43, 139–144, 1999.
- Ungers, J., Heat island intensity with different meteorological conditions in a medium-sized town: Szeged, Hungary. *Theoretical and Applied Climatology*, 54, 147–151, 1996.
- Unger, J., and J. Ondok, J., Some features of urban influences on temperature extremities. *Acta Climatologica*, 28, 29–34, 1995.
- Unkašević, M., O. Jovanović, and T. Popović, Urban-suburban/rural vapour pressure and relative humidity differences at fixed hours over the area of Belgrade city. *Theoretical and Applied Climatology*, 68, 67–73, 2001.
- Vanderstraeten, P., Y. Lénelle, A. Meurrens, D. Carati, L. Brenig, A. Delcloo, Z. Y. Offer, and E. Zaady, Dust storms originate from Sahara covering Western Europe: A case study. *Atmospheric Environment*, 42, 5489–5493, 2008.
- Van Dingen, R., F. Raes, J. P. Putaud, U. Baltensperger, A. Charron, M. C. Facchini, S. Decesari, S. Fuzzi, R. Gehrig, H. C. Hansson, R. M. Harrison, C. Hüglin, A. M. Jones, P. Laj, G. Lorbeer, W. Maenhaut, F. Palmgren, X. Querol, S. Rodriguez, J. Schneider, H. Brink, P. Tunved, K. Tørseth, B. Wehner, E. Weingartner, A. Wiedensohler, and P. Wählin, A European aerosol phenomenology – 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38, 2561–2577, 2004.

- Vautard, R., M. Beekmann, J. Desplat, A. Hodzic, and S. Morel, Air quality in Europe during the summer of 2003 as a prototype of air quality in a warmer climate. *Comptes Rendus Geosciences*, 339, 747–763, 2007.
- Velders, G. J. M., and J. Matthijsen, Meteorological variability in NO₂ and PM₁₀ concentrations in the Netherlands and its relation with EU limit values. *Atmospheric Environment*, 43, 3858–3866, 2009.
- VDI, Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft. Arbeitsgruppe „Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, 2003.
- VDI-Richtlinie 2067 Blatt 1. Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen – Grundlagen und Kostenberechnung, 2000.
- VDI-Richtlinie 2310 Blatt 12. Maximale Immissions-Werte zum Schutz des Menschen – Maximale Immissionskonzentrationen für Stickoxide, 2004.
- VDI-Richtlinie 2463 Blatt 1. Messen von Partikeln – Gravimetrische Bestimmung der Massenkonzentration von Partikeln in der Außenluft – Grundlagen, 1999.
- VDI-Richtlinie 3787 Blatt 2. Methoden zur human-biometeorologischen Bewertung von Klima und Lufthygiene für die Stadt- und Regionalplanung, Teil I: Klima, 1998.
- VDI-Richtlinie 3789 Blatt 2. Umweltmeteorologie – Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Oberflächen – Berechnung der kurz- und der langwelligen Strahlung, 1994.
- VDI-Richtlinie 3807 Blatt 1. Energie- und Wasserverbrauchskennwerte für Gebäude, 2007.
- Viana, M., X. Querol, A. Alastuey, G. Gangoiti, and M. Menéndez, PM levels in the Basque Country (Northern Spain): analysis of a 5-year data record and interpretation of seasonal variations. *Atmospheric Environment*, 37, 2879–2891, 2003.
- Wang, T., and S. Xie, Assessment of traffic-related air pollution in the urban streets before and during the 2009 Beijing Olympic Games traffic control period. *Atmospheric Environment*, 43, 5682–5690, 2009.
- Wanka, E. R., and P. Höpfe, Human biometeorological relevance of low frequency air pressure oscillations. *Meteorologische Zeitschrift*, 14, 279–284, 2005.
- Wanner, H., Klima und Luftverschmutzung einer Schweizer Stadt. Bern, 1991.
- Warneck, P., *Chemistry of the natural atmosphere*. Academic Press, San Diego, 1999.
- Wienert, U, Untersuchungen zur Breiten- und Klimazonenabhängigkeit der Urbanen Wärmeinsel: Eine statistische Analyse. *Essener ökologische Schriften*, 16, 2002.
- WHO, Analysing and interpreting air monitoring data. Geneva, 1980.
- WHO, Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. Bithoven, 1996.
- WHO, Air Quality Guidelines for Europe, second edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91, Geneva, 2000.
- WHO, Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen oxides. Report on a WHO Working Group. Bonn, 2003.
- WHO, Modelling and assessment of the health impact of particulate matter and ozone. Geneva; United Nations Economic Commission for Europe, 2004.
- WHO, Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution. United Nations Economic Commission for Europe, 2008.
- WMO, Guide to climatological practices, second edition. WMO No. 100, Geneva, 1983.
- Wichmann, H. E., Neue Erkenntnisse der Epidemiologie, Bedeutung von Nanopartikeln. Feinstaub – Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie. WaBoLu, Umweltbundesamt, Berlin, 2000.

- Wichmann, H. E., H. W. Schlipkötter und G. Fülgraff, *Handbuch der Umweltmedizin*. Ecomed-Verlag, Landsberg, 2000.
- Wilkins, E. T., Air pollution and the London fog of December 1952. *Journal of the Royal Sanitary Institute*, 74, 1–21, 1954.
- Winkler, P., Verteilung und Chemie des atmosphärischen Aerosols. In: R. Guderian (Hrsg.), *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*. Band 1B: Atmosphäre, 2000.
- WMO, Guide to meteorological instruments and methods of observation, 6th edn, WMO-No. 8, World Meteorological Organisation, Geneva, 1996.
- Yamashita, S., Detailed structure of heat island phenomena from moving observations from electric tram-cars in metropolitan Tokyo. *Atmospheric Environment*, 30, 429–435, 1996.
- Yang, Q., Y. Chen, Y. Shi, R. T. Burnett, K. M. McGrail, and D. Krewski, Association between ozone and respiratory admissions among children and the elderly in Vancouver, Canada. *In-hallation Toxicology*, 15, 1297–1308, 2003.
- Yannopoulos, P. C., Spatial concentration distribution of sulphur dioxide and nitrogen oxides in Patras, Greece, in a winter period. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135, 163–180, 2007.
- Ziomas, I. C., D. Melas, C. S. Zerefos, A. F. Bais, and A. G. Paliatsos Forecasting peak pollutant levels using meteorological variables and indexes. *Atmsopheric Environment*, 29, 3703–3711, 1995.
- Zito, P., H. Chen, and M. C. Bell, Predicting real-time roadside CO and NO₂ concentrations using neural networks. *IEE Transactions on Intelligent Transportation Systems*, 9, 514–522, 2008.

Abbildungsverzeichnis:

2.1	Emissionsszenarien des IPCC, verändert nach IPCC (2007).....	4
2.2	Bodennahe Lufttemperatur nach IPCC. Durchgezogene Linien: globale Multimodell-Mittel der Erwärmung an der Erdoberfläche relativ zum Mittelwert 1980 bis 1999 für die Szenarien A1B, A2 und B1. Die Schattierungen entsprechen der Bandbreite von plus/minus einer Standardabweichung der Modell-Jahresmittel. Die orange Linie zeigt die prognostizierte Erwärmung bei konstanten Emissionen aus dem Jahr 2000. Die grauen Balken zeigen die jeweils beste Schätzung, sowie die abgeschätzte wahrscheinliche Bandbreite für 6 verschiedene Szenarien, (IPCC 2007, dt. Übersetzung).....	4
2.3	Veränderung der Jahresdurchschnittstemperatur (1961 bis 1990) für Perioden von je 30 Jahren, gemittelt für 2020, 2050 und 2080, in den vier Hauptszenarien des IPCC. Die Zahlen entsprechen der prognostizierten Veränderung in Grad Celsius. Quelle: Hulme & Sheard (1999).....	5
2.4	Veränderung des durchschnittlichen saisonalen Niederschlags (1961 bis 1990) für Perioden von je 30 Jahren gemittelt für 2020, 2050 und 2080 für das A1 Szenario. Die Zahlen entsprechen der prognostizierten Veränderung in Prozent. Quelle: Hulme & Sheard (1999).....	5
2.5	Änderung der 2 m Lufttemperatur für a) Jahresmittelwerte, b) Wintermonate und c) Sommermonate zwischen dem Kontrolllauf (1961 bis 1990) und dem für das A1B Szenario (2071 bis 2100); Quelle: www.mpimet.mpg.de.....	7
2.6	Aufbau der Stadtatmosphäre nach Oke (1997), verändert.....	13
2.7	Langjährige Monatsmittel des Trübungsfaktors nach Linke (T_L) in Deutschland (blau; Jahresmittelwert $T_L = 4,94$) und Trier (rot; Jahresmittelwert $T_L = 4,88$) nach Karsten et al. (1984), verändert.....	13
3.1	Flächennutzung nach ausgewählten Nutzungsarten in Prozent der Gesamtfläche für die Stadt Trier. Alle Angaben beziehen sich auf den 31. Dezember des jeweiligen Jahres (eigene Erstellung nach Daten des Statistischen Landesamtes Rheinland-Pfalz 2005).....	17
3.2	Höhenmodell des Untersuchungsgebietes; eigene Erstellung auf Grundlage der Geobasisdaten, veröffentlicht mit Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Rheinland-Pfalz vom 06.10.2000 – Az-26722-1.11.....	19
3.3	Langjährig gemittelter Jahresgang der Lufttemperatur und der Niederschlagssummen für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1961 bis 1990.....	20
3.4	Langjährig gemittelter Jahresgang (1961 bis 1990) der Lufttemperatur für Trier-Stadt (S), Trier-Petrisberg (P) und Gesamtdeutschland (D), sowie Differenzen.....	20
3.5	Niederschlagsverteilung in Rheinland-Pfalz in der Normalperiode 1961 bis 1990, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2005).....	21
4.1	Digitales Höhenmodell und Lage ausgewählter ZIMEN- und DWD Stationen in Rheinland-Pfalz. Quelle: Geobasisdaten (ATKIS - Basis - DLM; DGM, DGK 5, TK 25/50/100).....	22
4.2	Lage des Europa-Modell (EM) Gitters. Blau: Gültigkeitsbereich der objektiven Wetterlagenklassifikation. Quelle: www.dwd.de.....	23
4.3	Landnutzungsklassifikation für den Raum Trier auf Basis der ATKIS-Datensätze sowie Lage der klimatologischen und lufthygienischen Messstationen.....	27
4.4	Umweltmesswagen des Faches Klimatologie/Umweltmeteorologie der Universität Trier	28

