

Modellrechnungen zu den Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 205 43 263
UBA-FB 001355

Modellrechnungen zu den Immissions- belastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV

von

**Prof. Dr. Günter Baumbach, Dr. Michael Struschka,
Winfried Juschka, Maria Carrasco, Keng Been Ang,
Lupin Hu**

Universität Stuttgart, Institut für Verfahrenstechnik und
Dampfkesselwesen (IVD)

Dr. Wolfgang Bächlin, Christine Sörgel
Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
[http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-
medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3787](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3787)
verfügbar. Hier finden Sie auch die Excel-Anwendung „Arbeitsblatt BIOMIS“
und die „Anleitung für das Arbeitsblatt BIOMIS“ als separate Datei.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 4.1 Grundsatzfragen der Luftreinhaltung
Alfred Trukenmüller

Dessau-Roßlau, Juni 2010

1. Berichtsnummer UBA-FB 001355	2.	3.
4. Titel des Berichts Modellrechnungen zu den Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV		
5. Autoren G. Baumbach, M. Struschka, W. Juschka, M. Carrasco, K. B. Ang, L. Hu, W. Bächlin, C. Sörgel	8. Abschlussdatum	Juni 2009
	9. Veröffentlichungsdatum	Juni 2010
6. Durchführende Institution Universität Stuttgart Institut für Verfahrenstechnik und Dampfesselwesen (IVD) Pfaffenwaldring 23 70569 Stuttgart und Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG An der Rossweid 3 76229 Karlsruhe	10. UFOPLAN - Nr.	205 43 263
	11. Seitenzahl	283
7. Fördernde Institution Umweltbundesamt Fachgebiet II 4.1 Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau	12. Literaturangaben	83
	13. Tabellen und Diagramme	
	14. Abbildungen	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Anhand einer detaillierten Emissionsmodellierung und einer anschließenden feinaufgelösten Immissionsmodellierung wurde ein Abschätzverfahren entwickelt, das es Planern ermöglicht, schon im Vorfeld die Auswirkungen eines verstärkten Biomasseeinsatzes in Feuerungsanlagen auf die Immissionsverhältnisse in unterschiedlichen Wohngebieten abzuschätzen. So wurden für die Brennstoffe Holzpellets, Stückholz, Hackschnitzel und Getreide sowie für Gas und Heizöl EL Emissionsdaten erzeugt. Diese sind von der Außentemperatur, dem gebäude- und nutzerspezifischen Wärmebedarf sowie dem Betriebsverhalten der Feuerungsanlage abhängig. Beim Betriebsverhalten der Feuerungsanlagen wurden unterschiedliche Emissionen für den Betrieb bei Nennwärmeleistung und bei Teillast sowie für instationäre Betriebszustände (z.B. Kesselstart oder Abschaltvorgang) angesetzt. Neben Zentralheizkesseln für die oben genannten Brennstoffe wurden Nahwärmenetze mit Pellet- und Hackschnitzelkesseln, Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerungen und Getreidefeuerungen betrachtet. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsdaten wurden für verschiedene meteorologische und bebauungsspezifische Randbedingungen Ausbreitungsrechnungen durchgeführt. Es wurden ein ländliches und ein städtisches Modellgebiet untersucht. Für die einzelnen Gebäude wurden Emissionszeitreihen mit stündlicher Auflösung erstellt, räumlich entsprechend zugeordnet und jeder einzelne Kamin damit als Punktquelle simuliert. Zur Modellierung des durch die Bebauungsstruktur geprägten Strömungsfelds wurde das Strömungsmodell MISKAM angewandt. Als Ausbreitungsmodell diente das für die Ausbreitungsrechnung nach TA Luft entwickelte AUSTAL2000. Anhand von Sensitivitätsanalysen wurden die Einflüsse verschiedener Parameter auf die bodennahen Immissionskonzentrationen untersucht. Dabei wurden im Emissionsmodell mittlere Jahresgänge der Außentemperatur für die 15 Regionen der „Testreferenzjahre von Deutschland“ (TRY) des Deutschen Wetterdiensts berücksichtigt, im Ausbreitungsmodell drei unterschiedliche, möglichst viele Regionen Deutschlands abdeckende Wind- und Ausbreitungsklassenzzeitreihen. Als weitere Variationsgröße wurden unterschiedliche Ableitbedingungen angenommen. Die Aussagekraft der Modellrechnungen wurde durch Validierungsmessungen in einem ländlichen Wohngebiet überprüft, in dem hauptsächlich Heizanlagen als Emissionsquellen existieren. Für die Messung der Immissionen und der meteorologischen Parameter wurden zwei Messstationen, eine im Ort und eine außerhalb, aufgebaut und 3 Wintermonate lange betrieben. Die Ergebnisse der Berechnungen wurden so aufbereitet, dass sie allgemein gültige Aussagen für verschiedene Regionen in Deutschland unter Berücksichtigung der herrschenden Rahmenbedingungen (Meteorologie, Beheizungsstruktur, Gebietsgröße, usw.) ermöglichen.		
17. Schlagwörter Holzfeuerungen, Biomassefeuerungen, Hausheizungen, Heizkessel, Emissionen, Immissionen, Ausbreitungsrechnung, Modellierung, Modellgebiete, Zeitreihen, AUSTAL2000, MISKAM, Testreferenzjahre, Meteorologie		
18. Preis		

1. Report No. UBA-FB 001355	2.	3.
4. Report Title Microscale modelling of ambient air concentrations resulting from the increased combustion of biomass firing systems within the 1 st Ordinance for the Implementation of the Federal Immission Control Act (1. BImSchV)		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) G. Baumbach, M. Struschka, W. Juschka, M. Carrasco, K. B. Ang, L. Hu, W. Bächlin, C. Sörgel		8. Report Date June 2009
		9. Publication Date June 2010
6. Performing Organisation (Name, Address) University of Stuttgart Institute of Process Engineering and Power Plant Technology (IVD) Pfaffenwaldring 23 70569 Stuttgart and Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG An der Rossweid 3 76229 Karlsruhe		10. UFOPLAN - Nr. 205 43 263
		11. No. of Pages 283
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Federal Environment Agency Section II 4.1 Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau		12. No. of References 83
		13. No. of Tables, Diagrams
		14. No. of Figures
15. Supplementary Notes		
16. Abstract By means of a detailed emissions modelling with subsequent highly resolved ambient air pollutant dispersion modelling an assessment method has been developed. This method is a tool for city planners to assess the effects of an increased usage of biomass in heating firings on the air quality situation in different residential areas. Emission simulations have been carried out for the combustion of wood pellets, log wood, wood chips and grain residues as well as for natural gas and heating oil. The emissions depend on the ambient temperature, the building and user specific heat demand and on the operation conditions of the firing. For the operation conditions different emission factors have been set for nominal and partial load as well as for unsteady conditions like boiler start or for shutdown of the firing. The following firings have been considered for burning the above mentioned fuels: Central heating boilers, decentralised heating networks with pellet and wood chip boilers, single stoves for additional heating and grain residue furnaces. Dependent on the ambient temperature for different regions of Germany and for a reference year of the Deutsche Wetterdienst annual emission time series with 1h resolution have been calculated for the different firing fuel combinations. Using these modelled emission data dispersion modelling was carried out for different meteorological and building specific frame conditions. A rural and an urban model area have been investigated. The emissions time series which were calculated for the individual buildings with 1h time resolution were spatially allocated and each single chimney was simulated as point source. For modelling the flow field coined by the building structure the flow model MISKAM has been applied. For dispersion simulation the model AUSTAL2000 has been used. Simulations have been carried out with three different wind and dispersion class distributions typical for many regions of Germany. A further parameter variation considered different stack heights for the flue gas releases. The modelling results have been validated by three months air quality and meteorological measurements in and in the background of a residential village. Finally the results of the simulations have been prepared in such a way that under given frame conditions (size of the residential area, heating structure, meteorological conditions) the ambient pollutant concentrations can generally be forecasted for different regions of Germany.		
17. Keywords wood combustion, biomass combustion, heating systems, central-heating boiler, emissions, ambient air concentrations, modelling, AUSTAL2000, MISKAM, meteorology		
18. Price		

Kurzfassung

Die Auswirkungen einer verstärkten Biomassenutzung in Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV werden qualitativ und quantitativ durch Modellrechnungen für verschiedene Modellgebiete abgeschätzt. Hierzu wird ein Emissionsmodell entwickelt, welches den charakteristischen und praxisnahen Betrieb der Heizanlagen beschreibt. Im Emissionsmodell wird das Emissionsverhalten der Anlagen im Voll- und Teillastbetrieb sowie bei instationären Zuständen, z.B. Start- und Stoppvorgänge, Anfeuerungsvorgänge, berücksichtigt. Die untersuchten Emissionskomponenten sind NO_x, Feinstäube (PM₁₀), CO, VOC (flüchtige organische Verbindungen einschließlich Methan - als Gesamt-C berechnet), Benzol, und die (vorwiegend) staubgebundenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons), wobei Benzo(a)pyren (BaP) extra ausgewiesen wird, sowie polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF). Für Geruchsemissionen werden orientierende Berechnungen durchgeführt.

Neben dem typischen Betriebsverhalten der verschiedenen Feuerungsanlagen wird im Emissionsmodell auch der Wirkungsgrad der Anlagen berücksichtigt. Anhand der Gebäudestrukturen und Formen wird der Heizenergiebedarf der Gebäude in Abhängigkeit von der Außentemperatur berechnet. Der Warmwasserbedarf und unterschiedliches Heizverhalten (Dauer und Innentemperatur) werden ebenfalls berücksichtigt. Die Emissionsdaten werden als Jahres-Emissionszeitreihen in Abhängigkeit von der Außentemperatur in stündlicher Auflösung berechnet.

Mit den im Modell berechneten Emissionsszenarien wurden umfangreiche Ausbreitungsrechnungen für zwei Modellgebiete durchgeführt. Die beiden Gebiete repräsentieren eine ländliche und eine städtische Bebauungsstruktur. Als Ausbreitungsmodell kommt das Modell AUSTAL2000 zum Einsatz, wobei das detaillierte, gebäudeauflösende Strömungsfeld mit dem Modell MISKAM berechnet wird. Der eigentlichen Parameterstudie vorgeschaltet ist eine umfangreiche Sensitivitätsanalyse. Im Rahmen dieser Betrachtungen werden die Auswirkungen auf das berechnete Immissionsfeld bei freier Strömung, d.h. keine explizite Berücksichtigung der Bebauung, im Vergleich zur detaillierten Strömungsfeldmodellierung mit dem dreidimensionalen Strömungsmodell MISKAM untersucht. Der Einfluss der jeweiligen Temperaturregion, in der sich das Untersuchungsgebiet befindet, sowie der Einfluss der Windgeschwindigkeits- und Windrichtungsverteilung und des Stabilitätszustandes der Atmosphäre auf die berechneten Immissionsfelder werden näher betrachtet. Als weiterer wichtiger Parameter ergibt sich die Schornsteinhöhe, der bei der Ausbreitung von Abgasen aus häuslichen Kaminen eine große Bedeutung zukommt. Die genannten Parameter und deren Einflüsse auf die zu erwartenden Immissionen werden detailliert betrachtet und beschrieben.

In der systematischen Parameterstudie werden für die beiden ausgewählten Untersuchungsgebiete für jeweils drei meteorologische Zeitreihen, repräsentativ für verschiedene Regionen in Deutschland, Ausbreitungsrechnungen für die untersuchten Brennstoff- und Feuerungsarten durchgeführt. Die gelieferten Emissionszeitreihen wie auch die meteorologischen Zeitreihen werden in stündlicher Auflösung berücksichtigt. Als Beurteilungsflächen werden in Anlehnung an die 22. BImSchV Flächen von 256 m² ausgewertet.

Die Ergebnisse werden als mittlere Immissionswerte über alle Flächen des jeweiligen Untersuchungsgebietes und zusätzlich als Immissionswert der maximal beaufschlagten Fläche angegeben.

Die Aussagekraft der Modellrechnungen wird durch Validierungsmessungen überprüft. Dazu wurde ein ländliches Wohngebiet ausgewählt, in dem hauptsächlich Heizanlagen als Emissionsquellen existieren. Für die Messung der Immissionen und der meteorologischen Parameter wurden zwei Messstationen aufgebaut und betrieben, eine mitten im Wohngebiet und eine außerhalb des Ortes zur Bestimmung der Hintergrundbelastung. Die Messungen fanden im Winter 2007/2008 statt.

Für die Immissionsmodellierung werden direkt die im Validierungszeitraum vor Ort gemessenen Windverhältnisse zugrunde gelegt. Die Modellierungen und Messungen wurden für die Schadstoffe NO_x , PM_{10} , CO und Benzo(a)pyren durchgeführt. Es werden jeweils die Immissionszusatzbelastungen durch die Heizaktivitäten im Ort in stündlicher Auflösung berechnet bzw. darüber hinaus zum Vergleich mit den Messergebnissen entsprechende Mittelungen vorgenommen.

Die mittleren NO_x -Konzentrationen aus der Modellierung und aus der Messung stimmten recht gut überein. Dies zeigt, dass der Energieverbrauch gut getroffen wurde, da NO_x in erster Linie von den Hauptheizungen im Validierungsgebiet stammt, nämlich von automatisch arbeitenden Ölfeuerungen, deren Verhalten in erster Linie von der Außentemperatur abhängig ist und sich somit gut modellieren lässt.

CO und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind dagegen Produkte unvollständiger Verbrennung aus Holzfeuerungen. Der zeitliche Verlauf der CO -Konzentrationen wurde durch die Modellierung recht gut getroffen. Höhere modellierte Konzentrationen bei diesen beiden Komponenten weisen aber darauf hin, dass die Verbrennung im Falle des Validierungsgebietes offensichtlich als zu unvollständig modelliert wurde. Aufgrund der Bestands- und Altersstruktur der installierten Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe wurde ein sehr schlechter Stand der Technik angesetzt, was so nicht in vollem Umfang für dieses Gebiet zuzutreffen scheint. Dies rührt daher, dass die Unvollständigkeit der Verbrennung durch viele Faktoren bestimmt wird, wie Art, Auslegung und Betrieb der Feuerungsanlagen. Insbesondere die manuelle Betriebsweise unterliegt sehr individuellen Einflüssen, die sich schwierig modellieren lassen.

Auf die PM_{10} -Konzentrationsverhältnisse wirkte sich die Überschätzung der Unvollständigkeit der Verbrennung nur teilweise aus. Staubemissionen aus anderen Quellen und stark schwankende Hintergrundkonzentrationen überdeckten die PM_{10} -Konzentrationen, die aus Holzfeuerungen stammen könnten, oft so stark, dass sich die Einflüsse der Holzfeuerungen nur vereinzelt nachweisen ließen. In diesen Fällen ergab die Modellierung etwas höhere Werte als die Messung, was sich mit der bei CO und BaP festgestellten Überschätzung der Unvollständigkeit der Verbrennung in den Holzfeuerungen deckt.

Aufbauend auf den Berechnungen im Projekt wurde das Arbeitsblatt BIOMIS entwickelt, mit dem für beliebige Wohngebiete aus der bestehenden Feuerungszusammensetzung ein Basisfall bestimmt werden kann. Anschließend kann in einem Szenario-Fall die zukünftige Zusatz- bzw. Gesamtimmissionsbelastung bei verstärkter Biomassenutzung aus der hinterlegten Parameterstudie ermittelt werden. Mit den Ergebnissen des Projektes kann auf diese Weise z.B. bei Bebauungsplanvorhaben oder bei geplanten Änderungen von Heizungsstrukturen, die durch solche Maßnahmen zu erwartende zukünftige Immissionsbelastung vorab abgeschätzt werden, und es können darauf aufbauend ggf. Anforderungen zur Erhaltung oder Verbesserung der Luftqualität vorgesehen werden.

Abstract

The impacts of the increased usage of biomass combustion from heating firings, which fall under the 1st Ordinance for the Implementation of the Federal Immission Control Act (1. BImSchV), are qualitatively and quantitatively modelled and assessed on various studied sites. For this task, an emission model, with which the characteristic and practical operation of the heating firings can be described, has been developed. For this model, the emission behaviour of firings in nominal and partial loaded operations as well as in different modes of unsteady operations such as boiler start and shutdown are considered. The analysed components include NO_x, Particulate Matter (PM₁₀), CO, VOC (volatile organic compounds with methane calculated as total C), benzene, and the (predominantly) particle bounded Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), in which polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans (PCDD/PCDF), and especially Benzo(a)pyren (BaP) are accounted for. Indicative calculations are performed for odour emissions.

In addition to the typical operational behaviours of various furnaces, the firing efficiencies are considered as well. Depending on the ambient temperature, the demand for heating energy based on individual building' structure, shape and size is computed. The demand for warm water and various heating conditions (duration and indoor temperature) are too taken into account. Depending on the ambient temperature the annual emission time series with 1h resolution have been calculated.

Based on the various modelled emission scenarios with the developed emission model, extensive ambient air pollutant dispersion calculations were performed on two sites which represent a rural and an urban built-up area respectively. For air pollutant dispersion modelling the AUSTAL2000 model was applied. For the determination of high resolution flow field in built-up areas the MISKAM model was applied. Extensive sensitivity analyses were performed for applied to all underlying parameters. In view of these considerations, the effects of the calculated air pollutant concentration fields between two scenarios, were investigated; the first scenario involved free flow, i.e. no explicit consideration on the built-up areas, and the second scenario involved detailed flow field modelling with three-dimensional flow model of MISKAM. The influence of the respective temperature region, in which the studied sites are located, as well as the wind speed and wind direction, and the atmospheric stability based on the calculated air pollutant fields, was closely examined. Another important parameter of great significance is the stack height, from which flue gases from house stoves are emitted and subsequently dispersed. The above-mentioned parameters and their influences on the expected ambient air pollutant concentrations are described and examined in detail.

For the systematic analyses of the parameters, dispersion modelling of air pollutants emitted from the combustion of different fuels and modes of firings have been performed under three different meteorological frame conditions, which are typical for many regions of Germany. The emissions and meteorological time series are calculated with 1h resolution. Based on the 22nd Ordinance for the Implementation of the Federal Immission Control Act (22. BImSchV), an assessment area of 256 m² is evaluated.

The results are presented as mean ambient air pollutant concentrations taken over all surfaces of the investigated sites. In addition, the areas with the maximum air pollutant concentrations were presented.

The predictions based on modelling results were validated by ambient air quality measurements in a rural residential site, in which household heating systems constituted a major local emissions source. For the measurements of ambient air pollutant concentrations and meteorological parameters, two ambient air monitoring stations have been installed and operated on two locations of different characteristics; one measurement station is located in the middle of the residential site, and the other station is located outside the residential site for the determination of background emissions. These measurements were conducted in the two winters of 2007 and 2008.

The measured wind conditions in the validation period formed the basis of modelling of ambient air pollutant concentrations. The modelling and measurements have been performed for NO_x, PM₁₀, CO and BaP. The additional ambient air pollutant concentrations, which are defined as air pollutants caused by the local emission sources only and are calculated with 1h resolution. These modelled values are subsequently compared to the corresponding measurement results of similar resolution.

The modelled NO_x concentrations agreed well with the measured NO_x concentrations. This shows that the energy consumption for the site has been well considered, since NO_x is primarily emitted from the main heating systems. These heating systems constituted namely automatic oil-fired furnaces, whose operational behaviours are mainly dependent on the ambient temperature. Thus the good agreement between the modelled and measurement NO_x concentrations can be explained.

CO and PAH are, however, products of incomplete combustion from wood firings. In general the modelled temporal CO concentrations course agreed well with the measured CO. Taking into account that the emission model assumed incomplete combustion of wood in all furnaces for the validation site, the higher modelled CO and PAH concentrations can therefore be accounted for. This assumption for the modelling was not groundless considering the existence and age of the current installed heating firings. However, it should be emphasised that the assumed poor state-of-the-art installations should not be applied for the entire validation site. This comes from the fact that incomplete combustion may depend on several factors, such as the type, design and operation of the heating firings. In particular, the manual mode of operation can be subject to specific influences which are difficult to model.

The overestimation of incomplete combustions only had a partial effect on the PM₁₀ concentrations. The influences of wood firings were difficult to be verified due to the strong and frequent presence of PM emissions from other sources and fluctuating background concentrations, which subsequently overlapped the PM₁₀ concentrations. In these cases, the higher modelled PM₁₀ concentrations coincided with the CO and BaP concentrations during the overestimation of incomplete combustions.

Based on the calculations in the project, the spreadsheet BIOMIS is developed, with which any residential sites with any existing heating firings can be simulated. Subsequently, the future additional or total ambient air pollutant concentrations with the increased usage of biomass, which are considered in this project, can be simulated for any scenarios. With the results of this project, future ambient air pollutant concentrations can be simulated resulting, for example, for city planning or changes in heating systems through certain measures. This allows to define requirements for the preservation and improvement of ambient air quality.

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Stand des Wissens und Projektübersicht.....	3
2.1	Stand des Wissens	3
2.1.1	Emissionsmodellierung	3
2.1.2	Immissionen durch Biomasseverbrennung	4
2.2	Projektübersicht	6
2.3	Verwendete Daten	7
2.3.1	Emissionsfaktoren verschiedener Feuerungstypen und für verschiedene Anlagenzustände	7
2.3.2	Meteorologische Daten	8
2.3.3	Modellgebiete.....	13
3	Emissionsmodellierung	18
3.1	Methodik.....	18
3.1.1	Emissionen bei der Gebäudebeheizung	18
3.1.2	Vorgehensweise.....	18
3.1.3	Aufbau des Emissionsmodells	19
3.1.4	Stationäre Wärmebilanzierung	21
3.2	Modellierung des Endenergiebedarfs.....	22
3.2.1	Berechnung des Heizwärmebedarfs	22
3.2.2	Berechnung des Warmwasserenergiebedarfs	25
3.2.3	Nutzertypen.....	25
3.2.4	Gebäudetypen.....	27
3.3	Emissionsmodellierung	29
3.3.1	Betriebsverhalten von Feuerungsanlagen.....	30
3.3.2	Berücksichtigung des Standes der Anlagentechnik	36
3.3.3	Feuerungstypen, Feuerungsdimensionierung und Brennstoffe.....	36
3.4	Zeitreihen des Endenergiebedarfs.....	47
3.4.1	Endenergiebedarf.....	48
3.4.2	Zeitliche Verläufe bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen	52

3.4.3	Zeitliche Verläufe bei den Feuerungsanlagen zur Nahwärmeversorgung.....	61
3.4.4	Zeitliche Verläufe bei Stückholzkesseln.....	64
3.4.5	Zeitliche Verläufe bei Zusatzfeuerungen.....	72
3.4.6	Monatsverlauf der Endenergie.....	76
3.4.7	Jahresendenergiebedarf.....	76
3.5	Emissionszeitreihen.....	77
3.5.1	Zeitliche Verläufe bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen.....	77
3.5.2	Zeitliche Verläufe bei Nahwärmenetzen.....	86
3.5.3	Zeitliche Verläufe bei Stückholzkesseln.....	88
3.5.4	Zeitliche Verläufe bei Zusatzfeuerungen.....	92
3.5.5	Monatsverläufe der Emissionssummen und Emissionsfaktoren.....	93
3.5.6	Jahresemissionen und Emissionsfaktoren.....	96
3.6	Geruchsemissionsmodellierung.....	99
4	Immissionsmodellierung.....	103
4.1	Vorgehensweise.....	103
4.1.1	Strömungs- und Ausbreitungsrechnung.....	104
4.1.2	Sensitivitätsanalyse.....	105
4.1.3	Ergebnisdarstellung und Bewertung.....	105
4.2	Zusätzliche Eingangsdaten.....	106
4.2.1	Emissionszeitreihen.....	106
4.2.2	Quellverteilung.....	106
4.3	Sensitivitätsanalysen.....	111
4.3.1	Modellgebiete - Umgebungsbebauung.....	112
4.3.2	Berechnung und Auswertung der Immissionen.....	116
4.3.3	Auswirkungen einzelner Parameter auf die berechneten Immissionen.....	126
4.4	Ergebnisse.....	140
4.4.1	Aufbereitung und Darstellung der Ergebnisse.....	140
4.4.2	Exemplarische Ergebnisse für die verschiedenen Feuerungsanlagen.....	142
4.4.3	Belastbarkeit der berechneten Immissionen.....	148
4.4.4	Exemplarische, orientierende Ergebnisse für Gerüche.....	149

5	Validierung der Modellrechnungen	156
5.1	Aufgabenstellung und Gebietsauswahl.....	156
5.2	Charakterisierung des Validierungsgebietes.....	157
5.2.1	Gebäude	157
5.2.2	Emissionsmodellierungen im Validierungsgebiet	160
5.2.3	Emissionsquellverteilung und Emissionen im Validierungsgebiet Bechtoldsweiler.....	164
5.3	Modellierung der Immissions-Zusatzbelastung.....	166
5.4	Validierungsmessungen	170
5.4.1	Messzeitraum.....	170
5.4.2	Messstandorte.....	171
5.4.3	Messtechnik	171
5.4.4	Regelmäßige Gerätekontrollen und Messunsicherheiten.....	173
5.4.5	Ergebnisse kontinuierlicher Messungen.....	176
5.5	Vergleich von Modellierung und Messung.....	188
5.5.1	Vergleichskriterien.....	188
5.5.2	NO _x -Vergleiche	189
5.5.3	PM ₁₀ -Vergleiche.....	192
5.5.4	Kohlenmonoxid-Vergleiche	198
5.6	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH).....	200
5.7	Korrelationen	204
5.8	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen aus den Validierungsmessungen	207
6	Anwendung der Ergebnisse	213
6.1	Verknüpfung von Emissionsfaktoren und Jahresmittelwert der Immission	213
6.1.1	Bestimmung des funktionellen Zusammenhangs zwischen Emissionsfaktor und Jahresmittelwert der Immission.....	213
6.1.2	Ermittlung von Zusatzbelastungen für PM ₁₀	220
6.2	Einordnung der ermittelten Ergebnisse in ihren gesetzlichen Rahmen und Bestimmung der hierzu notwendigen Gesamtbelastungen	222
6.2.1	Schadstoffhintergrundbelastung.....	223
6.2.2	Immissionsgrenzwerte	224

6.2.3	Schadstoffspezifische Kennwerte	225
6.2.4	Die 1. BImSchV und ihre Novellierung, sowie Auswirkungen einer Altanlagenregelung	237
6.2.5	Auswirkungen der geplanten Novellierung der 1.BImSchV (inklusive Altanlagenregelung) auf die PM10- Hintergrundbelastung.....	242
6.3	Arbeitsblatt BIOMIS.....	248
6.3.1	Energiebedarf und Emissionen bei gutem Wärmestandard.....	248
6.3.2	Allgemeine Vorstellung	250
6.3.3	FAQs zum BIOMIS-Arbeitsblatt	258
7	Zusammenfassung und Ausblick.....	262
8	Literatur	267
Anhang	274
A.1	Berechnete Immissionskonzentrationswerte	274
A.2	Vergleich der berechneten PM10-Immissionen mit den Ergebnissen des Bayerischen Landesamts für Umwelt	283

1 Einleitung

Als Beitrag zum Klimaschutz ist die verstärkte Nutzung regenerativer Brennstoffe auch für Heizzwecke im Wohnbereich erwünscht. Andererseits können durch die Holzverbrennung bei winterlichen Inversionen in Wohngebieten erhebliche Belastungen durch Feinstaub und Kohlenwasserstoffe sowie Belästigungen durch Gerüche auftreten. Es ist deshalb im besonderen öffentlichen Interesse, dass die Thematik der Auswirkungen einer verstärkten Nutzung von Biomasse zu Heizzwecken in Feuerungsanlagen der 1. Bundesimmissionschutzverordnung (1. BImSchV) näher untersucht wird mit dem Ziel, die Belastung durch Luftverunreinigungen aus der Biomasseverbrennung bei verschieden starkem Biomasseeinsatz zu quantifizieren. Die Ergebnisse dieses Projektes sollen als Basis für geeignete Maßnahmen zur Erhaltung und ggf. Verbesserung der Luftqualität in Wohngebieten dienen bzw. helfen, den Einsatz der Biomasseverbrennung gezielt durch Aufzeigen, bei Einsatz welcher Technik die Luft wie stark belastet wird, zu steuern.

Das Projekt besteht aus den Teilen:

1. Emissionsmodellierungen
2. Ausbreitungsmodellierungen
3. Validierungsmessungen in einem realen Wohngebiet zur Überprüfung der Modellierungen und
4. Anwendungsteil mit Auswertungen, Bewertungen und Empfehlungen bis hin zu einem praxisorientierten Datenblatt, mit dem die Zusatzbelastung durch Kleinfeuerungsanlagen für beispielsweise geplante Wohngebiete bestimmt werden kann.

Die Auswirkungen der verstärkten Biomassenutzung werden qualitativ und quantitativ durch Modellrechnungen mit verschiedenen Emissionsszenarien und Ausbreitungsrechnungen ermittelt und beschrieben. Die Ergebnisse der Modellrechnungen werden durch einen Vergleich mit gemessenen Immissionskonzentrationen validiert. In dem Arbeitsblatt BIOMIS (Immissionsprognose für die thermische Biomassenutzung) werden die Modellierungsergebnisse zur variablen Berechnung von Szenarien zur Verfügung gestellt, die es ermöglichen, die Auswirkungen auf die Luftqualität unterschiedlicher Brennstoff- und Feuerungsanteile am Gesamtenergieeinsatz abzuschätzen.

Die Modellrechnungen werden für zwei Modellgebiete durchgeführt, die als typische Vertreter dienen sollen. Dies sind ein Wohngebiet mit dichter mehr- und einstöckiger Bebauung (innerstädtische Lage - städtisches Gebiet) und ein Wohngebiet mit lockerer, überwiegend ein- bis zweistöckiger Bebauung (Stadttrand oder auf dem Land - ländliches Gebiet). Für ein weiteres ländliches Gebiet wurden Modellrechnungen im Rahmen der Validierung durchgeführt.

Die Emissionsmassenströme werden aus dem Wärmebedarf der Gebäude und den Emissionsverläufen berechnet. Beide Größen werden in Abhängigkeit von der Außentemperatur ermittelt. Das Emissionsverhalten der Feuerungsanlagen wird in den Modellgebieten durch die Festlegung praxistypischer Konzentrationsverläufe beschrieben. Für die Feuerungsanlagen werden jeweils mittlere Werte („Stand der Technik-Anlagen“), durch Anlagenzustand und Betreiberverhalten beeinflusste „worst case-Werte“ und für zukünftige Anlagentechnik „best case-Werte“ abgeschätzt und in der Emissionsmodellierung verwendet.

Die Emissionsmodellierung wurde vom Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart (IVD) vorgenommen.

Die Ausbreitungsrechnungen werden mit den berechneten Emissionsmassenströmen für verschiedene meteorologische und bebauungsspezifische Randbedingungen durchgeführt. Zur Modellierung des durch die Bebauungsstruktur geprägten Strömungsfeldes wurde das Strömungsmodell MISKAM angewandt. Als Ausbreitungsmodell diente das für die Ausbreitungsrechnung nach TA Luft entwickelte AUSTAL2000. In Sensitivitätsanalysen werden verschiedene Einflüsse, wie die Feuerungstechniken und Brennstoffe, die Bebauungsstrukturen (städtisches und ländliches Gebiet), die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen, die Rauigkeitsverhältnisse im Untersuchungsgebiet, die Beheizung durch Nahwärmenetze anstatt dezentraler Beheizung mit Zentralheizkesseln und die Schornsteinhöhen auf die Immissionskonzentrationen untersucht. Die schließlich berechneten Immissionen werden als Jahresmittelwerte über das gesamte Untersuchungsgebiet und als Jahresmittelwert der höchst beaufschlagten Beurteilungsfläche (256 m²) ausgewiesen. Ergänzend werden die Immissionen flächenhaft dargestellt. Die Immissionsmodellierungen wurden vom Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG aus Karlsruhe ausgeführt.

Die Methoden der Modellierungen werden durch Messungen in einem ländlichen Wohngebiet, in dem hauptsächlich Heizanlagen als Emissionsquellen existieren, validiert. Dazu werden die Emissionen der im Validierungsgebiet vorhandenen Feuerungsanlagen anhand eines Emissionsmodells berechnet. Die Lage, Art, Nennwärmeleistung und der technische Zustand der Feuerungsanlagen wurde hierbei basierend auf Schornsteinfegerdaten möglichst realitätsnah im Modell erfasst. Annahmen betreffen hier nur noch die Basisfälle für die Emissionsfaktoren und das Betreiberverhalten. Für die Immissionsmodellierung werden direkt die im Validierungszeitraum vor Ort gemessenen meteorologischen Verhältnisse zugrunde gelegt. Für die Messung der Immissionen und der meteorologischen Parameter wurden vom IVD zwei Messstationen aufgebaut und betrieben, eine mitten im Wohngebiet und eine außerhalb des Ortes zur Bestimmung der Hintergrundbelastung. Die Messungen fanden im Winter 2007/2008 statt. Die Auswertung und Aufbereitung der Modellierungs- und der Messdaten zum Vergleich zwischen Modellierung und Messung für die Komponenten NO_x, PM₁₀, CO und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurde schließlich von beiden Institutionen vorgenommen.

Aufbauend auf den Berechnungen im Projekt wurde in Zusammenarbeit beider Institutionen das Arbeitsblatt BIOMIS entwickelt, mit dem für beliebige Wohngebiete aus der bestehenden Feuerungszusammensetzung ein Basisfall bestimmt werden kann. Anschließend kann in einem Szenario-Fall die zukünftige Zusatz- bzw. Gesamtimmissionsbelastung bei verstärkter Biomassenutzung aus der hinterlegten Parameterstudie ermittelt werden. Mit den Ergebnissen des Projektes kann auf diese Weise bei Bebauungsplanvorhaben oder bei geplanten Änderungen von Heizungsstrukturen die durch solche Maßnahmen zu erwartende zukünftige Immissionsbelastung vorab geschätzt werden, und es können darauf aufbauend ggf. Anforderungen zur Erhaltung oder Verbesserung der Luftqualität vorgesehen werden.

2 Stand des Wissens und Projektübersicht

2.1 Stand des Wissens

2.1.1 Emissionsmodellierung

Der Emissionsmassenstrom (als 1-h-Mittelwert) wird aus dem Wärmebedarf der Gebäude in den Modellgebieten und im Validierungsgebiet und den Emissionsverläufen berechnet. Beide Größen werden in Abhängigkeit von der Außentemperatur ermittelt. Das Emissionsverhalten der Feuerungsanlagen wird durch die Festlegung praxistypischer Konzentrationsverläufe beschrieben. Diese werden aus Ergebnissen eigener Konzentrationsmessungen, aus Literatur- und Normprüfungsergebnissen und aus Emissionsfaktoren berechnet, wobei auch instationäre Anlagenzustände (z.B. Brennerstart bei Öl- und Gasfeuerungen (Struschka et al., 2000), Anheiz- und Regelemissionen bei den Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe) berücksichtigt werden. Zur Festlegung der Eingangskonzentrationen für die Emissionsmodellierung wurden die Ergebnisse und Datensammlungen verschiedener Vorhaben (Pfeiffer et al. (2000), Struschka et al. (2003), Greiselis-Bailer et al. (2006) und Struschka et al. (2007)), die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden, herangezogen.

Da in den genannten Vorhaben nicht für alle hier betrachteten Brennstoffe und Betriebszustände Emissionsdaten vorlagen, wurden weitere Quellen genutzt. Z.B. für die Festlegung von Eingangsdaten für instationäre Betriebszustände Untersuchungen zu Mehremissionen durch z.B. Start- und Stoppvorgänge bei Öl- und Gasfeuerungen (Struschka et al., 2000) oder zu den Emissionen von Getreidefeuerungen (z.B. Struschka et al. (Mai 2008 und Juli 2008), Hering et al. (2006) und FNR (2007)). Als weitere wichtige Datenquelle wurden Messungen nach der 1. BImSchV des Schornsteinfegerhandwerks an messpflichtigen Biomassefeuerungen aus dem Jahre 2005 verwendet. Diese beinhalten sowohl Messungen an Pellet- und Hackschnitzelfeuerungen als auch an Stückholzkesseln.

Bei der Emissionsmodellierung wird unterschieden nach Feuerungsanlagen

- die einem guten Stand der Technik entsprechen, fachgerecht installiert sind und auch richtig betrieben werden (SdT)
- die konstruktions-, installations-, betreiber- oder brennstoffbedingt stark erhöhte Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung aufweisen (worst case)
- die einen zukünftigen Stand der Technik widerspiegeln (best case).

Für die Modellierung der unterschiedlichen Anlagenfälle werden Emissionskonzentrationen für den Betrieb bei Nennwärmeleistung, bei Teillast und für instationäre Betriebszustände (z.B. Brennerstart) verwendet. Entsprechend dem modellierten Feuerungstyp (z.B. Heizkessel für Heizöl EL oder Stückholz) und damit dem typischen Betriebsverhalten der Heizanlage sowie dem Wärmebedarf des betrachteten Gebäudes ergibt sich der Emissionsmassenstrom. Aus der Jahressumme der Massenströme und Energieverbräuche für alle Gebäude eines Modellgebietes ergibt sich der mittlere Emissionsfaktor für die jeweilige Emissionskomponente. Der Wärmebedarf bzw. der Endenergiebedarf für die Gebäude wird z.B. in Anlehnung nach DIN V 4701 (Blatt 10) berechnet.

Die Emissionen, die bei stationärer Betriebsweise der Feuerungen und bei vollständiger Verbrennung entstehen, z.B. die NO_x-Emissionen, lassen sich recht gut bestimmen, dement-

sprechend sicher sind die Emissionsfaktoren. Die Emissionen, die aus Zuständen unvollständiger Verbrennung stammen, insbesondere bei Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, sind weniger gut reproduzierbar. Sie hängen u.a. von der Konstruktion der jeweiligen Feuerung, von den individuellen Eigenschaften der verwendeten Brennstoffe und von der Betriebsweise ab. Die Betriebsweise kann insbesondere bei handbeschickten Feuerungen individuell ganz unterschiedlich sein. Insofern können Emissionsfaktoren für Produkte unvollständiger Verbrennung - CO, Kohlenwasserstoffe und unverbrannte Partikel - nur Mittelwerte wiedergeben. Im Einzelfall können die tatsächlichen Emissionen stark davon abweichen. Durch eine Unterteilung in „best case - bc“ (zukünftige Anlagentechnik), „Stand der Technik - SdT“ (jetziger optimaler Zustand) und „worst case-Anlagen - wc“ (falsch betriebene Feuerungen und alte Anlagentechnik) wird versucht, diese Schwankungsbreite im Emissionsverhalten der installierten Feuerungsanlagen weitgehend zu berücksichtigen.