5.1	Großwetterlagen, Großwettertypen und Zirkulationsformen nach HESS & BREZOWSKY mit den relativen Häufigkeiten, Zeitraum 1849 bis 1998.....	30
5.2	Absolute Häufigkeiten der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY, Zeitraum 1949 bis 1973.....	32
5.3	Absolute Häufigkeiten der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY, Zeitraum 1974 bis 1998.....	32
5.4	Windrichtungs- (8-teilige Windrose) und Windstärkeverteilung (Bft) an der DWD-Station Trier-Petrisberg (links) und Trier-Stadt (rechts), auf Basis der Terminwerte $a_{\text{Petrisberg}}$ und a_{Stadt} : 7:30 MEZ; $b_{\text{Petrisberg}}$ und b_{Stadt} : 14:30 MEZ und $c_{\text{Petrisberg}}$ und c_{Stadt} : 21:30 MEZ, Zeitraum 1969 bis 1998.....	37
5.5	Abweichung des jeweiligen Jahresmittels der Windstärke in Bft vom langjährigen Jahresmittel (1969 bis 1998) an der Station Trier-Petrisberg. Langjähriges Jahresmittel = 2,31 Bft.....	38
5.6	Abweichung des jeweiligen Jahresmittels der Windstärke in Bft vom langjährigen Jahresmittel (1969 bis 1998) an der Station Trier-Stadt. Langjähriges Jahresmittel = 1,53 Bft.....	38
5.7	Abweichung des Mittelwertes der Windstärke (Bft) für jede meteorologische Jahreszeit vom langjährigen Jahresmittel (1969 bis 1998) jeder Jahreszeit an der Station Trier-Petrisberg. Langjährige Jahresmittel: Winter = 2,57 Bft; Frühling = 2,40 Bft; Sommer = 2,02 Bft; Herbst = 2,26 Bft.....	38
5.8	Abweichung des Mittelwertes der Windstärke (Bft) für jede meteorologische Jahreszeit vom langjährigen Mittel (1969 bis 1998) jeder Jahreszeit an der Station Trier-Stadt. Langjährige Jahresmittel: Winter = 1,57 Bft; Frühling = 1,56 Bft; Sommer = 1,50 Bft; Herbst = 1,48 Bft.....	38
5.9	Absolute Häufigkeiten der Windstärke 0 (Bft) an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	39
5.10	Absolute Häufigkeiten der Windstärke 1 (Bft) an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	39
5.11	Absolute Häufigkeiten der Windstärke 1 (Bft) an der Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.....	39
5.12	Absolute Häufigkeiten der Windstärke 4 (Bft) an der Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.....	39
5.13	Jahressummen des Niederschlags an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	40
5.14	Abweichungen vom jeweiligen langjährigen Jahresmittel des Niederschlags in Prozent für die beiden Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg. Mittlere langjährige Jahressumme Trier-Stadt: 753 mm, Trier-Petrisberg: 768 mm, Zeitraum 1969 bis 1998.....	40
5.15	Jahresgang der langjährig gemittelten monatlichen Niederschlagssummen an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	40
5.16	Absolute Anzahl der Perioden ohne Niederschlag nach Andauer in Tagen an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	42
5.17	Werte der potentiellen Verdunstung nach verschiedenen Verfahren auf Basis der Werte der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998, nach Helbig (2002), verändert.....	42
5.18	Jahresmittel des Luftdrucks an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1948 bis 2002.....	43

5.19 Langjährig gemittelte Monatsmittel des Luftdrucks an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1948 bis 2002.....	43
5.20 Vergleich der Abweichung der langjährig gemittelten Tagesmittel des Luftdrucks (gleitendes 5-Tage-Mittel) vom jeweiligen langjährig gemittelten Jahresmittel für die beiden Zeiträume 1973 bis 1987 und 1988 bis 2002 an der Station Trier-Petrisberg.....	43
5.21 Absolute Häufigkeit der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY für die Monate Januar und Februar in den beiden Teilzeiträumen 1973 bis 1987 und 1988 bis 2002, Großwetterlagenkennung (GWL) siehe Tabelle 5.2.....	44
5.22 Langjährig gemittelte Monatsmittel des Bedeckungsgrades in Achtel und der Monatssummen der Sonnenscheindauer auf Basis von Tagesmitteln bzw. Tagessummen für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1973 bis 2002.....	45
5.23 Jahresmittel des Bedeckungsgrades in Achtel an der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1973 bis 2002.....	45
5.24 Jahresmittel der Lufttemperatur an den Stationen Trier-Stadt (S) und Trier-Petrisberg (P), sowie Differenz (S - P), Zeitraum 1969 bis 1998.....	46
5.25 Kältesummen, aufgeteilt nach Monaten, für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	49
5.26 Kältesummen, aufgeteilt nach Monaten, für die Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.....	49
5.27 Wärmesummen in Kelvin für die beiden Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.....	49
5.28 Monatssummen der Gradtagzahl in K für die Stationen Trier-Petrisberg (links) und Trier-Stadt (rechts), Zeitraum 1969 bis 1998.....	50
5.29 Beginn, Ende und Dauer der Vegetationsperiode, berechnet nach Chmielewski (2001) für die Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1999.....	51
5.30 Beginn, Ende und Dauer der Vegetationsperiode, berechnet nach Chmielewski (2001) für die Station Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.....	51
5.31 Langjährig gemittelter Jahresgang (1948 bis 1998) der Inversionshäufigkeiten aus Monatssummen zu den drei Klimaterminen (MEZ). Inversionsereignisse bestimmt durch die Differenz zwischen den DWD Stationen Trier-Stadt (S) und Trier-Petrisberg (P) mit $S - P > 0$	53
5.32 Absolute Monatssummen der Inversionsereignisse zu den Klimaterminen [a) = 7:30 Uhr MEZ; b) = 14:30 Uhr MEZ; c) = 21:30 Uhr MEZ] im Zeitraum Januar 1948 bis Dezember 1998. Inversionsereignis definiert durch die Differenz der Lufttemperatur zwischen den DWD Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt (Petrisberg - Stadt ≥ 0).....	53
5.33 Absolute Monatssummen der Inversionsereignisse zu den Klimaterminen im Zeitraum Januar 1996 bis Dezember 2005. Inversionsereignis definiert durch die Differenz der Lufttemperatur zwischen der ZIMEN Station Trier-Ostallee (O) und der DWD Stationen Trier-Petrisberg (P) (mit: $P - O \geq 0$).....	55
5.34 Jahresgang der Inversionshäufigkeiten aus langjährig gemittelten (01/1996 bis 12/2005) Monatssummen zu den drei Klimaterminen. Inversionsereignisse bestimmt durch die Differenz zwischen den DWD Stationen Trier-Petrisberg und der ZIMEN Station Trier-Ostallee.....	56

5.35 Relative und absolute Häufigkeiten des Auftretens von Strahlungswetterlagen. Datengrundlage DWD Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1990 bis 2005. Strahlungsnacht definiert als Tagesmittel der Windstärke < 2 Bft und Tagesmittel des Bedeckungsgrades < 2/8, N = 5.478; Windstärke < 2 Bft, N = 3.154; Bedeckungsgrad < 2/8, N = 636, Windstärke u. Bedeckungsgrad N = 416 (7,6 %)	57
5.36 Maximale Wärmeinselintensität und Einwohnerzahl für Städte in Westeuropa, Nordamerika, Japan und Korea, eigene Erstellung nach Oke (1982) und Park (1986)	58
5.37 Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Ruwer am 17.6.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3	59
5.38 Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Niederkircher Str. 17.6.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3	59
5.39 Lufttemperaturmessfahrten Startpunkt Ruwer 12.3.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3	59
5.40 Lufttemperaturmessfahrten Start Niederkircher Str. 12.3.2002; Messroute siehe Abbildung 4.3	59
5.41 Intensität der urbanen Wärmeinsel in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit zum 21:00 Uhr (MEZ) Termin. Windmessungen: Niederkircher-Strasse; UHI Intensität: Station Trier Priesterseminar minus Pumpwerk Biewer, Auswertezeitraum Juni 2001 bis Dezember 2003; N = 484	60
5.42 Anzahl der Ereignistage mit Dampfdruckwerten > 18,8 hPa an den Stationen Trier-Stadt, Trier-Petrisberg und Bernkastel, Zeitraum 1948 bis 1998	63
5.43 Dreißigjährige gleitende Trendanalysen der Ereignistage mit Werten des Dampfdruckes > 18,8 hPa an den Stationen a) Trier-Petrisberg, b) Trier-Stadt und c) Bernkastel, Zeitraum 1948 bis 1997, die Farben entsprechen verschiedenen Signifikanzniveaus der Trendwerte	64
5.44 Anzahl der Ereignistage mit Äquivalenttemperaturen > 49 °C an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg sowie dem Grenzwert von 25 Tagen (rote Linie) gemäß des Deutschen Bäderverbandes, Zeitraum 1948 bis 1998	65
5.45 Dreißigjährige gleitende Trendanalysen der Ereignistage mit Werten der Äquivalenttemperatur > 49,0 °C an den Stationen a) Trier-Petrisberg und b) Trier-Stadt, Zeitraum 1948 bis 1998, die Farben entsprechen verschiedenen Signifikanzniveaus der Trendwerte	66
5.46 Anteil der jeweiligen THI Klassen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005 (Halbstundenwerte). Die Klassen eins bis fünf entsprechen den in Tabelle 5.15 angegebenen Hitzebelastungen von 1 = kein Diskomfort bis 5 = gesamte Bevölkerung empfindet Diskomfort	68
5.47 Anteil der PET-Werte an den jeweiligen thermophysiologischen Belastungsstufen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005 (Halbstundenwerte)	70
5.48 Tagesmittel-, Maximum- und Minimumwerte der PET Werte in °C für das Jahr 2003 sowie langjährig gemittelte Werte, Zeitraum 1996 bis 2005, ZIMEN-Station Trier-Ostallee	71
5.49 Andauer von Tagen mit maximalen PET-Werten $\geq 35^{\circ}\text{C}$ an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005	71
5.50 Scatterplot der PMV- und PET-Werte a) Tagesmittelwerte, b) Tagesminimumwerte, c) Tagesmaximumwerte, berechnet aus Halbstundenwerten an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1996 bis 2005	72