Eine besondere Bedeutung kommt den Gerüchen aus Holzfeuerungen zu, da sie immer wieder Anlass zu Beschwerden geben. Gerüche sind ebenfalls Produkte unvollständiger Verbrennung und somit auch stark vom individuellen Verbrennungszustand abhängig. Es gibt bisher nur wenige Untersuchungen über Geruchsemissionen von Biomassefeuerungsanlagen. Genannt werden kann ein Bericht von Richter et al. (2000), in dem für Stückholzkessel sowie Rost- und Unterschubfeuerungen sowohl Messdaten für VOC (flüchtige organische Verbindungen bestimmt durch FID-Messungen) als auch Geruchsemissionen beschrieben werden. Generell kann gesagt werden, dass es wenig Daten bezüglich Geruchsemissionen von Feststofffeuerungen gibt, die in Modellierungen verwendet werden können, und hier ein deutlicher Forschungsbedarf herrscht. Beispielsweise liegen keine Aussagen über den zeitlichen Verlauf der Geruchsemissionen bei Biomassefeuerungen vor (Anfeuerphase, Verlauf des Abbrandes, Drosselung der Luftzufuhr bei Erreichen der Kesseltemperatur etc.).

2.1.2 Immissionen durch Biomasseverbrennung

Die immissionsseitige Untersuchung der Auswirkungen von holzbeschickten Einzelfeuerstätten in privaten Haushalten auf die Luftqualität in Wohngebieten, insbesondere auf die Feinstaubbelastung, ist Gegenstand mehrerer, aktueller Forschungsprojekte.

In den Untersuchungen von Glasius et al. (2006) in Dänemark wurde in zwei Messperioden (Winter 2002 und 2003/2004) der Einfluss von häuslicher Holzverbrennung auf die lokale Luftqualität in einer kleinen ländlichen Stadt in Dänemark untersucht. Der Anteil der Holzfeuerungen an der Wärmeversorgung des Gebiets lag bei über 50%. Während einer sechswöchigen Winterperiode war das PM₁₀-Niveau in dem untersuchten Wohngebiet im Mittel ca. 4 µg/m³ höher als am nahegelegenen Hintergrundmesspunkt. Die tageszeitliche Variation wies im Wohngebiet am Abend und in der Nacht die höchsten Volumenkonzentrationen von Partikeln auf Grund der lokalen Heizungen auf. Die Hauptquellen von PM_{2.5} waren der Ferntransport von primären anorganischen Salzen, wohingegen die Holzfeuerungen Partikel mit einem relativ hohen Anteil an organischen Komponenten beitrugen.

Mit einem sehr aufwendigen Messprogramm wurden im Winter 2004/2005 in Roveredo in Misox an der San Bernardino-Route und in Moleno in der Riviera an der Gotthardtransitachse durch das Paul Scherrer Institut, die Universität Bern und die ETH Zürich Partikelmessungen

im Rahmen des AEROWOOD-Projektes vorgenommen (Prévôt A. et al., 2006). Die Messverfahren ermöglichen eine Unterscheidung von Partikelquellen, d.h. von Partikeln aus Holzfeuerungen und Partikeln aus Verkehrsemissionen. Die Messungen ergaben, dass die Holzfeuerungen in Roveredo im Winter die dominierende Partikelquelle für PM₁₀ bezüglich der Partikelmasse waren. An der Station Moleno direkt an der Autobahn waren die Quellen Verkehr und Holzfeuerungen am Morgen gleichstark an der Immissionsbelastung beteiligt. Dagegen war am Abend der Anteil der Holzfeuerungen an der Immissionsbelastung größer als der des Verkehrs, wobei die Feuerungsanlagen einen größeren Abstand zum Messpunkt aufwiesen als die Autobahn. Bezüglich der Partikelanzahl dominierten dagegen generell die Verkehrsimmissionen.

Der Deutsche Wetterdienst führte von Mitte 2005 bis Mitte 2007 im Auftrag des Deutschen Heilbäderverbands integrierende Messungen in Kurorten im Rahmen des Projektes IMME-KO II (Kaminski U. et al., 2007) durch. Es erfolgten u.a. Feinstaubmessungen in 15 Kurorten an jeweils drei unterschiedlichen Repräsentanzen (Verkehrszentrum, Kurzentrum, Kurgebiet). Anhand weiterer gemessener Schadstoffe und der Charakterisierung der Repräsentanzen wurde durch den DWD eine Zuordnung zu Quellgruppen vorgenommen. Statistische Auswertungen zeigten, dass „im Winter in vielen Kurgebieten nahezu 50% der Feinstaubvariationen durch Benzol bestimmt werden“. Der DWD nennt überwiegend Holzheizungen als mögliche Quellen, da in Kurorten die Verkehrsbelastung gering ist. Gemäß vorläufigen Ergebnissen des Projekts, liegt die Feinstaubkonzentration in Kurorten im Jahresmittel unter 20 µg/m³. In den Schlussfolgerungen wird betont, dass sich die derzeitige Rückkehr zu Holzheizungen kontraproduktiv für die Kurorte auswirkt, da die Benzol und Feinstaubemissionen dadurch ansteigen.

Ein weiteres Projekt wurde im Auftrag des Landesamts für Umwelt Bayern (LfU Bayern) durchgeführt. Es erfolgten Emissionsmessungen an verschiedenen Holzfeuerungen im Bestand (LfU Bayern, 2007). Anhand dieser Daten und Literatur- und Erfahrungswerten wurden Emissionszeitreihen entwickelt. Für zwei Modellgebiete wurden Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL2000 durchgeführt, für Modellgebiet A wurden verschiedene fiktive Szenarien betrachtet, wohingegen für Modellgebiet B die reale Beheizungsstruktur abgebildet wurde. Die Ergebnisse der Szenarien für Modellgebiet A wurden mit den Ergebnissen des vorliegenden Projekts verglichen, siehe Anhang.

In einem großen Verbundprojekt mit insgesamt sieben Projektpartnern wird aktuell im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz der „Einfluss der Gebäudeheizungen auf die Feinstaubimmissionen im Raum Augsburg“ untersucht (Schnelle-Kreis et al.; 2007). Das Projekt baut auf bereits erfolgten Messungen in den Jahren 2002 bis 2004 in Augsburg auf. In einem ersten Schritt soll das Emissionskataster für Gebäudeheizungen aktualisiert werden. Weiterhin sind Emissionsmessungen und die Ermittlung von Emissionsfaktoren geplant. Hierauf aufbauend sollen Ausbreitungsrechnungen für das gesamte Stadtgebiet und zwei kleinräumige Rezeptorgebiete erfolgen. Es werden Immissionsmessungen in zwei Heizperioden (06/07 und 07/08) und eine Differenzierung von Immissionen aus lokalen Quellen zu Fern-Transport-Immissionen vorgenommen.

Bereits im Winter 2002/2003 erfolgten durch das damalige Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg (UMEG, heute LUBW-BW) „PAK-Immissionsmessungen im Zusammenhang mit Holzfeuerungen im Winter 2002/2003“ (UMEG, 2003). Die Messungen erfolgten für PAK, insbesondere Benzo(a)pyren, und orientie-

rend auch für Benzol an zwei bzw. fünf unterschiedlichen Standorten. Sie ergaben, dass an dem Standort mit einem hohen Anteil an Holzfeuerungen deutlich höhere Konzentrationen an PAK als an den anderen Standorten auftraten.

Immer wieder wird die Frage diskutiert, welche Gesundheitsrelevanz Verbrennungspartikeln von Holzfeuerungen im Vergleich mit Partikelemissionen von Dieselmotoren zukommt. Klippel et al. (2007) kamen zu folgendem Ergebnis: Salzartiger Feinstaub aus vollständiger Verbrennung von Holz hat eine geringere Toxizität als Dieselruß, rußartiger Feinstaub aus unvollständiger Verbrennung von Holz (Ursache Anlagenbestand und Betriebsbedingungen) jedoch eine höhere. Noch höher ist die Toxizität von Kondensaten aus der Holzverbrennung, die bei unvollständiger Verbrennung sogar höhere Massenkonzentrationen aufweisen können als die salz- und rußartigen Feinstäube zusammen.

2.2 Projektübersicht

Die Auswirkungen einer verstärkten Biomassenutzung für Heizzwecke werden qualitativ und quantitativ durch Ausbreitungsmodellierungen anhand verschiedener Emissionsszenarien ermittelt und beschrieben. Der Aufbau des Forschungsvorhabens ist in **Bild 2-1** veranschaulicht.

Die Modellrechnungen werden für zwei Modellgebiete durchgeführt, die als typische Vertreter für Wohngebiete mit dichter mehr- und einstöckiger Bebauung (innerstädtische Lage - „städtisches Gebiet“) und für Wohngebiete mit lockerer, überwiegend ein- bis zweistöckiger Bebauung (Stadttrand oder auf dem Land - „ländliches Gebiet“) stehen.

Zur Validierung werden die gewonnenen Erkenntnisse der Modellrechnungen auf ein weiteres Untersuchungsgebiet angewendet, das bezüglich der Bebauungsstruktur einem ländlichen Gebiet entspricht. In diesem Validierungsgebiet wurden in der Heizperiode 2007/2008 zum Vergleich mit den Modellrechnungen Immissionsmessungen durchgeführt, und zwar wurde sowohl die Gesamtbelastung im Ort als auch die Hintergrundbelastung außerhalb des Ortes gemessen und damit die Zusatzbelastung bestimmt. Die Modellrechnungen wurden mit den im Messzeitraum aufgenommenen meteorologischen Parametern durchgeführt, so dass den Modellierungen die gleichen Ausgangsbedingungen zugrunde lagen wie den Messungen.

Zur Anwendung auf andere Wohngebiete werden die Ergebnisse der verschiedenen Emissions- und Immissionsszenarien in einem Excel-Arbeitsblatt (BIOMIS - Immissionsprognose für die thermische Biomassenutzung) hinterlegt. Mit Hilfe dieses Blattes kann z.B. bei Planungen, bei denen die Heizungsstruktur verändert werden soll, die zu erwartende Immissionsbelastung ermittelt und darauf basierend können Anforderungen an die Feuerungsanlagen in Wohngebieten erarbeitet werden, um die Minderung der CO₂-Emissionen durch den vermehrten Biomasseeinsatz nicht mit einer Verschlechterung der Luftqualität in den Wohngebieten zu erkaufen.

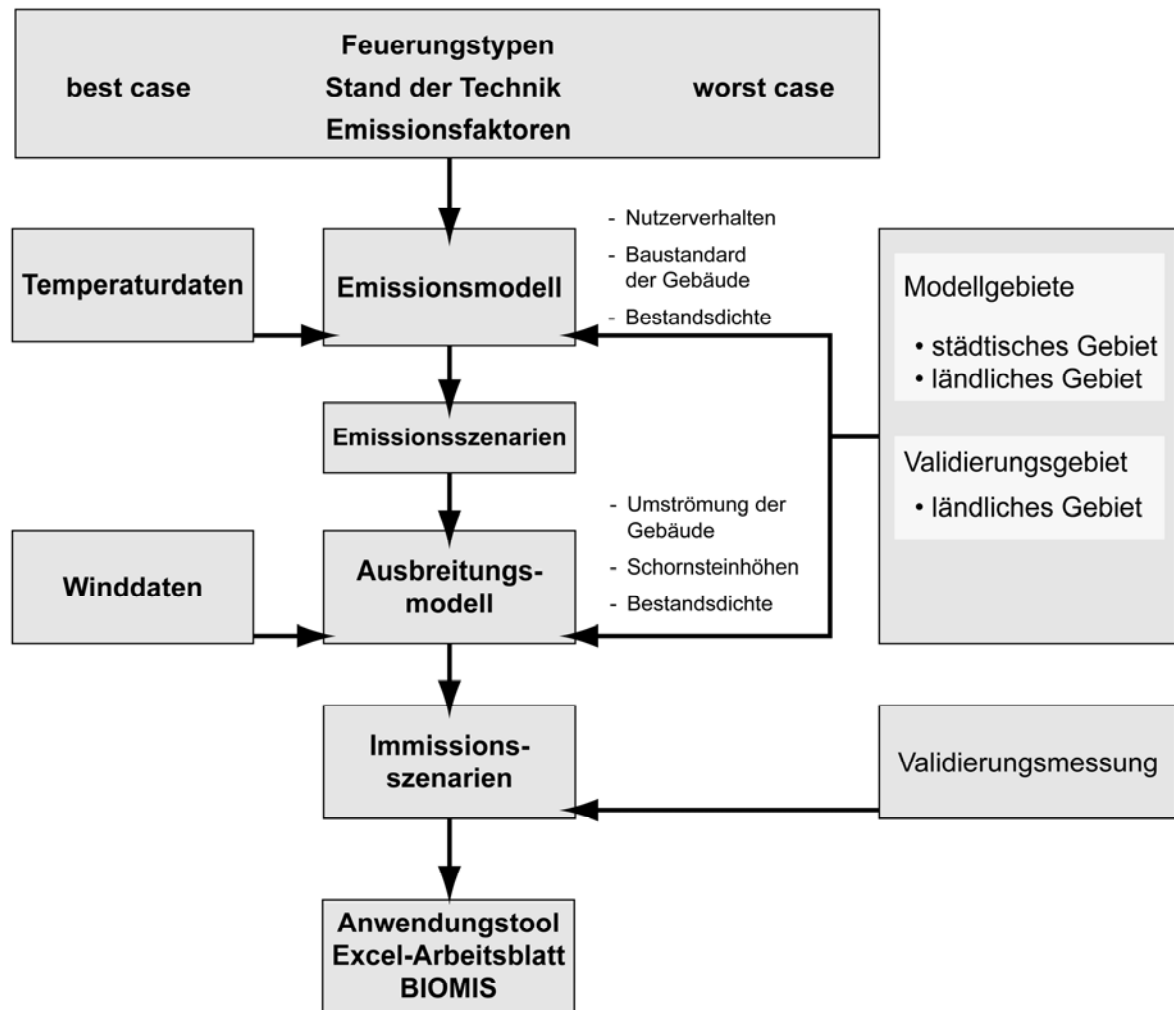


Bild 2-1 Aufbau des Forschungsvorhabens

2.3 Verwendete Daten

2.3.1 Emissionsfaktoren verschiedener Feuerungstypen und für verschiedene Anlagenzustände

Die für die spezifischen Verhältnisse in den Modellierungsgebieten verwendeten mittleren Emissionsfaktoren verschiedener Brennstoffe und entsprechender Feuerungstypen sind für die Betriebszustände „best case (bc)“, „Stand der Technik (SdT)“ und „worst case (wc)“ entwickelt worden. In **Tabelle 2.1** sind beispielhaft für Anlagen nach dem Stand der Technik die im Emissionsmodell verwendeten stationären Emissionsfaktoren bei Volllast aufgelistet.

Tabelle 2.1 Im Emissionsmodell verwendete Emissionsfaktoren für Stand der Technik Anlagen beim Volllastbetrieb

Emissionsfaktoren für Volllast beim ländlichen und städtischen Modellgebiet für die Brennstoffe bzw. Feuerungstypen		CO	NO _x als NO ₂	Benzol	Partikel	VOC als Gesamt-C	Dioxine	BaP	PAH	Gerüche
		kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	mg/TJ	g/TJ	g/TJ	GE
HEL (Heizöl EL)										
Emissionsmodell	bc	1,1	36	0,0010	0,11	0,1	0,0024	0,0018	0,0281	-
	SdT	3,4	45	0,0031	0,34	0,5	0,0024	0,0060	0,0937	-
	wc	17	51	0,0190	1,70	1,9	0,0024	0,0300	0,4686	-
GAS (Brenngase)										
Emissionsmodell	bc	1,7	9,5	0,00013	0,002	0,2	0,0023	0,0002	0,0035	-
	SdT	5,0	17	0,00039	0,006	0,7	0,0023	0,0007	0,0117	-
	wc	25	19	0,00237	0,028	2,8	0,0023	0,0037	0,0584	-
Pellets (Holzpellets)										
Emissionsmodell	bc	14	58	0,004	4,1	0,6	0,0315	0,6	14	-
	SdT	62	73	0,013	18	3,2	0,0315	2,0	46	-
	wc	311	82	0,081	92	13	0,0315	9,9	231	-
Hackschnitzel										
Emissionsmodell	bc	12	72	0,003	5,9	0,3	0,0326	0,4	9,5	-
	SdT	57	91	0,014	27	1,8	0,0326	2,1	48	-
	wc	283	102	0,084	135	7,3	0,0326	10	240	-
Getreide										
Emissionsmodell	bc	84	410	0,0005	14	1,3	0,0367	0,5	11	-
	SdT	253	512	0,0014	91	5,0	0,0367	1,6	37	-
	wc	1.264	577	0,0086	458	20	0,0367	7,9	183	-
Stückholzkessel										
Emissionsmodell	bc	34	72	0,014	4,4	2,0	0,0320	1,9	18	1.671
	SdT	297	84	0,043	40	22	0,0320	6,5	61	1.871
	wc	1.487	94	0,174	119	54	0,0320	32	304	2.278
	ops	297	84	0,043	40	22	0,0320	6,5	61	1.888
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung										
Emissionsmodell	bc	335	67	1,1	16	7,7	0,0180	2,5	29	-
	SdT	1.005	84	3,4	48	29	0,0180	8,3	97	-
	wc	5.025	94	13	144	69	0,0180	41	484	-
bc	best case	SdT Stand der Technik		wc	worst case	ops	ohne Pufferspeicher			

2.3.2 Meteorologische Daten

2.3.2.1 Temperaturdaten

Die Umgebungstemperaturen bestimmen den Energieverbrauch beim Heizen; sie werden deshalb für die Modellierung der Emissionsszenarien als Eingangsdaten benötigt. Für Deutschland sind vom Deutschen Wetterdienst (DWD) sogenannte Testreferenzjahre (TRY) erstellt worden, die Datensätze ausgewählter meteorologischer Elemente für jede Stunde eines Jahres enthalten. Sie können die klimatischen Randbedingungen für Planungen und Simulationsrechnungen auf stündlicher Basis liefern, die insbesondere für raumluft- und heiz-technische Anlagen durchgeführt werden (Christoffer et al., 2004).

Der DWD gliedert die Bundesrepublik Deutschland in 15 TRY-Regionen. Für jede TRY-Region wurde eine Referenzstation bestimmt und aus den Messwerten dieser Referenzstation ein mittleres Testreferenzjahr erstellt. Es bildet für ein repräsentatives Jahr den charakteristischen Witterungsverlauf ab, dieser wurde mittels einer Analyse der Großwetter-

lagen bestimmt. Dabei wurden einzelne Witterungsabschnitte so ausgewählt, dass die Jahreszeitenmittelwerte (insbesondere von Lufttemperatur und Luftfeuchte) möglichst gut mit den 30-jährigen Mittelwerten übereinstimmen. Zusätzlich erstellten die Autoren für jede Referenzstation einen Extremwert-Datensatz für einen kalten Winter (Dezember bis Februar) und einen Extremwert-Datensatz für einen heißen Sommer (Juni bis August). Für einige Regionen sind zudem Korrekturfaktoren in Abhängigkeit von der Höhenlage bestimmt worden. Die Jahresmittel der Temperatur für die einzelnen TRY-Regionen unterscheiden sich, dies ist in **Bild 2-2** dargestellt.

Region 11 ist mit einem Jahresmittel der Temperatur von 2.9°C mit Abstand die kälteste Region. Am wärmsten ist Region 12, für die das Jahresmittel 10.3°C beträgt. Die Karte der TRY-Regionen mit Referenzstationen ist in **Bild 2-3** dargestellt.

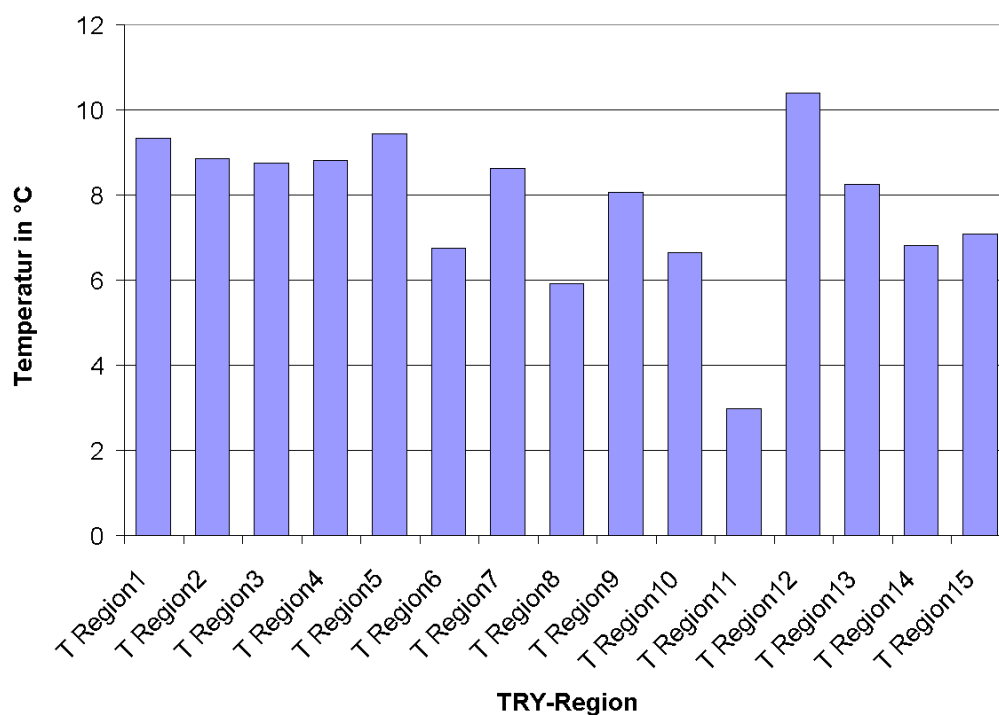


Bild 2-2 Jahresmitteltemperaturen der Testreferenzjahr-Regionen (TRY)
(Datenquelle: Christoffer et al., 2004)

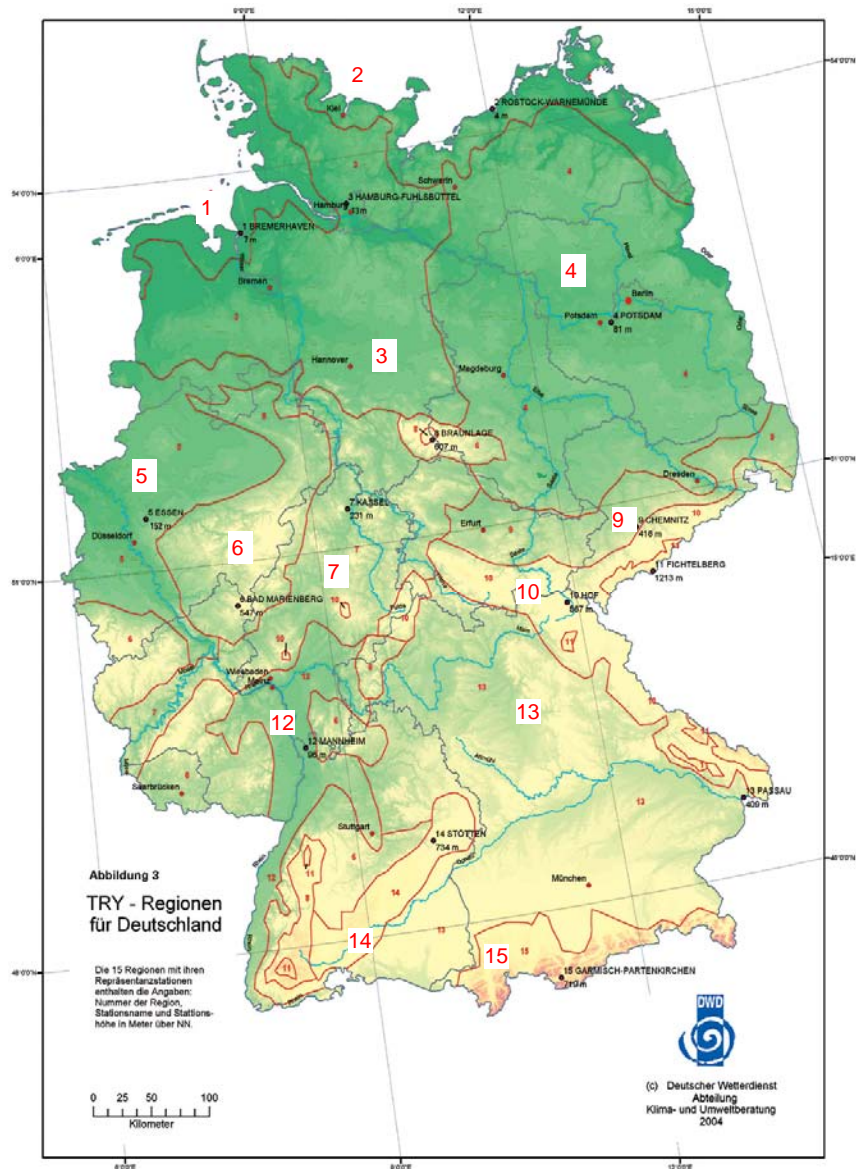


Bild 2-3 Lage der Testreferenzjahr-(TRY)-Regionen in Deutschland (entnommen aus Christoffer et al., 2004; Wiedergabe mit freundlicher Genehmigung des DWD, vergrößerte Beschriftung wichtiger TRY-Regionen durch die Autoren)

2.3.2.2 Windverteilungen

Weitere meteorologische Eingangsdaten werden zur Ausbreitungsmodellierung benötigt. Sie wurden so ausgewählt, dass die regionalen Unterschiede im süddeutschen und norddeutschen Raum sowie die Bedingungen an einem Standort mit gehäuft austauscharmen Wetterlagen berücksichtigt werden. Hierzu wurden die meteorologischen Eingangsdaten von drei Stationen beschafft. Die entsprechenden meteorologischen Zeitreihen wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) für das an der jeweiligen Station repräsentative Jahr zur Verfügung gestellt. Entsprechend der geforderten Bandbreite der meteorologischen Bedingungen, wurden die Zeitreihen von Stuttgart, Hannover und Garmisch-Partenkirchen ausgewählt. Die Messhöhe betrug immer 10 m.

In **Bild 2-4** sind die Windverteilungen der drei DWD-Stationen Hannover, Stuttgart-Echterdingen und Garmisch-Partenkirchen (DWD, 2006) zusammengestellt. Bezüglich der Testreferenzjahrsregionen ist Stuttgart der Region 12, Hannover der Region 3 und Garmisch-Partenkirchen der Region 15 zugeordnet.

Die Windverteilung der Station Stuttgart-Echterdingen für das repräsentative Jahr im Zeitraum 1996-2005 ist in Bild 2-4 rechts oben dargestellt. Die Verteilung wird hauptsächlich geprägt durch Winde aus südwestlicher Richtung, ein Nebenmaximum wird von Ostwinden verursacht. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit beträgt 2.8 m/s. Die Winde höherer Geschwindigkeit kommen vor allem aus Südwesten.

Bild 2-4 links oben zeigt die Windverteilung der Station Hannover im repräsentativen Jahr des Zeitraums 1993-2005. Die Hauptwindrichtung ist West/Süd-West. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit beträgt 3.7 m/s. Sie ist damit deutlich höher als in Stuttgart-Echterdingen, dies ist in der wenig strukturierten Topografie Norddeutschlands begründet.

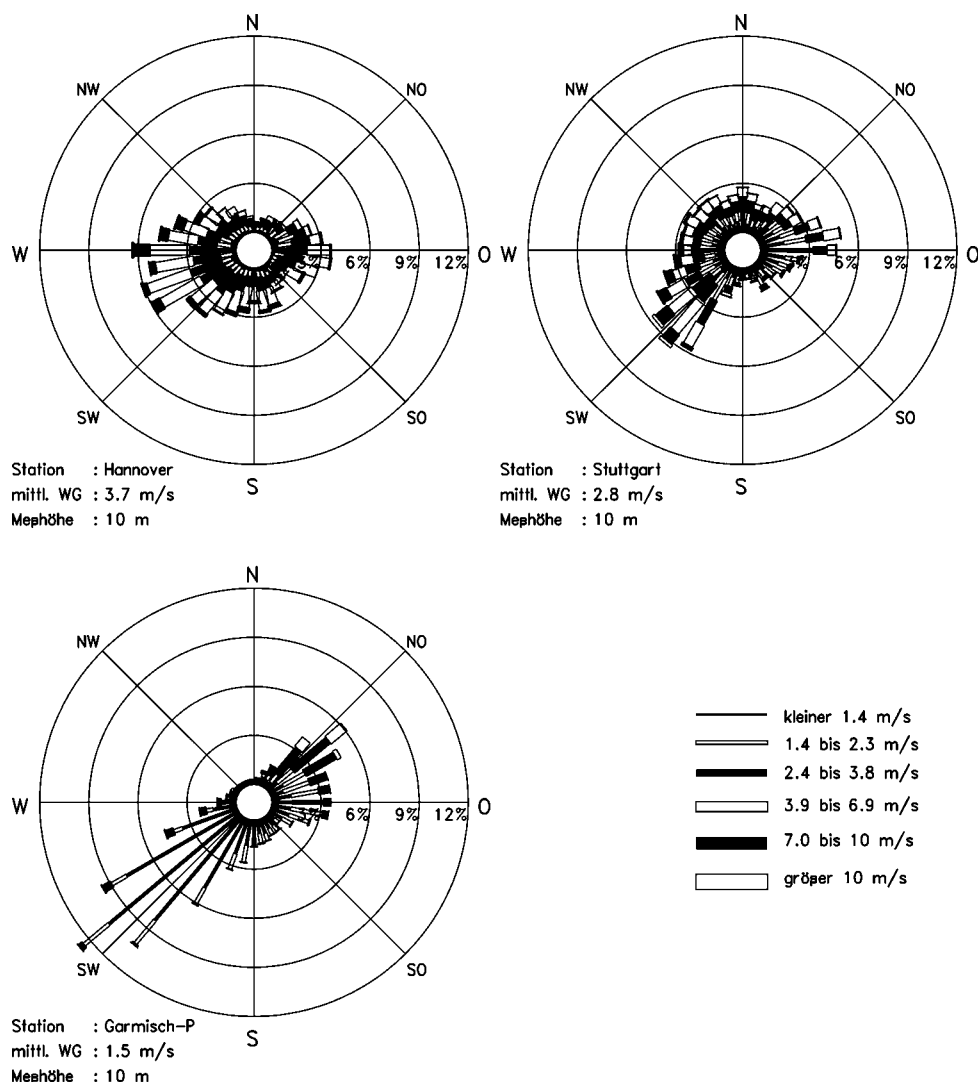


Bild 2-4 Windverteilungen der drei DWD-Stationen Hannover, Stuttgart-Echterdingen und Garmisch-Partenkirchen (Datenquelle: DWD, 2006)

Als Station mit erhöhten austauscharmen Wetterlagen wurde die Station Garmisch-Partenkirchen ausgewählt. Die zugehörige Windverteilung ist in Bild 2-4 links unten dargestellt. Sie wird von der Orientierung des Tales in Nordost-Südwestrichtung dominiert, zudem kommt ein kleiner Anteil der Winde aus Osten. Die mittlere jährliche Windgeschwindigkeit beträgt 1.5 m/s und ist damit etwa halb so hoch wie in Stuttgart-Echterdingen.

2.3.2.3 Ausbreitungsklassen

Die Unterschiede der drei Stationen Hannover, Stuttgart-Echterdingen und Garmisch-Partenkirchen bezüglich der Ausbreitungsklassenverteilung zeigt **Bild 2-5**.

In Garmisch-Partenkirchen treten im Vergleich zu den übrigen Stationen überproportional häufig sehr stabile (24%) und stabile (35%) Bedingungen auf. Dagegen dominieren in Hannover die Situationen mit neutral-(stabiler) Ausbreitungsklasse. In Stuttgart ist die Verteilung über die Klassen I bis III1 dagegen ausgeglichener.

Der Anteil an der Klasse III2 ist an allen drei Stationen nahezu gleich. Labile und sehr labile Bedingungen treten allgemein wesentlich seltener auf, wobei Garmisch-Partenkirchen die größten Häufigkeiten aufweist.

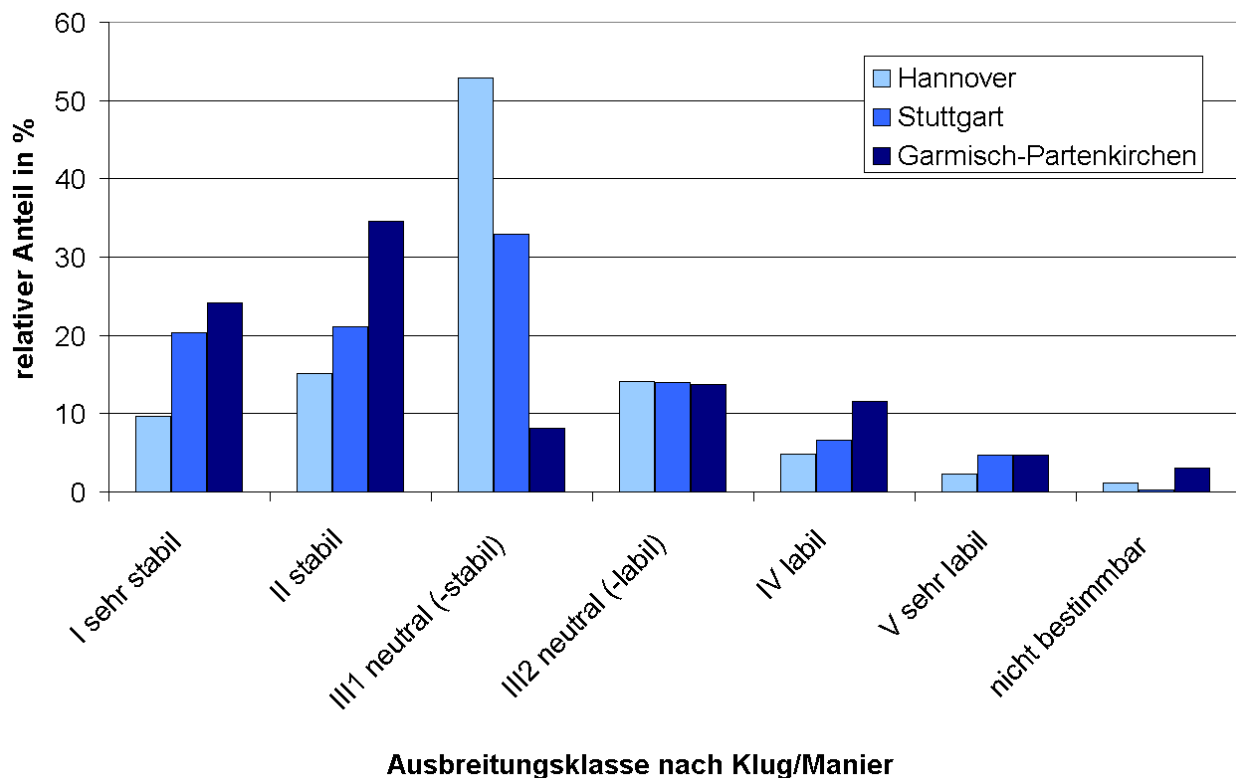


Bild 2-5 **Prozentuale Verteilung der Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier für Hannover, Stuttgart und Garmisch-Partenkirchen (DWD, 2006)**

2.3.3 Modellgebiete

Die zwei ausgewählten Modellgebiete – städtisch und ländlich - unterscheiden sich grundsätzlich zum einen in der Bebauungsdichte und den mittleren Gebäudehöhen und zum anderen in der Gebäudestruktur und damit im spezifischen Endenergiebedarf. Die Bebauungsstruktur beeinflusst das Strömungsverhalten, also das Windfeld, in den Gebieten, das die Grundlage für die Ausbreitungsmodellierungen darstellt.

Es soll ein möglichst breites Spektrum von Bebauungsstrukturen berücksichtigt werden. Dabei sollte ein Wohngebiet mit lockerer Bebauung, typisch für eine Lage im ländlichen Raum oder am Stadtrand und ein Wohngebiet mit dichter mehrstöckiger Bebauung, typisch für eine innerstädtische Lage, abgebildet werden. Es sollten existierende Orte und keine für die Untersuchung konstruierten synthetischen Orte betrachtet werden. Es wurden schließlich aus einer Reihe von Orten zwei geeignete Modellgebiete ausgewählt, die die gestellten Anforderungen erfüllen.

Es galt Bebauungsstrukturen zu finden, die bezüglich der später berechneten Immissionsverhältnisse möglichst allgemeine Informationen liefern. Nach Ellenberg (1990) vom Institut für Landeskunde (Hrsg.) (2004) werden die folgenden acht ländlichen Ortsformen unterschieden: Einzelhöfe, Weiler, Haufendörfer, Reihensiedlungen (Waldhufen-, Hagenhufen-, Marsch- und Moorhufensiedlungen), Straßendörfer, Angerdörfer, Rundsiedlungen, Güter und Gutsdörfer. Die verschiedenen Ortsformen besitzen eine bestimmte räumliche Verbreitung in Deutschland. Wegen unterschiedlichen Entwicklungsdynamiken in den verschiedenen Landesteilen Deutschlands lassen sich vier Typen der Dorfentwicklung mit bestimmten Charakteristiken benennen (Institut für Landeskunde, Hrsg., 2004). Folglich gibt es das für ganz Deutschland repräsentative Dorf nicht. Ähnliches gilt auch für die Städte Deutschlands, abhängig von dem Gründungszeitpunkt lassen sich auch hier verschiedene Stadttypen mit unterschiedlichen Grund- und Aufrissen erkennen (Institut für Landeskunde, Hrsg., 2004). Jedes Modellgebiet kann damit nur einen Ausschnitt der Wirklichkeit abbilden. Die ausgewählten Modellgebiete – ländlich und städtisch – sind in den folgenden Abschnitten beschrieben.

Für die Validierung wurde ein Wohngebiet mit lockerer Bebauung, entsprechend dem ländlichen Gebiet, ausgewählt, in dem auch entsprechende Biomasse-Feuerungsanlagen eingesetzt werden. Alle die Validierung betreffenden Angaben sind in Kapitel 5 detailliert beschrieben.

2.3.3.1 Ländliches Modellgebiet

Das ländliche Modellgebiet sollte möglichst aufgeteilt sein in einen älteren Ortsbereich mit einer Straßenrandbebauung und in einen neueren Bereich mit einer typischen Bebauungsstruktur für jüngere Baugebiete. Die Auswahl fiel auf die Gemeinde Linkenheim-Hochstetten und hier wiederum auf einen Ausschnitt des Ortsteils Hochstetten.

Die Gesamtgemeinde Linkenheim-Hochstetten zählt derzeit ca. 11 500 Einwohner und liegt ca. 17 km nördlich von Karlsruhe im Mittleren Oberrheingraben. Nach Angaben der Gemeindeverwaltung Linkenheim-Hochstetten wohnen in dem gewählten Ausschnitt von Hochstetten ca. 975 Personen.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf der Niederterrasse, seine Höhenlage beträgt 106 m ü. N.N. Die Topografie ist eben. Das gewählte Untersuchungsgebiet ist in **Bild 2-6** dargestellt.