5.51 Abweichung der Lufttemperatur A) Jahresmittelwerte, B) Mittelwerte Winter, C) Mittelwerte Frühjahr, D) Mittelwerte Sommer, E) Mittelwerte Herbst von der Referenzperiode 1961 bis 1990 (aus REMO Daten) für den Zeitraum 1950 bis 2000 (Petrisberg & REMO Kontrolllauf) sowie 2001 bis 2100 für die REMO Szenarien A1B, A2 und B1. Alle Reihen der Lufttemperatur sind 10-jährig gleitend gemittelt.....	79
5.52 CO ₂ - und SO ₂ -Emissionen in den IPCC Szenarien A1, A1B und B1 nach Nakicenovic et al. (2000).....	79
5.53 Schematische Darstellung der Unterschiede der 2 m Lufttemperatur in Kelvin im Vergleich zu der Klimanormalperiode 1961 bis 1990 auf jährlicher, saisonaler und monatlicher Basis. A) Unterschiede zwischen REMO Kontrolllauf und Daten der Station Trier-Petrisberg (1961 bis 1990), sowie zwischen dem Zeitraum 2071 bis 2100 gegenüber der Klimanormalperiode (beides berechnet aus REMO Daten) für das B1 Szenario B), das A2 Szenario C) und das A1B Szenario D).....	80
5.54 Kumulierte Anzahl der meteorologischen Ereignistage für die IPCC Szenarien A1B, A2 sowie B1, berechnet aus REMO Daten a) „heiße Tage“, b) „Sommertage“, c) „Frosttage“, d) „Eistage“ für den Referenzzeitraum 1971 bis 2000 (grau) und den Prognosezeitraum 2071 bis 2100 für den Raum Trier.....	81
5.55 Vergleich der jährlichen Anzahl der Eis- und Frosttage, berechnet aus REMO Modelldaten und Messdaten der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1951 bis 2000.....	82
5.56 Vergleich der jährlichen Anzahl der Sommer- und heißen Tagen, berechnet aus REMO Modelldaten und Messdaten der Station Trier-Petrisberg, Zeitraum 1951 bis 2000.....	82
5.57 Absolute Häufigkeitsverteilungen der absoluten Tagesmaxima der Lufttemperatur aus REMO Daten (schwarz = REMO 20CC, Zeitraum 1961 bis 1990; rot = REMO A1B Szenario, Zeitraum 2001 bis 2030).....	83
5.58 Absolute Häufigkeitsverteilungen der absoluten Tagesmaxima der Lufttemperatur aus REMO Daten (schwarz = REMO 20CC, Zeitraum 1961 bis 1990; rot = REMO A1B Szenario, Zeitraum 2071 bis 2100).....	83
5.59 Vergleich der Jahressummen des Niederschlags zwischen der DWD Station Trier-Petrisberg (korrigiert und unkorrigiert) und dem REMO Kontrolllauf, mit linearen Trends sowie 10-jährig gleitende gemittelte Jahressummen (für die Station Trier-Petrisberg auf Basis der korrigierten Daten), Zeitraum 1951 bis 2000.....	85
5.60 10-jährig gleitend gemittelte Jahressummen des Niederschlags des REMO Kontrolllaufes (Zeitraum 1951 bis 2000), sowie der drei Szenarien B1, A1B und A2, Zeitraum 2001 bis 2100.....	85
5.61 Niederschlagsanomalien für den Kontrollzeitraum (1951 bis 2000) sowie für die B1, A1B und A2 Szenarien (2001 bis 2100). Dargestellt sind 10-jährig gleitend gemittelte Anomalien der Jahressummen bezogen auf die REMO Kontrolllauf Normalperiode 1961 bis 1990 (Mittelwert: 998 mm).....	86
5.62 Niederschlagsanomalien für das A2 Szenario (2001 bis 2100). Dargestellt sind 10-jährig gleitend gemittelte Anomalien des Niederschlags summiert nach den meteorologischen Jahreszeiten im Vergleich zu dem REMO Kontrolllauf, Normalperiode 1961 bis 1990 (DJF: 275 mm, MAN: 218 mm, JJA: 265 mm und SON: 240 mm).....	87
6.1 Schematische Darstellung der an der Luftbelastung beteiligten Prozesse (MAYER 1999, verändert).....	88

6.2	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der CO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	94
6.3	Boxplots der langjährig gemittelten Monatswerte der CO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	95
6.4	Langjährig gemittelte Tagesgänge der CO-Immissionskonzentrationen für verschiedene Tage der Woche für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	96
6.5	Langjährig gemittelte Tagesgänge der CO-Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Jahreszeiten Sommer und Winter für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	96
6.6	Jahresmittelwerte der Schwefeldioxid-Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes (www.uba.de, verändert).....	97
6.7	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der SO ₂ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	97
6.8	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der SO ₂ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	98
6.9	Langjährig gemittelte Tagesgänge der SO ₂ -Immissionskonzentrationen für verschiedene Tage der Woche für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	99
6.10	Langjährig gemittelte Tagesgänge der SO ₂ -Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Jahreszeiten Sommer und Winter für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	99
6.11	Tageswerte der SO ₂ -Immissionskonzentrationen (Mittelwerte und Median) in Abhängigkeit von verschiedenen Niederschlagssummenklassen: 0: 0,0 mm; 1: > 0,0 mm bis 0,2 mm; 2: > 0,2 mm bis 0,35 mm; 3 : > 0,35 mm bis 0,8 mm; 4: > 0,8 mm bis 1,3 mm; 5: > 1,3 mm bis 2,2 mm; 6: > 2,2mm bis 3,2 mm; 7: > 3,2 mm bis 4,6 mm; 8: > 4,6mm bis 6,7 mm; 9: > 6,7 mm bis 10,3 mm; 10: > 10,3 mm, Zeitraum 1998 bis 2007.....	99
6.12	Schadstoffwindrose der SO ₂ -Halbstundenmittelwerte für die meteorologischen Wintermonate (N = 88.320) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	100
6.13	Schadstoffwindrose der SO ₂ -Halbstundenmittelwerte für die meteorologischen Sommermonate (N = 88.640) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	100
6.14	Schadstoffwindrose der SO ₂ -Halbstundenmittelwerte für die Tagwerte (9:30 bis 17:00 MEZ; N = 116.880) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	100
6.15	Schadstoffwindrose der SO ₂ -Halbstundenmittelwerte für die Nachtwerte (21:30 bis 5:00 MEZ; N = 116.880) für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	100
6.16	Jahresmittelwerte der Ozon-Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes (www.uba.de, verändert).....	101

6.17	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der O ₃ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (Zeitraum 1998 bis 2003) und Trier-Universität (Zeitraum 2000 bis 2007).....	102
6.18	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der O ₃ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2002.....	105
6.19	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der O ₃ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Universität, Zeitraum 2003 bis 2007.....	105
6.20	Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die Station Trier-Universität für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.....	105
6.21	Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die Station Trier-Ostallee für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.....	105
6.22	Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Sommermonate für die Station Trier-Universität für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.....	106
6.23	Langjährig gemittelter Tagesgang der Ozon-Immissionskonzentrationen für die meteorologischen Sommermonate für die Station Trier-Ostallee für Wochentage und Wochenende, Zeitraum 06/2000 bis 02/2003.....	106
6.24	Ozon-Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, berechnet aus Halbstundenwerten für a) Tagstunden (9:30 bis 17:00 MEZ, N = 28.284) und b) Nachtstunden (21:30 bis 5:00 MEZ, N = 27.030), Zeitraum 1998 bis 2003.....	106
6.25	Ozon-Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Halbstundenwerten für Windgeschwindigkeiten < 1,0 m/sec während der Nachtstunden (21:30 bis 5:00 MEZ, N = 17.242), Zeitraum 1998 bis 2003.....	107
6.26	Ozonkonzentrationen der ZIMEN-Stationen Trier-Universität und Hunsrück-Leisel sowie Stickstoffmonoxid-Konzentrationen und Lufttemperatur der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (berechnet aus Halbstundenwerten), Zeitraum 31.7.2003 bis 8.11.2003.....	108
6.27	Nationale Trendtabelle für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen, Emissionsentwicklung 1990 bis 2007; Quelle: www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm	109
6.28	Jahresmittelwerte der NO ₂ -Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes (www.uba.de , verändert).....	109
6.29	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO ₂ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	110
6.30	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO ₂ -Immissionskonzentration für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	111
6.31	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	111
6.32	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der NO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	111

6.33	Anzahl Tage mit Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 an den beiden ZIMEN-Stationen Trier-Kaiserstraße und Trier-Ostallee, Zeitraum 01/1998 bis 03/2008.....	113
6.34	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	114
6.35	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO_2 -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	114
6.36	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	114
6.37	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der NO -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	114
6.38	Verhältnisse der monatlichen Maxima der NO - und NO_2 -Immissionen an den ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	115
6.39	Langjährig gemittelter Tagesgang der NO_2 - (a) und NO -Immissionskonzentrationen (b) für die Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße für gemittelte Wochentage, Samstage und Sonntage, Zeitraum 1998 bis 2007.....	116
6.40	Langjährig gemittelte Tagesmittelwerte (a) sowie absolute Maxima (b) der NO - und NO_2 -Immissionskonzentrationen in Abhängigkeit verschiedener Niederschlagsklassen inklusive einfacher Standardabweichung für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee; Zeitraum 1998 bis 2007. Klasse 1: alle Fälle, $N = 3.678$; Klasse 2: 0 mm, $N = 1.902$; Klasse 3: 0,1 mm bis $< 2,0$ mm, $N = 805$; Klasse 4: 2,0 mm bis $< 5,0$ mm, $N = 448$; Klasse 5: 5,0 mm bis $< 10,0$ mm, $N = 321$, Klasse 6: 10,0 mm bis < 20 mm, $N = 168$; Klasse 7: $\geq 20,0$ mm, $N = 34$	117
6.41	Jahresmittelwerte der PM_{10} -Immissionskonzentrationen für Deutschland, basierend auf Daten der Messnetze der Länder sowie des Umweltbundesamtes. Für die Jahre bis 2000 wurden Schwebstaubdaten in PM_{10} -Daten umgerechnet (Faktor 0,83), ab 2000 nur noch direkte PM_{10} -Messungen, (www.uba.de , verändert).....	120
6.42	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der PM_{10} -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.....	121
6.43	Tagesmittelwerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der PM_{10} -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 09/1998 bis 2007.....	121
6.44	Scatterplot der mittleren monatlichen PM_{10} -Immissionskonzentrationen und der mittleren Anzahl der Überschreitungstage für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (2001 bis 2007) und Trier-Kaiserstraße (1999 bis 2007).....	124
6.45	Scatterplot der mittleren jährlichen PM_{10} -Immissionskonzentrationen und der mittleren Anzahl der Überschreitungstage für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (2001 bis 2007) und Trier-Kaiserstraße (1999 bis 2007).....	124
6.46	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der PM_{10} -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, $N = 2.511$, Zeitraum 2001 bis 2007.....	124
6.47	Boxplots für mittlere Monate, berechnet aus Tageswerten der PM_{10} -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, $N = 2.482$, Zeitraum 2001 bis 2007.....	124
6.48	Langjährig gemittelte Tagesgänge der PM_{10} -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee (a) und Trier-Kaiserstraße (b), Zeitraum 2001 bis 2007.....	125