Als Gebäudehöhen werden nachfolgend mittlere Gebäudehöhen verwendet, d.h. diese mittlere Gebäudehöhe bestimmt sich als Mittelwert aus der First- und der Traufhöhe des Gebäudes. Dies ist insbesondere bei Satteldächern mit einer großen Dachneigung wichtig, bei Flachdächern sind die beiden Höhen identisch.



Bild 2-6 Ansicht des ländlichen Untersuchungsgebietes (Datenquelle: Gemeinde Linkenheim-Hochstetten 2006 und eigene Datenaufnahme). Die Legende gibt die mittleren Gebäudehöhen an

Für das gesamte Untersuchungsgebiet wurden die Gebäudehöhen, die Gebäudetypen, die Altersklassen der Gebäude und die Höhe der Schornsteine durch Begehungen erfasst.

Die mittleren Gebäudehöhen der Wohnhäuser und „Sondergebäude“ variieren zwischen 3 m und 12.5 m. Garagen und Schuppen sind niedriger, ihre Höhen liegen zumeist zwischen 2 m und 4 m. Es gibt neben den Wohnhäusern eine Sporthalle und die Grundschule im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes und ein Einkaufszentrum am südlichen Rand des Untersuchungsgebietes.

Die mit Emissionsquellen versehenen Gebäude des ländlichen Gebiets lassen sich nach Gebäudetypen, Altersklassen und Schornsteinhöhen, wie in **Tabelle 2.2** aufgeführt, unterteilen.

Tabelle 2.2 Charakterisierung der Gebäude im ländlichen Gebiet

Kriterium		Anteil in %
GEBÄUDETYP	Einfamilienhaus (EFH)	51.6
	Reihenhaus / Doppelhaus (RH/ DHH)	10.0
	Mehrfamilienhaus (MFH)	17.8
	Anbau, Scheune, Werkstatt, Lagerhalle	17.8
	Sondergebäude, Schule, Sporthalle, Einkaufszentrum, öffentliche Gebäude, Verwaltungsgebäude	2.8
ALTERSSTUFE	bis 1978	75.0
	ab 1979	25.0
SCHORNSTEIN	über First	84.3
	auf First	1.3
	unter First	14.4

2.3.3.2 Städtisches Modellgebiet

Für das städtische Untersuchungsgebiet wurde ein Teilgebiet der Stadt Reutlingen ausgewählt. Dieses beinhaltet sowohl dichte städtische Bebauung als auch etwas lockerere Vorstadtbebauung. Das Untersuchungsgebiet ist in **Bild 2-7** dargestellt.

Nach Angaben der Stadt Reutlingen wohnen in dem gewählten Ausschnitt von Reutlingen ca. 1 800 Personen. Die Gebäudetypen, Altersklassen und Schornsteinhöhen für die mit Emissionsquellen versehenen Gebäude im städtischen Gebiet sind in **Tabelle 2.3** zusammengestellt.

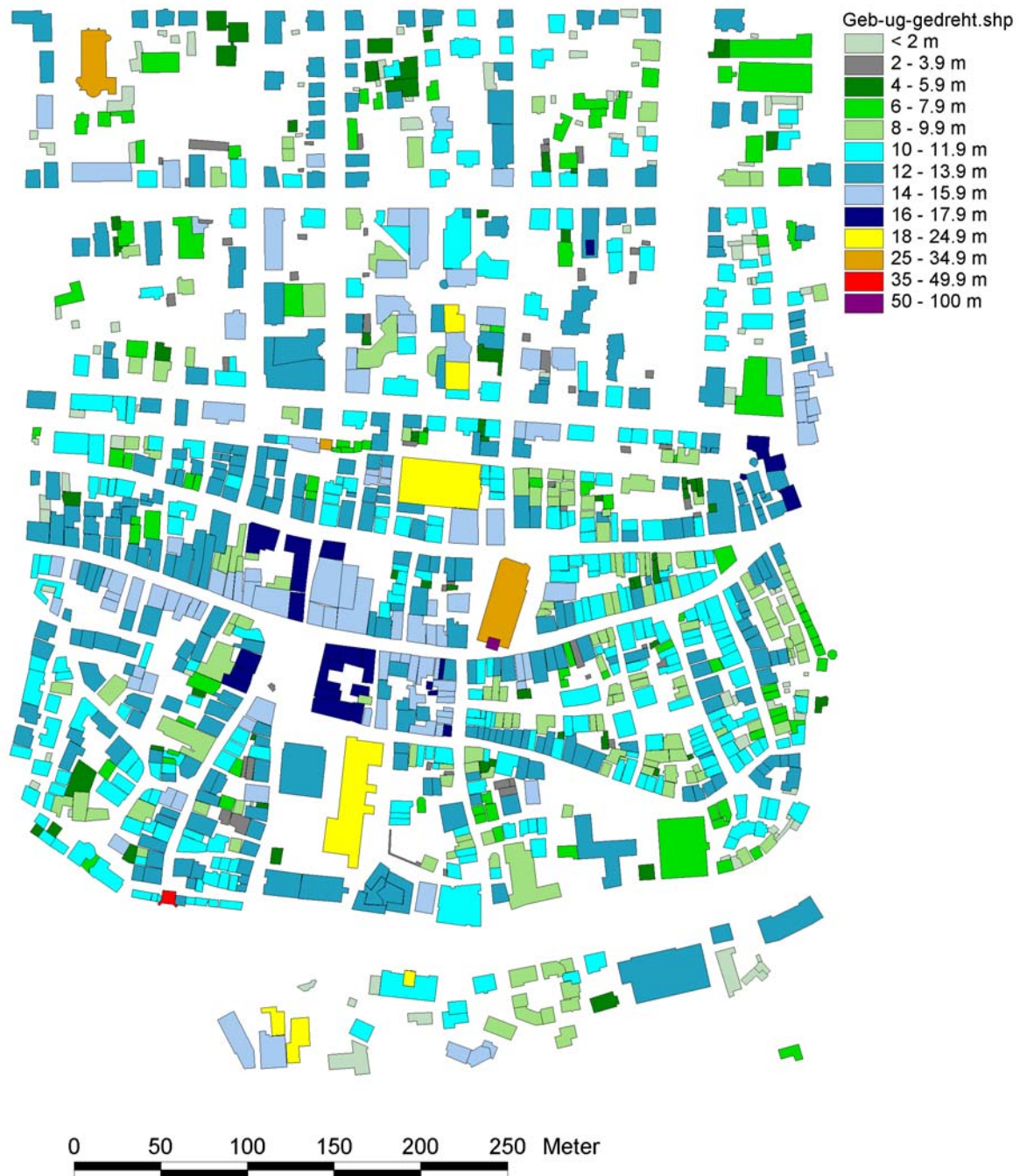


Bild 2-7 Ansicht des städtischen Untersuchungsgebietes (Datenquelle: Stadt Reutlingen 2005 und eigene Aufnahme). Die Legende gibt die mittleren Gebäudehöhen an

Tabelle 2.3 Charakterisierung der Gebäude im städtischen Gebiet

Kriterium		Anteil in %
GEBÄUDETYP	Einfamilienhaus (EFH)	8.6
	Reihenhaus / Doppelhaus (RH/ DHH)	4.3
	Mehrfamilienhaus (MFH)	12.0
	Anbau, Scheune, Werkstatt, Lagerhalle	4.1
	Sondergebäude, Schule, Sporthalle, Einkaufszentrum, öffentliche Gebäude, Verwaltungsgebäude	12.9
	Wohn- und Geschäftshaus mit 2/3 Wohnanteil und 1/3 Geschäftsanteil vom Gebäudevolumen	58.1
ALTERSSTUFE	bis 1978	87.7
	ab 1979	12.3
SCHORNSTEIN	über First	44.4
	auf First	21.5
	unter First	28.0
	mehrere Schornsteine auf verschiedenen Höhen	6.1

2.3.3.3 Kenngrößen der Bebauungsdichte

Die wichtigste Kenngröße zur Charakterisierung des Modellgebietes ist bei der Emissionsmodellierung die absolute Größe des Energiebedarfs und damit die des Emissionsmassenstroms, da die Entstehung von Emissionen durch Feuerungsanlagen bei der Gebäudebeheizung direkt mit dem Endenergiebedarf gekoppelt ist.

Um die einzelnen Modellgebiete in Hinblick auf das zu erstellende Arbeitsblatt zu charakterisieren, müssen spezifische Kennwerte gefunden werden, die das zu betrachtende Gebiet beschreiben.

Für den Endenergiebedarf wird der spezifische Endenergiebedarf in $\text{kWh}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ als typischer Kennwert angegeben. Dieser Kennwert beschreibt den Endenergiebedarf abhängig von z.B. der mittleren Innenraumtemperatur, des Nutzertyps oder des Gebäudestandards. Zu welchen Anteilen diese Einflussgrößen zum spezifischen Endenergiebedarf beitragen, bzw. wie eine Änderung des spezifischen Endenergiebedarfs erreicht wird (Absenkung der Innenraumtemperatur oder Verbesserung des Gebäudestandards), bleibt bei der Betrachtung offen.

Als Kennwert der Bebauungsdichte eignet sich das Verhältnis aus Modellfläche und bebauter Fläche. Dieses Verhältnis beträgt im städtischen Gebiet 4.4 und im ländlichen Gebiet 11.5, d.h. das städtische Gebiet ist ca. 2.5fach dichter bebaut.

Für die Gebäudestruktur wird der Quotient aus bebauter Fläche und beheizter Nutzfläche gebildet. Im städtischen Modellgebiet sind Gebäude mit kompakterer Bauform zu finden mit einer mittleren Stockwerksanzahl von 3.3. Im ländlichen Gebiet ist die Bebauung eher locker und die mittlere Stockwerksanzahl liegt hier bei 2.0. Bei einer mittleren Stockwerkshöhe von 2.5 m ergeben sich mittlere Gebäudehöhen im städtischen Gebiet von 8.4 m und im ländlichen Gebiet von 4.9 m.

3 Emissionsmodellierung

3.1 Methodik

3.1.1 Emissionen bei der Gebäudebeheizung

Die Beheizung der Gebäude und die Warmwassererwärmung wird derzeit noch vorwiegend durch thermische Verbrennungsprozesse bereitgestellt. Im Allgemeinen wird diese Energie durch fossile Energieträger und seit wenigen Jahren auch verstärkt durch Biomasse, wie z.B. Holzpellets, Hackschnitzel oder Stückholz erzeugt. In Abhängigkeit von Brennstoff und Feuerungsprinzip entstehen bei der thermischen Umwandlung unterschiedliche Emissionen. An gasförmigen Emissionen werden in diesem Vorhaben CO, NO_x, VOC (flüchtige organische Verbindungen einschließlich Methan - als Gesamt-C berechnet) und Benzol betrachtet. Außerdem werden Feinstäube (PM₁₀, PM_{2,5}) und die (vorwiegend) staubgebundenen polychlorierten Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF - Kurzbezeichnung im Bericht: Dioxine), polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) sowie Benzo(a)pyren (BaP) behandelt. Die Einflussgrößen auf diese Emissionen sind schematisch in **Bild 3-1** dargestellt.

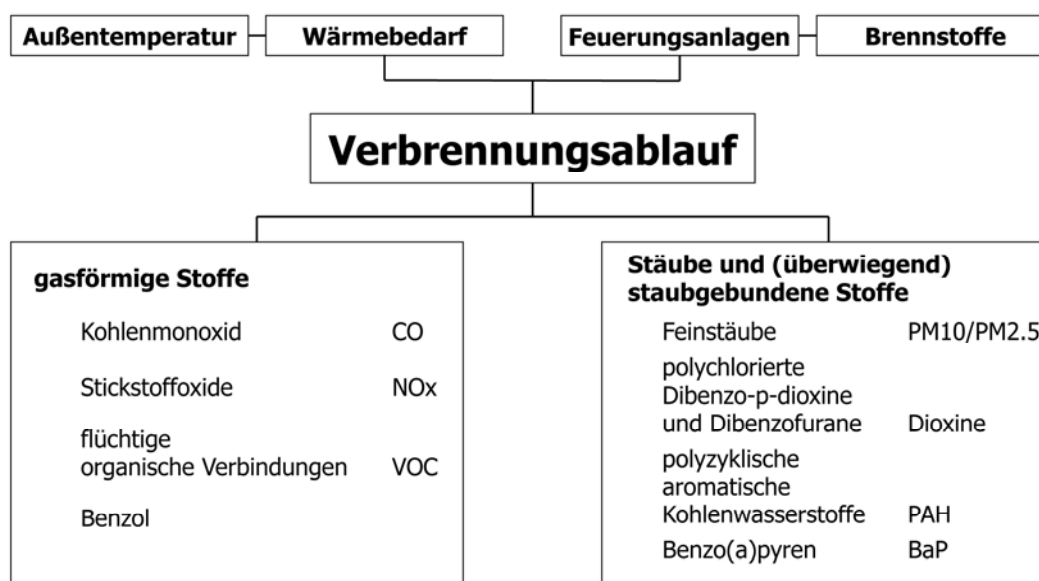


Bild 3-1 Entstehung der Emissionen bei der Gebäudebeheizung und betrachtete Komponenten

3.1.2 Vorgehensweise

Eingangsgrößen für die Berechnung der Immissionen in den Modellgebieten sind u.a. Emissionsmassenströme der betrachteten Komponenten CO, NO_x, VOC, Benzol, PAH, BaP, Feinstäube (PM₁₀, PM_{2,5}) und Dioxine. Zur Berechnung dieser Massenströme (als 1h-Mittelwerte) sind Angaben zum Emissionsverhalten und zum Energieverbrauch der Feuerungsanlagen notwendig.

Zur Ermittlung des Energieverbrauchs der Anlagen wurden Annahmen zur Gebäudestruktur (Altersstruktur, Gebäudegröße, Gebäudeart, Gebäudekompaktheit) getroffen und ein vereinfachtes Modell zur Berechnung des außentemperaturabhängigen Wärmebedarfs der einzelnen Gebäude erstellt.

Das Emissionsverhalten der zu modellierenden Feuerungsanlagen soll nach einem einheitlichen Schema beschrieben werden, welches für eine realitätsnahe Wiedergabe des tatsächlichen Betriebsverhaltens von hand- und mechanisch beschickten Feuerungen geeignet ist. Hierbei wird jeweils von einem für die betrachtete Bauart typischen Emissionsverhalten der Anlagen ausgegangen. Die ganze Bandbreite der in der Praxis anzutreffenden Zustände und Besonderheiten kann allerdings nicht im Detail abgebildet werden.

Für die jeweiligen Anlagentypen wird deren Emissionsverhalten anhand von drei Klassen beschrieben:

- realitätsnah als Stand der Technik Anlage (SdT),
- best case (bc) als zukünftige Anlagentechnik,
- worst case (wc) als veraltete bzw. falsch betriebene Anlage.

Insgesamt setzen sich die Emissionen der Anlagen aus je einem Emissionsanteil für stationäre und instationäre Betriebszustände zusammen. Die stationären Betriebszustände geben die Emissionen während des (quasi-) kontinuierlichen, ungestörten Betriebs der Anlagen wieder und würden im günstigsten Fall den Emissionsangaben von z.B. Typenprüfungen entsprechen. Im instationären Betriebszustand werden alle anderen Zustände (z.B. Brennerstart bei Öl-/Gasfeuerungen, Regelvorgänge bei mechanisch beschickten Holzfeuerungen oder Anbrennvorgänge bei handbeschickten Einzelfeuerstätten) zusammengefasst und als Mehremission bewertet.

Die Emissionsdaten werden als Jahres-Emissionszeitreihen in Abhängigkeit von der Außentemperatur in stündlicher Auflösung berechnet. Das Ausbreitungsprogramm zur Berechnung der Immissionsfelder fordert als Einheit der Emissionsmassenströme in den Emissionszeitreihen eine Angabe in g/s. Zur Berechnung der Emissionszeitreihen wird das Programm Matlab der Firma MathWorks verwendet. Dieses Programm ist für mathematische Berechnungen, Analysen, Visualisierungen und Algorithmenentwicklungen ausgelegt und ermöglicht eine automatische Berechnung der Emissionszeitreihen der einzelnen Quellen. Dabei wird auf eine modulare Programmierung geachtet, um weitere Funktionen implementieren zu können. Die Daten werden als 2-dimensionale Emissionszeitreihen im ASCII-Format erstellt.

3.1.3 Aufbau des Emissionsmodells

Der Emissionsmassenstrom ergibt sich aus den Verläufen von Abgasvolumenstrom und Emissionskonzentration. Der Abgasvolumenstrom hängt von der Brennstoffart und der momentanen Feuerungswärmeleistung der Heizung ab, die im wesentlichen vom aktuellen Wärmebedarf des Gebäudes bestimmt wird. In **Bild 3-2** ist der prinzipielle Aufbau des Emissionsmodells illustriert.

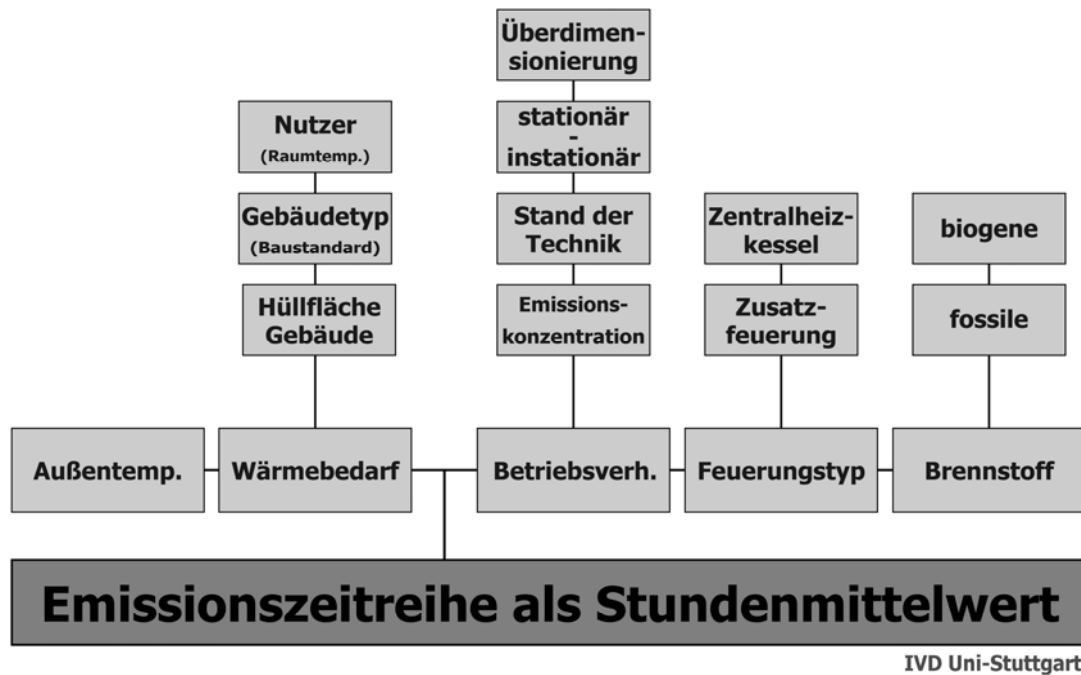


Bild 3-2 **Prinzipieller Aufbau des Emissionsmodells (die berechneten Emissionskonzentrationen sind abhängig vom Brennstoff, Feuerungstyp und vom Betriebsverhalten der Anlage)**

Die Außentemperatur gibt in Abhängigkeit von den Parametern Nutzer (Raumtemperatur), Gebäudetyp (Gebäudeform und Gebäudestandard) und Hüllfläche (Gebäudekompaktheit als Verhältnis von Volumen zu Umhüllungsflächen) einen Wärmebedarf vor. Dieser wird durch fossile oder biogene Brennstoffe in einer Feuerungsanlage mit ihrem typischen Betriebsverhalten bereitgestellt.

Der Emissionsmassenstrom der jeweiligen Feuerungsanlage ändert sich, je nach Bauart, mehr oder weniger deutlich mit der aktuellen Feuerungswärmeleistung. Damit können die beiden Eingangsgrößen zur Berechnung des Emissionsmassenstroms für die betrachtete Zeiteinheit (1 h) in Abhängigkeit von der Außentemperatur berechnet werden. Die Emissionszeitreihe lässt sich somit als Funktion der Zeit (1 h-Mittelwerte) und der Außentemperatur darstellen:

$$Emis_{Quelle} = f(t, \vartheta_A) \quad \begin{matrix} t \in [1; 8760] \\ \vartheta_A \in \Re \end{matrix} \quad \text{Gl. 3-1}$$

mit: $Emis_{Quelle}$ Emission der Quelle
 t Zeit
 ϑ_A Außentemperatur.

Somit wird die Realität mit ihrer hohen Vielfalt auf ein Berechnungsmodell abstrahiert. Die einzelnen Module sollen in den folgenden Abschnitten genauer beleuchtet werden.

3.1.4 Stationäre Wärmebilanzierung

In diesem Projekt liegt das Hauptaugenmerk darauf, den Unterschied im Emissionsverhalten der einzelnen Energieträger darzustellen. So soll mit den Simulationsergebnissen ermöglicht werden, das Emissionsaufkommen bei einer vorhandenen Beheizungsstruktur mit der Situation zu vergleichen, die sich im Falle einer z.B. verstärkten Nutzung von Biomasse ergeben könnte. Einflüsse und Besonderheiten, die zwar in der Praxis vorhanden aber weder typisch sind noch die Aussagekraft der Ergebnisse erhöhen, sollten hierbei unberücksichtigt bleiben.

Hierzu gehört z.B. das spezielle Nutzer- bzw. Betreiberverhalten, welches durchaus im Einzelfall einen deutlichen Einfluss auf den Wärmebedarf, das Emissionsverhalten der Feuerung und damit auf den Emissionsmassenstrom haben kann. So soll vor allem kein Energieträger durch nutzerabhängige Parameter bevorzugt bzw. benachteiligt werden. Deshalb wird der Wärmebedarf der Gebäude unabhängig von der Brennstoffart berechnet. Durch Einführung mehrerer Nutzertypen wird weitgehend unterbunden, dass der Energiebedarf in den verschiedenen Gebäuden eines Modellgebiets den gleichen zeitlichen Verlauf nimmt. Für Wohngebäude werden zwei Standardnutzertypen (mit/ohne Nachtabstaltung der Heizanlage) unterschieden. Diese Standardnutzertypen werden jeweils zu 50 % gleichmäßig über das jeweilige Gebiet verteilt.

Je nach gewünschter Genauigkeit sind verschiedene Verfahren zur Bestimmung des Wärmebedarfs von Gebäuden anzuwenden (siehe **Bild 3-3**) die nachfolgend beschrieben werden. Die für die Bilanzierung des Wärmebedarfs genaueste Methode ist die dynamische Gebäudesimulation. Allerdings hat die dynamische Simulation den entscheidenden Nachteil, dass die Gebäude und das Nutzerverhalten sehr genau definiert werden müssen, damit ein für den Aufwand entsprechend genaues Ergebnis errechnet werden kann.

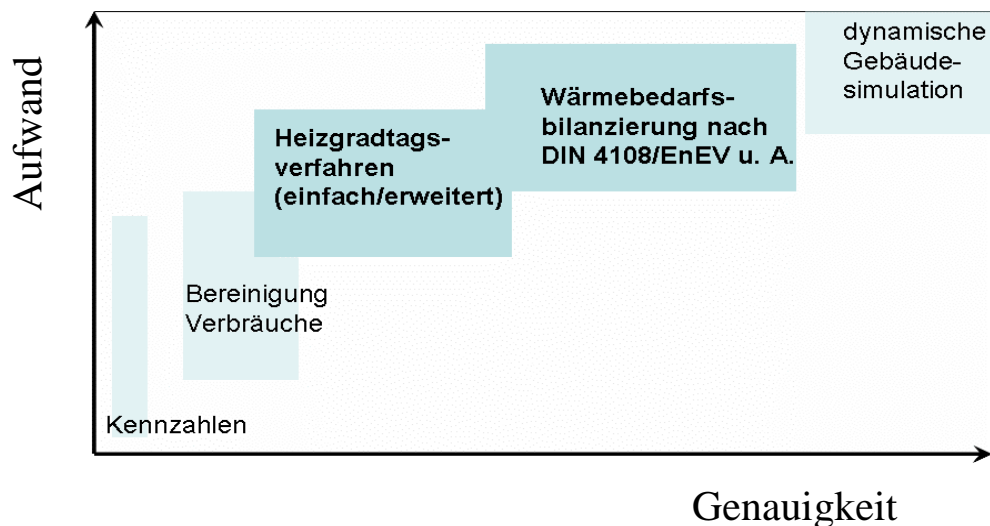


Bild 3-3 Qualitative Einordnung von Instrumenten zur Wärmebilanzierung

Aufgrund der großen Anzahl an Gebäuden (im ländlichen Gebiet 320 Quellen, im städtischen Gebiet 651 Quellen) und des dadurch bedingten erheblichen Aufwands zur Erfassung von Gebäudedaten kann die dynamische Simulation für dieses Projekt nicht herangezogen werden.

Die für die Bilanzierung des Wärmebedarfs für den Neubau geltende Richtlinie ist die Energieeinsparverordnung (EnEV, 2007). Das Berechnungsverfahren für den Wärmebedarf erfolgt gemäß DIN V 4701 (Blatt 10). Seit 2006 steht die Umsetzung der europäischen Gebäudeeffizienzrichtlinie (EPBD, 2002) und damit die Novellierung der EnEV an. Diese wurde in eine Vornorm (DIN V 18599) gefasst und liefert die Methode zur Bewertung der Gesamteffizienz von Gebäuden. Diese Norm beinhaltet alle Energiemengen, die zur Beheizung, Warmwasserbereitung, raumluftechnischer Konditionierung und der Beleuchtung von Gebäuden notwendig sind.

Wie bereits erläutert, sollen die Emissionszeitreihen in Abhängigkeit vom Wärmeverbrauch berechnet werden. Nicht quantifizierbares Nutzerverhalten mit einer u.U. willkürlichen Verteilung soll hierbei ausgeschlossen werden. Daher ist auch der Einfluss der Heizungs- und Warmwasserverteilung, sowie die Wärmeübergabe nicht von Relevanz und die Vielzahl von Varianten soll auch hier bei der Modellierung nicht betrachtet werden. Deshalb ist die Berechnung des Wärmeverbrauchs durch die Normen DIN V 4701 Blatt 10 bzw. DIN V 18599 nicht das für dieses Vorhaben geeignete Verfahren.

Für die Wärmebilanzierung in diesem Projekt soll ein vereinfachtes Verfahren, das Heizgradtagsverfahren, herangezogen werden. Bei diesem Verfahren zur Berechnung des Wärmebedarfs von Gebäuden werden Vereinfachungen vorgenommen, die im nachfolgenden Abschnitt beschrieben werden.

3.2 Modellierung des Endenergiebedarfs

3.2.1 Berechnung des Heizwärmebedarfs

Die Raumtemperatur und damit der Heizwärmebedarf wird maßgeblich bestimmt von inneren und äußeren Störgrößen wie z.B. innere Wärmegewinne durch Nutzerverhalten und Abwärme von Elektrogeräten und äußere Wärmegewinne durch solare Einstrahlung. Die auf ein Gebäude einwirkenden Wärmeflüsse sind in **Bild 3-4** schematisch dargestellt.

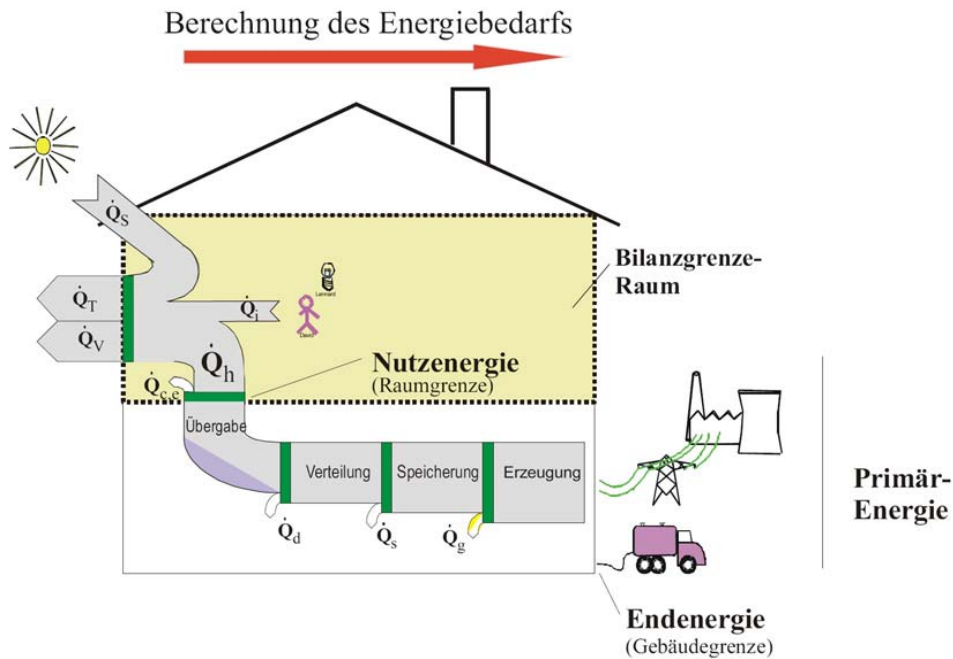


Bild 3-4 Berechnung des Endenergiebedarfs nach DIN V 4701 Blatt 10

Durch Aufstellung der Bilanzgleichung ergibt sich für den Heizwärmebedarf folgende Gleichung:

$$\dot{Q}_h = \dot{Q}_t + \dot{Q}_v - \dot{Q}_s - \dot{Q}_i \quad \text{Gl. 3-2}$$

mit:

- \dot{Q}_h Heizwärmebedarf
- \dot{Q}_t Transmissionswärmeverluste
- \dot{Q}_v Lüftungswärmeverluste
- \dot{Q}_s solare Wärmegewinne
- \dot{Q}_i interne Wärmegewinne.

Eine Vereinfachung zur Berechnung des Heizwärmebedarfs wird durch folgende Annahmen gemacht (vgl. Kreč, 2004): Die Lüftungswärmeverluste werden durch die nutzbaren solaren und internen Wärmegewinne genau kompensiert:

$$\dot{Q}_v = \dot{Q}_s + \dot{Q}_i \quad \text{Gl. 3-3}$$

Damit nimmt die zu lösende Bilanzgleichung folgende Form an:

$$\dot{Q}_h = \dot{Q}_t \quad \text{Gl. 3-4}$$

Somit ist der Heizwärmebedarf gleich dem Transmissionswärmeverlust.

Der Heizwärmebedarf wird Null, sobald die Außentemperatur einen Grenzwert, die Heizgrenztemperatur überschreitet. Dabei wird von der Annahme ausgegangen, dass die Heizgrenztemperatur infolge von solaren und inneren Wärmegewinnen bei 15°C liegt (VDI 3807 Blatt 1).

$$\dot{Q}_h = \dot{Q}_t \quad | \quad \vartheta_A \leq 15^\circ\text{C} \quad \text{Gl. 3-5}$$

Der Transmissionswärmeverlust eines Gebäudes innerhalb eines Bilanzierungszeitraums ergibt sich aus der Summe der Außenflächen, multipliziert mit dem zugehörigen mittleren Wärmedurchgangskoeffizienten und der Differenz zwischen Außentemperatur und Gebäudeinnentemperatur. Der Wärmedurchgangskoeffizient beschreibt die bauphysikalischen Wärmeschutzanforderungen, die sich je nach Baustandard bzw. Baualter unterscheiden. Mit den Stundenmittelwerten der Außentemperaturen am Gebäudestandort, die unterhalb der Heizgrenztemperatur liegen, kann für alle Stunden des Jahres die Temperaturdifferenz gebildet werden. Das Produkt aus einer Stunde und der Temperaturdifferenz ergibt den Gradtagszahlfaktor¹ [K·h].

Somit kann mit diesem Verfahren der Heizwärmebedarf aus den Transmissionswärmeverlusten der Gebäudehülle und der Differenz zwischen mittlerer Außen- und Innentemperatur berechnet werden. Der Heizwärmebedarf gibt sich aus:

$$\dot{Q}_h = H_t \cdot (\vartheta_i - \vartheta_A) \quad [\text{W}] \quad \text{Gl. 3-6}$$

mit: H_t Transmissionswärmeleitwert
 ϑ_i mittlere Innentemperatur
 ϑ_A mittlere Außentemperatur

Für den Transmissionswärmeleitwert gilt:

$$H_t = A_{AW} \cdot U_{mittel} \quad [\text{W/K}] \quad \text{Gl. 3-7}$$

mit: A_{AW} Außenwandfläche
 U_{mittel} mittlerer Wärmedurchgangskoeffizient.

Der Endenergiebedarf ergibt sich dann mit einem feuerungstechnischen Wirkungsgrad η aus:

$$\dot{Q}_{\text{Endenergie}} = \dot{Q}_h \cdot \eta^{-1} \quad [\text{W}] \quad \text{Gl. 3-8}$$

¹ In der VDI 4710 Blatt 2 wird das Produkt aus einem Tag und der Temperaturdifferenz zwischen Außen- und Innentemperatur als Gradtagszahl [K·d] bezeichnet.

Damit ist in erster Näherung der Heizwärmebedarf nur noch von der Temperaturdifferenz zwischen der mittleren Innen- und Außentemperatur und den spezifischen Gebäudedaten abhängig.

3.2.2 Berechnung des Warmwasserenergiebedarfs

Im Rechenmodell wird davon ausgegangen, dass der Wärmebedarf für die Warmwassererwärmung bei Zentralheizungen durch den Heizkessel gedeckt wird. Hierbei soll ein vorhandener Warmwasserspeicher zweimal am Tag (morgens mit 60 % und abends mit 40 % vom Gesamtwärmebedarf zur Warmwassererzeugung) aufgeladen werden. Für die Energiebereitstellung mit einem Stückholzkessel soll die Energiebereitstellung für Warmwasser mit der ersten Auflage bereit gestellt werden. Der Warmwasserwärmebedarf wird nach VDI 2067 (Blatt 4) mit $3.000 \text{ Wh}/(\text{Person} \cdot \text{d})$ angesetzt.

3.2.3 Nutzertypen

Durch Einführung mehrerer Nutzertypen wird weitgehend unterbunden, dass der Energiebedarf in den verschiedenen Gebäuden eines Modellgebiets den gleichen zeitlichen Verlauf nimmt. Der mittlere Verlauf für die Innentemperatur ist abhängig von dem jeweiligen Nutzertyp. Für Wohngebäude sollen zwei Nutzertypen definiert werden. Die mittlere Sollinnentemperatur wurde auf 19°C festgelegt, die Vornorm DIN V 18599 gibt hier 21°C vor. Folgende Nutzungstypen sollen beschrieben werden, eine Übersicht aller Nutzertypen ist in **Tabelle 3.1** gegeben:

- (1) **Nutzertyp 1** (Wärmebedarf „Berufstätig“):
Nutzertyp 1 zeichnet sich mit einer mittleren Innenraumtemperatur von $18,3^\circ\text{C}$ aus, die sich aus einer Sollinnentemperatur von 19°C und einem um 3 K abgesenkten Betrieb zwischen 23 – 6 h ergibt.
- (2) **Nutzertyp 2** (Wärmebedarf „Familie/Rentner“):
Nutzertyp 2 zeichnet sich mit einer mittleren Innenraumtemperatur von 19°C aus, da hier ein 24 h-Betrieb der Heizungsanlage angesetzt wurde.
- (3) **Nutzertypen 3** (Wärmebedarf „Anbau/Scheune/Werkstatt“):
Sollinnentemperatur 19°C . Abgesenkter Betrieb von 4 K zwischen 22 – 5 Uhr.
- (4) **Nutzertypen 4** (Wärmebedarf „Sondergebäude“):
Sollinnentemperatur 21°C . Abgesenkter Betrieb von 4 K zwischen 21 – 5 Uhr.

Tabelle 3.1 Übersicht der implementierten Nutzertypen

	mittlere Raumtemperatur [°C]	Warmwasserbedarf [kWh/(Pers.*d)]	Betriebsart [-]	Verteilung	
				ländlich	städtisch
Typ1 „Berufstätig“	18,3	3,0	abgesenkter Betrieb	39,7 %	41,5 %
Typ2 „Familie/Rentner	19,0	3,0	24 h	39,7 %	41,5 %
Typ3 „Anbau / Scheune / Werkstatt“	17,5	0,0	abgesenkter Betrieb	17,8 %	4,1 %
Typ4 „Sondergebäude“	19,5	3,0	abgesenkter Betrieb	2,8 %	12,9 %

Da Stückholzfeuerungen (Stückholzkessel und Kaminöfen) diskontinuierlich betrieben werden, muss für die Berechnung der Emissionszeitreihen eine weitere Information zur Verfügung stehen, die das Zeitfenster für einen Betrieb der Stückholzfeuerung beschreibt. In **Bild 3-5** sind beispielhaft der Verlauf der Innenraumtemperatur und die Zeitfenster für den Betrieb eines Stückholzkessels aufgetragen.

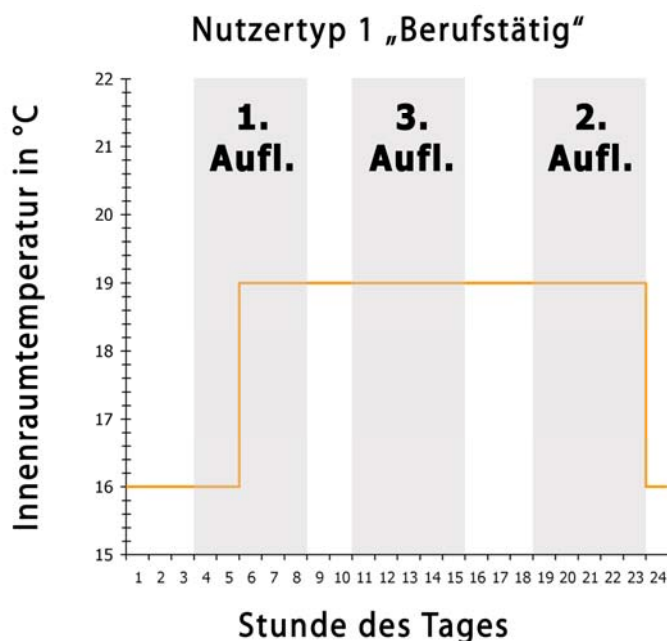


Bild 3-5 Profil von Nutzertyp 1 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster des Stückholzkessels

Die grauen Flächen repräsentieren die möglichen Betriebszeiten für einen Stückholzkessel. Die 1. Startzeit findet bei Nutzertyp 1 um 4 Uhr statt. Mit einer Brennstoffauflage kann hierbei eine Abbrandzeit von maximal 5 h realisiert werden. Da davon ausgegangen wurde, dass in der Regel zwei Brennstoffauflagen erfolgen, wurde die Brennstoffauflage um 19 Uhr als 2. Auflage bezeichnet. Bei großem Wärmebedarf ist allerdings eine 3. Brennstoffauflage erforderlich. Diese findet dann um 11 Uhr vormittags statt.