6.49	Langjährig gemittelte Tagesgänge der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee (a) und Trier-Kaiserstraße (b) für die meteorologischen Sommermonate, Zeitraum 2001 bis 2007.....	125
6.50	Langjährig gemittelte Tagesgänge der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee (a) und Trier-Kaiserstraße (b) für die meteorologischen Wintermonate, Zeitraum 2001 bis 2007.....	125
6.51	Langjährig gemittelter Tagesgang der Windgeschwindigkeit an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, berechnet aus Halbstundenwerten, Zeitraum 2001 bis 2007.....	126
6.52	Langjährig gemittelte prozentuale Anzahl der Überschreitungstage des Kurzzeitgrenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.....	127
6.53	Abnahme der mittleren PM10-Immissionskonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee bei verschiedenen Niederschlagstagesummen im Vergleich zu der Konzentration während Fällen ohne Niederschlag ($34,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Zeitraum 2001 bis 2007.....	127
6.54	Mittlere PM10-Immissionskonzentrationen während Trockenperioden mit einer Andauer von 1 bis 9 Tagen an der Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.....	127
6.55	PM10-Schadstoffwindrosen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Stundenwerten (N = 52.758), Zeitraum 2001 bis 2007.....	128
6.56	PM10-Schadstoffwindrosen für die Sommermonate der ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Stundenwerten (N = 9.127), Zeitraum 2001 bis 2007.....	128
6.57	PM10-Schadstoffwindrosen für die Wintermonate der ZIMEN-Station Trier-Ostallee berechnet aus Stundenwerten (N = 9.362), Zeitraum 2001 bis 2007.....	128
6.58	PM10-Schadstoffwindrosen für die Tageswerte der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (10:00 bis 16:00 MEZ) berechnet aus Stundenwerten (N = 14.087), Zeitraum 2001 bis 2007.....	128
6.59	PM10-Schadstoffwindrosen für die Nachtwerte der ZIMEN-Station Trier-Ostallee (22:00 bis 04:00 MEZ) berechnet aus Stundenwerten (N = 14.829), Zeitraum 2001 bis 2007.....	128
6.60	Boxplots der PM10-Immissionskonzentrationen an der ZIMEN-Station Trier-Ostallee in Abhängigkeit von den Stundenmittelwerten der Strömungsgeschwindigkeit. Definition Extremwerte und Ausreißer siehe Abb. 6.21. N: Anzahl der gültigen Wertepaare der Stundenmittel von PM10-Immissionskonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] und Strömungsgeschwindigkeiten [m/sec], Zeitraum 2001 bis 2007.....	129
6.61	Wirkungsgefüge zwischen Luftbelastung und Handlungsmöglichkeiten.....	131
6.62	Tageswerte sowie 30-tägiges gleitendes Mittel der DAQ _x -Werte, berechnet aus Daten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.....	133
6.63	Mediane der monatlichen DAQ _x -Werte, berechnet aus Messwerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität. Farbcodiert der im jeweiligen Monat am häufigsten bestimmende Schadstoff; grün = NO ₂ ; rot = O ₃ ; grau = PM10, Zeitraum 2001 bis 2007.....	134
6.64	Prozentuale Anteile des bestimmenden Luftschadstoffes (Tageswert) je Monat, berechnet aus Messwerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.....	135
6.65	Boxplots der langjährig gemittelten DAQ _x -Werte, berechnet aus Tageswerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.....	135

6.66	Boxplots der langjährig gemittelten DAQ _x -Werte je Schadstoff, berechnet aus Tageswerten der ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Universität, N _{NO₂} = 673; N _{O₃} = 726; N _{PM₁₀} = 973, Zeitraum 2001 bis 2007.....	135
6.67	Schematischer Aufbau des Neuronalen Netzes.....	137
6.68	Anzahl der Neuronen in der „Hidden-Layer“ in Abhängigkeit des RMSE.....	138
6.69	Scatterplot der gemessenen und modellierten DAQ _x -Werte des Netzes I, rot = Trainingsdatensatz, N = 1.260; schwarz = unabhängiger Validierungsdatensatz N = 410.....	138
6.70	Histogramm der Differenzen (modelliert – gemessen) der DAQ _x -Werte aus Netz I; N = 1.800.....	139
6.71	Modellierte (Netz I) und aus Messdaten berechnete DAQ _x -Werte, sowie Differenzen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee.....	139
6.72	Histogramm der Differenzen (modelliert – gemessen) der DAQ _x -Werte aus Netz II; N = 1.800.....	140
6.73	Modellierte (Netz II) und aus Messdaten berechnete DAQ _x -Werte, sowie Differenzen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee.....	140
6.74	Mittlere monatliche Differenzen sowie einfache Standardabweichung zwischen den modellierten DAQ _x -Werten mit Netz II und den berechneten DAQ _x -Werten, für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 01/2001 bis 10/2006.....	141
6.75	Modellierte und gemessene DAQ _x -Werte, sowie Differenzen für eine Episode mit relativ hohen DAQ _x -Werten.....	141
6.76	Modellierte und gemessene DAQ _x -Werte, sowie Differenzen für eine Episode mit relativ niedrigen DAQ _x -Werten.....	141
7.1	Vergleich der mittleren abs. Häufigkeit der Mortalität im Zeitraum 2001 bis 2004 und dem Jahr 2003 (schwarze Balken); (JUNK ET AL. 2007, verändert).....	143
7.2	Mittlere Mortalitätsrate pro Tag für verschiedenen PM10-Klassen, (mittlere Mortalitätsrate für den gesamten Zeitraum 5,74), Zeitraum 01/2001 bis 03/2005 (JUNK ET AL. 2007, verändert).....	144
7.3	Mittlere Mortalitätsrate pro Tag je DAQ _x -Klasse (mittlere Mortalitätsrate für den gesamten Zeitraum 5,74), Zeitraum 01/2001 bis 03/2005 (JUNK ET AL. 2007, verändert).....	144

Tabellenverzeichnis:

2.1	Wissensstand bezüglich des menschlichen Einflusses auf den Trend und Projektionen für extreme Wetterereignisse für die im 20. Jahrhundert ein Trend beobachtet wurde, IPCC 2007.....	3
2.2	Charakteristische Eigenschaften des Stadtklimas von Städten in den mittleren Breiten (KUTTLER 2004B, MAYER 2004, LANDSBERG 1981, SUKOPP & WITIK 1998, verändert).....	12
3.1	Entwicklung der Einwohnerzahl von Trier im Zeitraum 1990 bis 2007, Quelle: Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2008.....	17
3.2	Bevölkerung der Stadt Trier nach Altersgruppen für das Jahr 2000, sowie Prognosen basierend auf dem mittleren Szenario für die Jahre 2015, 2030 und 2050 (Messzahl: Basisjahr 2000 = 100); Quelle: Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2004.....	18
3.3	Mittlere Monatsmittel der Lufttemperatur sowie mittlere Monatssummen des Niederschlags und der Sonnenscheindauer an ausgewählten Stationen für Gesamtdeutschland für den Zeitraum 1961 bis 1990; Quelle: Klimainformationssystem des DWD; * die angegebenen Mittelwerte für Deutschland beziehen sich auf eine aus allen Stationshöhen gemittelte Höhe von 324 m ü. NN.....	20
4.1	Geographische Lage der verwendeten DWD Stationen und Länge der jeweiligen Datensätze.....	22
4.2	ZIMEN-Stationen in Rheinland-Pfalz mit den jeweiligen gemessenen Komponenten (Met. = Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck auf NN red., relative Luftfeuchte, Globalstrahlung und Niederschlagssumme).....	24
4.3	Ausgewählte Schadstoffe und entsprechende Messverfahren des ZIMEN.....	25
4.4	Ortsfeste Stationen des stadtklimatologischen Sondermessnetzes sowie gemessene meteorologische Parameter.....	27
5.1	Relative und absolute Häufigkeiten der Großwetterlagen nach HESS & BREZOWSKY, Zeitraum 1949 bis 1998.....	31
5.2	Absolute und relative Häufigkeiten sowie Differenzen der Großwetterlagen nach HESS und BREZOWSKY in den Zeitscheiben 1949 bis 1973 und 1974 bis 1998.....	32
5.3	Trendberechnungen der Monatssummen je Großwetterlage im Untersuchungszeitraum 1949 bis 1998; signifikante Trends (Signifikanzniveau > 95 %) grau markiert.....	33
5.4	Kennzahlen und Kennungen der objektiven Wetterlagen.....	34
5.5	Langjährig gemittelte Windstärken (Bft) an den Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Stadt, Zeitraum 1969 bis 1998.....	35
5.6	Max-, Min- und Mittelwerte der Lufttemperatur an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg, Zeitraum 1969 bis 1998.....	47
5.7	Ausgewählte Ereignistage, berechnet aus den Daten der Lufttemperatur der beiden Stationen Trier-Petrisberg (P) und Trier-Stadt (S), Zeitraum 1969 bis 1998.....	48
5.8	Lineare Trendanalysen der Monatssummen von Inversionsereignissen im Stadtgebiet von Trier für den Gesamtzeitraum (1949 bis 1998) und die beiden Teilzeiträume 1949 bis 1973 und 1974 bis 1998; Signifikante Trendwerte rot, Signifikanzniveau in Klammern.....	54
5.9	Lineare Trendanalysen der Summen von Inversionsereignissen pro Jahreszeit im Stadtgebiet von Trier, Zeitraum 1949 bis 1998; Signifikante Trendwerte rot, Signifikanzniveau in Klammern.....	54

5.10	Mittlere Temperaturdifferenzen in K zwischen den Stationen Trier-Petrisberg und Trier-Ostallee während Inversionsereignissen, gemittelt für die meteorologischen Jahreszeiten, Zeitraum 1996 bis 2005.....	56
5.11	Mittlere monatliche Differenzen der Lufttemperatur in K zwischen den Stationen Trier-Weberbach (ZIMEN) und Trier-Petrisberg (DWD), Zeitraum 1987 bis 1995.....	57
5.12	Mittlere monatliche Differenzen der Lufttemperatur in K zwischen den Stationen Trier-Ostallee (ZIMEN) und Trier-Petrisberg (DWD), Zeitraum 1996 bis 2005.....	57
5.13	Grenzwerte von Lufttemperatur und relativer Feuchte für das Schwülekriterium nach SCHARLAU (1941).....	62
5.14	Andauer von Schwüleereignissen (Dampfdruck > 18,8 hPa) an den Stationen Trier-Stadt und Trier-Petrisberg in Prozent, Zeitraum 1949 bis 1998.....	63
5.15	Klassengrenzen und Behaglichkeitsempfinden des THI Index nach THOM (1959).....	67
5.16	PET- und PMV-Bereiche bei identischem thermischen Empfinden und thermophysiologischer Belastungsstufe von Menschen (metabolische Rate: 80 W; Wärmedurchgangswiderstand: 0,9 (leichter Anzug)) (MATZARAKIS 2000 & MAYER).....	69
5.17	Unfallkategorien.....	73
5.18	Anzahl der Unfälle je Kategorie und Jahr des gesamten Datensatzes.....	73
5.19	Stunden pro Unfall bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen (Kategorie 1 bis 4).....	74
5.20	Stunden pro Unfall bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen (Kategorie 1 bis 5).....	75
5.21	Unfälle im Zeitraum von 3 Stunden nach Trockenperioden von mindestens 5 Tagen Andauer.....	76
5.22	Stunden pro Unfall bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen (Unfallreihe um 30 Minuten versetzt).....	77
5.23	Vergleich der Andauer von heißen Tagen zwischen der DWD Station Trier-Petrisberg und dem REMO Kontrolllauf 20CC für die Zeiträume 1950 bis 2000 und 1961 bis 1990.....	83
5.24	Vergleich der Andauer von heißen Tagen zwischen den drei REMO Szenarien A1B, A2 und B1 für die Zeiträume 2001 bis 2100, 2001 bis 2030 sowie 2071 bis 2100.....	84
5.25	Mittlerer monatlicher prozentualer Messfehler des Niederschlags für die Station Trier-Petrisberg (Gebiet I, leicht geschützte Lage), RICHTER (1995).....	84
6.1	Umrechnungsfaktoren für ausgewählte Luftschadstoffe.....	89
6.2	Ausgewählte internationale Übereinkommen und Protokolle den Immissionsschutz betreffend (MÖLLER 2003, verändert).....	90
6.3	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der CO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007 (N = Anzahl, Std. = Standardabweichung, P = jeweiliges Perzentil).....	95
6.4	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der SO ₂ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	98
6.5	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der O ₃ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee (Zeitraum 1998 bis 2002) und Trier-Universität (Zeitraum 2002 bis 2007).....	103

6.6	Anzahl der Tage mit Ozon-Immissionskonzentrationen > 120 µg/m ³ (gleitendes 8-Stundenmittel) pro Jahr (mit gleitendem 3-Jahresmittel), Anzahl der Stunden mit Werte > 180 µg/m ³ (Informationsschwelle) und > 240 µg/m ³ (Alarmschwelle), AOT40 und SOMO35 Werte für die ZIMEN-Station Trier-Universität, Zeitraum 2002 bis 2007.....	103
6.7	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO ₂ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	112
6.8	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO ₂ -Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	112
6.9	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 1998 bis 2007.....	112
6.10	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der NO-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	112
6.11	Übersicht der Grenzwertüberschreitungen (grau hinterlegte Felder) bezüglich NO ₂ für die ZIMEN-Stationen Trier-Ostallee und Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1998 bis 2007.....	113
6.12	Jährliche, globale Partikelemissionen aus natürlichen und anthropogenen Quellen (WARNECK 1999).....	118
6.13	Staubemissionen aus den verschiedenen Quellgruppen für das Jahr 1996 in Deutschland (UBA 1999).....	119
6.14	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Kaiserstraße, Zeitraum 1999 bis 2007.....	122
6.15	Deskriptive Statistik der Tagesmittelwerte (berechnet aus Halbstundenwerten) der PM10-Immissionskonzentrationen für die ZIMEN-Station Trier-Ostallee, Zeitraum 2001 bis 2007.....	122
6.16	Übersicht der Grenzwertüberschreitungen bezüglich PM10 für ausgewählte ZIMEN-Stationen, Zeitraum 1998 bis 2007.....	123
6.17	Zuordnung von Bereichen von substanzspezifischen Immissionskonzentrationen zu DAQ _x -Werten und DAQ _x -Klassen mit Bewertungen nach MAYER & KALBERLAH (2009).....	133
6.18	Deskriptive Statistik der Tageswerte der DAQ _x -Werte, berechnet aus Daten der ZIMEN-Station Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.....	134
6.19	Prozentuale Verteilung der DAQ _x -Tageswerte auf die einzelnen DAQ _x -Klassen, berechnet aus Daten der ZIMEN-Station Trier-Ostallee und Trier-Universität, Zeitraum 2001 bis 2007.....	134

Annex A – Fragebogen Stadtklima

Stadtklima Trier

Uni Trier, Fach Klimatologie



Im Rahmen einer Umfrage zum Thema Stadtklima von Trier würden wir gerne Ihre Meinung erfahren. Es geht dabei um die subjektive Wahrnehmung für den Innenstadtbereich.

1. Wohnen Sie in Trier Stadt oder dem Umland?

Ja Nein (vielen Dank und noch einen schönen Aufenthalt in Trier)

2. Wie lange leben Sie in Trier? _____ Jahre

3. Wie empfinden Sie das Klima in Trier?

- Temperatur:

Winter zu warm angenehm zu kalt

Sommer zu warm angenehm zu kalt

- Niederschlag:

zu feucht neutral zu trocken

- Tage mit Nebel :

häufig neutral gering

- Luftbewegung:

zugig neutral häufig windstill

4. Empfinden Sie, dass es im Stadtgebiet von Trier im Gegensatz zum Umland

_____ ist?

viel kälter kälter weder noch wärmer viel wärmer

5. Welche Stellen / Plätze in Trier empfinden Sie an einem heißen Sommertag als besonders unangenehm?

6. Wie beurteilen Sie die Luftqualität in Trier?

sehr schlecht schlecht neutral gut sehr gut



7. Wo ist Ihrer Meinung nach die Luft in Trier am stärksten belastet?

8. Wie beurteilen Sie die Ausstattung der Trierer Innenstadt mit Grünflächen?

schlecht ausreichend gut sehr gut

9. Wirkt sich das Stadtklima in Trier auf folgende Punkte aus?

Wohlbefinden	Schlafqualität	Kreislauffunktion	Leistungsfähigkeit	Atmung
Ja / Nein	Ja / Nein	Ja / Nei	Ja / Nein	Ja / Nein

10. Wie hat sich das Stadtklima nach Ihrer Meinung in den letzten 10 Jahren verändert?
verbessert gleich geblieben verschlechtert

11. Was bedeutet für Sie der Begriff „schwül“? (Mehrfachnennungen möglich)

Kalt Warm Heiß Trocken
Hohe Luftfeuchtigkeit Regen Gewitter Schwitzen

12. An wie vielen Tagen im Jahr empfinden Sie es in Trier schwül?

0 – 5 6 – 20 21 – 35 > 35

13. Wie beurteilen Sie das Trierer Stadtklima insgesamt?

schlecht erträglich gut sehr gut

Fragen zur Person:

Geschlecht: M W

Alter: < 20 21 – 40 41 – 60 > 60

Wohnort: Trier-Mitte-Gartenfeld

Trier-Nord

Trier-Süd

Trier-Ehrang-Quint / Pfalzel / Biewer

Trier-Ruwer

Trier-West

Trier-Euren / Zewen

Trier-Olewig

Trier-Kürenz

Trier-Tarforst / Filsch / Irsch / Kernscheid

Trier-Feyen-Weismark / Trier-Mariahof

Trier-Heiligkreuz

sonstige

Ergebnisse der Befragung:

Es wurden insgesamt 344 Personen (210 Frauen / 134 Männer) befragt, die mindestens seit einem Jahr oder länger in Trier leben oder arbeiten. Eine ausführliche Auswertung der Befragung ist bei JUNK & KREIN (2006) zu finden.

Frage 2: Wie lange leben Sie in Trier?

Jahre	1 – 2	> 2 – 5	> 5 – 10	> 10 – 15	> 15 – 20	> 20
Anzahl	41	82	43	31	39	97

Frage 3: Wie empfinden Sie das Klima in Trier?

Temperatur	zu warm	angenehm	zu kalt
Winter	28 %	53 %	19 %
Sommer	44 %	40 %	16 %
Niederschlag	zu feucht	neutral	zu trocken
	52 %	43 %	5 %
Tage mit Nebel	häufig	neutral	gering
	17 %	30 %	53 %
Luftbewegung	zugig	neutral	häufig windstill
	18 %	33 %	49 %

Frage 4: Empfinden Sie, dass es im Stadtgebiet von Trier im Gegensatz zum Umland:

viel kälter	kälter	weder noch	wärmer	viel wärmer
0 %	3 %	10 %	72 %	15 %

Frage 5: Welche Stellen / Plätze in Trier empfinden Sie an einem heißen Sommertag als besonders unangenehm?

Diese mit freier Antwortmöglichkeit formulierte Frage zielt auf die thermische Belastung und das Schwüleempfinden der befragten Personen ab. Ohne auf einzelne Antworten dezidiert eingehen zu können, kristallisiert sich jedoch ein klares Bild der thermischen Ungunsträume heraus. Die in Trier neu gestalteten Plätze wie Viehmarktplatz oder Basilikavorplatz dominieren klar bei den Antworten. Es wird vor allem das fast vollkommene Fehlen von Begrünung, beschatteten Ruheflächen und Wasserflächen moniert.

Auf Platz zwei der Ungunsträume liegt die Fußgängerzone, gefolgt vom gesamten Innenstadtbereich. Sehr oft wurden zum Vergleich andere Städte, in denen die Fußgängerzonen mit Bäumen und größeren Pflanzbereichen versehen ist, herangezogen. Diese wurden deutlich positiver bewertet.

Frage 6: Wie beurteilen Sie die Luftqualität in Trier?

sehr schlecht	schlecht	neutral	gut	sehr gut
14,6 %	47,6 %	26,5 %	11,0 %	0,3 %

Frage 7: Wo ist Ihrer Meinung nach die Luft in Trier am stärksten belastet?

Die Antworten zeigen, dass die Luftbelastung direkt mit hoher Verkehrsbelastung assoziiert wird. So finden sich bei den häufigsten Nennungen die stark befahrenen Straßen im Innenstadtbereich von Trier wie z.B. der Alleenring, die Paulin- und Saarstraße. Auffällig ist, dass die Industriegebiete in den Randbezirken der Stadt sowie der Trier Hafen nur von wenigen Personen als besonders belastet genannt wurden.

Frage 8: Wie beurteilen Sie die Ausstattung der Trierer Innenstadt mit Grünflächen?

schlecht	mittelmäßig	gut	sehr gut
46 %	36 %	15 %	3 %

Frage 9: Wirkt sich das Stadtklima in Trier auf folgende Punkte aus?

	Wohlbefinden	Schlafqualität	Kreislauffunktion	Leistungsfähigkeit	Atmung
Ja	42 %	24 %	41 %	42 %	30 %
Nein	58 %	76 %	59 %	58 %	70 %

Frage 10: Wie hat sich das Stadtklima nach Ihrer Meinung in den letzten 10 Jahren verändert?

verbessert	gleich geblieben	verschlechtert
46 %	36 %	15 %

Frage 11: Was bedeutet für Sie der Begriff „schwül“? (Mehrfachnennungen möglich)

kalt	warm	heiß	trocken	hohe Luftfeuchte	Regen	Gewitter	schwitzen
0 %	41 %	31 %	4 %	85 %	6 %	24 %	50 %

Frage 12: An wie vielen Tagen im Jahr empfinden sie es in Trier schwül?