Zusatzfeuerungen (wie z.B. Kaminöfen) werden nur in den Abendstunden betrieben und werden je nach Nutzertyp durch ein Betriebszeitfenster definiert. Ein beispielhaftes Tagesprofil für eine Zusatzfeuerung ist in **Bild 3-6** aufgetragen.

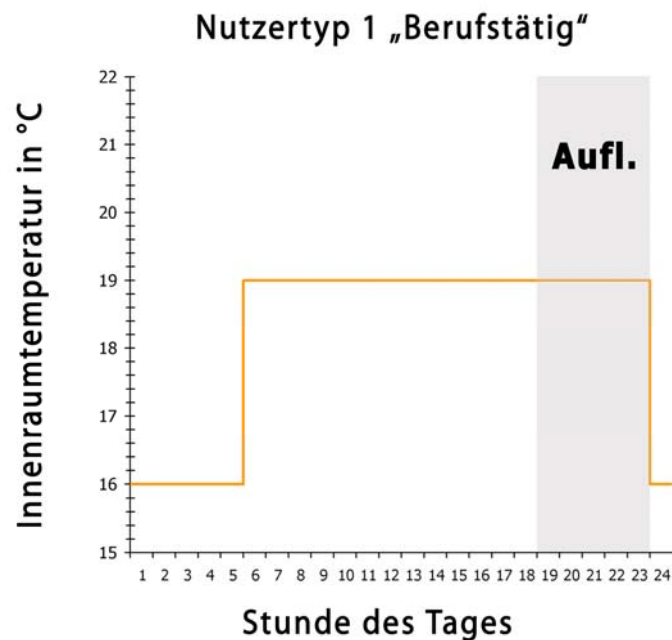


Bild 3-6 Profil von Nutzertyp 1 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster der Zusatzfeuerung

Die Anzahl der Brennstoffauflagen und die Nachlegezeitpunkte wurden so gewählt, dass eine möglichst realitätsnahe Betriebsweise simuliert wird. Für die anderen Nutzertypen wurden ebenfalls entsprechende Zeitfenster festgelegt.

3.2.4 Gebäudetypen

Der Energiebedarf für die Gebäudeheizung ist nach Gl. 3-6 und Gl. 3-7 abhängig von der Temperaturdifferenz zwischen Innen- und Außentemperatur, sowie der Umhüllungsfläche, für die ein mittlerer Wärmedurchgangskoeffizient U_{mittel} angesetzt wird. Die Umhüllungsfläche oder Gebäudeoberfläche ist abhängig von der Gebäudeform. Um die Vielfalt an Gebäudeformen, die in der Realität zu finden sind, abzubilden, wurden diese für die Emissionsmodellierung abstrahiert und vereinfacht in verschiedene Gebäudeformen eingeteilt.

Die Gebäudeformen können quaderförmig, L-förmig oder U-förmig ausgebildet sein und weisen je nach Gebäudetyp ein anders Verhältnis aus Gebäudelänge zu Gebäudebreite auf. In **Bild 3-7** sind die Gebäudeformen, wie sie im Emissionsmodell implementiert sind, abgebildet. Die Umhüllungsfläche der Gebäude wird anhand der mittleren Gebäudehöhe, des Gebäudevolumens, eines L/B-Verhältnisses und über die Anzahl der Außenflächen berechnet. Die gleichen Verhältnisse von 2:3 und 3:2 wurden gewählt, da 2 Gebäude mit der schmäleren oder der breiteren Außenfläche aneinander gebaut sein können.

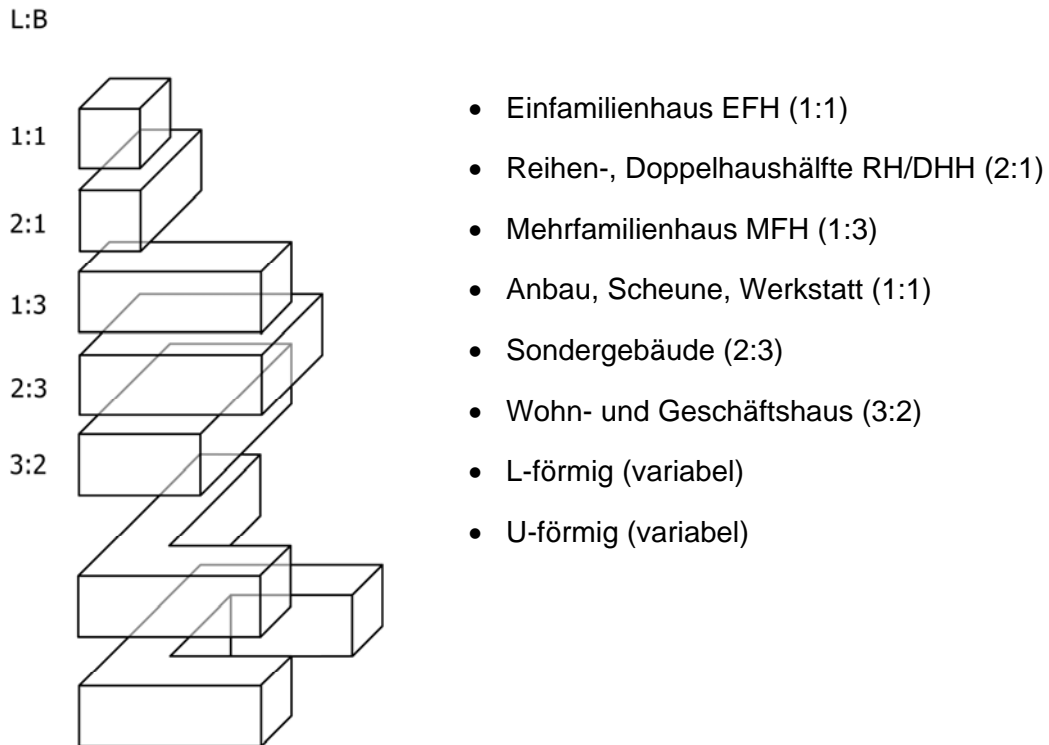


Bild 3-7 Übersicht der Gebäudeformen mit spezifischem L/B-Verhältnis

Sind beispielsweise zwei Wohn- und Geschäftshäuser aneinander gebaut, so weist jedes Gebäude nur 5 Außenflächen auf. Jetzt ist es für die Berechnung der Umhüllungsfläche entscheidend, welche Außenwände wegfallen. Bei einem Gebäude mit einem L/B-Verhältnis von 2:3 fällt die kleinere Außenfläche weg, wobei bei einem Gebäude mit einem L/B-Verhältnis von 3:2 die größere Außenfläche wegfällt.

Damit der jährliche spezifische Endenergiebedarf in $\text{kWh}/(\text{m}^2 \text{ a})$ angegeben werden kann, wird die Nutzfläche der einzelnen Gebäude benötigt. Die Nutzfläche für Wohngebäude wird aus dem Gebäudevolumen und der Kompaktheit, mit dem Verhältnis aus Bruttonutzfläche und Gebäudevolumen aus (IWU, 2003) berechnet. Für Sondergebäude wird der Wert 0,32 aus der Energieeinsparverordnung (EnEV, 2007) herangezogen. Da in dem Modell zwei Baualterklassen implementiert sind, wurden die spezifischen Gebäudedaten nach DESTATIS (2002) gewichtet. Die spezifischen Gebäudedaten gibt **Tabelle 3.2** wieder.

Tabelle 3.2 Übersicht der gebäudespezifischen Daten aus IWU (2003) nach DESTATIS (2002) gewichtet

Gebäudetyp	Nr. *	Baualters- klasse	Kompaktheit	mittlerer U-Wert	
			Emissionsmodell [1/m]	Emissionsmodell [W/(K*m²)]	nach IWU [W/(K*m²)]
EFH	1	vor 1978	0,26	1,27	1,53
		nach 1978	0,28	0,71	0,64
RH/DHH	2	vor 1978	0,22	1,27	1,29
		nach 1978	0,26	0,62	0,58
MFH	3	vor 1978	0,23	1,31	1,60
		nach 1978	0,28	0,66	0,64
Anbau, Scheune, Werkstatt	4	vor 1978	0,32	1,6	-
		nach 1978	0,32	1,4	-
Sondergebäude	5	vor 1978	0,32	1,6	1,60
		nach 1978	0,32	1,4	1,40
Wohn- und Geschäftshaus	6	vor 1978	0,26	1,31	-
		nach 1978	0,29	0,66	-

* Kennnummer des Gebäudetyps im Bericht

Kompaktheit Nutzfläche/Bruttovolumen

EFH Einfamilienhaus

RH/DHH Reihenhaushälfte

MFH Mehrfamilienhaus

3.3 Emissionsmodellierung

Das Emissionsmodell wurde modular aufgebaut. Mit diesem Modell ist es möglich ganze Modellsiedlungen berechnen zu können. Es wurde nur eine Auswahl an Eingangsparametern implementiert, allerdings können durch den modularen Aufbau auch weitere Gebäudetypen, Nutzer und Feuerungsanlagen gerechnet werden. Emissionsmassenströme wurden für folgende Komponenten ermittelt:

- Kohlenmonoxid* – CO
- Stickstoffoxide* – NO_x
- flüchtige organische Verbindungen als Gesamt-C einschließlich Methan* – VOC
- Benzol*
- Feinstäube** – PM_{2,5} und PM₁₀
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe*** – PAH
- Benzo(a)pyren*** – BaP
- polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane*** – Dioxine.

* gasförmig

** Stäube

*** (überwiegend) staubgebunden

3.3.1 Betriebsverhalten von Feuerungsanlagen

Es wurden Emissionsmodellierungen für folgende Brennstoffe durchgeführt:

- Heizöl extra leicht (HEL)
- Gas (Erdgas H)
- Holzpellets
- Hackschnitzel aus naturbelassenem Holz
- Stückholz
- Getreidekörner.

Es werden folgende Feuerungsanlagen betrachtet:

- Ölzentralheizungen (Heizkessel)
- Gaszentralheizungen (Heizkessel, Gasthermen)
- mechanisch beschickte Biomassefeuerungen ≤ 100 kW
- mechanisch beschickte Biomassefeuerungen > 100 kW (Nahwärmenetz)
- handbeschickte Stückholzkessel mit und ohne Pufferspeicher
- handbeschickte Einzelraumfeuerstätten (z.B. Kaminöfen) als Zusatzheizungen.

Die Gesamtemissionen setzen sich aus den stationären Emissionen (ungestörter Dauerbetrieb der Anlagen bei Nennwärmeleistung - Vollast - oder bei Teillast) und den instationären Emissionen zusammen. Letztere werden durch z.B. Start/Stopp-Vorgänge oder Regelvorgänge verursacht. Dies ist am Beispiel einer Öl- bzw. Gasfeuerung in **Bild 3-8** dargestellt (Struschka et al., 2000).

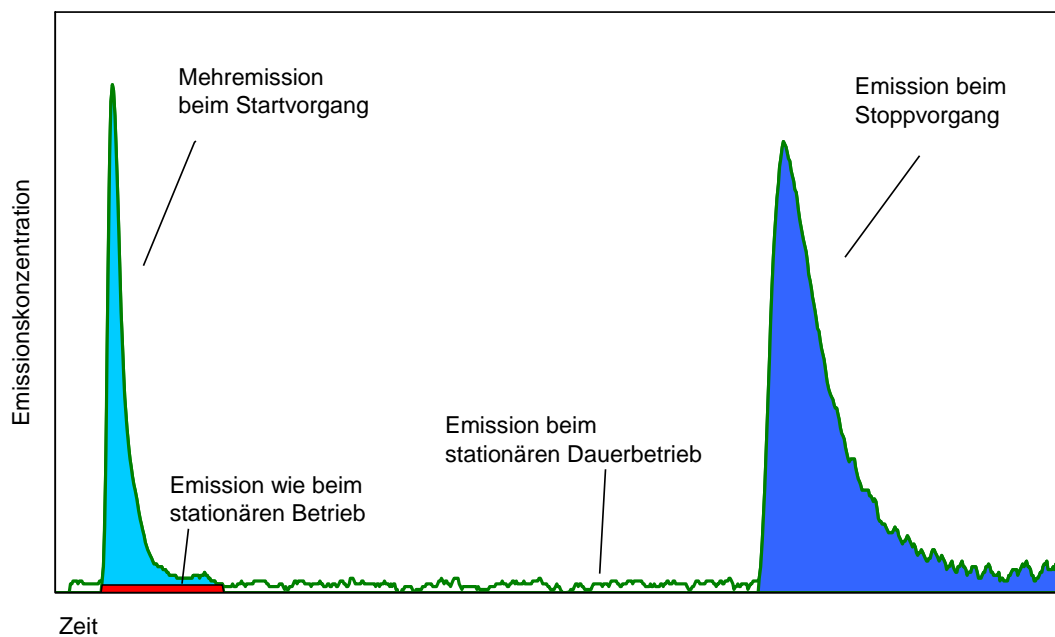


Bild 3-8 Verlauf der Emissionskonzentrationen (z.B. CO, VOC) beim Start/Stopp-Betrieb eines Öl- bzw. Gasbrenners

Die Gesamtemission der Feuerung ($Emis_{Gesamt_Quelle}$) ergibt sich hierbei aus den Emissionen des (quasi)stationären Dauerbetriebs ($Emis_{stationaer}$) und den Mehremissionen beim Brennerstart sowie den Emissionen beim Brennerstopp ($Emis_{instationaer}$).

$$Emis_{Gesamt_Quelle} = Emis_{stationaer} + Emis_{instationaer} \quad [mg/h] \quad \text{Gl. 3-9}$$

Der Emissionsmassenstrom beim (quasi)stationären Betrieb der Feuerung ergibt sich aus dem Abgasvolumenstrom und der Abgaskonzentration beim aktuellen Wärmebedarf bzw. bei der aktuellen relativen Kesselleistung. Die Berechnung der installierten Kesselleistung wird ebenfalls nach dem Heizgradverfahren durchgeführt, mit einer niedrigsten Außentemperatur je nach Temperaturregion nach DIN EN 12831 (2003) und einem Überdimensionierungsfaktor für die Feuerungsanlage. Dieser Faktor beinhaltet eine Sicherheitsreserve, sowie die nötige Feuerungsleistung für die Warmwassererwärmung. Die Überdimensionierung ist für alle Feuerungstypen gleich. Die relative Kesselleistung ergibt sich dann durch das Verhältnis der zeitlich gemittelten Feuerungswärmeleistung zur installierten Feuerungswärmeleistung (= Nennwärmeleistung / Kesselwirkungsgrad) nach DIN 4702 Blatt 8 zu:

$$\Phi_K = \frac{\bar{\dot{Q}}_K}{Q_N} \quad \text{Gl. 3-10}$$

mit: Φ_K relative Kesselleistung
 $\bar{\dot{Q}}_K$ mittlere Feuerungswärmeleistung
 Q_N installierte Feuerungswärmeleistung.

Der Abgasvolumenstrom bei Nennwärmeleistung wird nach der Verbrennungsrechnung in Abhängigkeit von Bezugssauerstoff und Brennstoff ermittelt (Dittmann, 2004). Somit lässt sich der stündliche gemittelte Abgasvolumenstrom berechnen mit:

$$\dot{V}_{Abgas} = \dot{V}_{NennAbgas} \cdot \Phi_K \quad [m^3/h] \quad \text{Gl. 3-11}$$

mit: \dot{V}_{Abgas} Abgasvolumenstrom
 $\dot{V}_{NennAbgas}$ Abgasvolumenstrom bei Nennlast.

Der stündliche Emissionsmassenstrom im stationären Betrieb ergibt sich dann zu:

$$Emis_{stationaer} = \dot{V}_{Abgas} \cdot Emis_{Brennstoff} \quad [mg/h] \quad \text{Gl. 3-12}$$

mit: $Emis_{stationaer}$ Emissionsmassenstrom im stationären Betrieb
 $Emis_{Brennstoff}$ brennstoffspezifische Emissionskonzentration (z.B. für CO).

3.3.1.1 Schalthäufigkeit automatisch beschickter Feuerungen

In Abhängigkeit von Feuerungstyp und eingesetztem Brennstoff werden die Emissionen beim instationären Betrieb der Feuerungsanlage berechnet. Hierfür wird jeder Feuerungsanlage ein typisches Betriebsverhalten zugewiesen. So werden bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen, z.B. bei Öl- und Gasfeuerungen, als instationäre Betriebszustände die Start/Stopp-Vorgänge gewertet. Die Emissionen der instationären Betriebszeiten ergeben sich damit aus den Mehremissionen aller Start/Stopp-Vorgänge im betrachteten Zeitraum. Zur Berechnung der Mehremissionen durch Start/Stopp-Vorgänge bei Öl- und Gasfeuerungen wird aus eigenen Untersuchungen eine mittlere Mehremission festgelegt (Struschka et al., 2000).

Es wird davon ausgegangen, dass die Start/Stopp-Emissionen im Wesentlichen durch die grundsätzliche Verbrennungstechnik bestimmt werden und weniger von der Nennwärmeleistung der Kessel abhängen. Unter dieser Voraussetzung kann für automatisch beschickte Feuerungsanlagen die mittlere Mehremission je kW Kesselfeuerungsleistung ausgedrückt und für alle Kesselgrößen verwendet werden.

Bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen hängt die Anzahl der Start/Stopp-Vorgänge wesentlich von der relativen Kesselleistung und vom Kesselwasserinhalt ab (Struschka et al., 2000). Diese Zusammenhänge sind in **Bild 3-9** qualitativ dargestellt. Die untersuchten Heizkessel für Gas und Heizöl EL hatten mittlere Kesselwasserinhalte zu Nennwärmeleistungsverhältnisse (l/kW-Verhältnis) für Heizkessel von 3,8 bzw. 1,4 l/kW und für Gasspezialkessel und Gasthermen von 0,4 l/kW.

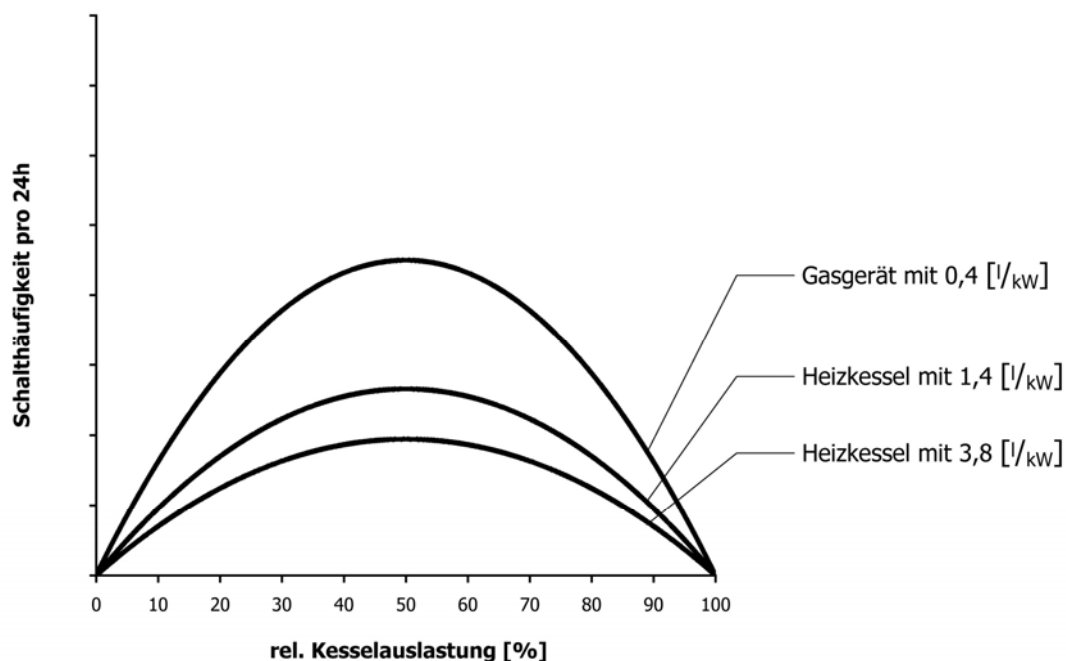


Bild 3-9 Qualitativer Zusammenhang der Start/Stopp-Vorgänge bezogen auf 24 h in Abhängigkeit von der relativen Kesselauslastung und des Kesselwasserinhalts (Struschka et al., 2000)

Recherchen bei Kesselherstellern ergaben folgende mittlere Kesselwasserinhalte zu Nennwärmeleistungsverhältnisse für:

- Gasthermen von 0,1 l/kW
- Gasspezialkessel von 0,5 l/kW
- Ölkessel von 2,2 l/kW
- Pelletkessel, Hackschnitzelkessel und Getreidekessel von 3,6 l/kW
- Pelletkessel, Hackschnitzelkessel für Nahwärmenetze von 2,8 l/kW.

Für die Nahwärmeversorgung wird zusätzlich zum aufgeführten Verhältnis von Kesselwasserinhalt zu Nennwärmeleistung bei den Pellet- und Hackschnitzelkesseln noch ein Pufferspeichervolumen addiert. Die Dimensionierung der Pufferspeicher wurde nach QM Holzheizwerke (2004) vorgenommen. Dort wird eine Speicherdimensionierung vorgeschlagen, bei der die in einer Betriebsstunde erzeugte Wärmemenge beim Nennlastbetrieb der Feuerung gespeichert werden kann. Mit

$$V_{\text{Speicher}} = \frac{\dot{Q}_{\text{Nenn}}}{c_{p,H_2O} \cdot \Delta T \cdot \rho_{H_2O}} \quad [m^3] \quad \text{Gl. 3-13}$$

und

$$\frac{l}{kW} = \frac{V_{\text{Speicher}}}{\dot{Q}_{\text{Nenn}}} \quad \text{Gl. 3-14}$$

ergibt sich für das l/kW-Verhältnis:

$$\frac{l}{kW} = \frac{1}{c_{p,H_2O} \cdot \Delta T \cdot \rho_{H_2O}} \quad \text{Gl. 3-15}$$

mit:	V_{Speicher}	Volumen des Pufferspeichers	[m ³]
	\dot{Q}_{Nenn}	Nennwärmeleistung der Feuerungsanlage	[kW]
	ΔT	nutzbare Speichertemperatur	20 [K]
	c_{p,H_2O}	spez. Wärmekapazität von Wasser bei 60°C	4,184 [kJ/(kg*K)]
	ρ_{H_2O}	Dichte von Wasser bei 60°C	983 [kg/m ³]

Damit ergeben sich für die Nahwärmeversorgung mit Pellet- und Hackschnitzelkessel Verhältnisse von Kesselwasserinhalt zu Nennwärmeleistung von 46,6 l/kW.

Da für diese Verhältnisse von Kesselwasserinhalt zu Nennwärmeleistung keine Messdaten für die Schalthäufigkeit zur Verfügung standen, mussten diese aus den eigenen Daten abgeleitet werden. Hierfür wurden die Schalthäufigkeiten bei 50 % relativer Kesselauslastung aus Bild 3-9 (nur die in Struschka et al. (2000) untersuchten Feuerungsanlagen) in ein Diagramm über das Verhältnis l/kW aufgetragen (graue Punkte). Durch diese Punkte wurde eine Kurve (Hyperbel) gelegt (vgl. **Bild 3-10**) und ein mathematischer Zusammenhang abgeleitet.

Anhand dieser Kurve können beliebige Schalthäufigkeiten für 50 % relative Kesselauslastung in Abhängigkeit vom Verhältnis l/kW berechnet werden. Da es sich bei der Schalthäufigkeit in Bild 3-9 um symmetrische Kurven handelt, kann, wenn die maximale Schalthäufigkeit bei 50 % relativer Kesselauslastung bekannt ist, die gesamte Kurve berechnet werden.

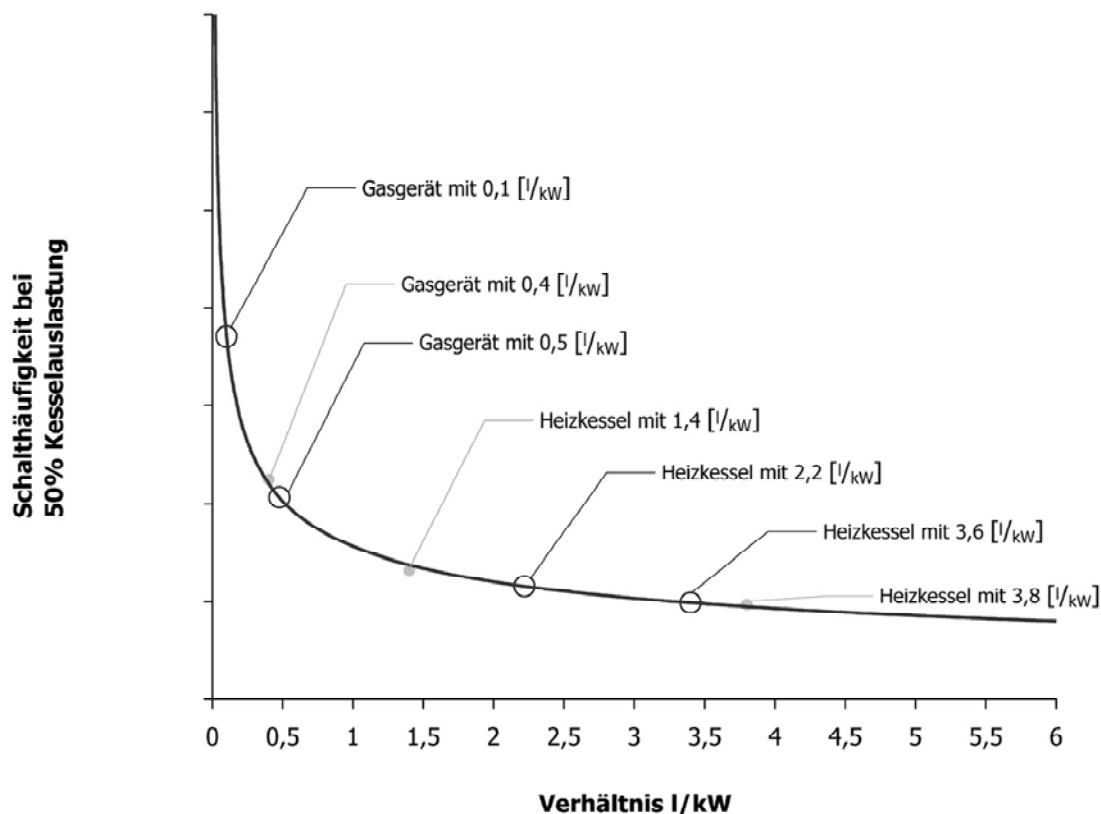


Bild 3-10 Qualitativer Zusammenhang der Schalthäufigkeit bei 50 % relativer Kesselauslastung für unterschiedliche Kesselwasserinhalte zu Nennwärmeleistungsverhältnissen (l/kW -Verhältnisse)

Für die im Modell benutzten Kessel sind die entsprechenden Kurven in **Bild 3-11** eingetragen. Für Feuerungsanlagen die ihre Leistung nach dem aktuellen Bedarf anpassen können, wie z.B. Gas- oder Pelletfeuerungen, gilt diese symmetrische Kurve nur unterhalb ihrer Modulationsgrenze. Bei Pelletkesseln wurde die Modulationsgrenze bei 15 % relativer Kesselauslastung festgelegt, d.h. unterhalb dieser relativen Kesselauslastung beginnen diese Feuerungen zu takten. Der graue Bereich der Kurven entspricht dem modulierenden Betrieb der Feuerung ohne Start/Stopp-Vorgänge. Heizkessel für Pellets, Hackschnitzel und Getreide weisen das gleiche Verhältnis von 3,6 l/kW auf, allerdings mit unterschiedlichen Modulationsgrenzen (Pelletkessel: 15 %; Hackschnitzelkessel: 25 %; Getreidekessel: 30 % relative Kesselauslastung).

Mit der nach Gl. 3-10 berechneten relativen Kesselleistung wird für jede Betriebsstunde der Feuerungsanlage die Anzahl der Start/Stopp-Vorgänge ermittelt. Diese Anzahl, multipliziert mit der mittleren Mehremission je Start/Stopp-Vorgang und der installierten Kesselleistung, ergibt die stündliche Mehremission der Heizanlage.

Die durch den Start/Stop-Betrieb verursachten Mehrmissionen werden zu den Emissionen des stationären Betriebes hinzugerechnet und ergeben die Gesamtemission der jeweiligen Quelle.

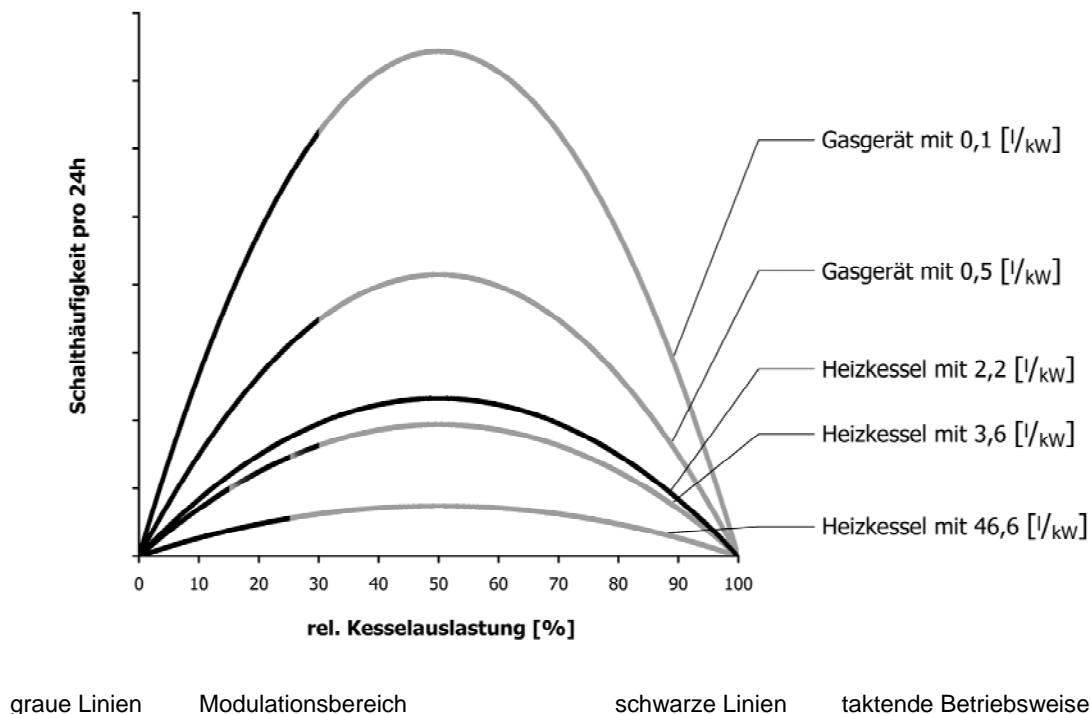


Bild 3-11 Schalthäufigkeit (qualitativ) für unterschiedliche Feuerungstypen im Emissionsmodell

3.3.1.2 Schalthäufigkeit manuell beschickte Feuerungen

Bei diskontinuierlich beschickten Feuerungsanlagen, wie Stückholzkesseln oder Einzelfeuerstätten (Zusatzfeuerungen), kann die aktuelle Wärmeleistung nicht durch kurzzeitiges An- und Ausschalten angepasst werden. Diese Feuerungen regeln ihre Leistung durch Drosselung der Verbrennungsluft und gehen somit in den Teillastbetrieb oder in einen Gluthaltebetrieb über.

Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel immer in der ersten Stunde des Chargenabbrandes berücksichtigt, auch wenn sie eigentlich zu späteren Zeiten im Verlauf des Abbrandes auftreten.

Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden bei den Zusatzfeuerungen ebenfalls immer in der ersten Stunde des Chargenabbrandes berücksichtigt.

3.3.2 Berücksichtigung des Standes der Anlagentechnik

Für die Betrachtung der Immissionsbelastung bei verstärkter Biomassenutzung in Siedlungsgebieten sollen unterschiedliche Anlagentechniken untersucht werden. Somit kann der Stand der Anlagentechnik im Hinblick auf die Luftsituation untersucht werden.

Für die Feuerungsanlagen werden jeweils mittlere Werte („Stand der Technik-Anlagen“) und durch Anlagenzustand und Betreiberverhalten beeinflusste Konzentrationsverläufe mit erhöhten Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung („worst case“) festgelegt. Des Weiteren soll auch das Emissionsverhalten für eine zukünftige Anlagentechnik („best case“) abgeschätzt und Konzentrationsverläufe modelliert werden. Als Stand der Technik soll der moderne Anlagenbestand beschrieben werden. In diesem definierten Fall sind vor allem neuere, richtig installierte, gut gewartete und mit angepasster Brennstoffqualität betriebene Anlagen mit vergleichsweise geringen Emissionen vertreten.

Die Änderung von Stand der Technik auf „best case“ bzw. „worst case“ wurde für die Öl- und Gasfeuerungen sowie für die automatisch beschickten Biomassefeuerungen einheitlich vorgenommen. Die Reduktion bzw. die Erhöhung der Eingangsparameter wurde für jede Emissionskomponente und jeden Betriebszustand durch Faktoren festgelegt.

Der Betriebszustand „best case“ soll nicht nur eine Verbesserung des Emissionsverhaltens oder den Einsatz von Abgasreinigungseinrichtungen beschreiben, sondern soll auch einer Verbesserung der Regelungstechnik und des Gebäudewärmemanagements gerecht werden. Deshalb wurde für den Fall „best case“ eine Halbierung der Schaltheufigkeit über alle Feuerungsanlagen vorgenommen.

3.3.3 Feuerungstypen, Feuerungsdimensionierung und Brennstoffe

Die Eingangsemissionskonzentrationen und die spezifischen Kesseldaten sind überwiegend aus den Ergebnissen und Datensammlungen eigener Forschungsvorhaben abgeleitet. Des Weiteren wurden Daten für Pellets, Stückholzfeuerungen und Zusatzfeuerungen aus Prüfberichten zur Normprüfung der Geräte und aus Schornsteinfegermessungen herangezogen. **Tabelle 3.3** gibt einen Überblick der spezifischen Daten für die im Modell implementiert Feuerungsanlagen.

Die installierte Nennwärmeleistung wird für jedes Gebäude anhand der spezifischen Gebäudedaten (mittlerer U-Wert) und für die zur jeweiligen Temperaturregion dazugehörigen niedrigsten Außentemperatur (vgl. **Tabelle 3.4**) berechnet.

Dieser Nennwärmeleistung wird noch ein Überdimensionierungsfaktor aufgeprägt (vgl. Tabelle 3.3). Der Faktor für die Überdimensionierung beinhaltet eine Sicherheitsreserve und die nötige Feuerungswärmeleistung für die Warmwassererwärmung. Der Überdimensionierungsfaktor ist, mit Ausnahme der Stückholz- und Zusatzfeuerungen, für alle Feuerungstypen gleich. Die tatsächliche Überdimensionierung ist dann abhängig von dem jeweiligen feuerungstechnischen Wirkungsgrad der Feuerung.

Tabelle 3.3 Übersicht der spezifischen Daten zu den Feuerungsanlagen

No.	Brennstoff	Wirkungsgrad [%]	Überdim. [-]	min FWL [kW]
1	Heizöl EL (HEL)	97,2	1,4	18
2	Erdgas H (GAS)	97,2	1,4	18
3	Holzpellets	91,6	1,4	15
4	Hackschnitzel	90,6	1,4	15
5	Getreide	90,0	1,4	20
6	Stückholz-Heizkessel	90,1	1,7	20
7	Zusatzfeuerung	70,0	0,5	6

Wirkungsgrad Kesselwirkungsgrad bzw. feuerungstechnischer Wirkungsgrad (Zusatzfeuerung - Kaminofen)

min FWL Mindest-Feuerungswärmeleistung

Tabelle 3.4 Übersicht der niedrigsten Außentemperaturen der jeweiligen Temperaturregion (TRY) mit dazugehöriger Gradtagszahl GT19

TRY	Außen- temperatur [°C]	Gradtagszahl GT19 [K*d]
1	- 10	3360
2	- 10	3536
3	- 12	3601
4	- 14	3631
5	- 14	3366
6	- 14	4377
7	- 12	3701
8	- 14	4705
9	- 14	3915
10	- 16	4445
11	- 16	5796
12	- 12	3099
13	- 14	3835
14	- 16	4403
15	- 16	4261

Der Überdimensionierungsfaktor wurde in Anlehnung an mittlere Überdimensionierungen, wie sie in Optimus (2005) ermittelt wurden, gewählt. Dort ergab sich ein Überdimensionierungsfaktor der Wärmeerzeuger von maximal 2,2 bis minimal 1,5 und im Mittel von 1,8. Im Emissionsmodell wurde die Überdimensionierung niedriger angesetzt als in Optimus (2005) ausgewiesen, da durch die Berechnung des Endenergieverbrauchs nach dem Gradtagszahlmodell der Wärmebedarf etwas überbewertet wird. Für das Emissionsmodell wurde der Überdimensionierungsfaktor für alle automatisch beschickten Feuerungen auf 1,4 festgesetzt. Für Stückholzkessel musste der Überdimensionierungsfaktor von 1,4 auf 1,7 erhöht werden, da sonst nicht die gesamte Energie bereitgestellt werden konnte.

Einzelfeuerstätten, die vornehmlich als Zusatzfeuerungen genutzt werden, müssen nicht den gesamten Endenergiebedarf bereit stellen. Daher wurde hier der Überdimensionierungsfaktor auf 0,5 verringert.

Die kleinste zu installierende Feuerungswärmeleistung wurde durch Recherche bei Anlagenherstellern bzw. für eine Warmwassererzeugung mit mittleren Speicherladezeiten festgelegt.

3.3.3.1 Feuerungsanlagen für Heizöl EL

Bei Ölfeuerungen wird zwischen 1- und 2- stufigen Feuerungsanlagen unterschieden. Ab einer installierten Feuerungswärmeleistung von größer als 70 kW sind die Ölkessel 2-stufig ausgeführt. Ölkessel passen ihre Wärmeerzeugung, durch An- und Ausschalten, dem momentanen Energiebedarf an. Bei diesen größeren Ölkesseln werden ab einer relativen Kesselauslastung von 50 % beide Stufen betrieben, d.h. der Kessel läuft unter Volllast. Fällt die relative Kesselauslastung unter 50 %, ist nur die erste Stufe in Betrieb. Die Feuerungswärmeleistung reduziert sich dementsprechend auf 50 % der maximalen Feuerungswärmeleistung (FWL). Dieser Betriebszustand wird als Teillast definiert.

Kleine Ölkessel mit einer maximalen FWL kleiner als 70 kW sind 1-stufig ausgeführt. Die kleinste installierte FWL ist auf 18 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für Heizöl EL Feuerungsanlagen beträgt 97,2 % (Struschka et al., 2000).

Für Ölfeuerungsanlagen sind entsprechend dem jeweiligen Betriebszustande Emissionswerte hinterlegt für:

- (1) Volllast für große Kessel ($FWL > 70 \text{ kW}$) in mg/m^3
- (2) Teillast für große Kessel und Volllast für kleine Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch Start/Stop-Vorgänge in mg/kW .

3.3.3.2 Feuerungsanlagen für Erdgas

Bei Heizungsanlagen für Gas (Erdgas) wird zwischen Heizkesseln und Gasthermen unterschieden. Der Unterschied liegt in dem geringeren Wasserinhalt im Wärmetauscher (Gaskessel: 0,5 l/kW, Gasthermen: 0,1 l/kW) und der dadurch resultierenden höheren Schalthäufigkeit (vgl. Bild 3-11). Ab einer FWL größer als 30 kW sind im Modell Heizkessel installiert, sonst Gasthermen. Gasfeuerungen haben einen Modulationsbereich von 30 bis 100 % der maximalen FWL und können somit die Wärmeerzeugung über einen weiten

Bereich dem aktuellen Wärmebedarf anpassen. Ab einer relativen Kesselauslastung von kleiner als 30 % gehen auch diese Feuerungen zur taktenden Betriebsweise über, mit den entsprechenden Mehremissionen durch Start/Stopp-Vorgänge. Die Emissionen im Modulationsbetrieb werden zwischen den Betriebszuständen Teillast und Volllast linear interpoliert (vgl. **Bild 3-12**).

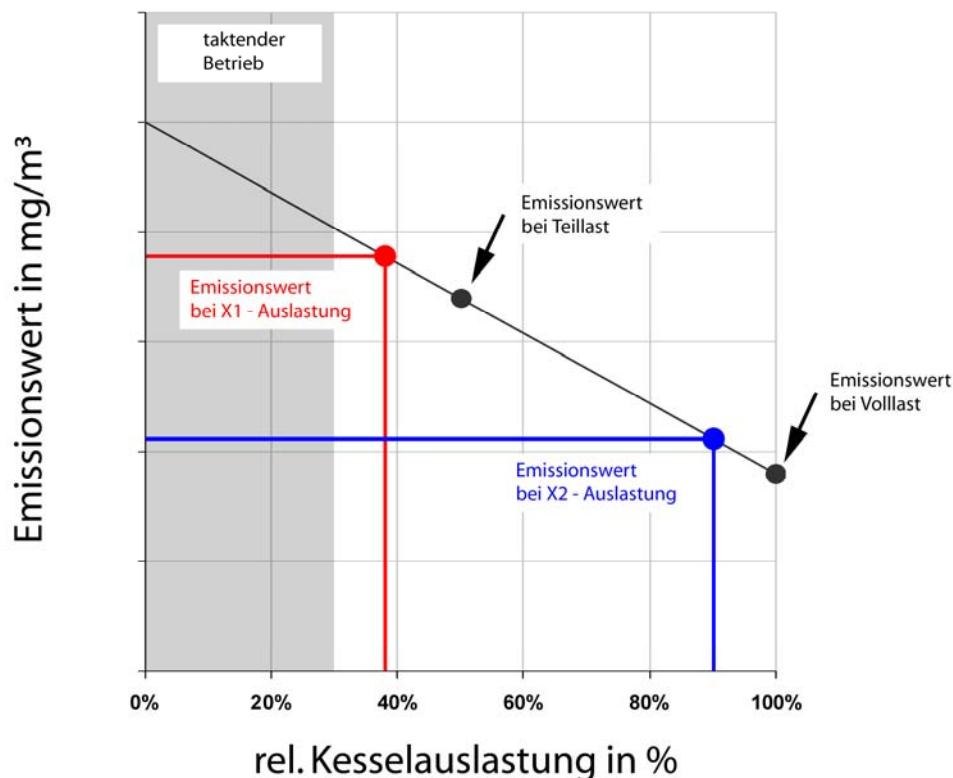


Bild 3-12 Lineare Interpolation am Beispiel der Emissionswerte für X1- und X2-Auslastung einer Gasfeuerung

Die kleinste installierte FWL ist auf 18 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für die betrachteten Gasfeuerungsanlagen beträgt 97,2 % (Struschka et al., 2000).

Für Gasfeuerungsanlagen sind entsprechend dem jeweiligen Betriebszustand Emissionswerte hinterlegt für:

- (1) Volllast alle Kessel in mg/m^3
- (2) Teillast alle Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch Start/Stopp-Vorgänge in mg/kW .

3.3.3.3 Feuerungsanlagen für Holzpellets

Feuerungsanlagen für Pellets weisen, unabhängig von der Kesselgröße, einen Modulationsbereich von 15 bis 100 % der maximalen FWL auf. Ab einer relativen Kesselauslastung von kleiner als 15 % beginnen auch diese Feuerungen zu takten, mit den entsprechenden Mehremissionen durch Start/Stopp-Vorgänge. Die Emissionen im Modulationsbetrieb werden zwischen den Betriebszuständen Teillast und Volllast linear interpoliert (vgl. Bild 3-12).

Der Teillastbereich von bis zu 15 % bei den Pelletkesseln wurde deshalb so tief angesetzt, weil ein Pufferspeicherbetrieb, zumindest teilweise, mit abgebildet werden sollte. Der spezifische Kesselwasserinhalt und damit die Schalthäufigkeit nach Bild 3-11 liegt bei 3,6 l/kW. Die kleinste installierte FWL ist auf 15 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für Pelletfeuerungen beträgt 91,6 %. Für Pelletkessel sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast alle Kessel in mg/m^3
- (2) Teillast alle Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW .

3.3.3.4 Feuerungsanlagen für Hackschnitzel

Bei Hackschnitzelfeuerungen wird die Modellierung an die Pelletfeuerungen angelehnt, mit einem Modulationsband von 25 bis 100 % der maximalen FWL. Ab einer relativen Kesselauslastung von kleiner als 25 % beginnen auch diese Feuerungen zu takten, mit den entsprechenden Mehremissionen durch Start/Stopp-Vorgänge. Die Emissionen im Modulationsbetrieb werden zwischen den Betriebszuständen Teillast und Volllast linear interpoliert (vgl. Bild 3-12).

Der spezifische Kesselwasserinhalt und damit die Schalthäufigkeit nach Bild 3-11 liegt bei 3,6 l/kW. Die kleinste installierte FWL ist auf 15 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für Hackschnitzelfeuerungen beträgt 90,6 %. Für Hackschnitzelkessel sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast alle Kessel in mg/m^3
- (2) Teillast alle Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW .

3.3.3.5 Feuerungsanlagen für Getreide

Getreidefeuerungen werden als automatisch beschickte Biomassefeuerungen modelliert und werden wie Pellet- bzw. Hackschnitzelfeuerungen betrieben. Getreidefeuerungen können bis zu einer relativen Kesselauslastung von 30 % ihre Heizleistung dem tatsächlichen Leistungsbedarf stufenlos anpassen. Ab einer relativen Kesselauslastung von kleiner 30 % geht dieser Feuerungstyp zur taktenden Betriebsweise über. Die kleinste installierte FWL ist auf 20 kW

begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für Getreidefeuerungen beträgt 90 %. Für Getreidefeuerungen sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast alle Kessel in mg/m^3
- (2) Teillast alle Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW .

3.3.3.6 Feuerungsanlagen für Stückholz

Stückholzkessel mit Pufferspeicher werden diskontinuierlich beschickt und sind daher nicht wie automatisch beschickte Feuerungsanlagen zu modellieren. Bei automatisch bzw. kontinuierlich beschickten Feuerungsanlagen (für Heizöl EL, Gas, Holzpellets, Hackschnitzel und Getreide) wird eine stündliche Bilanzierung des Energiebedarfs durchgeführt. Bei diskontinuierlich beschickten Feuerungsanlagen muss eine tageweise Wärmebilanzierung im Modell durchgeführt werden. Der gesamte Energiebedarf wird dann entsprechend der Kesselleistung in den drei definierten Zeitfenstern (vgl. Bild 3-5) erzeugt. Die Abbrandzeit pro Auflage ist auf maximal 5 h begrenzt. Die Warmwasserbereitung findet immer mit der 1. Auflage in der 1. Stunde statt. Dieser Feuerungstyp wird grundsätzlich mit einem ausreichend dimensionierten Pufferspeicher betrieben. Dabei wird ein idealer Pufferspeicher angenommen, der jegliche Schwankungen im Energiebedarf ausgleichen kann. Es werden keine Energien auf den nächsten Tag übertragen. Somit hat der Pufferspeicher in der 1. Stunde des Tages ein bestimmtes Energieniveau, das in der letzten Stunde des Tages wieder erreicht wird.

Aufgrund der definierten Betriebszeitfenster und des geringeren Wirkungsgrades musste bei Stückholzkesseln der Überdimensionierungsfaktor von 1,4 auf 1,7 erhöht werden, da sonst nicht immer alle Energie bereitgestellt werden kann.

Der gesamte Tagesenergiebedarf wird immer für einen Tag bilanziert und wurde für einen beispielhaften Tag, dessen Heizlast- und Außentemperaturverlauf in **Bild 3-13** gezeigt ist, auf zwei Betriebszeitfenster aufgeteilt. Dieser Endenergiebedarf kann mit ca. 1,4 Auflagen gedeckt werden.

Die gesamte Brennstoffbeladung beträgt in diesem Fall 140 % (bezogen auf eine Beladung mit 5 h Abbrandzeit) und würde einer 1. Gesamtbeladung mit 5 h Abbrandzeit und einer 2. Beladung mit 2 h Abbrandzeit entsprechen. Diese Aufteilung der Abbrandzeiten ist nicht sinnvoll und würde auch nicht der Praxis entsprechen, da z.B. bei einer Beladung von 101 % eine 1. Beladung von 5 h und eine 2. Abbrandzeit von 3 min zustande kommen würde. Daher wird ab einer Beladung von größer als 100 % ein Verhältnis 1. Beladung zu 2. Beladung von 60/40 % gewählt und es wird linear bis zu einem Verhältnis von 100/100 % interpoliert.

In **Bild 3-14** ist diese Aufteilung schematisch dargestellt. Die Summe der beiden Beladungen ergibt dann den Tagesenergiebedarf. Sind mehr als zwei Beladungen nötig, wird die 1. Beladung zu 100 % durchgeführt und die restlichen auf die 2. und 3. Beladungen nach dem vorher beschriebenen Schema verteilt.

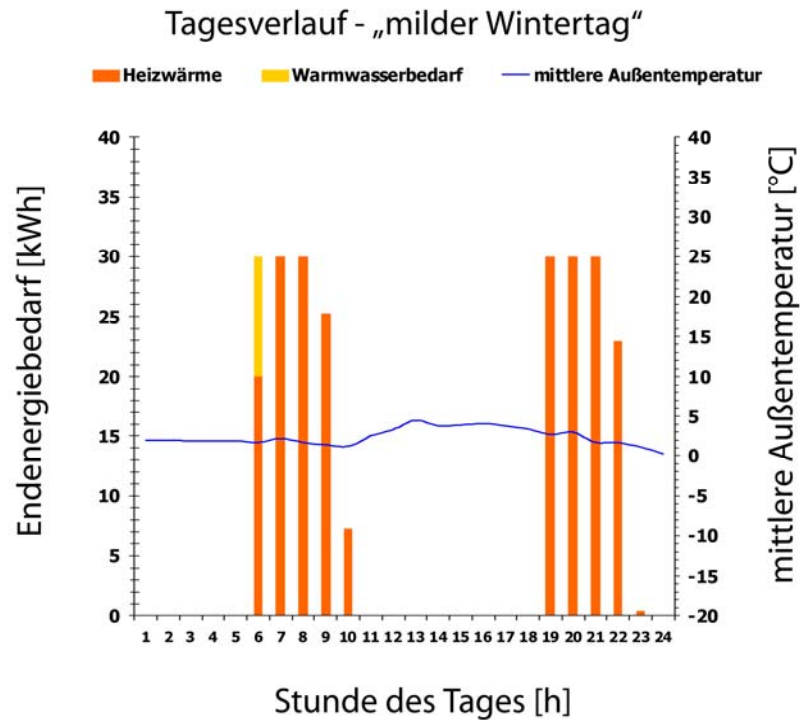


Bild 3-13 Beispielhafter Tagesverlauf eines Stückholzkessels mit Pufferspeicher und 2 Abbrandauflagen

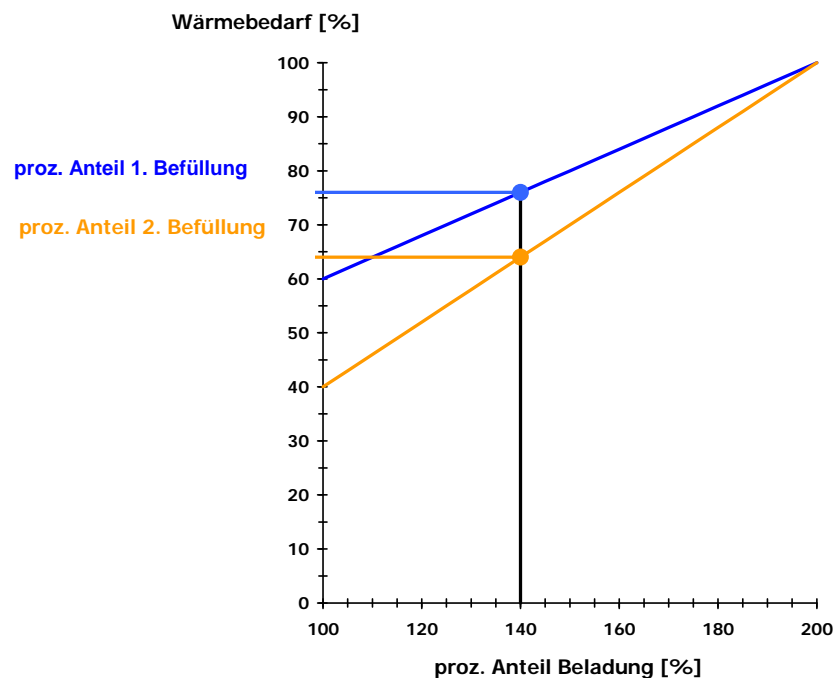


Bild 3-14 Prozentuale Anteile der Brennstoffbeladung beim Stückholzkessel bei zwei Abbränden

Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel immer in der ersten Stunde des Chargenabbrandes berücksichtigt, auch wenn sie eigentlich zu späteren Zeiten im Verlauf des Abbrandes auftreten. Das Verhältnis von Volllast- zu Teillastphase wurde mit 80/20 % festgelegt, d.h. bei einer Abbrandzeit von beispielsweise 5 h wird der Stückholzkessel 4 h mit Volllast und 1 h mit Teillast betrieben.

Die kleinste installierte FWL ist auf 20 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für Stückholzkessel beträgt 90,1 %. Für Stückholzkessel mit Pufferspeicher sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast alle Kessel in mg/m^3
- (2) Teillast alle Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW .

Stückholzkessel ohne Pufferspeicher werden wie Stückholzkessel mit Pufferspeicher modelliert, mit dem Unterschied einer größeren Betriebsphase im Teillastbereich. Eigene Untersuchungen haben gezeigt, dass Stückholzkessel ohne Pufferspeicher nach der Anbrenn- und Aufheizphase des Heizkreises, außer bei extrem niedrigen Außentemperaturen und damit hohem Heizwärmebedarf, schnell in den Teillastbereich regeln, mit entsprechend höheren Emissionen. In **Bild 3-15** ist beispielhaft ein gemessener Konzentrationsverlauf für einen Wintertag ohne Pufferspeicher aufgetragen (Struschka et al., 2004).

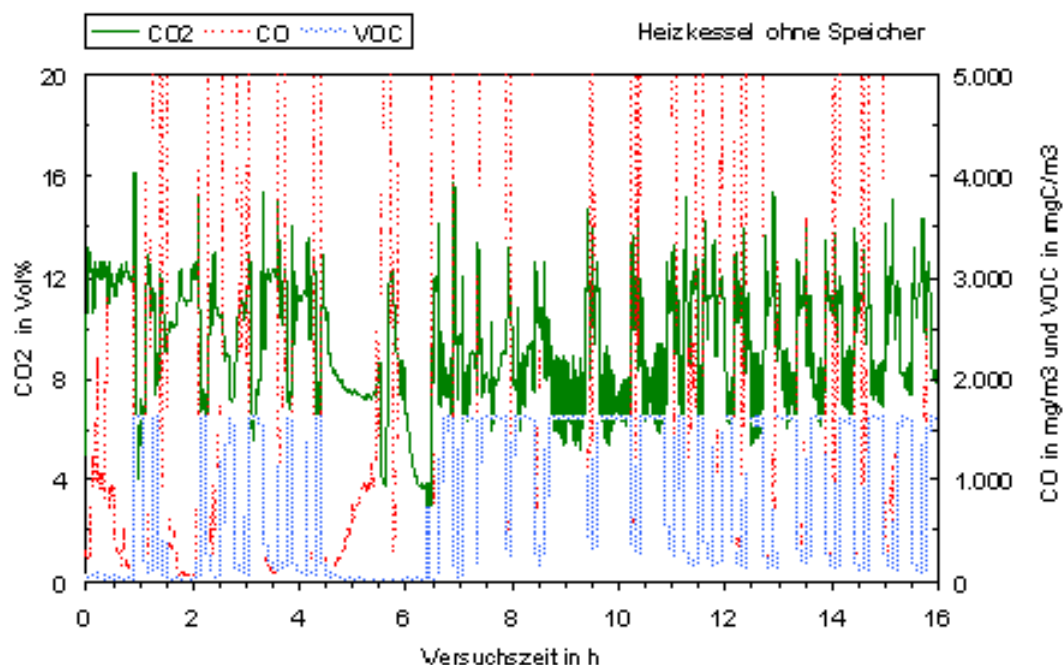


Bild 3-15 Gemessene Konzentrationsverläufe beim Heizbetrieb an einem kalten Wintertag für einen Stückholzkessel ohne Pufferspeicher (Struschka et al., 2004)

Die Teillast- bzw. Gluthalteregelung geschieht durch Drosselung der Primärluft. Dies führt zu erhöhten Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung, wie **Tabelle 3.5** zeigt.

Tabelle 3.5 CO-Emissionen bei Stückholzkesseln mit und ohne Pufferspeicher bei unterschiedlichen Betriebszuständen (Struschka et al., 2004)

Betriebsart	CO-Bereich [kg/TJ]
ungestörter Dauerbetrieb bei NWL	80 - 190
Mindestemissionen für Heizbetrieb	280
Heizlastkurve mit 1.500 l Speicher	640 - 1.660
Heizlastkurve mit 750 l Speicher	1.050 - 1.970
Heizlastkurven ohne Speicher	3.375 - 5.115

Die stationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel ohne Pufferspeicher ebenfalls immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes dazugezählt. Das Verhältnis von Volllast- zu Teillastphasen wurde mit 20/80 % festgelegt, d.h. bei einer z.B. fünfstündigen Abbrandphase wird der Stückholzkessel 1 h unter Volllast und 4 h unter Teillast betrieben. Die kleinste installierte FWL ist auf 20 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für den Stückholzkessel beträgt 90,1 %. Für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast alle Kessel in mg/m^3
- (2) Teillast alle Kessel in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW .

Zusatzfeuerungen für Stückholz (z.B. Kaminöfen, Kamin- und Heizeinsätze) werden wie Stückholzkessel diskontinuierlich beschickt, tragen aber nur zu einem bestimmten Teil zur Deckung des Jahresendenergiebedarfs bei. Als Zusatzfeuerung wird eine mittlere Einzelraumfeuerstätte definiert, welche die Vielzahl der vorhandenen Bauarten repräsentiert. In **Bild 3-16** ist ein typischer Konzentrationsverlauf für eine chargenweise beschickte Zusatzfeuerung gezeigt.

Die Betriebszeit dieses Feuerungstyps findet im Modell nur zu den Abendstunden statt und wird, je nach Nutzertyp, durch ein Betriebszeitfenster definiert (vgl. Bild 3-6). Die Energiebilanzierung wird in diesem Betriebszeitfenster vorgenommen, d.h. die Zusatzfeuerung trägt nur in diesen Betriebszeitfenstern zur Energieerzeugung bei. Der Endenergiebedarf des Gebäudes in dem Betriebszeitfenster wird nach Gl. 3-6 bilanziert. Da Einzelraumfeuerstätten meist nicht die gesamte Nutzfläche eines Gebäudes beheizen, wird der bilanzierte Energiebedarf nur zu 60 % von dieser Feuerstätte gedeckt.

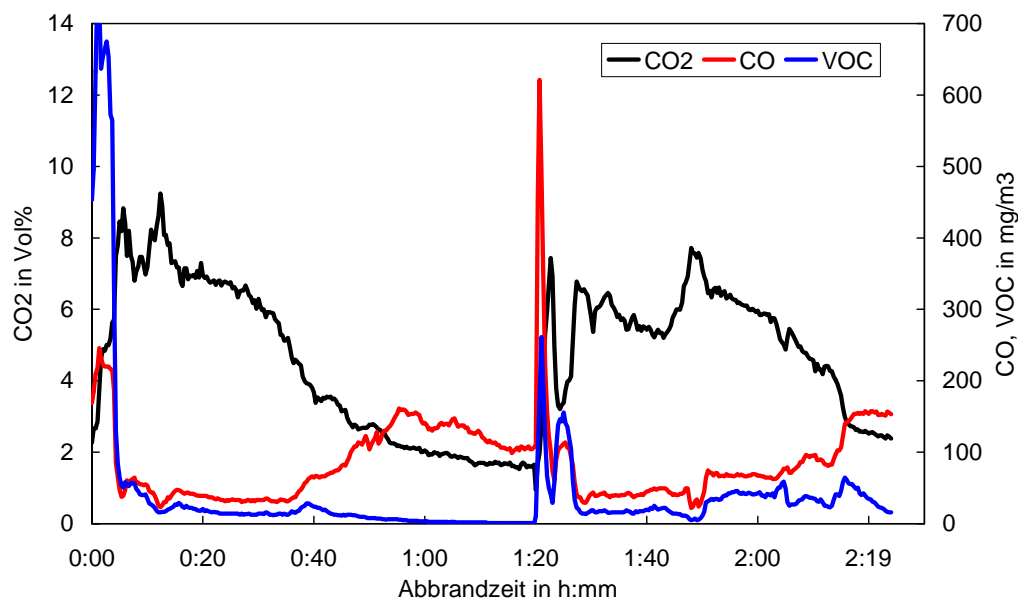


Bild 3-16 Typische Verläufe der CO₂-, CO- und VOC-Konzentrationen beim Abbrand von Buchenscheitholz in einem Kaminofen

Die Abbranddauer wird in Anlehnung an DIN EN 13229 (2005) mit 1,5 h angesetzt. An einem Betriebstag sind maximal 4 Abbrände möglich, was einer maximalen Betriebszeit von 6 h entspricht. Die erste Brennstoffauflage wird immer unter Volllast abgebrannt, die weiteren Auflagen erfolgen entsprechend des Energiebedarfs im Voll- oder Teillastbetrieb. Ist der Energiebedarf im bilanzierten Betriebszeitfenster so gering, dass er einer relativen Auslastung von kleiner als 30 % entsprechen würde, wird der Energiebedarf für die Zusatzfeuerung auf Null gesetzt. Bei einem Energiebedarf, der weitere 3 Auflagen erfordert, werden diese mit einer relativen Auslastung von größer als 30 % betrieben. Ist die relative Auslastung bei drei weiteren Auflagen kleiner als 30 %, werden die weiteren Auflagen auf zwei reduziert. Bei noch geringerem Energiebedarf wird dementsprechend bis auf eine Auflage reduziert.

Bei Zusatzfeuerungen werden ein gewisses Wärmespeichervermögen und eine Änderung der Innenraumtemperatur unterstellt. Hierdurch werden Schwankungen im Energiebedarf und der Energieerzeugung im Bilanzierungszeitraum ausgeglichen.

Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden bei Zusatzfeuerungen ebenfalls immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes dazugezählt. Die kleinste installierte FWL ist auf 6 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für Zusatzfeuerungen beträgt 70 %. Für Zusatzfeuerungen sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (4) Volllast in mg/m³
- (5) Teillast in mg/m³
- (6) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW.

3.3.3.7 Feuerungsanlagen für Nahwärmenetze

Im Emissionsmodell wird ein Nahwärmenetz als Wärmeverbund mehrerer Gebäude in einem gemeinsamen Heiznetz dargestellt. Eine zentrale Feuerungsanlage, die im Geltungsbereich der 1. BImSchV (2003) liegt, stellt hierbei den gesamten Wärmebedarf für diese Gebäude bereit. Die Energie wird über ein Verteilnetz an die einzelnen Gebäude transportiert und mit Hilfe einer Übergabestation im Hausnetz verteilt. Die Nahwärmeversorgung wird nur im ländlichen Gebiet untersucht. In der Praxis würden Nahwärmeversorgungen im städtischen Gebiet aufgrund der Gebäudegrößen und der dichteren Bebauung eher mit Feuerungsanlagen größer 1 MW Feuerungswärmeleistung realisiert werden, die somit genehmigungsbedürftig wären und in diesem Projekt nicht mehr betrachtet werden.

Im Emissionsmodell wurde das ländliche Gebiet in einzelne Nahwärmenetze aufgeteilt, um eine typische Feuerungsanlagengröße von je ca. 350 kW zu erreichen. Die Zusammenfassung der Gebäude im Wärmeverbundnetz wurde anhand des Straßennetzes durchgeführt, da in der Praxis die Nahwärmeleitungen meist über das öffentliche Straßennetz verlegt werden. **Bild 3-17** zeigt die festgelegten Nahwärmenetze im ländlichen Modellgebiet. Die farbigen Flächen repräsentieren die Nahwärmenetze, die roten Punkte die Nahwärmezentralen mit den Feuerungsanlagen.

Die Schornsteinhöhen wurden in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4 (1980) festgelegt. Durch geeignete Wahl des Gebäudes, dem innerhalb eines Wärmenetzes die Feuerungsanlage zugeordnet wurde, wurde außerdem sichergestellt, dass die Schornsteinmündung, wie in der Richtlinie gefordert, mindestens 1 m oberhalb des Bezugsniveaus, also oberhalb der höchsten Fensteroberkante im Einwirkungsbereich des Schornsteins liegt.

Die Nahwärmenetze werden mit automatisch beschickten Biomassefeuerungen und Pufferspeichern monovalent betrieben. Das Warmwasser wird durch dezentrale Warmwasserspeicher in jedem Gebäude bereitgestellt, die zweimal am Tag (morgens mit 60 % und abends mit 40 % vom Gesamtwärmebedarf zur Warmwassererzeugung) aufgeladen werden.

Die Energieverluste der Verteilnetze werden an Hand spezifischer Leitungsverluste nach QM Holzheizwerk (2004) errechnet:

$$\text{Energieverlust}_{\text{Leitung}} = \text{spez. Leitungsverlust} * \text{Leitungslänge} \quad \text{Gl. 3-16}$$

Bei den spezifischen Leitungsverlusten wird unterschieden zwischen den Winter- (27 W/m) und Sommermonaten (22 W/m). Als Wintermonate wurde der Zeitraum vom 15. Oktober bis 14. April und als Sommermonate der Zeitraum vom 15. April bis 14. Oktober angesetzt.

Die Feuerungsanlagen der Nahwärmenetze werden mit den Brennstoffen Holzpellets und Hackschnitzeln betrieben. Der spezifische Wasserinhalt und damit die Schaltheufigkeit liegt bei 46,6 l/kW. Es sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast in mg/m³
- (2) Teillast in mg/m³
- (3) Mehremissionen durch An-, Ausbrand- und Regelvorgänge in mg/kW.



Bild 3-17 Festlegung der Nahwärmenetze im ländlichen Gebiet

3.4 Zeitreihen des Endenergiebedarfs

Die Diskussion der Emissionsberechnungen soll anhand von Berechnungen für ein einzelnes exemplarisches Gebäude (im ländlichen Gebiet) erfolgen. Dabei soll der Unterschied zwischen den einzelnen Feuerungsanlagen und Brennstoffen herausgearbeitet werden. Das exemplarisch betrachtete Gebäude besitzt folgende Randbedingungen:

- Einfamilienhaus
- Gebäudeform: quaderförmig, Bruttovolumen 575 m^3 , frei stehend
- mittlere Gebäudehöhe 6,5 m

- Verhältnis von Hüllfläche zu Bruttovolumen beträgt 0,73
- Nutzfläche zu Volumen Verhältnis 0,26
- Bruttowohnfläche 150 m², mit 3 Personen bewohnt.
- Nutzertyp 1 mit 18,3°C mittlerer Innentemperatur, abgesenkter Betrieb.
- Außentemperatur in der Region TRY 12, mit Gradtagszahl GT19² 3099 [K*d], Heiztage HT15³ 251 [d] und einer mittleren Außentemperatur von 10,4°C
- niedrigste Außentemperatur zur Dimensionierung der Heizungsanlage -12°C.

3.4.1 Endenergiebedarf

Der Endenergiebedarf setzt sich aus dem Energiebedarf für die Raumheizung und für die Warmwasseraufbereitung unter Berücksichtigung des Wirkungsgrades (Kesselwirkungsgrad bzw. feuerungstechnischer Wirkungsgrad bei Zusatzfeuerungen) zusammen.

Der spezifische Endenergiebedarf für das betrachtete Gebäude mit den festgelegten Randbedingungen in der Region TRY 12 (GT19 = 3099 [K*d]) ergibt sich zu:

- spezifischer Endenergiebedarf für Raumwärme 266 kWh/(m² • a) für Gebäudetyp vor 1978
- spezifischer Endenergiebedarf für Raumwärme 149 kWh/(m² • a) für Gebäudetyp nach 1978
- spezifischer Warmwasserendenergiebedarf 23 kWh/(m² • a)
- Anteil an der Energieerzeugung der Zusatzfeuerung liegt bei ca. 22 %.

Um einen Vergleich des Endenergiebedarfs mit anderen Gebäuden durchführen zu können, wird eine Umrechnung auf den Referenzstandort Würzburg mit GT19 = 3699 Kd (EnEV, 2007) durchgeführt. Dadurch ergeben sich folgende spezifische Endenergiebedarfswerte:

- spezifischer Jahresheizenergiebedarf 317 kWh/(m² • a) für Gebäudetyp vor 1978 am Referenzstandort Würzburg.
- spezifischer Jahresheizenergiebedarf 177 kWh/(m² • a) für Gebäudetyp nach 1978 am Referenzstandort Würzburg.

Anhand **Tabelle 3.6** soll der spezifische Endenergiebedarf aus dem Modell anhand verschiedener Literaturquellen, welche sowohl auf theoretischen Abschätzungen als auch Messwerten beruhen, diskutiert werden. Dabei soll nicht nur das beispielhaft gerechnete Gebäude aus dem ländlichen Gebiet herangezogen werden, sondern es ist auch der mittlere spezifische Endenergiebedarf der beiden Modellgebiete, ländlich und städtisch aufgetragen.

² GT19 Gradtagszahl nach VDI-Richtlinie 4710 Blatt 2. Summe der Temperaturdifferenz zwischen Außen- und Innentemperatur von 19°C, für alle Tage mit einer mittleren Außentemperatur von 15°C.

³ HT15 Heiztage nach VDI-Richtlinie 4710 Blatt 2. Summe aller Tage, bei denen die mittlere Außentemperatur unter 15°C liegt.

Tabelle 3.6 Vergleich des spezifischen Endenergiebedarfs für Wohngebäude (Gradtagszahl bereinigt, eigene Berechnungen und Optimus (2005), IWU Bayern (2006) sowie IWU Hessen (2003))

Modell / Literaturstelle	spez. Endenergiebedarf (berechnet) in kWh/(m ² • a)			spez. Endenergieverbrauch (gemessen) in kWh/(m ² • a)		
	alle	vor 1978	nach 1978	alle	vor 1978	nach 1978
exemplarisches Gebäude		317	177			
Emissionsmodell ländlich*	251	301	148			
Emissionsmodell städtisch*	182	204	93			
Optimus EFH	250 **	311	232 ***	157 **	184	159 ***
Optimus MFH	207 **	328	206 ***	180 **	233	179 ***
IWU Bayern EFH/RH		252			181	
IWU Bayern MFH		233			154	
IWU Hessen EFH	268	296	202			
IWU Hessen RH	248	273	187			
IWU Hessen MFH	262	287	188			

* nur Wohngebäude(EFH, RH/DHH, MFH, Wohn- und Geschäftshaus)

** spezifischer Endenergiebedarf beinhaltet auch Gebäude ab 1995

*** spezifischer Endenergiebedarf bzw. spezifischer Endenergieverbrauch für Gebäude nach 1978 bis 1994

Folgende Forschungsvorhaben sollen für den Vergleich herangezogen werden:

Optimus (2005): Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Forschungs- und Qualifizierungsprojekts OPTIMUS befassten sich die Projektpartner mit der Ermittlung der Einsparpotenziale für Heizenergie in der Praxis sowie der Untersuchung der Ursachen mangelhafter Anlagenabstimmung. Die Ermittlung des Einsparungspotenzials wurde durch Messkampagnen über zwei Heizperioden durchgeführt. Für die theoretische Bilanzierung der Gebäude wurde ein Programm (EID Bestand) herangezogen, das auch für den Feldversuch der Energiepasserstellung der Deutschen Energieagentur (dena) zugelassen wurde.

IWU Bayern (2006) : Die Bayerische Staatsregierung und der Bund Naturschutz in Bayern e.V. (BN Bayern) ließen partnerschaftlich als gemeinsamen ersten Schritt zur Einleitung entsprechender Maßnahmen die durch Wärmedämmung des Altbaubestandes erschließbaren Energie- und CO₂-Einsparpotenziale in Bayern und die damit verbundenen Kosten untersuchen. Die Berechnungen der Gebäude und Anlagentechniken erfolgte auf der Grundlage der DIN V 4108 Blatt 6 (2003) und der DIN V 4701 Blatt 10 (2003).

IWU Hessen (2003): In diesem Vorhaben wurde das Energiesparpotenzial durch Wärmedämmung und Modernisierung der Heizungsanlage für typische Wohngebäude in Hessen bestimmt. Die Berechnungen der Gebäude und Anlagentechniken erfolgten auf der Grundlage der DIN V 4108 Blatt 6 (2003) und der DIN V 4701 Blatt 10 (2003).

Das beispielhaft gerechnete Gebäude weist einen Gradtagszahl bereinigten spezifischen Endenergiebedarf für Gebäudetyp vor 1978 von 317 kWh/(m² • a) und für Gebäudetyp nach 1978 von 177 kWh/(m² • a) auf. Im ländlichen Gebiet dominieren die Einfamilienhäuser und Reihenhäuser/Doppelhaushälften mit ca. 62 %. Daher liegen die nach Baualtersstufen differenzierten mittleren spezifische Endenergiebedarfe im ländlichen Gebiet nahe an denen des einzelnen exemplarischen Gebäudes.

Das einzelne exemplarische Gebäude vor 1978 aus der Modellrechnung weist etwa den gleichen spezifischen Endenergiebedarf wie in Optimus (2005) auf. Bei dem einzelnen Gebäude nach 1978 wird der spezifische Endenergiebedarf gegenüber den Werten aus Optimus (2005) deutlich unterschätzt. Gegenüber den Werten aus IWU Hessen (2003) und IWU Bayern (2006) wird der spezifische Endenergiebedarf des einzelnen Gebäudes vor 1978 überschätzt, für das einzelne Gebäude nach 1978 leicht unterschätzt.

Gemessene spezifische Endenergieverbräuche weisen generell niedrigere Werte auf als berechnete. Dies ist auf die Annahme von falschen Kennwerten, wie U-Wert, Luftwechsel oder die Heizgrenztemperatur zurückzuführen. Dabei nimmt der absolute Fehler zu neueren Gebäuden hin ab (Optimus, 2005). Das einzelne exemplarische Gebäude nach 1978 mit einem spezifischen Endenergiebedarf von 177 kWh/(m² • a) ist vergleichbar mit dem in Optimus (2005) gemessenen mittleren spezifischen Endenergieverbrauch von 159 kWh/(m² • a) für EFH nach 1978.

Das städtische Gebiet weist einen niedrigeren mittleren spezifischen Endenergiebedarf als das ländliche Gebiet auf. Einfamilienhäuser (EFH) und Reihenhäuser/Doppelhaushälften (RH/DHH) haben im städtischen Gebiet einen Anteil von 12,9 % mit einem mittleren spezifischen Endenergiebedarf von ca. 253 kWh/(m² • a). Dieser spezifische Endenergiebedarf ist vergleichbar mit dem des ländlichen Gebiets, mit einem Anteil von 60 % an EFH und RH/DHH mit einem spezifischen Endenergiebedarf von 245 kWh/(m² • a). Mehrfamilienhäuser haben im städtischen Gebiet einen Anteil von 12,9 % und weisen einen spezifischen Endenergiebedarf von 257 kWh/(m² • a) auf. Im ländlichen Gebiet haben MFH einen Anteil von 17,8 % mit einem mittleren spezifischen Endenergiebedarf von 295 kWh/(m² • a).

Im städtischen Modellgebiet wurde der Gebäudetyp Wohn- und Geschäftshaus (Typ 6) mit einem Anteil von ca. 58 % eingeführt. Dieser Gebäudetyp weist im Mittel einen spezifischen Endenergiebedarf von ca. 170 kWh/(m² • a) auf. Dieser Gebäudetyp setzt sich aus 2/3-Wohnhaus und 1/3-Geschäftshaus zusammen, mit einem mittleren U-Wert wie Gebäudetyp 3 (Mehrfamilienhaus). Allerdings wurde für MFH eine Kompaktheit (Verhältnis aus Nutzfläche zu Bruttovolumen) von 0,23 (vor 1978) und für Wohn- und Geschäftshaus von 0,26 (vor 1978) angenommen. Damit wird gegenüber MFH bei Wohn- und Geschäftshäusern eine größere Nutzfläche berechnet. Daher weist dieser Gebäudetyp 6 einen geringeren mittleren spez. Endenergiebedarf als Gebäudetyp 3 (Mehrfamilienhaus) auf.

Gebäudetyp 4 (Anbau, Scheune, Werkstatt, Lagerhalle) weist einen spezifischen Endenergiebedarf im ländlichen Gebiet von 232 kWh/(m² • a) und im städtischen Gebiet von 183 kWh/(m² • a) auf.

Für Sondergebäude (Gebäudetyp 5: Schule, Sporthalle, Einkaufszentrum, öffentliche Gebäude, Verwaltungsgebäude) wurde ein mittlerer spezifischer Endenergiebedarf für das ländliche Gebiet von 178 kWh/(m² • a) und für das städtische Modellgebiet von 160 kWh/(m² • a) berechnet.