0 – 5 Tage	6 – 25 Tage	26 – 45 Tage	46 – 65 Tage	> 65 Tage
5 %	47 %	36 %	8 %	5 %

Frage 13: Wie beurteilen Sie das Trierer Stadtklima insgesamt?

schlecht	erträglich	gut	sehr gut
21 %	66 %	12 %	1 %

Annex B – ICD-10 Codes

ICD-10 Code	Bezeichnung
C30	Bösartige Neubildung der Nasenhöhle und des Mittelohres
C30.00	Bösartige Neubildung: Nasenhöhle
C30.10	Bösartige Neubildung: Mittelohr
C31	Bösartige Neubildung der Nasennebenhöhlen
C31.00	Bösartige Neubildung: Sinus maxillaris [Kieferhöhle]
C31.10	Bösartige Neubildung: Sinus ethmoidalis [Siebbeinzellen]
C31.20	Bösartige Neubildung: Sinus frontalis [Stirnhöhle]
C31.30	Bösartige Neubildung: Sinus sphenoidalis [Keilbeinhöhle]
C31.80	Bösartige Neubildung: Nasennebenhöhlen, mehrere Teilbereiche überlappend
C31.90	Bösartige Neubildung: Nasennebenhöhle, nicht näher bezeichnet
C32	Bösartige Neubildung des Larynx
C32.00	Bösartige Neubildung: Glottis
C32.10	Bösartige Neubildung: Supraglottis
C32.20	Bösartige Neubildung: Subglottis
C32.30	Bösartige Neubildung: Larynxknorpel
C32.80	Bösartige Neubildung: Larynx, mehrere Teilbereiche überlappend
C31.90	Bösartige Neubildung: Larynx, nicht näher bezeichnet
C34	Bösartige Neubildung der Bronchien und der Lunge
C34.00	Bösartige Neubildung: Hauptbronchus
C34.10	Bösartige Neubildung: Oberlappen (-Bronchus)
C34.20	Bösartige Neubildung: Mittellappen (-Bronchus)
C34.30	Bösartige Neubildung: Unterlappen (-Bronchus)
C34.80	Bösartige Neubildung: Bronchus und Lunge, mehrere Teilbereiche überlappend
C34.90	Bösartige Neubildung: Bronchus oder Lunge, nicht näher bezeichnet
C38	Bösartige Neubildung des Herzens, des Mediastinums und der Pleura
C38.00	Bösartige Neubildung: Herz
C38.10	Bösartige Neubildung: Vorderes Mediastinum
C38.20	Bösartige Neubildung: Hinteres Mediastinum
C38.30	Bösartige Neubildung: Mediastinum, Teil nicht näher bezeichnet
C38.80	Bösartige Neubildung: Pleura
C38.90	Bösartige Neubildung: Herz, Mediastinum und Pleura, mehrere Teilbereiche überlappend
J40	Bronchitis, nicht als akut oder chronisch bezeichnet
J41	Einfache und schleimig-eitrige chronische Bronchitis
C41.00	Einfache chronische Bronchitis
C41.10	Schleimig-eitrige chronische Bronchitis
C41.80	Mischformen von einfacher und schleimig-eitriger chronischer Bronchitis
J42	Nicht näher bezeichnete chronische Bronchitis
J43	Emphysem
C43.00	McLeod-Syndrom
C43.10	Panlobuläres Emphysem
C43.20	Zentrilobuläres Emphysem
C43.80	Sonstiges Emphysem
C43.90	Emphysem, nicht näher bezeichnet

ICD-10 Code	Bezeichnung
J44	Sonstige chronische obstruktive Lungenkrankheit
C44.00	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Infektion der unteren Atemwege: FEV1 < 35 % des Sollwertes
C44.01	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Infektion der unteren Atemwege: FEV1 ≥ 35 % und < 50 % des Sollwertes
C44.02	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Infektion der unteren Atemwege: FEV1 ≥ 50 % und < 70 % des Sollwertes
C44.03	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Infektion der unteren Atemwege: FEV1 ≥ 70 % des Sollwertes
C44.09	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Infektion der unteren Atemwege: FEV1 nicht näher bezeichnet
C44.10	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Exazerbation, nicht näher bezeichnet: FEV1 < 35 % des Sollwertes
C44.11	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Exazerbation, nicht näher bezeichnet: FEV1 ≥ 35 % und < 50 % des Sollwertes
C44.12	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Exazerbation, nicht näher bezeichnet: FEV1 ≥ 50 % und < 70 % des Sollwertes
C44.13	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Exazerbation, nicht näher bezeichnet: FEV1 ≥ 70 % des Sollwertes
C44.19	Chronische obstruktive Lungenkrankheit mit akuter Exazerbation, nicht näher bezeichnet: FEV1 nicht näher bezeichnet
C44.80	Sonstige näher bezeichnete chronische obstruktive Lungenkrankheit: FEV1 < 35 % des Sollwertes
C44.81	Sonstige näher bezeichnete chronische obstruktive Lungenkrankheit: FEV1 ≥ 35 % und < 50 % des Sollwertes
C44.82	Sonstige näher bezeichnete chronische obstruktive Lungenkrankheit: FEV1 ≥ 50 % und < 70 % des Sollwertes
C44.83	Sonstige näher bezeichnete chronische obstruktive Lungenkrankheit: FEV1 ≥ 70 % des Sollwertes
C44.89	Sonstige näher bezeichnete chronische obstruktive Lungenkrankheit: FEV1 nicht näher bezeichnet
C44.90	Chronische obstruktive Lungenkrankheit, nicht näher bezeichnet: FEV1 < 35 % des Sollwertes
C44.91	Chronische obstruktive Lungenkrankheit, nicht näher bezeichnet: FEV1 ≥ 35 % und < 50 % des Sollwertes
C44.92	Chronische obstruktive Lungenkrankheit, nicht näher bezeichnet: FEV1 ≥ 50 % und < 70 % des Sollwertes
C44.93	Chronische obstruktive Lungenkrankheit, nicht näher bezeichnet: FEV1 ≥ 70 % des Sollwertes
C44.99	Chronische obstruktive Lungenkrankheit, nicht näher bezeichnet: FEV1 nicht näher bezeichnet
J45	Asthma bronchiale
C45.00	Vorwiegend allergisches Asthma bronchiale
C45.10	Nichtallergisches Asthma bronchiale
C45.80	Mischformen des Asthma bronchiale
C45.90	Asthma bronchiale, nicht näher bezeichnet
J46	Status asthmaticus
J47	Bronchiektasen
J61	Pneumokoniose durch Asbest und sonstige anorganische Fasern

ICD-10 Code	Bezeichnung
J62	Pneumokoniose durch Quarzstaub
C62.00	Pneumokoniose durch Talkum-Staub
C62.80	Pneumokoniose durch sonstigen Quarzstaub
J64	Nicht näher bezeichnete Pneumokoniose
J65	Pneumokoniose in Verbindung mit Tuberkulose
J67	Allergische Alveolitis durch organischen Staub
C67.00	Farmerlunge
C67.10	Bagassose
C67.20	Vogelzüchterlunge
C67.30	Suberose
C67.40	Malzarbeiter-Lunge
C67.50	Pilzarbeiter-Lunge
C67.60	Ahornrindenschäler-Lunge
C67.70	Befeuchter- und Klimaanlage-Lunge
C67.80	Allergische Alveolitis durch organische Stäube
C67.90	Allergische Alveolitis durch nicht näher bezeichneten organischen Staub
J80	Atemnotsyndrom des Erwachsenen [ARDS]
J81	Lungenödem
J84	Sonstige interstitielle Lungenkrankheiten
C84.00	Alveoläre und parietoalveoläre Krankheitszustände
C84.10	Sonstige interstitielle Lungenkrankheiten mit Fibrose
C84.80	Sonstige näher bezeichnete interstitielle Lungenkrankheiten
C84.90	Interstitielle Lungenkrankheit, nicht näher bezeichnet
R00	Atemnotsyndrom des Erwachsenen [ARDS]
R00.00	Tachykardie, nicht näher bezeichnet
R00.10	Bradykardie, nicht näher bezeichnet
R00.20	Palpitationen
R00.80	Sonstige und nicht näher bezeichnete Störungen des Herzschlages
R02	Gangrän, anderenorts nicht klassifiziert
R04	Blutung aus den Atemwegen
R04.00	Epistaxis
R04.10	Blutung aus dem Rachen
R04.20	Hämoptoe
R04.80	Blutung aus sonstigen Lokalisationen in den Atemwegen
R04.90	Blutung aus den Atemwegen, nicht näher bezeichnet
R05	Husten
R06	Störungen der Atmung
R06.00	Dyspnoe
R06.10	Stridor
R06.20	Ziehende Atmung
R06.30	Periodische Atmung
R06.40	Hyperventilation
R06.50	Mundatmung

ICD-10 Code	Bezeichnung
R06.60	Singultus
R06.70	Niesen
R06.80	Sonstige und nicht näher bezeichnete Störungen der Atmung
R07	Hals- und Brustschmerzen
R07.00	Halsschmerzen
R07.10	Brustschmerzen bei der Atmung
R07.20	Präkordiale Schmerzen
R07.30	Sonstige Brustschmerzen
R07.40	Brustschmerzen, nicht näher bezeichnet
R09	Sonstige Symptome, die das Kreislaufsystem und das Atmungssystem betreffen
R09.00	Asphyxie
R09.10	Pleuritis
R09.20	Atemstillstand
R09.30	Abnormes Sputum
R09.80	Sonstige näher bezeichnete Symptome, die das Kreislaufsystem und das Atmungssystem betreffen

ANNEX C: Übersichtstabelle der verwendeten Datenreihen, Messgrößen sowie Anzahl der Fehlenden Werte in Prozent

Stationen	Messgröße	Beginn Zeitreihe	Ende Zeitreihe	Zeitliche Auflösung	Fehlwerte
DWD Stationen					
Trier-Petrisberg	Lufttemperatur	01.01.1948	31.12.2007	Tageswerte	0,0%
Trier-Petrisberg	Windstärke	01.01.1969	31.12.2007	Terminwerte	0,0%
Trier-Petrisberg	Relative Feuchte	01.01.1948	31.12.2007	Tageswerte	0,0%
Trier-Petrisberg	Niederschlag	01.01.1969	31.12.2007	Tageswerte	0,0%
Trier-Petrisberg	Luftdruck	01.01.1948	31.12.2002	Tageswerte	0,0%
Trier-Petrisberg	Bedeckungsgrad	01.01.1973	31.12.2002	Tageswerte	0,0%
Trier-Petrisberg	Sonnenscheindauer	01.01.1973	31.12.2002	Tageswerte	0,0%
Trier Stadt	Lufttemperatur	01.01.1948	31.12.1998	Tageswerte	0,0%
Trier Stadt	Relative Feuchte	01.01.1948	31.12.1998	Tageswerte	0,0%
Trier Stadt	Niederschlag	01.01.1969	31.12.1998	Tageswerte	0,0%
Trier Stadt	Windstärke	01.01.1969	31.12.1998	Terminwerte	0,0%
Bernkastel-Kues	Lufttemperatur	01.01.1948	31.12.1998	Tageswerte	0,0%
Bernkastel-Kues	Relative Feuchte	01.01.1948	31.12.1998	Tageswerte	0,0%
Koblenz Horchheim	Lufttemperatur	01.01.1961	31.12.1990	Monatswerte	0,0%
Koblenz Horchheim	Niederschlag	01.01.1961	31.12.1990	Monatswerte	0,0%
Koblenz Horchheim	Sonnenscheindauer	01.01.1961	31.12.1990	Monatswerte	0,0%
Saarbrücken Ensheim	Lufttemperatur	01.01.1961	31.12.1990	Monatswerte	0,0%
Saarbrücken St. Johann	Lufttemperatur	01.01.1961	31.12.1990	Monatswerte	0,0%
Mainz	Lufttemperatur	01.01.1961	31.12.1990	Monatswerte	0,0%
Stationen Sondermessnetz					
Priesterseminar	Lufttemperatur	01.06.2001	31.12.2003	Stundenwerte	3,0%
Pumpwerk Biwer	Lufttemperatur	01.06.2001	31.12.2003	Stundenwerte	3,1%
Niederkircher Strasse	Windgeschwindigkeit	01.06.2001	31.12.2003	Stundenwerte	4,3%
ZIMEN-Stationen					
Trier-Ostallee	CO	01.01.1988	31.12.2007	Halbstundenwerte	5,3%
Trier-Ostallee	SO ₂	01.01.1988	31.12.2007	Halbstundenwerte	5,2%
Trier-Ostallee	O ₃	01.01.1988	01.03.2003	Halbstundenwerte	7,6%
Trier-Ostallee	NO	01.01.1988	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,4%
Trier-Ostallee	NO ₂	01.01.1988	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,4%
Trier-Ostallee	PM10	01.01.2001	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,4%
Trier-Ostallee	Benzene	01.01.2001	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,8%
Trier-Kaiserstrasse	NO	01.01.1988	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,3%
Trier-Kaiserstrasse	NO ₂	01.01.1988	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,3%
Trier-Kaiserstrasse	OM10	01.09.1999	31.12.2007	Halbstundenwerte	6,3%
Trier Universität	O ₃	01.06.2000	31.12.2007	Halbstundenwerte	11,8%
Hunsrück Leisel	O ₃	01.07.2003	11.08.2003	Halbstundenwerte	7,5%