Für den Vergleich der Modellannahmen mit real erhobenen Werten für die Nichtwohngebäude standen Wasser- und Energieverbrauchsstatistiken für einzelne öffentliche Gebäude aus dem städtischen Gebiet zur Verfügung. In **Tabelle 3.7** sind diese zusammengefasst. Dabei zeigt sich die gute Übereinstimmung des mittleren spezifischen Endenergiebedarfs des Modells zu den real erhobenen spezifischen Endenergieverbräuchen der Gebäude. Bei Quelle 2 wird der spezifische Endenergiebedarf im Modell um das 2,6 fache überschätzt. Dabei handelt es sich um ein denkmalgeschütztes Fachwerkhhaus aus dem 18. Jahrhundert. Daher wurde im Modell dieses Gebäude als Gebäude vor 1978 eingeordnet. Nach dem real erhobenen spezifischen Endenergieverbrauch zu urteilen, wurde dieses Gebäude sicherlich umfassend saniert. Für die Stadtbibliothek (Quelle 4) wurde im Modell ein niedrigerer spezifischer Endenergiebedarf berechnet. Das Gebäude weist in der Praxis eine sehr komplexe Geometrie auf und konnte durch das Modell nicht realitätsnah beschrieben werden. Des Weiteren ist die Nutzungsdauer der Bibliothek (Heizzeiten) länger als diese im Modell angenommen wurden (Nutzertyp 4).

Tabelle 3.7 Vergleich des spezifischen Endenergiebedarfs für Nichtwohngebäude (Gradtagszahl bereinigt)

Gebäudetyp		bereinigter spez. Endenergiebedarf	
		Modell kWh/(m ² • a)	Verbrauch gemessen kWh/(m ² • a)
Quelle 1	Ratsgebäude, Verwaltungsbau	110	110
Quelle 2	Heimatmuseum	181	71
Quelle 3	Gymnasium, Schulgebäude	172	171
Quelle 4	Stadtbibliothek	115	155

Nachfolgend sollen exemplarisch die Berechnungen für den Endenergiebedarf, die relative Kesselauslastung und die Schalzhäufigkeit im Jahresverlauf für ein einzelnes Gebäude mit den Modellannahmen vorgestellt werden. Außerdem wurden für dieses Gebäude mit dem Baujahr vor 1978 auch Emissionszeitreihen für die Brennstoffe Heizöl HEL, Erdgas, Holzpellets, Stückholz (Stückholzkessel und Zusatzfeuerung) gerechnet. Hierbei wurde folgendes angesetzt:

- 24 kW installierte Nennwärmeleistung für automatisch beschickte Feuerungen (entspricht kleinem Heizölkessel, bzw. Gastherme)
- 30 kW installierte Nennwärmeleistung für Stückholzkessel
- 9 kW installierte Nennwärmeleistung für Zusatzfeuerung.

Dabei ergeben sich folgende relative Kesselauslastungen und Schalzhäufigkeiten:

- die mittlere relative Kesselauslastung für die Öl- und Gaskessel liegt in den Wintermonaten bei 33 % und in den Sommermonaten bei 8 %
- die mittlere relative Kesselauslastung für den Pelletkessel liegt in den Wintermonaten bei 35,1 % und in den Sommermonaten bei 8,4 %

- Schaltheufigkeit 1/a:
 - Heizölkessel 22.238
 - Gastherme 33.669
 - Pelletkessel 1.950
 - Stückholzkessel mit Pufferspeicher 542
 - Stückholzkessel ohne Pufferspeicher 657
 - Zusatzfeuerung 271.

Als Wintermonate wurde der Zeitraum vom 1. Januar bis 14. April (Stunde 1 bis 2.496) und vom 15. Oktober bis 31. Dezember (Stunde 6.889 bis 8.760) definiert. Als Sommermonate wurde der Zeitraum 15. April bis 14. Oktober (Stunde 2.497 bis 6.888) angesehen.

3.4.2 Zeitliche Verläufe bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen

In **Bild 3-18** ist der zeitliche Jahresverlauf des Energiebedarfs in stündlicher Auflösung für das berechnete Gebäude aufgezeigt.

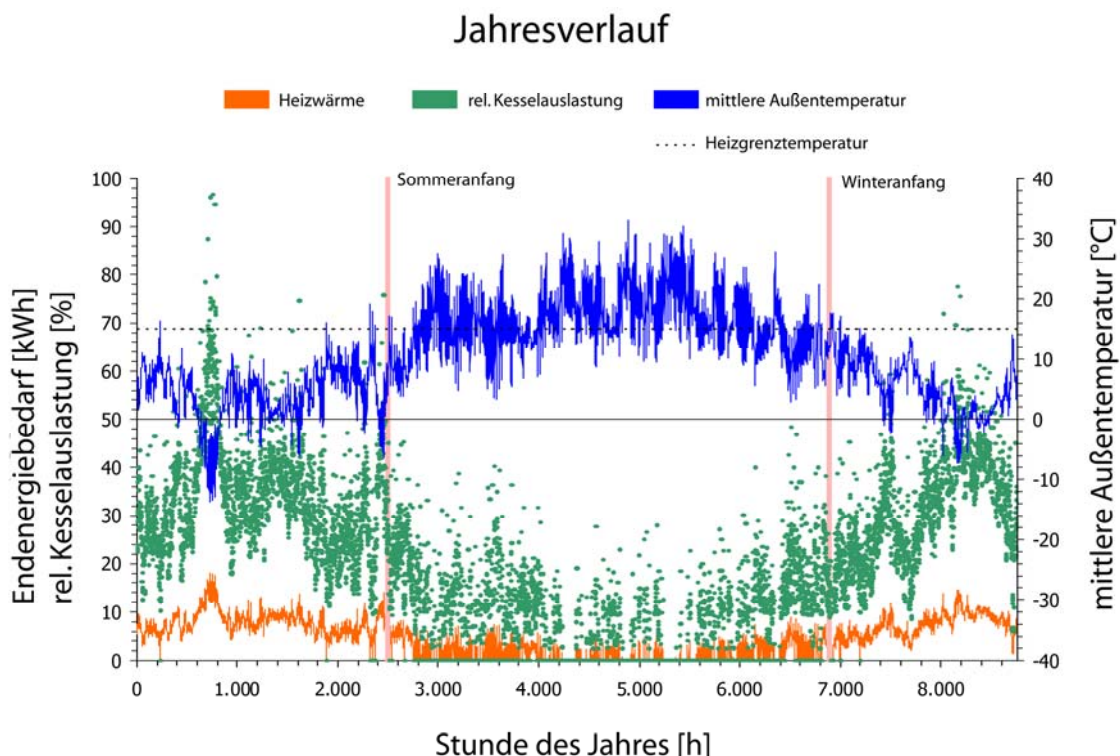


Bild 3-18 Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Kesselauslastung für ein berechnetes Gebäude für die Temperaturregion TRY 12

Hier ist zu erkennen, dass der Energiebedarf (rot) der Außentemperatur (blau) spiegelbildlich folgt. Die relative Kesselauslastung (grün) liegt während der Heizperiode im Mittel bei ca. 35 %. In der Übergangszeit und den Sommermonaten liegt die relative Kesselauslastung entsprechend niedriger. Der Verlauf des Endenergiebedarfs ist nach Gleichung 3-8 vom Wirkungsgrad der Feuerungsanlage abhängig und somit fällt, je nach Wirkungsgrad des Feuerungstyps, das Niveau der Heizleistung anders aus.

Für Heizöl- und Gaskessel wurde der gleiche feuerungstechnische Wirkungsgrad angenommen und somit sind der Verlauf und das Niveau des Endenergiebedarfs gleich.

Im Weiteren sollen ausgewählte Tage für die einzelnen Feuerungsanlagen genauer betrachtet werden. Feuerungsanlagen für die Brennstoffe Heizöl EL und Erdgas unterscheiden sich im Endenergieverlauf nicht. Pelletfeuerungen haben einen ca. 6 % niedrigeren Kesselwirkungsgrad und damit einen höheren Endenergiebedarf. Für die Diskussion soll exemplarisch der Endenergieverlauf für Ölkessel (HEL) herangezogen werden. Es wurden folgende 3 Tage ausgewählt:

- kalter Wintertag mit einer mittleren Außentemperatur von -8,4 °C
(30. Januar - Jahresstunde 697 - 720 im Temperaturverlauf der Region TRY 12)
- milder Wintertag mit einer mittleren Außentemperatur von 2,4 °C
(16. Januar - Jahresstunde 361 - 384 im Temperaturverlauf der Region TRY 12)
- milder Tag mit einer mittleren Außentemperatur von 14,0 °C
(30. April - Jahresstunde 2857 - 2880 im Temperaturverlauf der Region TRY 12).

In **Bild 3-19** ist beispielhaft der Tagesverlauf des Endenergiebedarfs der Ölfeuerung aufgetragen, die Außentemperatur liegt im Tagesmittel bei -8,4 °C. Die mittlere relative Kessel- auslastung für die Öl- und Gasfeuerungsanlagen beträgt etwa 63 % (vgl. **Bild 3-20** und **Bild 3-21**) und für die Pelletfeuerung ca. 67 % (vgl. **Bild 3-22**). In der 6. Stunde wird wegen der gleichzeitigen Warmwasserbereitung eine relative Kesselauslastung von 90 % (beim Pelletkessel 96 %) erreicht. Die relative Kesselauslastung beim Pelletkessel ist etwas höher, da hier, bei gleicher installierter Nennwärmeleistung, ein höherer Brennstoffeinsatz auf Grund des niedrigeren Wirkungsgrades nötig ist.

Des Weiteren ist in **Bild 3-20**, **Bild 3-21** und **Bild 3-22** die stündliche Schalthäufigkeit aufgetragen. Hier sind die Unterschiede der einzelnen Feuerungstypen gut ersichtlich. Ölkessel passen ihre Wärmeerzeugung durch An- und Ausschalten dem momentanen Energiebedarf an. Dies führt zu häufigem Takten, welches bei einem kalten Wintertag im Mittel 4,5-mal pro Stunde geschieht. Gas- und Pelletkessel können ihre Wärmeerzeugung dem momentanen Energiebedarf innerhalb des Regelbereichs anpassen. Dies führt am kalten Wintertag zu einer kontinuierlichen Heizleistung ohne Schaltvorgänge.

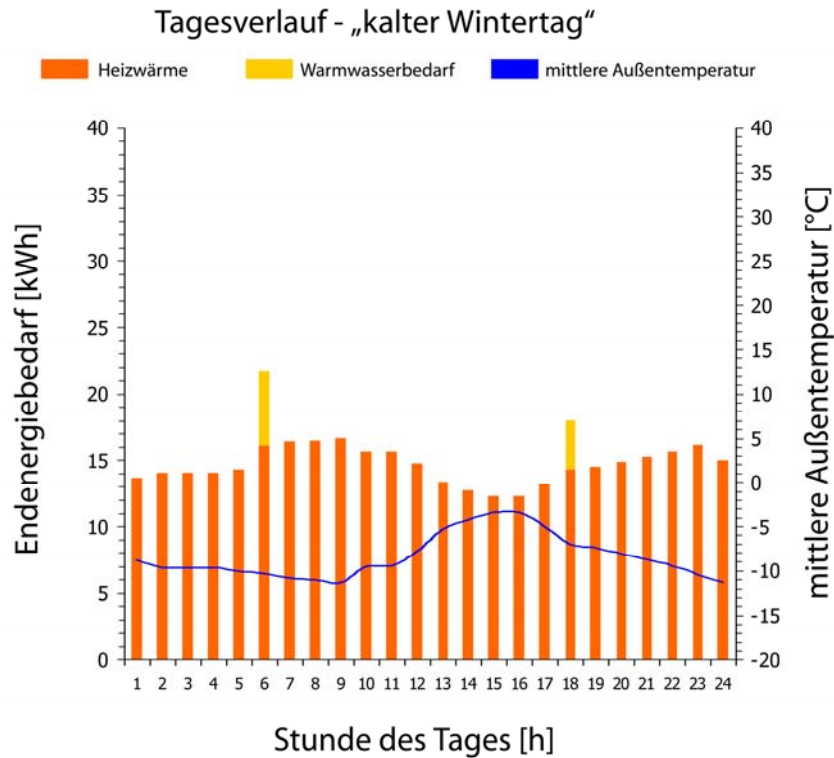


Bild 3-19 Tagesverlauf der Endenergie für einen Ölkessel an einem kalten Wintertag

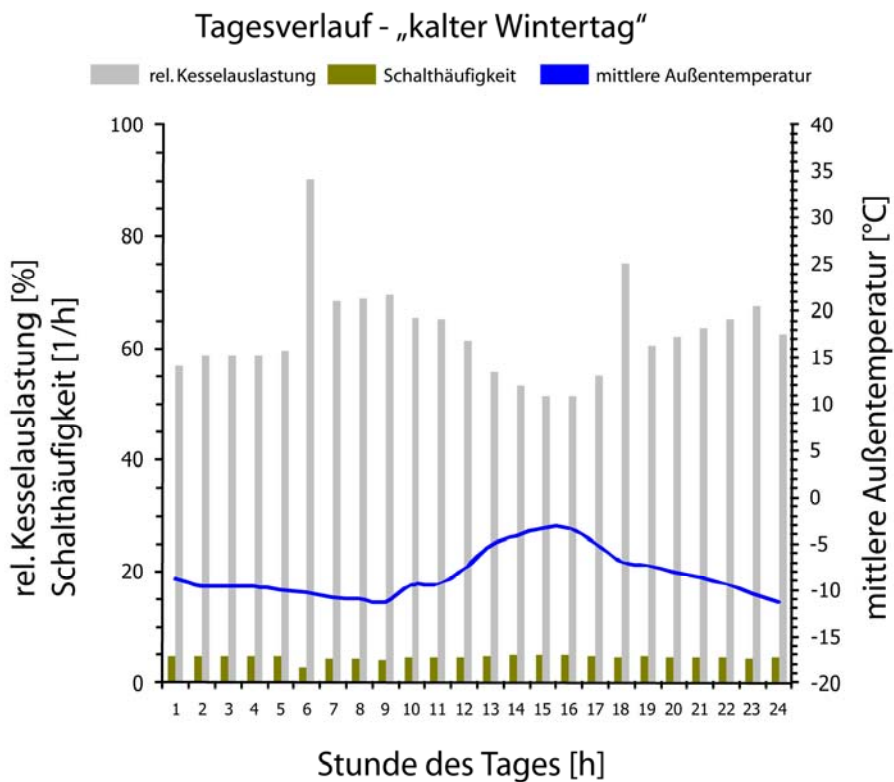


Bild 3-20 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Ölkessels an einem kalten Wintertag

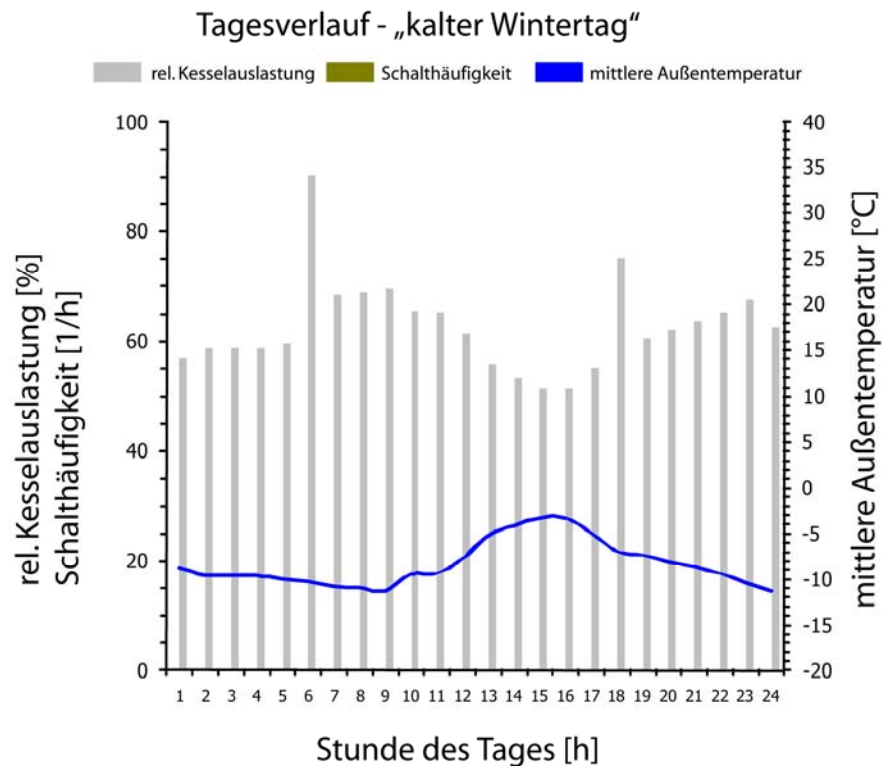


Bild 3-21 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Gaskessels an einem kalten Wintertag

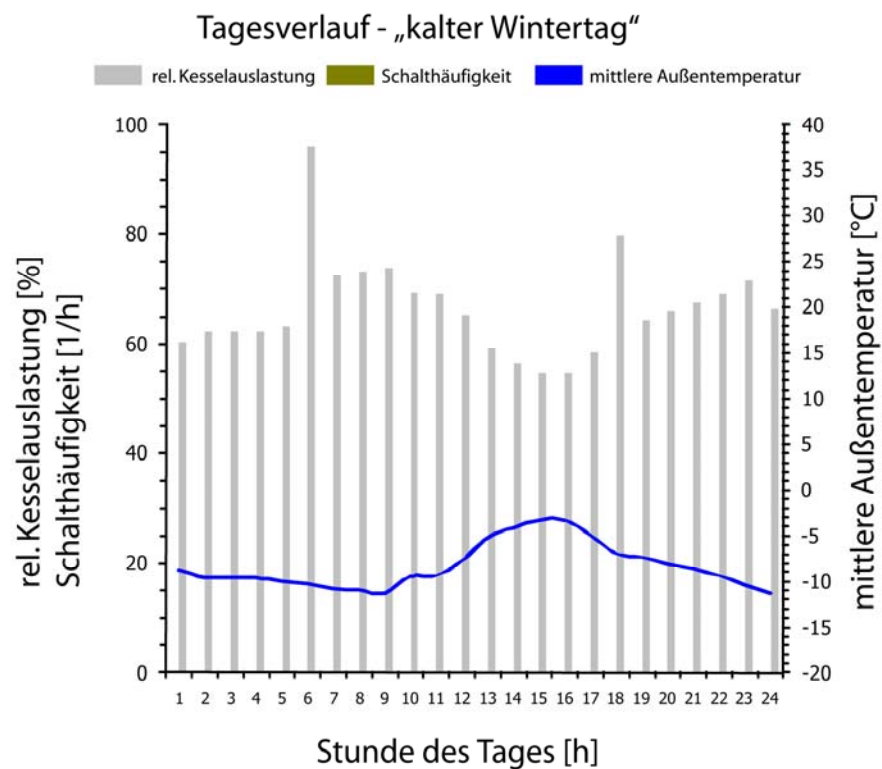


Bild 3-22 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Pelletkessels an einem kalten Wintertag

In **Bild 3-23** ist beispielhaft ein Tagesverlauf der Endenergie für den Ölkessel für einen milden Wintertag mit einer mittleren Außentemperatur von 2,4 °C aufgetragen. Der Endenergiebedarf an diesem Tag ist auf Grund der höheren mittleren Außentemperatur entsprechend niedriger als am kalten Wintertag (vgl. Bild 3-19).

Die mittlere relative Kesselauslastung liegt für den Heizöl- bzw. Gaskessel bei 38 % und für die Pelletfeuerung bei 40 % (siehe **Bild 3-24**, **Bild 3-25** und **Bild 3-26**). Eine niedrigere relative Kesselauslastung würde beim Ölkessel eine höhere Schalthäufigkeit erwarten lassen, allerdings liegt diese, wie am kalten Wintertag, im Mittel bei 4,5. In Kapitel 3.3.1 (siehe Bild 3-11) wurde der Zusammenhang zwischen relativer Kesselauslastung und der Schalthäufigkeit aufgezeigt. Die Kurve hat eine symmetrische Form mit einem Maximum bei 50 % relativer Kesselauslastung. Damit lässt sich auch die gleiche mittlere Schalthäufigkeit für den kalten Wintertag und den milden Wintertag erklären. Bei dem kalten Wintertag liegt die mittlere relative Kesselauslastung mit 63 % rechts und bei dem milden Wintertag spiegelbildlich mit 38 % links vom Maximum.

Gas- und Pelletkessel können ihre Heizleistung im Regelbereich dem momentanen Energiebedarf anpassen, was an diesem Tag zu einer kontinuierlichen Heizleistung ohne Schaltvorgänge führt.

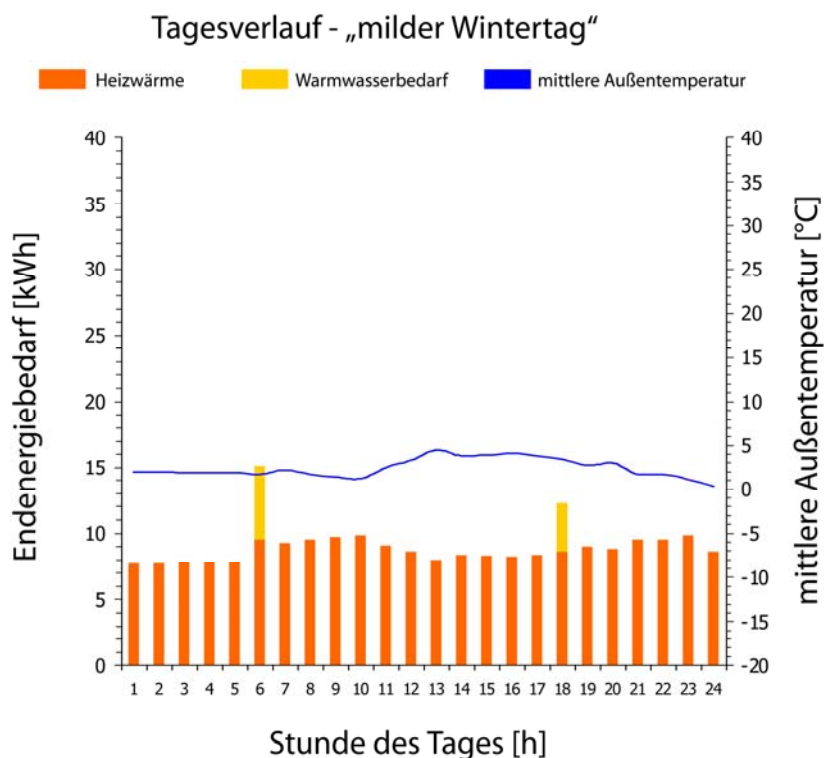


Bild 3-23 Tagesverlauf der Endenergie für den Ölkessel an einem milden Wintertag

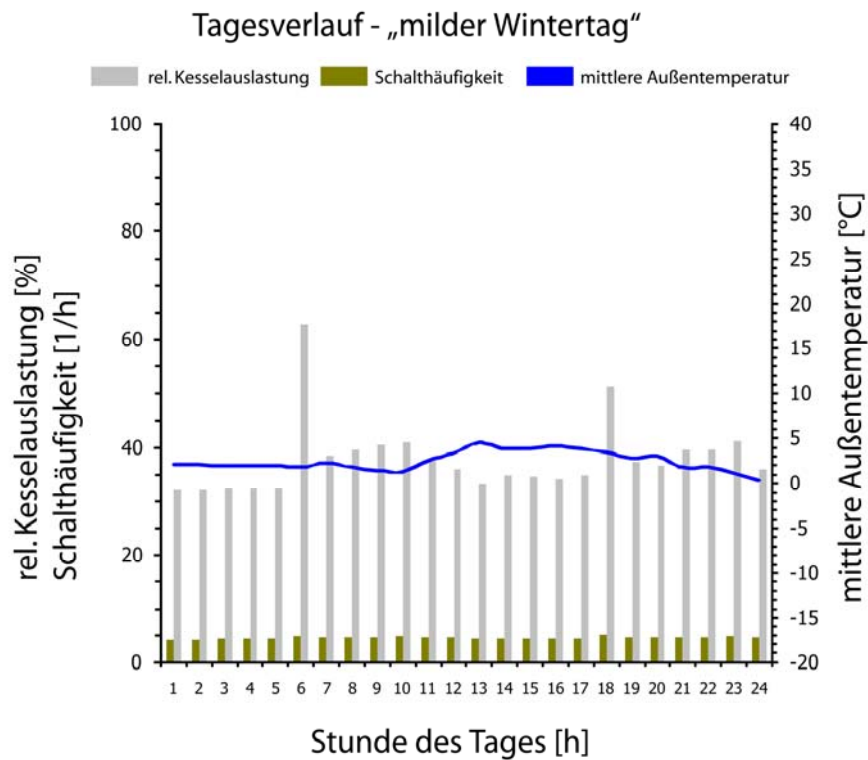


Bild 3-24 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Ölkessels an einem milden Wintertag

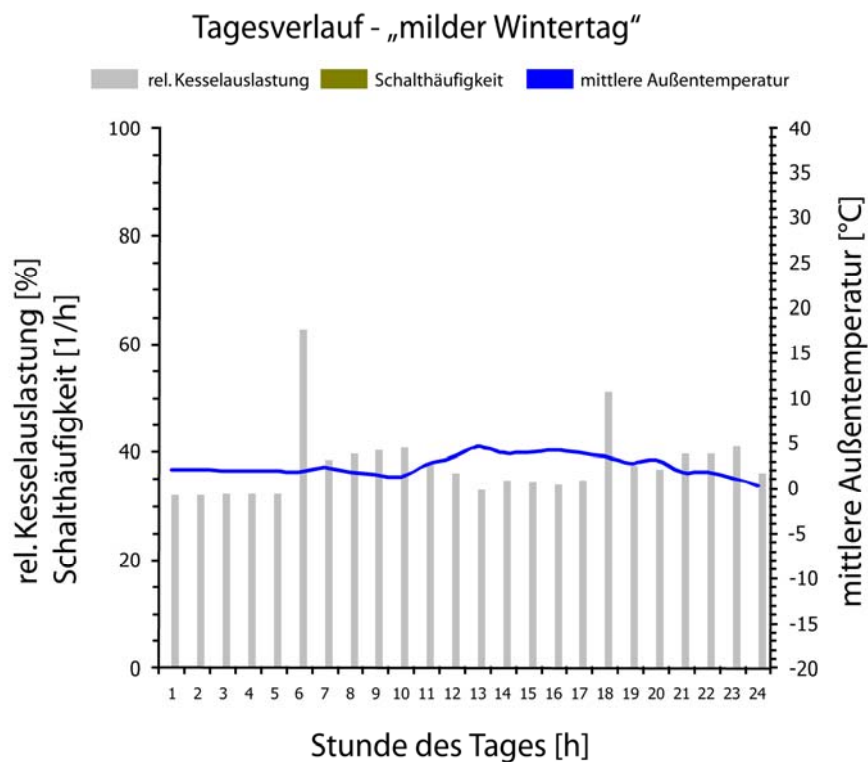


Bild 3-25 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Gaskessels an einem milden Wintertag

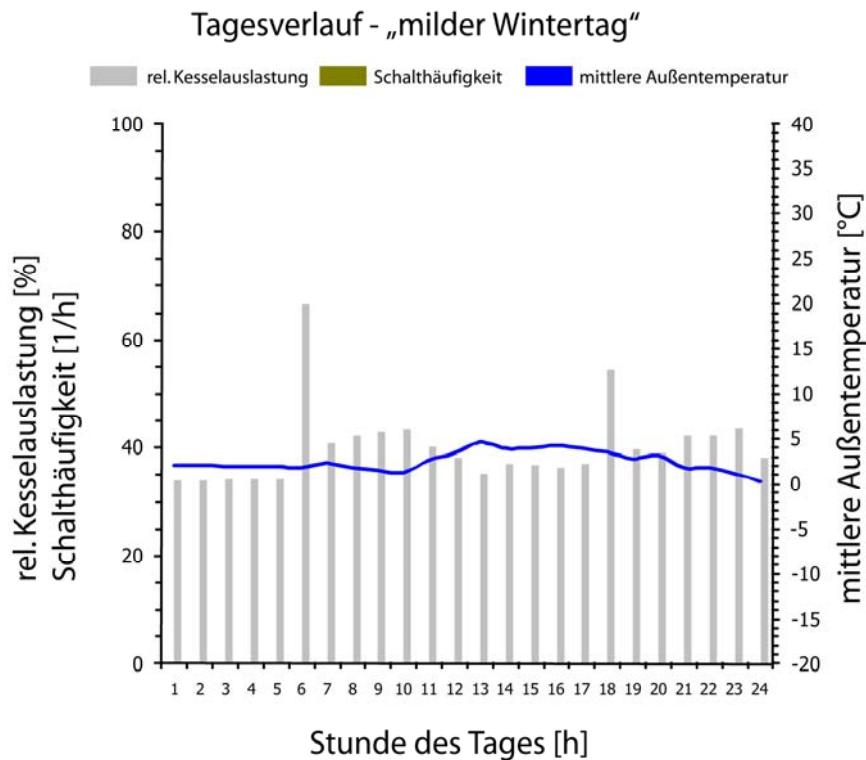


Bild 3-26 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Pelletkessels an einem milden Wintertag

In **Bild 3-27** ist ein beispielhafter Tagesverlauf der Endenergie des Ölkessels für einen milden Tag mit einer mittleren Außentemperatur von 14 °C aufgetragen. Die Außentemperatur liegt in den Nacht- und Abendstunden unter der Heizgrenze von 15 °C. Während des Tages liegt die Außentemperatur über 15 °C und somit ist kein Heizwärmebedarf vorhanden. Der Endenergiebedarf ist in diesem Fall Null, nur für die Warmwasserbereitung in der 18. Stunde wird die Feuerungsanlage betrieben.

Die relative Kesselauslastung für den Heizöl- und Gaskessel sinkt im Mittel auf 10 % und bei der Pelletfeuerung auf 10,5 % (siehe **Bild 3-28**, **Bild 3-29** und **Bild 3-30**). Der Ölkessel weist eine mittlere Schalzhäufigkeit von 1,5 Schaltungen pro Stunde auf. Bei diesem milden Tag kann der Gaskessel nicht die aktuelle Heizleistung bereitstellen, da die relative Kesselauslastung in jeder Stunde (mit Ausnahme der 6. und 18. Stunde) unter 30 % fällt und somit der Kessel in die taktende Betriebsweise übergeht. In der 18. Stunde findet nur die Warmwasserbereitung statt, die immer unter Volllast durchgeführt wird (entsprechend mit einem Schaltvorgang). Die mittlere relative Kesselauslastung wurde mit ca. 18 % berechnet, da für die Warmwasserbereitung nicht die gesamte Stunde benötigt wird. In der 6. Stunde findet sowohl die Bereitstellung der Heizwärme als auch die Warmwasserbereitung statt. In dieser Stunde findet zuerst die Warmwasserbereitung unter Volllast statt (entsprechend mit einem Schaltvorgang). In der restlichen Zeit findet die Bereitstellung des Wärmebedarfs statt. Dafür wird eine Heizleistung benötigt, die unter der Modulationsgrenze liegt, und somit geht die Feuerungsanlage in den taktenden Betrieb über. Bei dieser Gasfeuerung führt dies im Mittel zu einer Schalzhäufigkeit von 4,1 Schaltungen je Stunde.

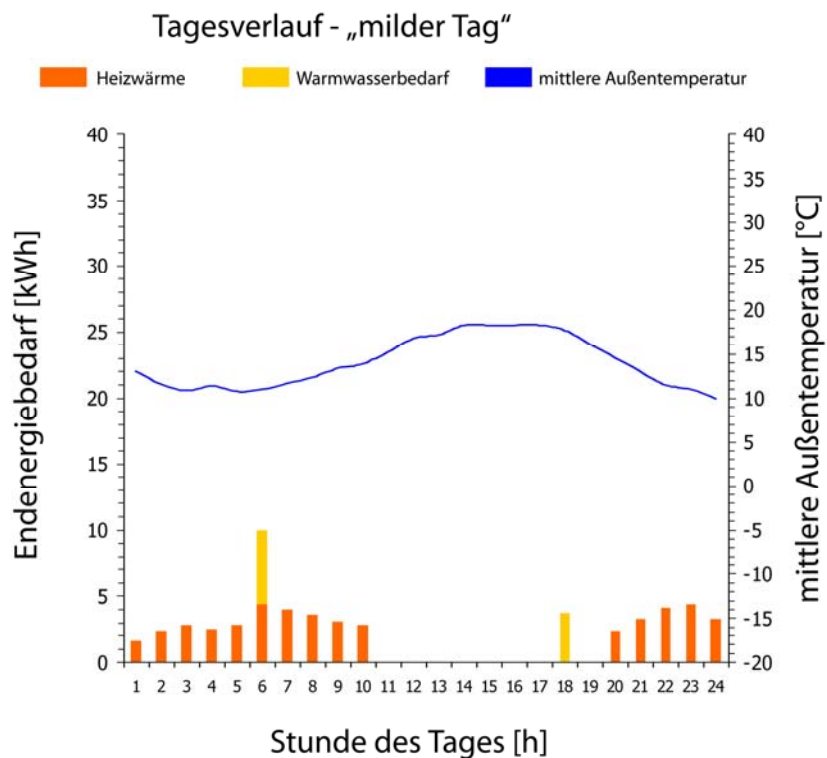


Bild 3-27 Tagesverlauf der Endenergie für den Ölkessel an einem milden Tag

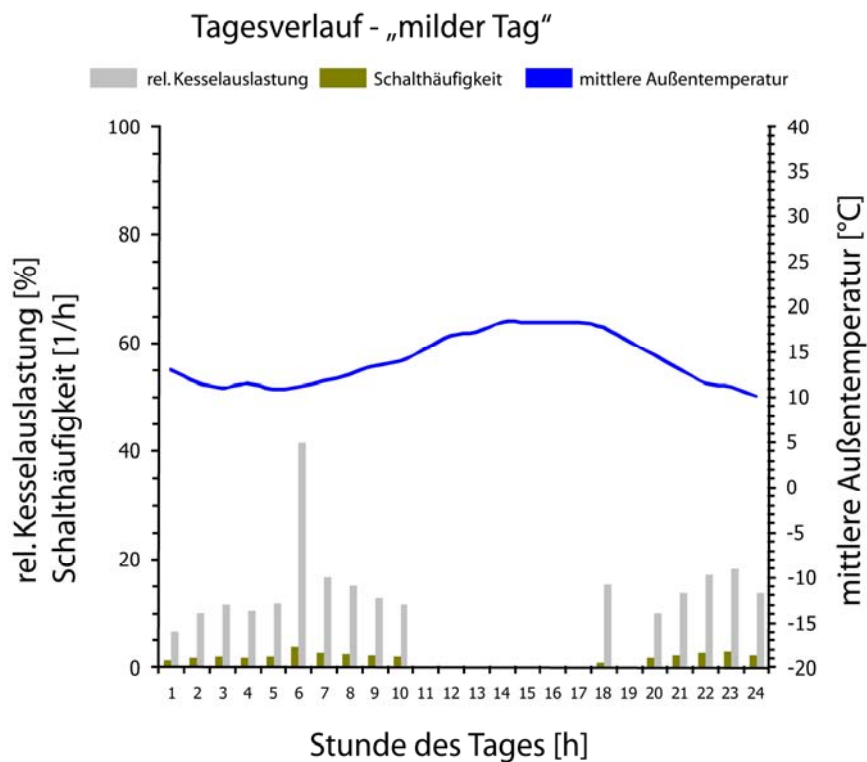


Bild 3-28 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Ölkessels an einem milden Tag

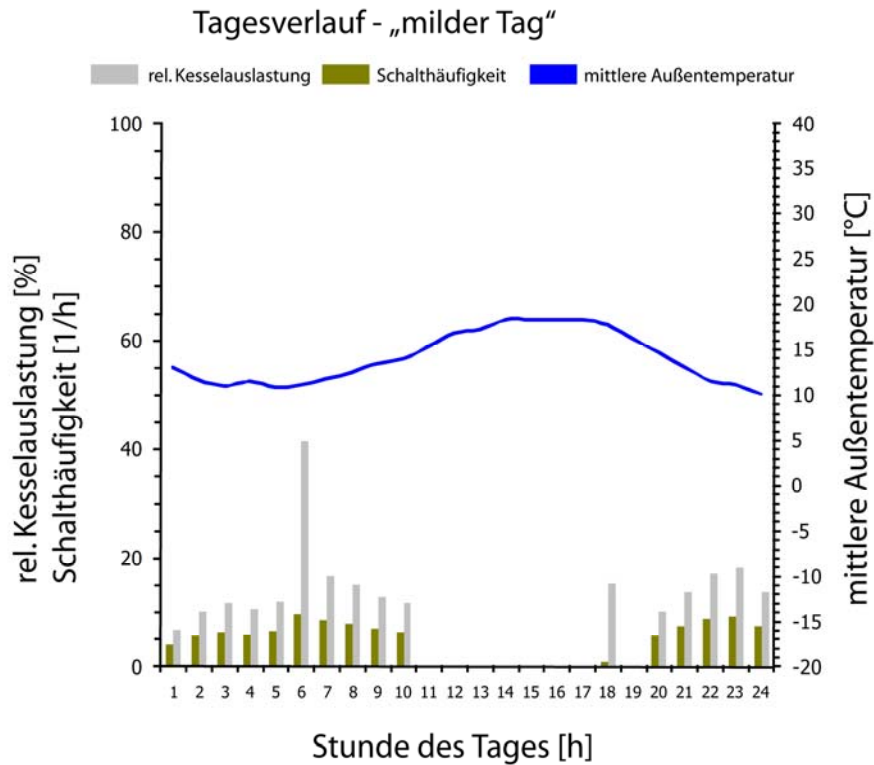


Bild 3-29 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Gaskessels an einem milden Tag

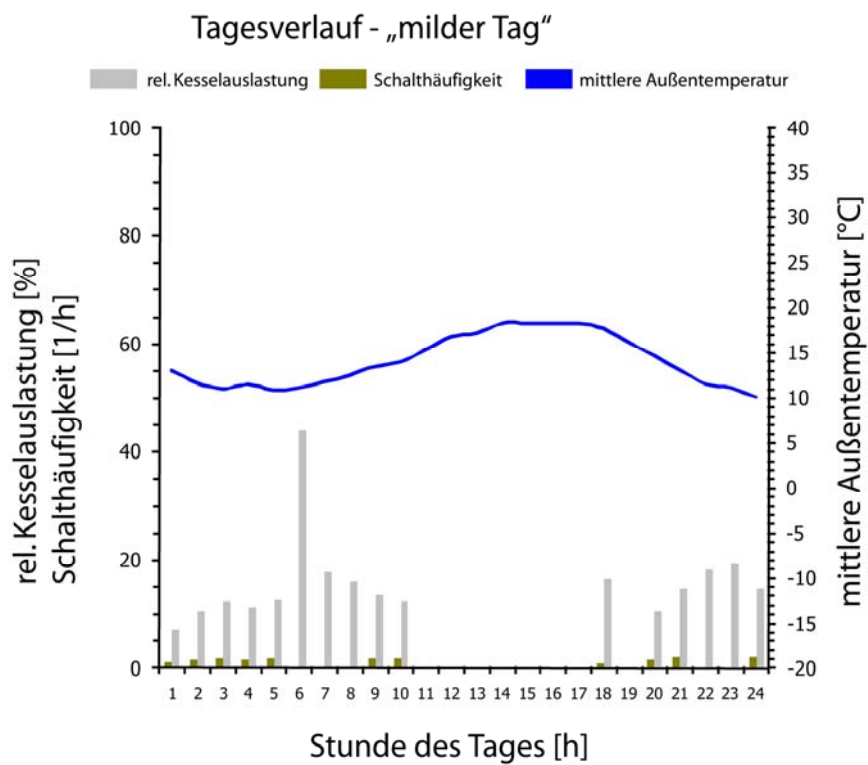


Bild 3-30 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung des Pelletkessels an einem milden Tag

Pelletkessel können ihre Heizleistung bis auf 15 % reduzieren, dann fängt auch dieser Kessel an zu takten. Bild 3-30 zeigt für den milden Tag den Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung und die Schalzhäufigkeit des Pelletkessels. Fällt die relative Kesselauslastung unter 15 %, so geht der Kessel in die taktende Betriebsweise mit ca. 0,8 Schaltungen pro Stunde über.

3.4.3 Zeitliche Verläufe bei den Feuerungsanlagen zur Nahwärmeversorgung

In **Bild 3-31** ist der zeitliche Jahresverlauf des Energiebedarfs in stündlicher Auflösung für ein berechnetes Nahwärmenetz mit einer Pelletfeuerung (Feuerungswärmeleistung: 378 kW) in der Temperaturregion TRY 9 gezeigt. Die Temperaturregion TRY 9 weist eine Gradtagszahl GT19 von 3915 K*d auf, für das exemplarische Gebäude wurden die Berechnungen für die Temperaturregion TRY 12 mit einer Gradtagszahl von 3099 K*d durchgeführt. Auch bei der Nahwärmeversorgung ist zu erkennen, dass der Energiebedarf der Außentemperatur spiegelbildlich folgt. Die relative Kesselauslastung liegt während der Heizperiode im Mittel bei ca. 27 %. In der Übergangszeit und den Sommermonaten liegt die relative Kesselauslastung entsprechend niedriger. Der Endenergieverlauf ist nach Gl. 3-8 vom Kesselwirkungsgrad abhängig. Somit fällt das Niveau des Endenergiebedarfs für ein Nahwärmenetz mit einer Hack-schnitzelfeuerung anders aus.

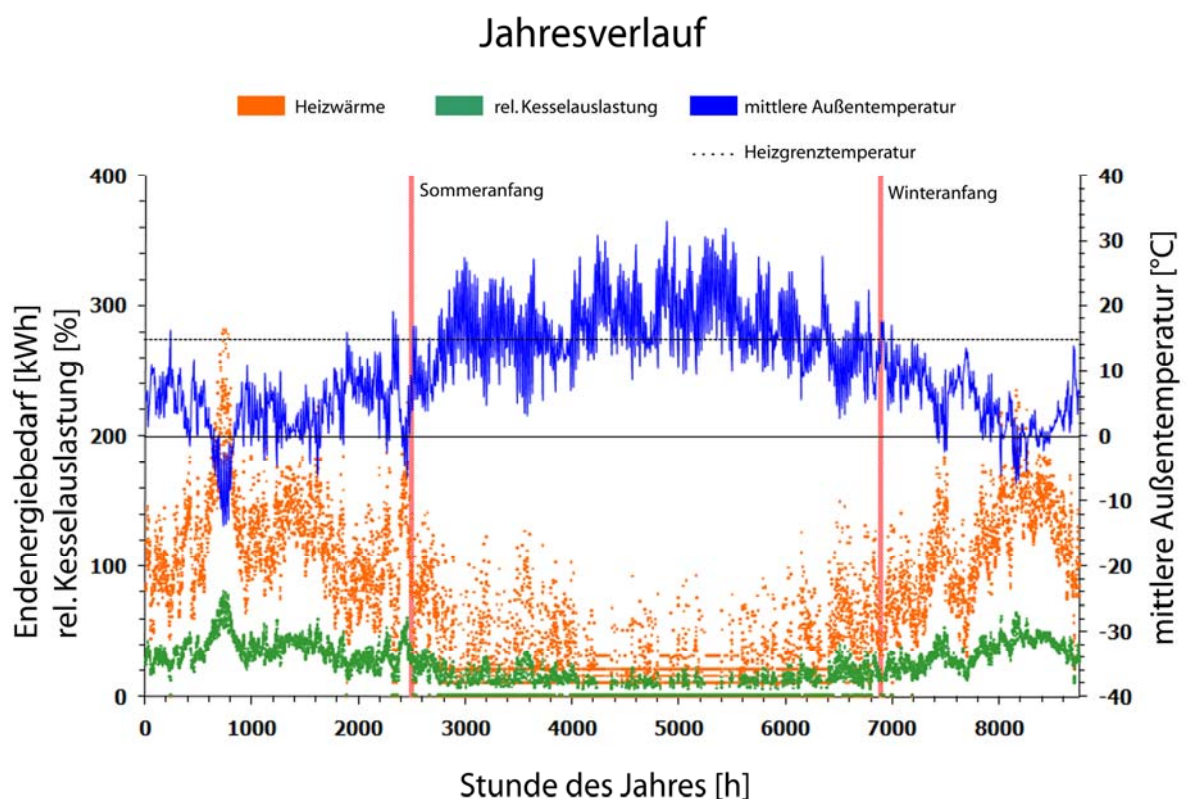


Bild 3-31 Jahresverlauf der Endenergie, der Außentemperatur und der relativen Kesselauslastung für ein Nahwärmenetz mit einem Pelletkessel für die Temperaturregion TRY 9

Die Jahresdauerlinie der relativen Kesselauslastung ist die Darstellung der Summenhäufigkeit der relativen Kesselauslastung als jeweilige Anzahl der Tage pro Jahr. Aus **Bild 3-32** kann z.B. herausgelesen werden, dass die relative Kesselauslastung an 3.034 Stunden im Jahr größer als 30 % ist. Die maximale relative Kesselauslastung liegt für ein mittleres Jahr der Temperaturregion 9 an einigen wenigen Stunden bei ca. 80 %.

An 8.760 h weist die Feuerungsanlage eine relative Kesselauslastung von größer als 2 % auf. Diese relative Kesselauslastung bedeutet einen Endenergiebedarf, der gerade die Netzverluste deckt. Das wiederum bedeutet, dass an ca. 2.160 h im Jahr die Feuerungsanlage nur die Netzverluste deckt.

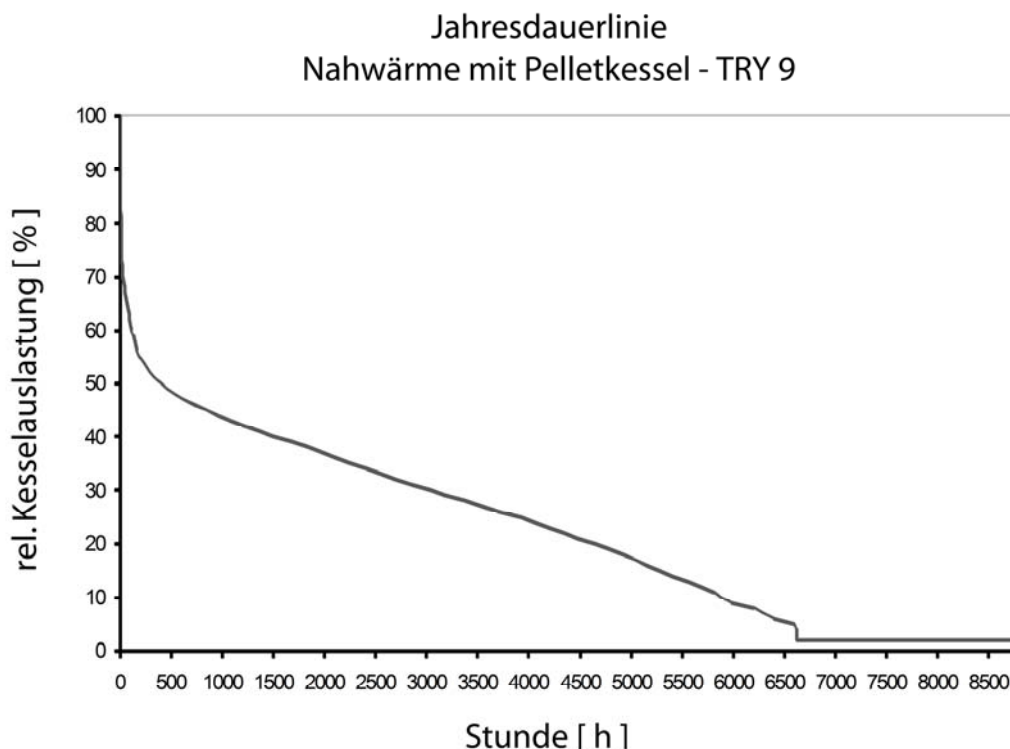


Bild 3-32 Jahresdauerlinie der Pelletfeuerung für ein berechnetes Nahwärmenetz für die Temperaturregion TRY 9, mittleres Jahr

In **Bild 3-33** ist ein beispielhafter Tagesverlauf des Endenergiebedarfs einer Pelletfeuerung in einem Nahwärmenetz für einen milden Tag mit einer mittleren Außentemperatur von 14 °C aufgetragen. Die Außentemperatur liegt in den Nacht- und Abendstunden unter der Heizgrenze von 15 °C. Während des Tages liegt die Außentemperatur teilweise über 15 °C und somit ist kein Wärmebedarf vorhanden. In diesen Fällen entspricht die Heizleistung den Netzverlusten. Die relative Kesselauslastung sinkt im Mittel auf 10 %.

Pelletkessel können im Modell ihre Heizleistung bis auf 15 % der Nennwärmeleistung reduzieren, dann fängt auch dieser Kessel an zu takten. Betrachtet man in **Bild 3-34** für einen milden Tag den Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung und der Schalthäufigkeit des Pelletkessels so ist zu erkennen, dass sobald die relative Kesselauslastung unter 15 % fällt, der Kessel in die taktende Betriebsweise mit ca. 0,4 Schaltungen pro Stunde übergeht. Die Netzverluste liegen an diesem Tag im Mittel bei ca. 9 %.

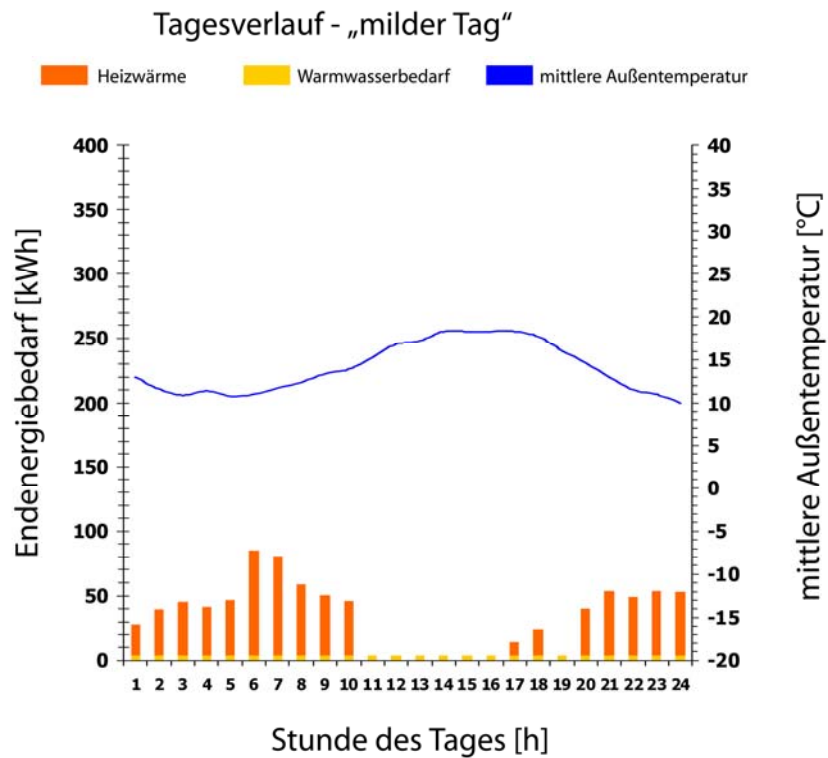


Bild 3-33 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für ein Nahwärmenetz mit einem Pelletkessel an einem milden Tag

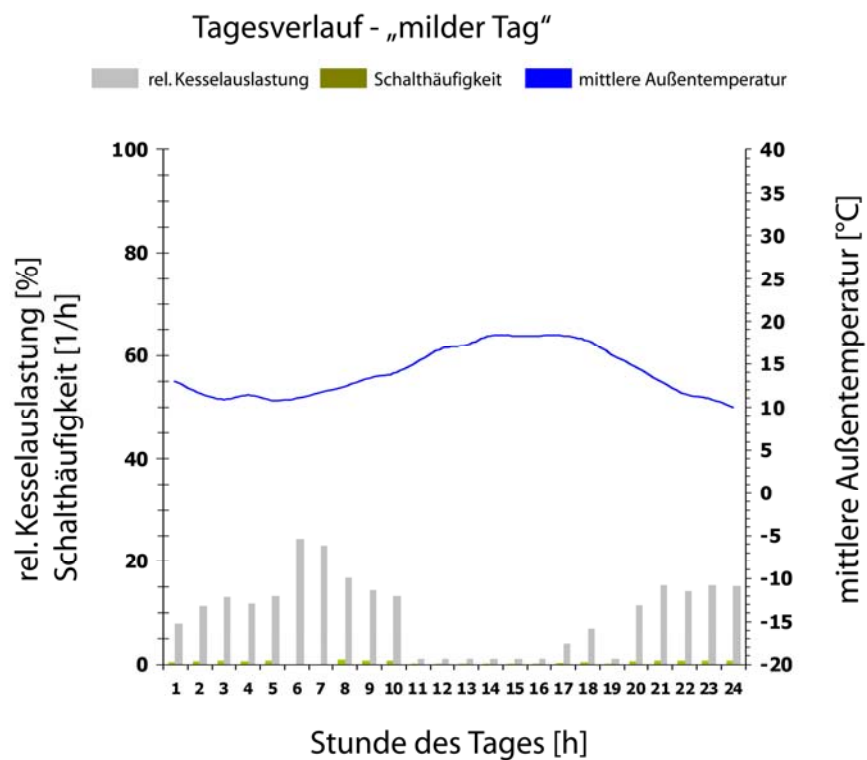


Bild 3-34 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für ein Nahwärmenetz mit einem Pelletkessel an einem milden Tag

3.4.4 Zeitliche Verläufe bei Stückholzkesseln

Bei diskontinuierlich beschickten Feuerungsanlagen findet eine tagesweise Bilanzierung des Endenergiebedarfs statt. Die bilanzierte Endenergie wird in definierten Betriebszeitfenstern durch die Feuerungsanlage bereitgestellt. In **Bild 3-35** ist der Verlauf des Endenergiebedarfs für einen Stückholzkessel mit Pufferspeicher für einen kalten Wintertag aufgetragen.

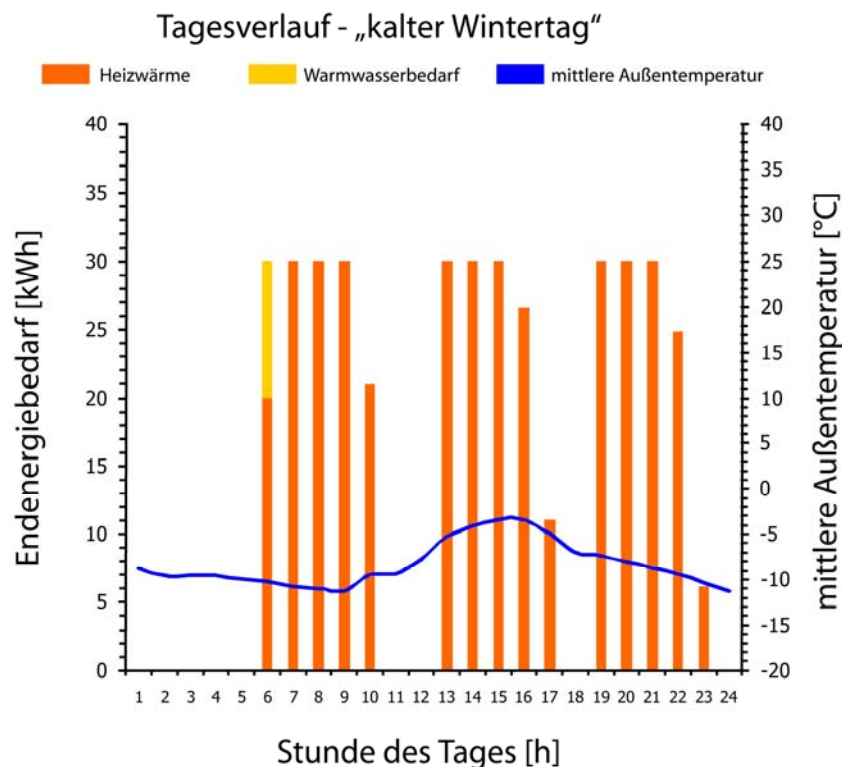


Bild 3-35 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für den Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher an einem kalten Wintertag

Die Warmwasserbereitung findet bei diesem Feuerungstyp immer mit der 1. Auflage in der 1. Betriebsstunde statt. Der Tagesbedarf der Endenergie wird auf 3 Abbrände verteilt. In den ersten Stunden des Tages wird die Heizenergie durch einen Pufferspeicher gedeckt, der im Laufe des Tages wieder geladen wird und am Ende des Tages das gleiche Energieniveau wie am Anfang erreicht. Es werden keine Energien auf den nächsten Tag übertragen. Beim 1. Abbrand wird eine vollständige Befüllung vorgenommen, wodurch sich eine vierstündige Feuerungswärmeleistung von 30 kW ergibt. In der 5. Stunde geht die Feuerung in den Teillastbetrieb über, was zu einer Reduktion der FWL auf 21 kW führt. Der übrige Energiebedarf wird entsprechend auf die zwei weiteren Abbrände verteilt. Dies ergibt eine Befüllung der Feuerungsanlage zu 100 % (1. Abbrand), 91 % (2. Abbrand) und 86 % (3. Abbrand).

Die relative Kesselauslastung für einen Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher und die Schalthäufigkeit (Anzahl der Startvorgänge) für einen kalten Wintertag zeigt **Bild 3-36**. Hier liegt die relative Kesselauslastung bei den jeweiligen Abbränden im Mittel bei 94 %, 85 % und 81 %.

Alle instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) eines Chargenabbrandes werden beim Stückholzkessel immer in der ersten Stunde des Abbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

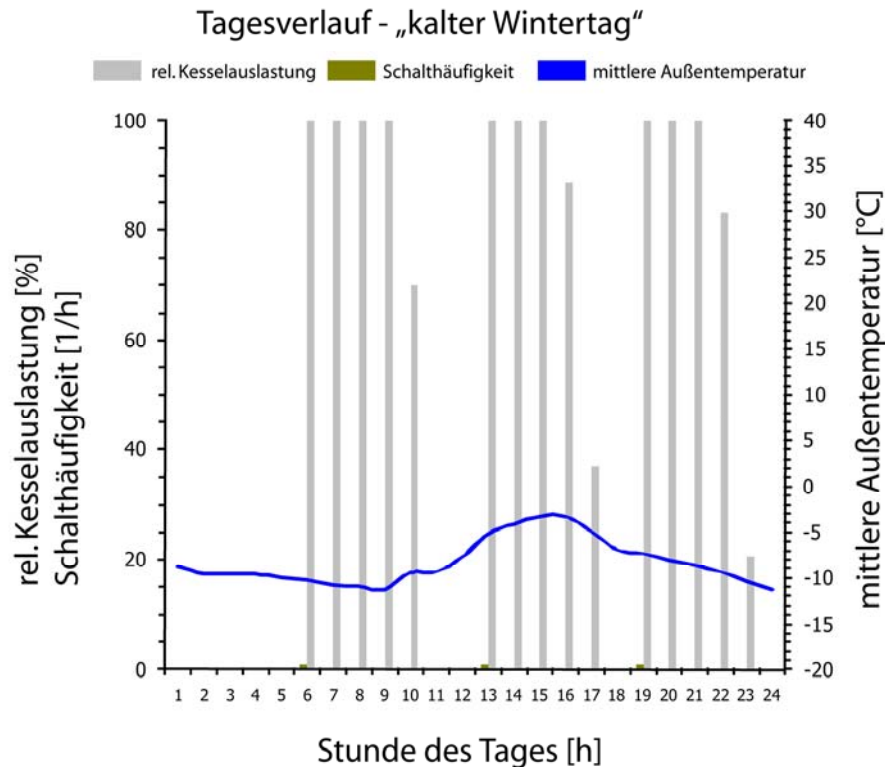


Bild 3-36 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für den Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher an einem kalten Wintertag

Wird der Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher betrieben, ergibt sich ein Verlauf des Endenergiebedarfs wie er in **Bild 3-37** dargestellt ist. Nach einem Anheizvorgang unter Volllast, geht die Feuerungsanlage in Teillast über, was einer FWL von 18 kW entspricht. Bei Stückholzfeuerungen ohne Pufferspeicher wird ein kleines Speichervolumen bzw. eine Trägheit des Heizungssystem angenommen, welches Energieschwankungen kurzfristig ausgleicht. Auch werden Energieschwankungen durch Änderungen der Innenraumtemperatur ausgeglichen, die allerdings nicht bilanziert werden. Da bei Stückholzkesseln *ohne* Pufferspeicher die gleichen Randbedingungen gesetzt wurden wie mit Pufferspeicherbetrieb (maximal 3 Betriebszeitfenster, eine maximale Abbrandzeit von 5 h), kann bei einem sehr kalten Tag nicht die gesamte Endenergie bereitgestellt werden. An einem kalten Wintertag wird mit einem Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher 352 kWh und *ohne* Pufferspeicher 296 kWh Endenergie erzeugt. Wird der Jahresendenergiebedarf bilanziert, beträgt die Abweichung zwischen den beiden Betriebsmodi der Stückholzkessel allerdings weniger als 1 %.

Die relative Kesselauslastung für einen Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher und die Schalthäufigkeit für einen kalten Wintertag zeigt **Bild 3-38**.

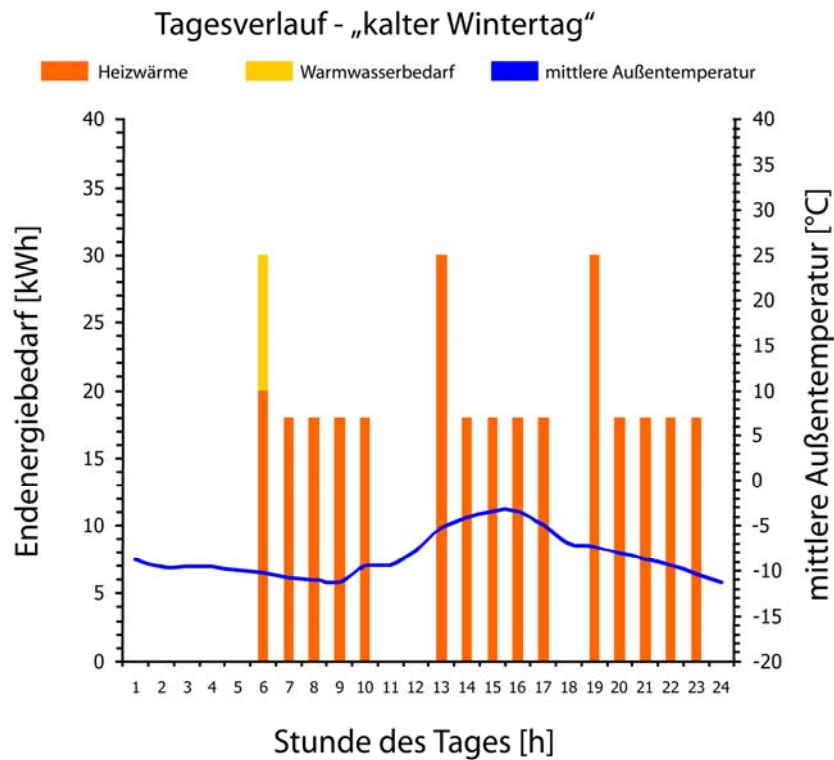


Bild 3-37 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher an einem kalten Wintertag

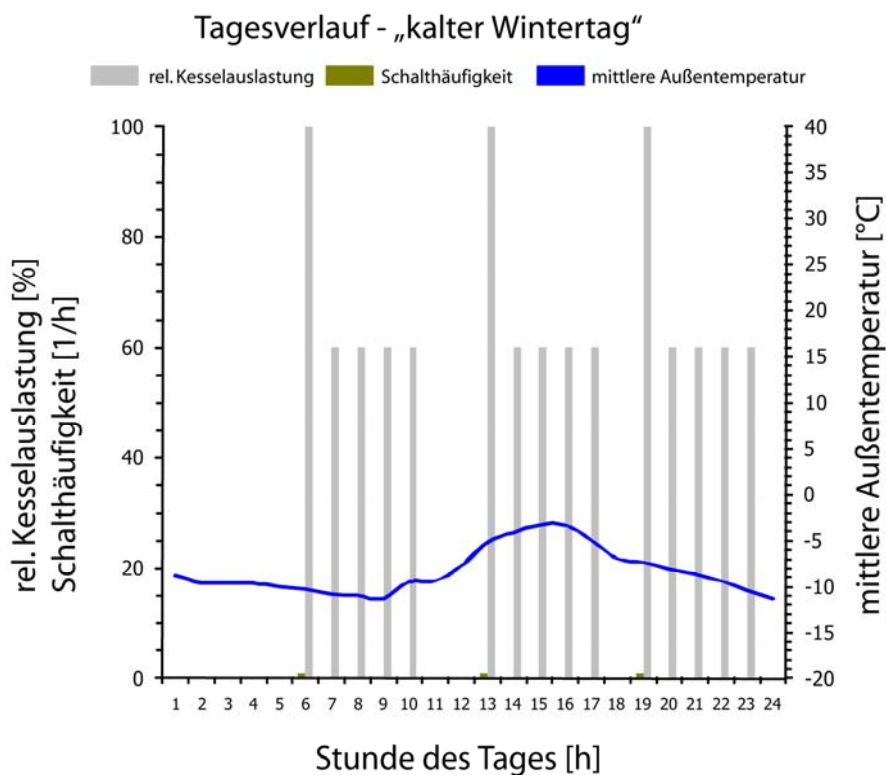


Bild 3-38 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher an einem kalten Wintertag

Hier liegt die relative Kesselauslastung bei allen drei Abbränden im Mittel bei 68 %. Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

Bild 3-39 zeigt für einen milden Wintertag den Tagesverlauf der Endenergie als Stundenmittelwert für einen Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher. Der Energiebedarf wird durch zwei Abbrände gedeckt. Für einen milden Wintertag werden mit dem 1. Abbrand ca. 52 % und mit dem 2. Abbrand die restlichen 48 % des Tagesendenergiebedarfs gedeckt.

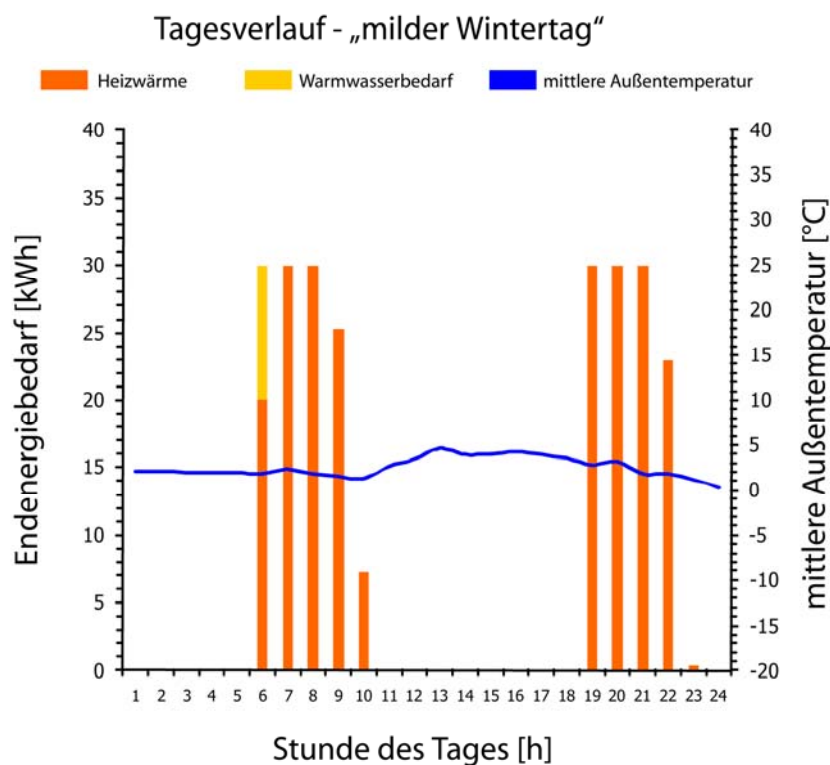


Bild 3-39 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für den Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher an einem milden Wintertag

Die relative Kesselauslastung für einen Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher und die Schalthäufigkeit für einen milden Wintertag zeigt **Bild 3-40**. Hier liegt die relative Kesselauslastung bei den jeweiligen Abbränden im Mittel bei 82 % und 76 %. Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

Wird der Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher betrieben, müssen drei Auflagen getätigt werden, um den Tagesendenergiebedarf für einen milden Wintertag zu decken. **Bild 3-41** zeigt den Tagesverlauf. Die Warmwasserbereitung für den Tagesbedarf findet mit der 1. Auflage zur 1. Stunde statt. Der 1. Abbrand erfolgt mit einer vollständigen Befüllung des Füllraumes, beim 2. Abbrand mit ca. 73 % und beim 3. Abbrand mit ca. 59 % Befüllung.

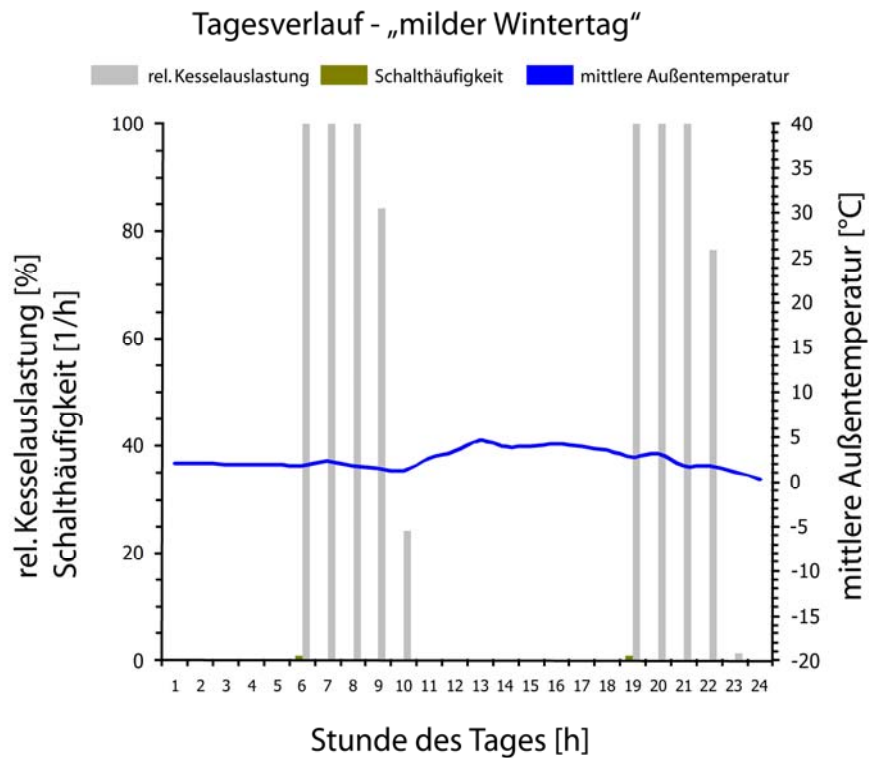


Bild 3-40 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für den Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher an einem milden Wintertag

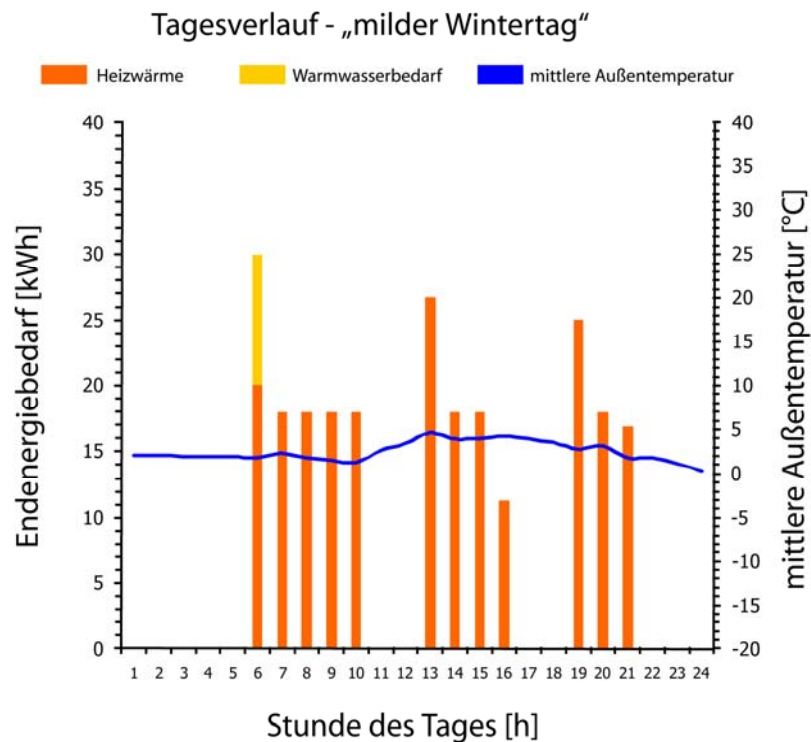


Bild 3-41 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher an einem milden Wintertag

Die relative Kesselauslastung für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher und die Schalthäufigkeit für einen milden Wintertag zeigt **Bild 3-42**. Hier liegt die relative Kesselauslastung bei den jeweiligen Abbränden im Mittel bei 68 %, 49 % und 40 %. Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

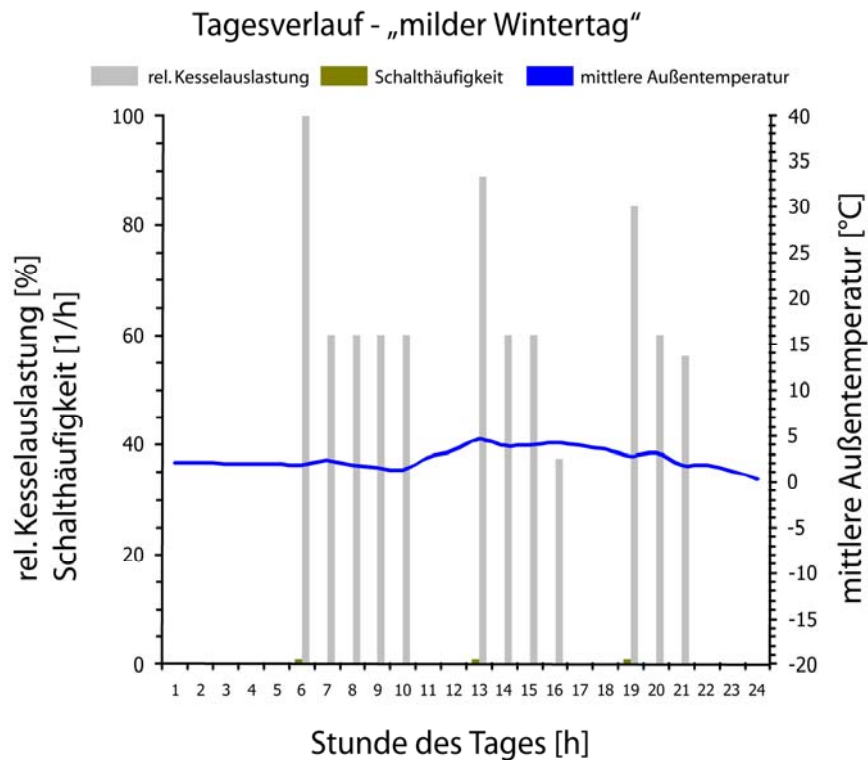


Bild 3-42 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher an einem milden Wintertag

Bild 3-43 zeigt für einen milden Tag den Tagesverlauf der Endenergie als Stundenmittelwert für einen Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher. Der Energiebedarf wird durch nur einen Abbrand gedeckt.

Die relative Kesselauslastung für einen Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher und die Schalthäufigkeit für einen milden Tag zeigt **Bild 3-44**. Hier liegt die relative Kesselauslastung im Mittel bei 68 %. Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden beim Stückholzkessel immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

In **Bild 3-45** ist der Tagesverlauf der Endenergie als Stundenmittelwert und in **Bild 3-46** ist die relative Kesselauslastung für einen Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher für einen milden Tag dargestellt.

An einem milden Tag kann der Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher den Tagesendenergiebedarf ebenfalls mit einer Auflage bereitstellen. Durch den Teillastbetrieb ergibt sich eine längere Abbrandzeit als bei einem Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher.