ANNEX D: Tabellen der bivariaten Korrelationen zwischen Luftschadstoffen und meteorologischen Gössen für den Zeitraum 2001 bis 2007, basierend auf Tageswerten

a) Gesamter Zeitraum

		PM10	NO	NO ₂	CO	SO ₂	O ₃	Temperatur	Relative-Feuchte	Niederschlag	Globalstrahlung	max. Windgeschwindigkeit
PM10	Korrelation nach Pearson	1										
	Signifikanz (2-seitig)											
	N	3135										
NO	Korrelation nach Pearson	,567**	1									
	Signifikanz (2-seitig)	,000										
	N	3118	3238									
NO₂	Korrelation nach Pearson	,623**	,622**	1								
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000									
	N	3118	3238	3238								
CO	Korrelation nach Pearson	,669**	,886**	,663**	1							
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000								
	N	3126	3228	3228	3245							
SO₂	Korrelation nach Pearson	,703**	,645**	,631**	,766**	1						
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000							
	N	3128	3230	3230	3238	3255						
O₃	Korrelation nach Pearson	-,296**	-,635**	-,203**	-,569**	-,458**	1					
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000						
	N	3052	3155	3155	3162	3175	3204					
Temperatur	Korrelation nach Pearson	-,247**	-,416**	-,253**	-,529**	-,584**	,677**	1				
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000					
	N	3133	3236	3236	3243	3253	3178	3261				
Feuchte	Korrelation nach Pearson	,083**	,444**	,099**	,422**	,154**	-,669**	-,455**	1			
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000				
	N	2869	2968	2968	2974	2984	2915	2990	2994			
Niederschlag	Korrelation nach Pearson	-,254**	-,059**	-,097**	-,069**	-,184**	,036*	,031	,324**	1		
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,001	,000	,000	,000	,043	,076	,000			
	N	3083	3186	3186	3193	3203	3128	3211	2946	3211		
Globalstrahlung	Korrelation nach Pearson	-,098**	-,448**	-,151**	-,473**	-,313**	,710**	,697**	-,776**	-,221**	1	
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000		
	N	3132	3235	3235	3242	3252	3177	3260	2990	3211	3260	
max. Windgeschwindigkeit	Korrelation nach Pearson	-,423**	-,391**	-,353**	-,383**	-,313**	,352**	,083**	-,181**	,303**	,017	1
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,342	
	N	3056	3148	3148	3164	3165	3090	3171	2907	3122	3171	3173

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

b) meteorologische Wintermonate (DJF)

		PM10	NO	NO ₂	CO	SO ₂	O ₃	Temperatur	Relative Feuchte	Niederschlag	Globalstrahlung	max. Windgeschwindigkeit
PM10	Korrelation nach Pearson	1										
	Signifikanz (2-seitig)											
	N	756										
NO	Korrelation nach Pearson	,680**	1									
	Signifikanz (2-seitig)	,000										
	N	750	791									
NO₂	Korrelation nach Pearson	,657**	,729**	1								
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000									
	N	750	791	791								
CO	Korrelation nach Pearson	,786**	,903**	,755**	1							
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000								
	N	756	790	790	796							
SO₂	Korrelation nach Pearson	,769**	,639**	,684**	,739**	1						
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000							
	N	756	790	790	796	796						
O₃	Korrelation nach Pearson	-,688**	-,619**	-,512**	-,595**	-,561**	1					
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000						
	N	745	780	780	785	785	801					
Temperatur	Korrelation nach Pearson	-,541**	-,227**	-,364**	-,333**	-,522**	,540**	1				
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000					
	N	756	791	791	796	796	786	797				
Feuchte	Korrelation nach Pearson	,202**	,280**	,113**	,260**	-0,001	-,360**	0,04146	1			
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,002	,000	,977	,000	,245				
	N	747	782	782	787	787	779	788	790			
Niederschlag	Korrelation nach Pearson	-,343**	-,212**	-,273**	-,227**	-,307**	,417**	,377**	,188**	1		
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000			
	N	756	791	791	796	796	786	797	788	797		
Globalstrahlung	Korrelation nach Pearson	,134**	0,0506	,248**	,118**	,282**	,093**	-,195**	-,590**	-,262**	1	
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,155	,000	,001	,000	,009	,000	,000	,000		
	N	756	791	791	796	796	786	797	788	797	797	
max. Windgeschwindigkeit	Korrelation nach Pearson	-,580**	-,545**	-,561**	-,571**	-,502**	,730**	,458**	-,312**	,493**	-,079*	1
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,032	
	N	697	732	732	737	737	727	738	729	738	738	738

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

c) meteorologische Sommermonate (JJA)

		PM10	NO	NO ₂	CO	SO ₂	O ₃	Temperatur	Relative-Feuchte	Niederschlag	Globalstrahlung	max. Windgeschwindigkeit
PM10	Korrelation nach Pearson	1										
	Signifikanz (2-seitig)											
	N	804										
NO	Korrelation nach Pearson	,156**	1									
	Signifikanz (2-seitig)	,000										
	N	796	817									
NO₂	Korrelation nach Pearson	,656**	,511**	1								
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000									
	N	796	817	817								
CO	Korrelation nach Pearson	,533**	,644**	,628**	1							
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000								
	N	804	817	817	825							
SO₂	Korrelation nach Pearson	,545**	,174**	,546**	,415**	1						
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,000							
	N	797	810	810	818	821						
O₃	Korrelation nach Pearson	,538**	-,399**	,407**	0,0269	,408**	1					
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,447	,000						
	N	780	793	793	801	800	804					
Temperatur	Korrelation nach Pearson	,539**	-,224**	,417**	,089	,304**	,734**	1				
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,011	,000	,000					
	N	802	815	815	823	819	802	826				
Feuchte	Korrelation nach Pearson	-,282**	,375**	-,125**	,104**	-,385**	-,674**	-,508**	1			
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,001	,006	,000	,000	,000				
	N	686	696	696	703	699	682	704	706			
Niederschlag	Korrelation nach Pearson	-,129**	,201**	0,0473	,090	-,154**	-,206**	-,158**	,535**	1		
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,184	,011	,000	,000	,000	,000			
	N	776	789	789	797	793	776	800	682	800		
Globalstrahlung	Korrelation nach Pearson	,139**	-,418**	0,0546	-,223**	,284**	,602**	,458**	-,792**	-,366**	1	
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,120	,000	,000	,000	,000	,000	,000		
	N	802	815	815	823	819	802	826	704	800	826	
max. Windgeschwindigkeit	Korrelation nach Pearson	-,277**	-0,043	-,206**	-,204**	-,151**	-0,062	-,118**	,162**	,286**	-,119**	1
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,221	,000	,000	,000	,083	,001	,000	,000	,001	
	N	804	807	807	815	811	794	816	700	790	816	818

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Danksagung

Ich möchte Herrn Prof. Dr. Helbig für die Betreuung, die fachliche Unterstützung, seinen Rückhalt und die zahlreichen konstruktiven Diskussionen auf diesem Wege noch einmal danken. Herr Prof. Dr. Werner war freundlicherweise bereit, das Zweitgutachten zu erstellen.

Mein ausdrücklicher Dank gilt Herrn Uwe Baltes für die tatkräftige Unterstützung bei den verschiedenen Messfahrten und für die Betreuung des meteorologischen Sondermessnetzes, dessen Daten in diese Arbeit eingeflossen sind.

Die Finanzierung des Dissertationsvorhabens wurde teilweise im Rahmen einer Stelle eines wissenschaftlichen Projektmitarbeiters des Sonderforschungsbereiches 522“Umwelt und Region“ ermöglicht.

Ohne die vielfältigen unentgeltlichen Datensätze zahlreicher Institutionen wäre diese Arbeit unmöglich gewesen. Mein besonderer Dank gilt dem Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Herrn Dipl. Ing. U. Kampe für die Bereitstellung der ZIMEN-Daten, sowie Herrn Dr. H. Michels vom Gesundheitsamt Trier für die zur Verfügungstellung der Mortalitätsdatensätze. Die Unfalldaten wurden mit Hilfe des Polizeipräsidenten Dr. M. Bitter und Herrn Polizeihauptkommissar W. Streit zusammengestellt.

Wissenschaftlicher Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Jürgen Junk

Geburtsdatum: 25.07.1970

Geburtsort: Trier

Wissenschaftliche und berufliche Tätigkeiten

2007 – 2010 Senior Researcher, Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann,
Belvaux, Luxemburg

2001 – 2007 Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Fach Klimatologie,
Fachbereich VI, Universität Trier

Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Sonderforschungsbereich 522
"Umwelt und Region - Umweltanalyse und Umweltmanagement-
strategien für eine Nachhaltige Entwicklung im ländlichen Raum
(2001 – 2002)

Hochschulausbildung

2000 – 2002 Universität Salzburg, Österreich, Applied GIS Science

1992 – 1999 – Studium: Universität Trier, Angewandte Physische Geographie
Studienschwerpunkte: Klimatologie, Fernerkundung
Abschluss: Diplom Geograph

Veröffentlichungen:

Begutachtete Fachartikel:

Bucholz, S., A. Krein, **J. Junk**, A. Gutleb, L. Pfister, and L. Hoffmann, Modelling, measuring and characterizing airborne particles in southwestern Luxembourg. *Critical Reviews in Environment and Science Technology*, 44, 5183-5190, 2010.

Den Outer, P.N., H. Slaper, J. Kaurola, A. Lindfors, A. Kazantzidis, A. Bais, U. Feister, **J. Junk**, M. Janouch, and W. Josefsson, Reconstructing UV irradiance for the past 4 decades using models and measurements. *Journal of Geophysical Research*, 2010, doi:10.1029/2009JD012827.

Feister, U., **J. Junk**, M. Woldt, A. Bais, A. Helbig, M. Janouch, W. Josefsson, A. Kazantzidis, A. Lindfors, P. N. den Outer, and H. Slaper, Long-term solar UV radiation reconstructed by ANN modelling with emphasis on spatial charac-

-
- teristics of input data, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 3107–3118, 2008.
- Helbig, A., K. Licht, **J. Junk**, J. Bareiss, und J. Lüers, Regionales Umweltmanagement und atmosphärische Umweltforschung in der Region Trier. *Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung*, 14, 398–410, 2002.
- Junk, J.**, M. Eickermann, K. Görgen, M. Beyer, and L. Hoffmann, Ensemble based analysis of regional climate change effects on cabbage stem weevil (*Ceutorhynchus pallidactylus* (Mrsh.)) in winter oilseed rape (*Brassica napus* L.). *The Journal of Agricultural Science*, 2011, accepted.
- Junk, J.**, A. Helbig, and A. Krein, Mortality rates and air pollution levels under different weather conditions – an example from Western Europe. *International Journal of Environment and Waste Management, Special issue: Urban Air pollution*, 4, 197–212, 2009.
- Junk, J.**, A. Krein, L. Pfister, and L. Hoffmann, Feinstaubbelastungen im PKW Innenraum während der Fahrt - eine Fallstudie aus Luxemburg. *VDI - Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, 1/2, 41–42, 2008.
- Junk, J.**, K. Görgen, M. El Jarroudi, P. Delfosse, L. Pfister, and L. Hoffmann, Operational application and improvements of the disease risk forecast model PROCULTURE to optimize fungicides spray for the septoria leaf blotch disease in winter wheat in Luxembourg. *Advances in Science and Research*, 57, 57–60, 2008.
- Junk, J.**, U. Feister, and A. Helbig, Re-construction of daily solar UV irradiation from 1893 till 2002 at Potsdam, Germany. *International Journal of Biometeorology*, 51, 505–512, 2007.
- Junk, J.**, A. Helbig and A. Krein, Der Einfluss des Wetters auf Unfallhäufigkeiten. *Zeitschrift für Verkehrssicherheit*, 3, 143–148, 2005.
- Junk, J.**, A. Helbig and A. Krein, Bewertung der Luftqualität in Rheinland-Pfalz mittels verschiedener Luftqualitätsindizes. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 16, 161–167, 2004.
- Junk, J.**, A. Helbig and A. Krein, Screening and Scenarios of Traffic Emissions at Trier, Germany. *ESPR - Environmental Science and Pollution Research*, 11, 297–301, 2004.
- Junk, J.** und A. Helbig, Die PM10-Staubbelastung in Rheinland-Pfalz. *VDI - Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 1/2, 43–47, 2003.
- Junk, J.**, A. Helbig, and J. Lüers, Urban Climate and Air Quality at Trier, Germany. *International Journal of Biometeorology*, 47, 230–238, 2003.
- Krein, A. J. F. Iffly, **J. Junk**, J. N. Audinot, und L. Hoffmann, Feinstaub in Luxemburg – Verhalten und Eigenschaften in der bodennahen Atmosphäre. *Archives des sciences naturelles, physiques et mathématiques*, Luxembourg, 25–38, 2010.

Krein, A., B. Rothstein, **J. Junk**, C. De Rossi und W. Symader, PAK im Oberboden und Drainageabfluss in einem kleinen Mittegebirgseinzugsgebiet. *Wasser, Luft und Boden - Zeitschrift für Umwelttechnik*, 7-8, 20-24, 2003.

Tagungsbeiträge:

Buchholz, S., K. Görden, G. Heinemann, A. Krein, **J. Junk**, L. Pfister, L. and L. Hoffmann, Assessment of air pollution via state-of-the-art field observation and multiscale numerical modelling for Luxembourg. Second ENVITAM PhD day, Liege 29 January 2008.

Delfosse, P., M. El Jarroudi, K. Görden, **J. Junk**, C. Vrancken, L. Hoffmann, H. Maraite and L. Pfister, Operational application and validation of the disease risk forecast model PROCULTURE to optimize fungicides spray in the control of septoria leaf blotch disease in winter wheat in Luxembourg - EMS (European Meteorological Society), October 2007, San Lorenzo de El Escorial, Spain, 2007.

Eickermann, M., **J. Junk**, K. Görden, M. Beyer, and L. Hoffmann, Ensemble-based approach for regional climate change effects on the pod midge (*Dasineura brassicae*) in winter oilseed rape. Deutsche Pflanzenschutztagung, Göttingen, 2011.

Eickermann, M.; **J. Junk**, K. Görden, L. Hoffmann, M. Beyer, Ensemble-gestützte Analyse der Auswirkungen regionaler Klimaänderung auf die Dynamik von Rapsschädlingen. Deutsche Pflanzenschutztagung, Berlin, 2010.

Feister, U., **J. Junk**, and M. Woldt, Reconstruction of past UV irradiation at European sites using Artificial Neural Network (ANN) models. One century of UV Radiation Research, 18.-20. September 2007, Davos, Switzerland, 2007.

Feister, U., and **J. Junk**, Re-construction of daily solar UV irradiation by an Artificial Neural Network (ANN). SPIE Conference on Remote Sensing, 11 - 14 September 2006, Stockholm, Sweden, 2006.

Helbig, A., and **J. Junk**, How meteorological parameters and air pollution, especially PM10 concentrations, influence the daily mortality rates between 2000 and 2005 - an example from Western Europe. Proc. 6. International Conference on Urban Climate (ICUC 6), 2006 Göteborg, Schweden, 2006.

Helbig, A., and **J. Junk**, The influence of the Moselle Valley on the urban air quality at Trier / Germany. Proc. Fifth International Conference on Urban Climate (ICUC 5), 2003 Lodz, Poland. Vol. 2, 149-152, 2003.

-
- Junk, J.**, K. Görden, M. Eickermann, P. Sinigoi, and L. Hoffmann, Possible climate change impacts on agriculture and viticulture in Luxembourg – the benefit of ensembles-based regional climate change projections. 11th EMS, Berlin, 2011.
- Junk, J.**, M. El Jarroudi, F. Pogoda, T. Dubos, K. Görden, L. Hoffmann, and M. Beyer, Forecasting epidemic outbreaks of wheat leaf blotch based on meteorological parameters. Extended Abstract, BIOMET 7, 2010.
- Junk, J.**, U. Feister, K. Görden, and A. Helbig, Advantages of modelled ozone data for the reconstruction and analysis of long-term erythemal UV radiation time series. International Conference on Urban Climate (ICUC 7), Japan, 2009.
- Junk, J.**, U. Feister, and A. Helbig, Modellierung von Langzeitreihen der solaren UV Strahlung für Stationen in Europa. Meteorologen Tagung DACH, 10.-14. September 2007 Hamburg, 2007.
- Junk, J.**, and A. Helbig, The influence of meteorological parameters on the daily PM10 concentrations in the western part of Germany. Proc. 6. International Conference on Urban Climate (ICUC 6), 2006 Göteborg, Schweden, 2006.
- Junk, J.**, and U. Feister, Efficiency of a neural network to model and predict daily values of UV irradiation based on measurements of meteorological parameters and atmospheric ozone at Lindenberg, Germany: SCOUT-O3 Annual Meeting, 20-24 March 2006, Jülich, Germany, 2006.
- Junk, J.** and A. Helbig, Estimation of Air Quality at Trier, Germany - a case study with STREET. In: Pahl, C., Schmidt, S. and Jakerman, T. (eds) iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management". International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, June 2004.
- Junk, J.**, F. Grimmer, und A. Helbig, Screening, Prognose und Szenarien der verkehrsbedingten Immissionen einer Stadt in Tallage. Proc. Deutsch-Österreichisch-Schweizerische Meteorologen Tagung 2004, Karlsruhe, 445, 2004.
- Junk, J.**, and A. Helbig, A., Heat island and thermal comfort in the city of Trier. Proc. Fifth International Conference on Urban Climate (ICUC 5), 2003 Lodz, Poland. Vol.2, 51-54, 2003.
- Koepke, P., H. De Backer, A. Bais, A. Curylo, K. Eerme, U. Feister, B. Johnsen, **J. Junk**, A. Kazantzidis, J. Krzyscin, A. Lindfors, J. A. Olseth, P. den Outer, A. Pribulova, A. W. Schmalwieser, H. Slaper, H. Staiger, J. Verdebout, L. Vuilleumier, Modelling solar UV radiation in the past: Comparison of algo-

rithms and input data. SPIE Conference on Remote Sensing, 11 - 14 September 2006, Stockholm, Sweden, 2006.

Krein, A., **J. Junk**, J. F. Iffly, J. N. Audinot, L. Pfister, and L. Hoffmann, Environmental behaviour and chemical characterization of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁) from different sources in Luxembourg. DustConf 2007 - How to improve air quality. International Conference in Maastricht, 23.-24.4.2007, Netherlands, 2007.

Krein, A., T. Udelhoven, J.N. Audinot, C. Hissler, C. Guignard, **J. Junk**, L. Pfister, H.N. Migeon, and L. Hoffmann, Measurement and Characterization of Airborne Particles in Luxembourg. HENVI Conference, Luxembourg, 2008.

Outer, P.N., H. Slaper, A. Lindfors, J. Kaurola, A. Bais, A. Kazantzidis, U. Feister, **J. Junk**, M. Janouch, W. Josefsson, UV-History in Europe: A comparison of UV-Reconstruction Models. One century of UV Radiation Research, 18.-20. September 2007, Davos, Switzerland, 2007.

Outer, P.N., J. Kaurola, A. Lindfors, H. Slaper, A. Bais, A. Kazantzidis, U. Feister, **J. Junk**, W. Josefsson, M. Janouch, UV-reconstruction in Europe. Third SCOUT-O3 Annual Meeting, Heraklion, Greece 7-11 May 2007. Junk, J., U. Feister, 2007: Long-term changes of UV radiation at four European sites – case studies using Artificial Neural Networks (ANN). Third SCOUT-O3 Annual Meeting, Heraklion, Greece 7.-11. May 2007.

Graue Literatur:

Helbig, A., K. Licht, **J. Junk**, J. Bareiss, und J. Lüers, Regionalklima, Strömungsfeld und Ausbreitungsbedingungen im Raum Trier. Müller, P., Rumpf, S. Monheim H. (Hrsg.), Umwelt und Region - Umweltanalyse und Umweltmanagementstrategien für eine Nachhaltige Entwicklung im ländlichen Raum, SFB 522, 53-77, 2002.

Junk, J. und A. Krein, Stadtklima und dessen Wahrnehmung in der Bevölkerung, ein Beispiel aus Trier. *Jahrbuch des Kreises Trier-Saarburg* 2005.

Junk, J., und A. Helbig, Spezifische Aspekte des Stadtklimas von Trier, dargestellt am Beispiel von zwei Temperaturmessfahrten. In: Müller, P., S. Rumpf, H. Mohnheim (Hrsg.): Umwelt und Region - Aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereichs 522, 29-34, 2002.

Koepke, P., H. De Backer, A. Bais, A. Curylo, K. Eerme, U. Feister, B. Johnsen, **J. Junk**, A. Kazantzidis, J. Krzyscin, A. Lindfors, J.A. Olseth, P. den Outer, A. Schmalwieser, H. Slaper, H. Staiger, J. Verdebout, L. Vuilleumier, and Ph. Weihs Modelling solar UV radiation in the past: Comparison of algorithm and input data. Final report COST Action 726. 94p, 2009.