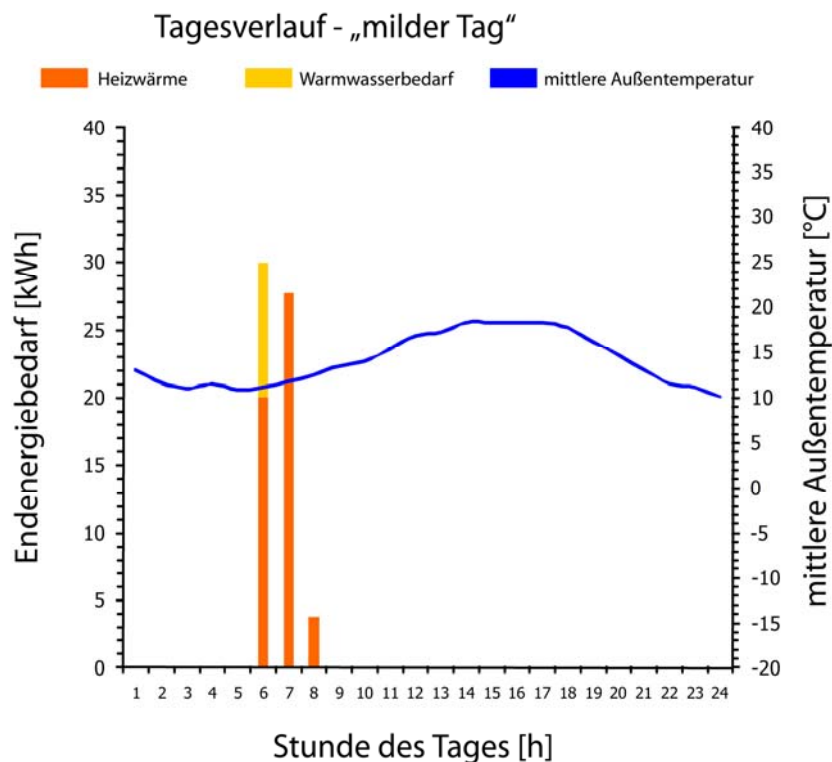


Bild 3-43 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für den Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher an einem milden Tag

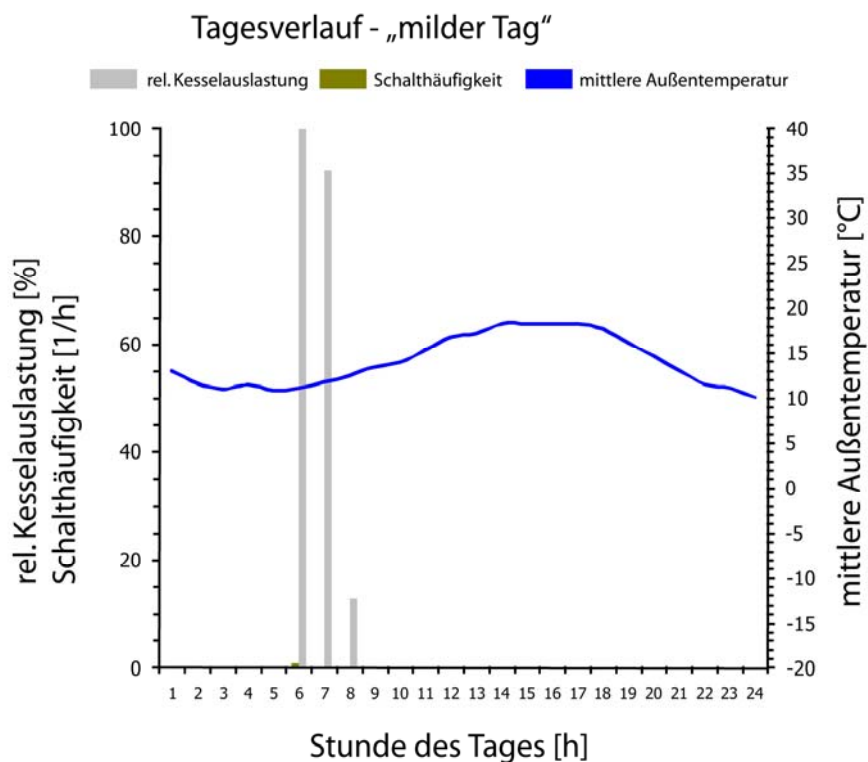


Bild 3-44 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für den Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher an einem milden Tag

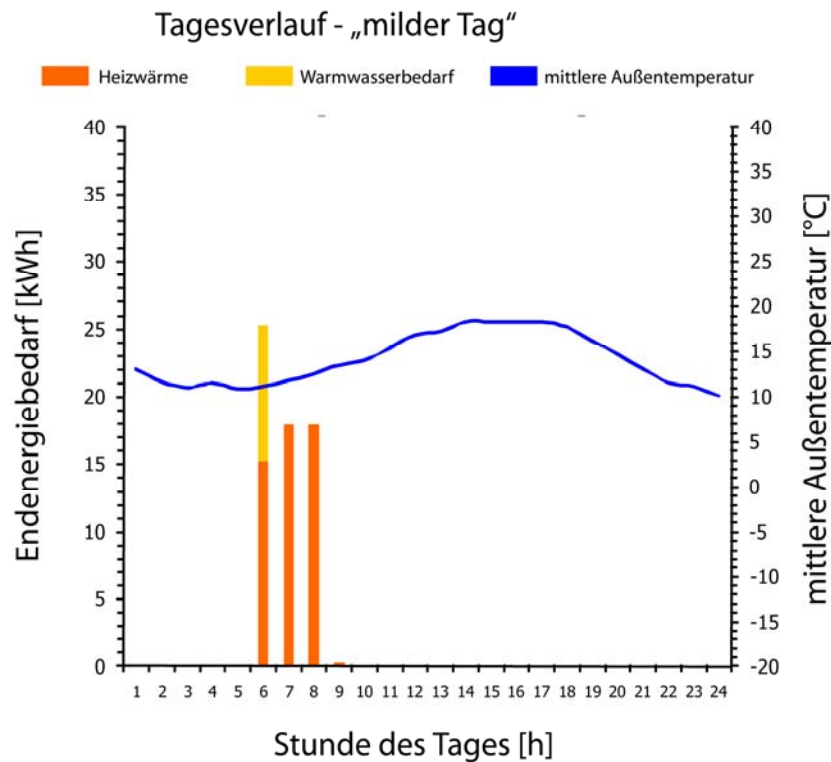


Bild 3-45 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher an einem milden Tag

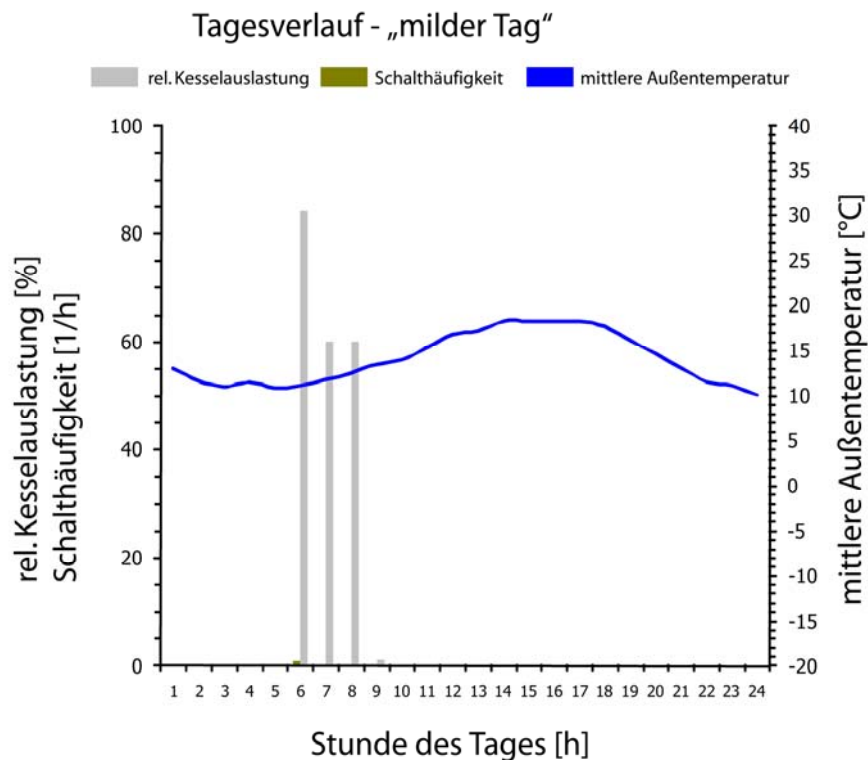


Bild 3-46 Tagesverlauf der relativen Kesselauslastung für den Stückholzkessel *ohne* Pufferspeicher an einem milden Tag

3.4.5 Zeitliche Verläufe bei Zusatzfeuerungen

Im Unterschied zu Zentralheizkesseln werden Zusatzfeuerungen nur in den Abendstunden betrieben und tragen nur zu einem bestimmten Anteil zum Jahresendenergiebedarf bei. **Bild 3-47** zeigt einen Tagesverlauf für eine Zusatzfeuerung an einem kalten Wintertag.

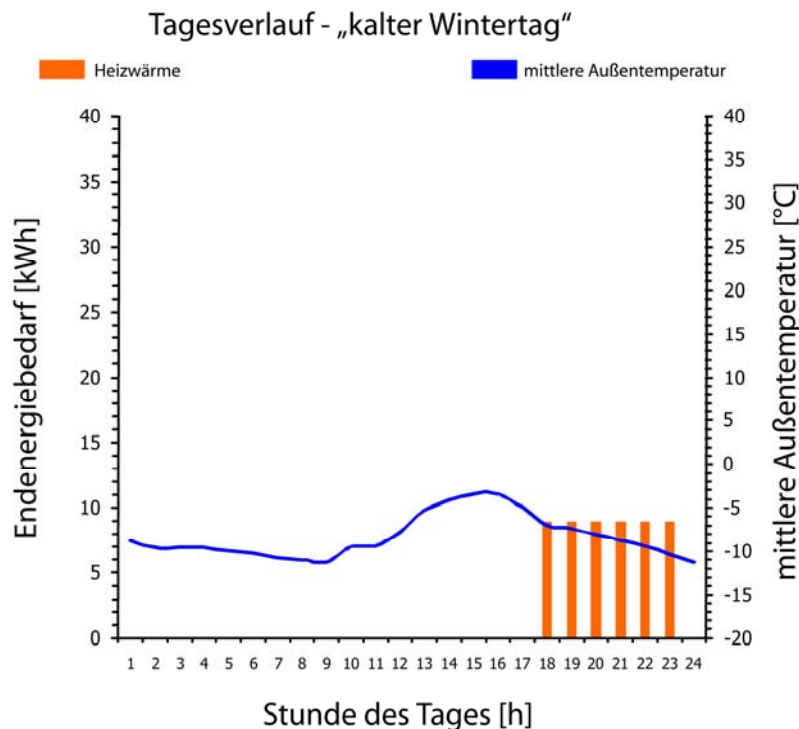


Bild 3-47 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für eine Zusatzfeuerung an einem kalten Wintertag

Die Feuerung wird in der 18. Stunde angefeuert. Durch die niedrige mittlere Außentemperatur wird die Feuerung bis zur 23. Stunde unter Volllast betrieben, wodurch sich ein Betrieb von 6 Stunden ergibt. An einem kalten Wintertag wird mit der Zusatzfeuerung bei der Raumwärme ca. 60 % des Endenergiebedarfs in den Betriebsstunden und ca. 15 % des Tagesendenergiebedarfs bereitgestellt. Bei Zusatzfeuerungen wird ein Speichervolumen angenommen, das Energieschwankungen in der Betriebszeit ausgleicht. Auch werden Energieschwankungen durch Änderung der Innenraumtemperatur kompensiert.

Die relative Auslastung der Zusatzfeuerung und die Schalthäufigkeit (Anzahl der Startvorgänge) für einen kalten Wintertag zeigt **Bild 3-48**. Hier liegt die relative Auslastung im Mittel bei 100 %. Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden bei Zusatzfeuerungen immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

Bei einem milden Wintertag (vgl. **Bild 3-49**) wird die Zusatzfeuerung ebenfalls 6 Stunden lang betrieben, allerdings mit einer niedrigeren Heizleistung als beim kalten Wintertag. Die ersten 1,5 Stunden wird die Zusatzfeuerung unter Volllast, dann mit reduzierter Leistung im Teillastbereich betrieben. An einem milden Wintertag werden für Heizwärme mit der Zusatzfeuerung ca. 83 % des Endenergiebedarfs in den Betriebsstunden und ca. 22 % des Tagesendenergiebedarfs bereitgestellt.

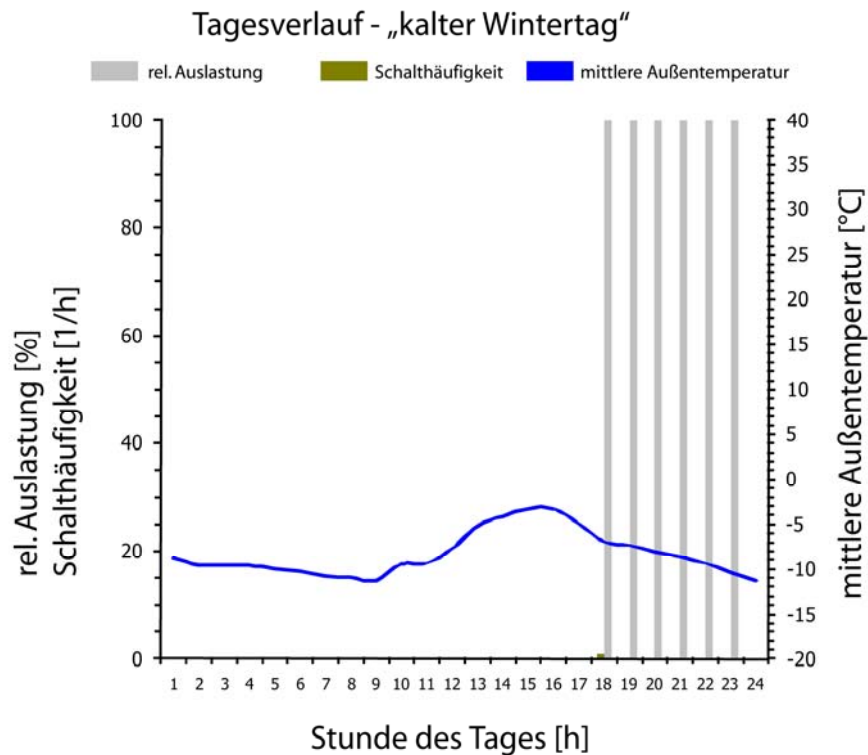


Bild 3-48 Tagesverlauf der relativen Auslastung der Zusatzfeuerung an einem kalten Wintertag

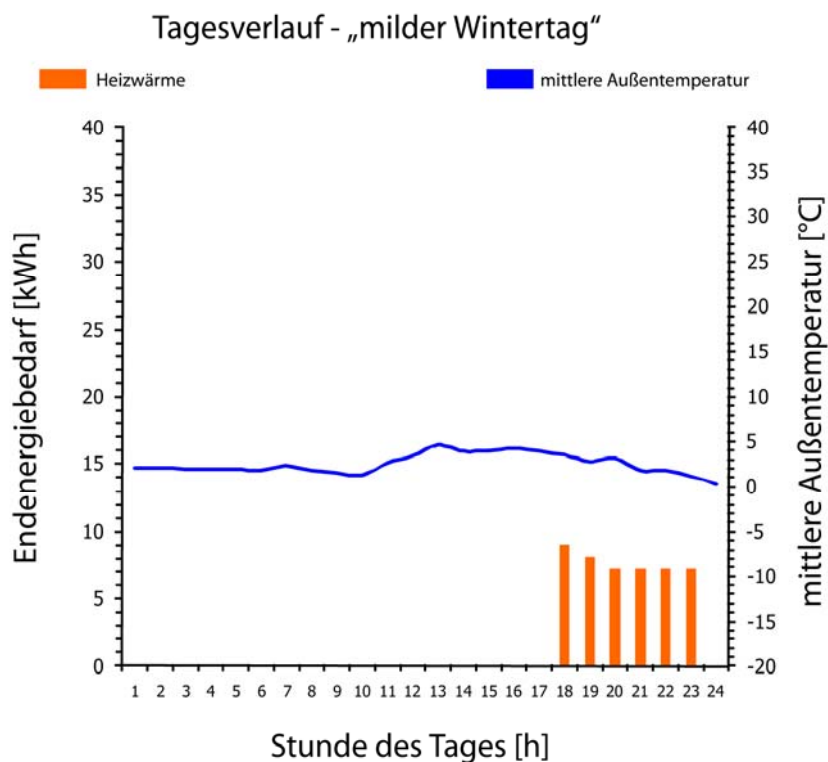


Bild 3-49 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für eine Zusatzfeuerung an einem milden Wintertag

Die relative Auslastung der Zusatzfeuerung und die Schalthäufigkeit (Anzahl der Startvorgänge) für einen milden Wintertag zeigt **Bild 3-50**. Hier liegt die relative Auslastung im Mittel bei 85 %. Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden bei Zusatzfeuerung immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang hinzugezählt.

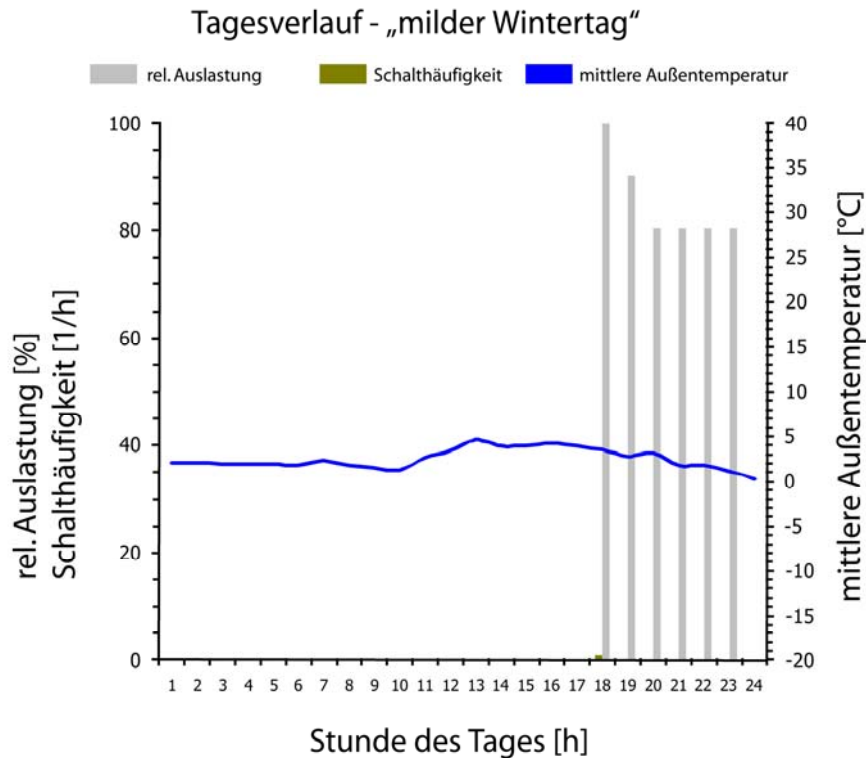


Bild 3-50 Tagesverlauf der relativen Auslastung der Zusatzfeuerung an einem milden Wintertag

Bild 3-51 zeigt den Verlauf des Endenergiebedarfs für die Zusatzfeuerung an einem milden Tag. Der Endenergiebedarf im bilanzierten Betriebszeitfenster ist so gering, dass dieser mit einer Auflage gedeckt werden kann, was einer Abbrandzeit von 1,5 h entspricht. Der 1. Abbrand wird immer unter Volllast getätigt. Somit ergibt sich in der 1. Stunde eine Heizleistung von 9 kW und in der 2. Stunde eine mittlere Heizleistung von 4,5 kW (9 kW in einer halben Stunde). Dabei wird angenommen, dass Energieüberschüsse eingespeichert und im weiteren Verlauf wieder an den Raum abgegeben werden. Auch werden Energieschwankungen durch Änderung der Innenraumtemperatur ausgeglichen. An einem milden Tag werden zur Raumheizung mit der Zusatzfeuerung ca. 95 % des Endenergiebedarfs in den Betriebsstunden und ca. 28 % des Tagesendenergiebedarfs bereitgestellt.

Die relative Auslastung der Zusatzfeuerung und die Schalthäufigkeit für einen milden Tag zeigt **Bild 3-52**. Hier liegt die relative Auslastung im Mittel bei 75 % (100 % in 1,5 h). Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden bei Zusatzfeuerungen immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes durch einen Schaltvorgang berücksichtigt.

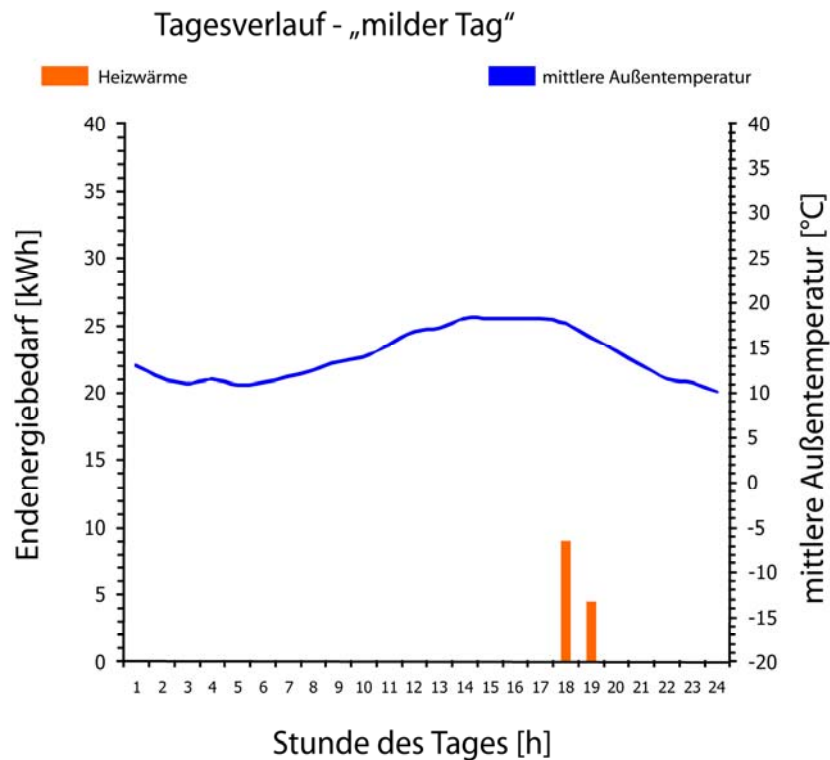


Bild 3-51 Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für eine Zusatzfeuerung an einem milden Tag

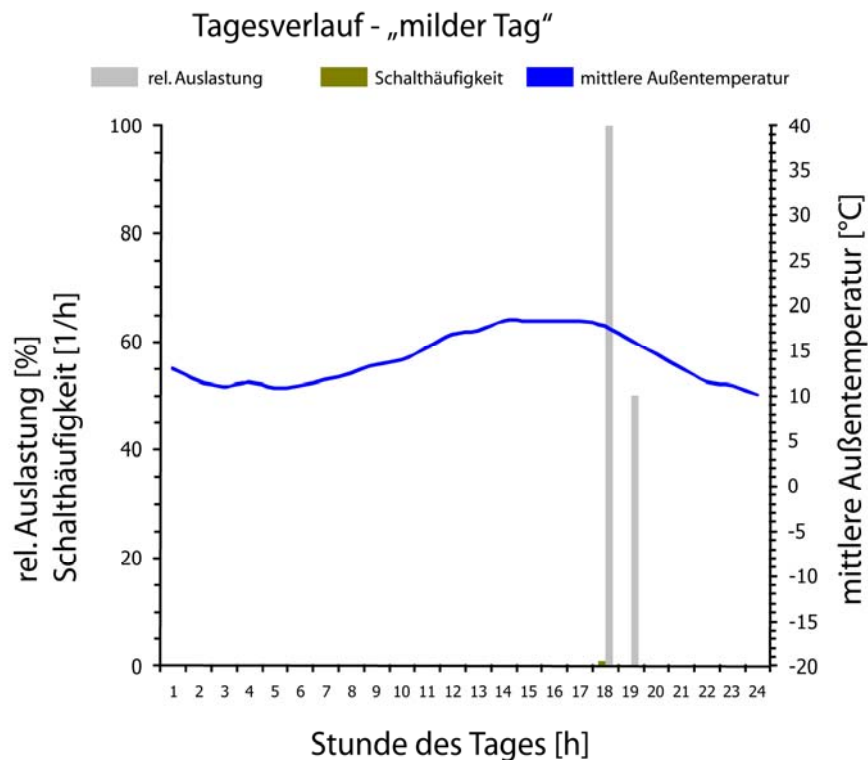


Bild 3-52 Tagesverlauf der relativen Auslastung der Zusatzfeuerung an einem milden Tag

3.4.6 Monatsverlauf der Endenergie

In **Bild 3-53** sind exemplarisch der monatliche Endenergiebedarf und die monatlichen Gradtagszahlen für das beispielhaft betrachtete Gebäude mit einer Ölfeuerung eingetragen. Der Endenergiebedarf hängt vom eingesetzten Brennstoff und der Feuerungsanlage ab, da diese unterschiedliche Wirkungsgrade aufweisen. Wie kalt oder warm eine Region ist, gibt die Gradtagszahl (GT19) wieder, die die Summe der Temperaturdifferenz zwischen Außen- und Innentemperatur für alle Tage mit einer mittleren Außentemperatur von kleiner 15°C beschreibt. Dabei wird eine Bezugsinnentemperatur von 19°C angesetzt (VDI 4710 Blatt 2, 2007).

Wie zu erwarten ist, ändert sich der Energiebedarf gemäß der monatlichen Gradtagszahl. Bei geringer Gradtagzahl wird ein geringer Endenergiebedarf berechnet, bei hoher Gradtagzahl ein hoher Bedarf.

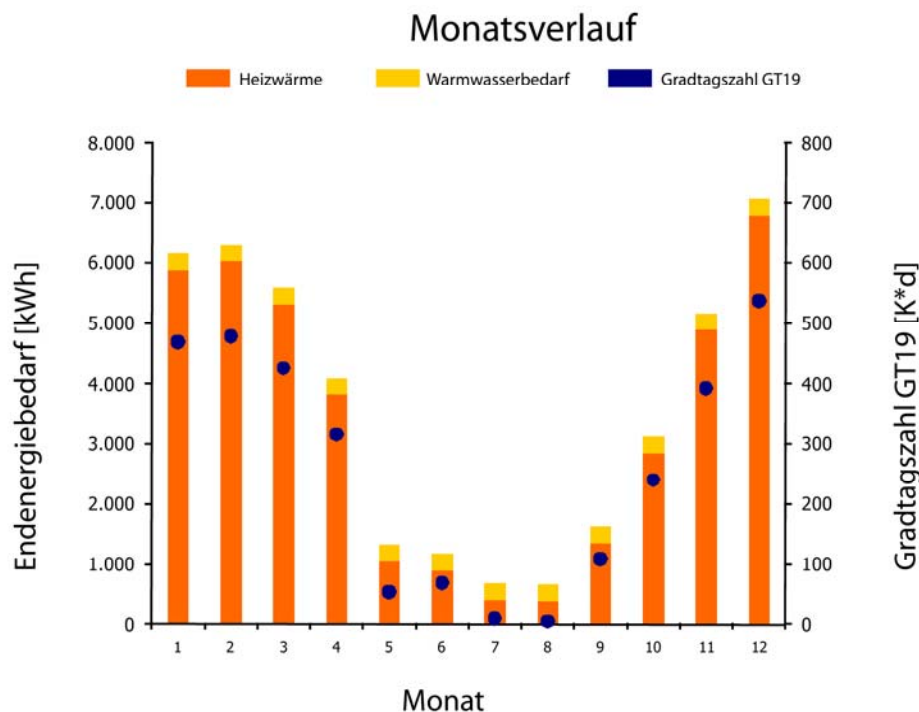


Bild 3-53 Monatlicher Endenergiebedarf für ein berechnetes Gebäude für die Temperaturregion TRY 12, Ölfeuerung

3.4.7 Jahresendenergiebedarf

Wie im vorherigen Abschnitt für das einzelne Gebäude aufgezeigt wurde, hängt der Energiebedarf direkt von der Gradtagszahl ab. Dies lässt sich auch auf die insgesamt betrachteten 15 Temperaturregionen (Testreferenzjahr-Regionen TRY) übertragen. In **Bild 3-54** ist der jeweilige Jahresendenergiebedarf für die verschiedenen Temperaturregionen über die Gradtagszahl GT19 für das ländliche und städtische Gebiet am Beispiel der Ölfeuerung aufgetragen. Durch Hinzufügen einer Ausgleichsgeraden ist die Linearität des Energieverbrauchs in Abhängigkeit von der Gradtagszahl gut zu erkennen.

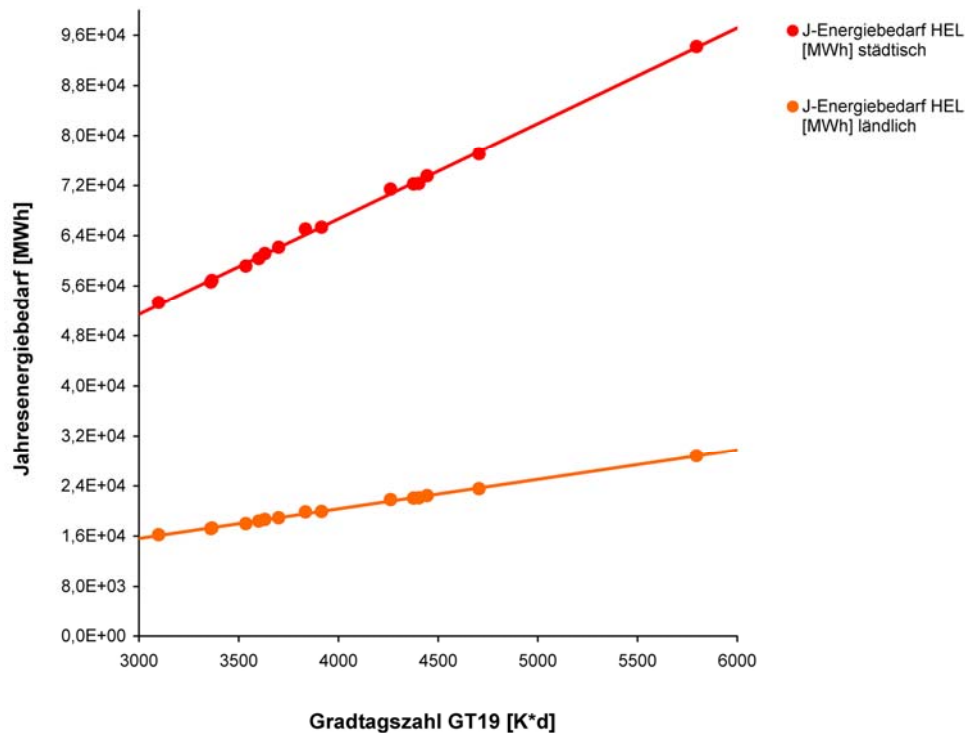


Bild 3-54 Jahresendenergiebedarf in Abhängigkeit der Gradtagszahl GT19 für das ländliche und städtische Gebiet, am Beispiel der Ölfeuerung (HEL: Heizöl EL)

3.5 Emissionszeitreihen

Nachfolgend werden am Beispiel des exemplarischen Gebäudes für die betrachteten Feuerungsanlagen und Brennstoffe die Emissionsverläufe und die sich ergebenden Emissionsfaktoren beispielhaft für die Komponenten CO, NO_x, PM10 und Gesamt-C diskutiert.

3.5.1 Zeitliche Verläufe bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen

In **Bild 3-55** ist für das exemplarisch betrachtete Gebäude der Jahresverlauf der Emissionen für den Brennstoff Heizöl EL aufgetragen. Für die Emissionskomponente NO_x (orange), für die keine Start/Stopp-Mehremissionen hinterlegt sind, sieht man den gegenläufigen Verlauf zur Außentemperatur (dunkelblau). Bei geringerer Außentemperatur bedeutet dies einen höheren Energiebedarf und somit einen höheren Brennstoffeinsatz mit entsprechend hohem Abgasmassenstrom. Die Emissionskomponente NO_x ist damit direkt an den Abgasmassenstrom bzw. an den Energiebedarf gekoppelt. Für die weiteren Komponenten CO (hellblau), PM10 (grün), Gesamt-C (schwarz) ist dieser Zusammenhang nicht gegeben. Bei diesen Emissionskomponenten wurden Mehremissionen für die Start/Stopp-Vorgänge hinterlegt. Je nach relativer Kesselauslastung ergeben sich mehr oder weniger Schaltvorgänge.

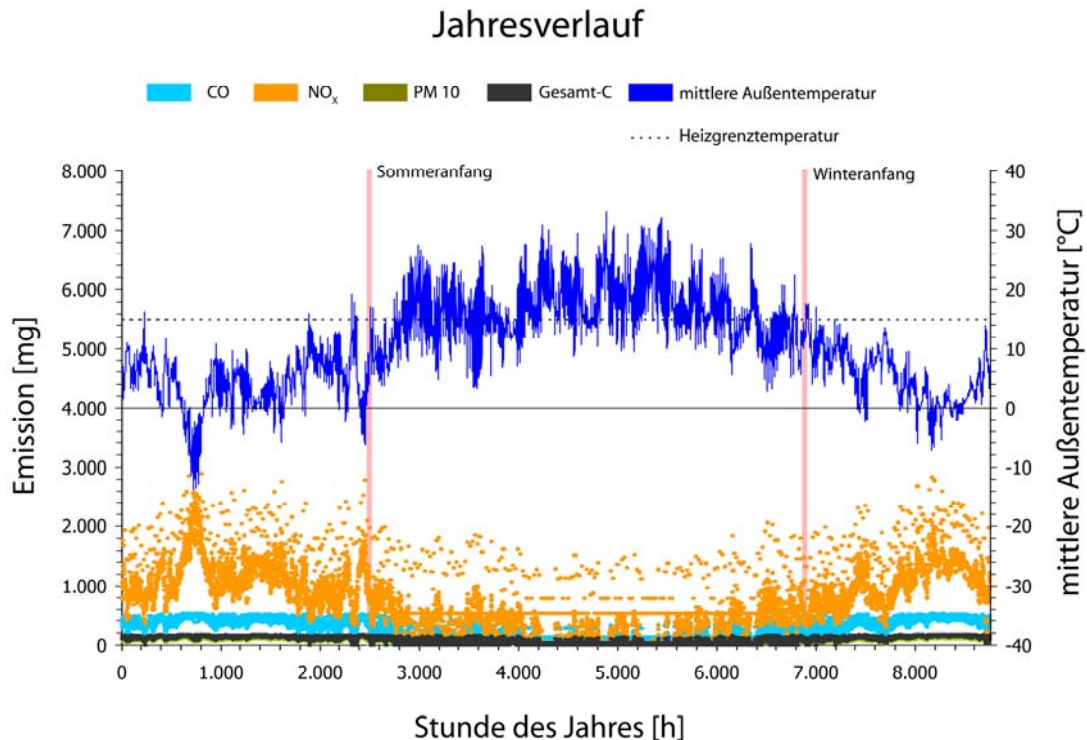


Bild 3-55 Jahresverläufe der Emissionen für das berechnete Gebäude mit dem Brennstoff Heizöl EL für die Temperaturregion TRY 12

Wird ein energiebezogener Emissionsfaktor gebildet, so ist die Auswirkung der taktenden Betriebsweise zu sehen. In **Bild 3-56** ist der Jahresverlauf des Emissionsfaktors in kg/TJ für den Brennstoff Heizöl EL aufgetragen. Der Emissionsfaktor für NO_x liegt für das ganze Jahr bei ca. 40 kg/TJ. Die weiteren Emissionsfaktoren setzen sich aus den stationären und instationären Emissionsfaktoren zusammen, so dass sich, je nach relativer Kesselauslastung und damit unterschiedlichen Schalzhäufigkeiten, ein unterschiedlicher Emissionsfaktor ergibt.

In **Bild 3-57** ist für das exemplarisch betrachtete Gebäude beispielhaft für den Brennstoff Gas der Jahresverlauf für die betrachteten Emissionen aufgetragen. Für die Emissionskomponente NO_x (orange), für die keine Start/Stop-Mehremissionen hinterlegt sind, sieht man den gegenläufigen Verlauf zur Außentemperatur (dunkelblau). Bei geringerer Außentemperatur bedeutet dies einen höheren Energiebedarf und somit einen höheren Brennstoffeinsatz mit dementsprechend hohem Abgasmassenstrom. Die Emissionskomponente NO_x ist damit direkt an den Abgasmassenstrom gekoppelt. Für die CO (hellblau), PM10 (grün), Gesamt-C (schwarz) ist dieser Zusammenhang nicht gegeben. Bei diesen Emissionen wurden Mehremissionen für die Start/Stop-Vorgänge hinterlegt. Dieser Einfluss der Mehremissionen ist hier am Beispiel einer Gastherme mit einem geringen Verhältnis von Kesselwasserinhalt zu Nennwärmeleistung und damit einer hohen Schalzhäufigkeit gut ersichtlich. Im Bereich niedriger Außentemperaturen, d.h. bei einem Wärmebedarf, der eine relative Kesselauslastung von größer 30 % ergibt, sind niedrige Emissionen feststellbar. Diese können den stationären Emissionen entsprechen, die auch auf Prüfständen gemessen werden. Sobald die relative Kesselauslastung unter 30 % sinkt, fängt die Gastherme an zu takten und die Mehremissionen der Start/Stop-Vorgänge bestimmen die Gesamthöhe der Emissionen. Das Emissionsniveau von PM10 ist beim Brennstoff Gas so niedrig, dass es bei dieser Darstellung nicht mehr aufgelöst werden kann.

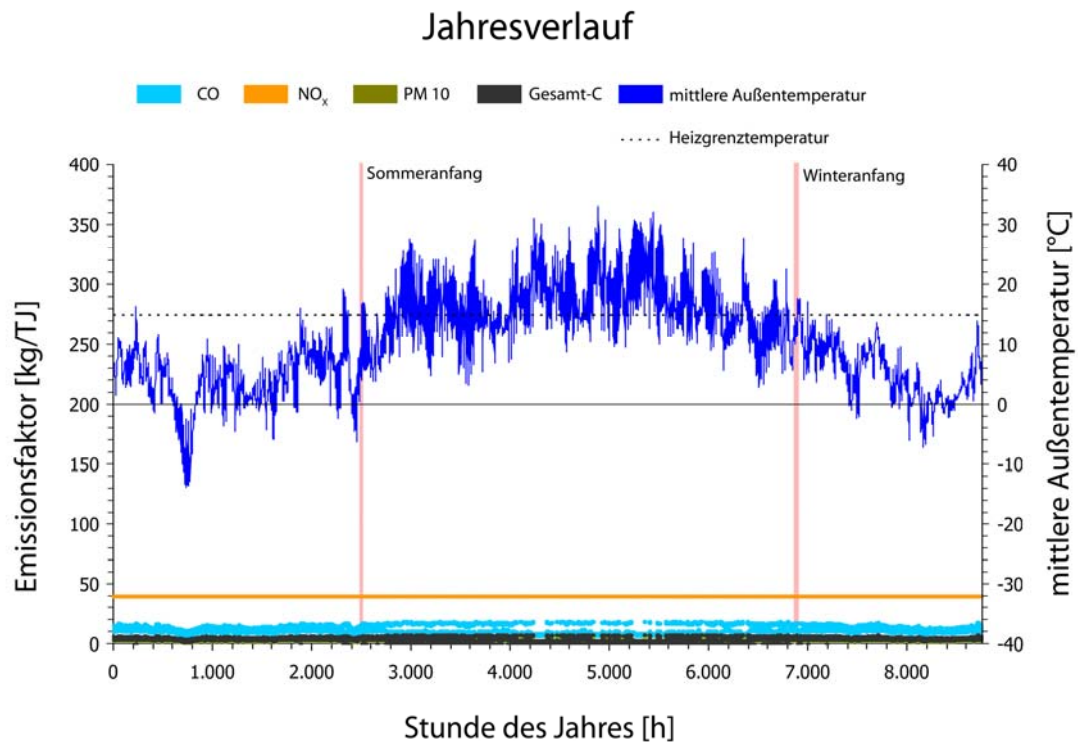


Bild 3-56 Jahresverläufe von Emissionsfaktoren für das berechnete Gebäude mit dem Brennstoff Heizöl EL für die Temperaturregion TRY 12

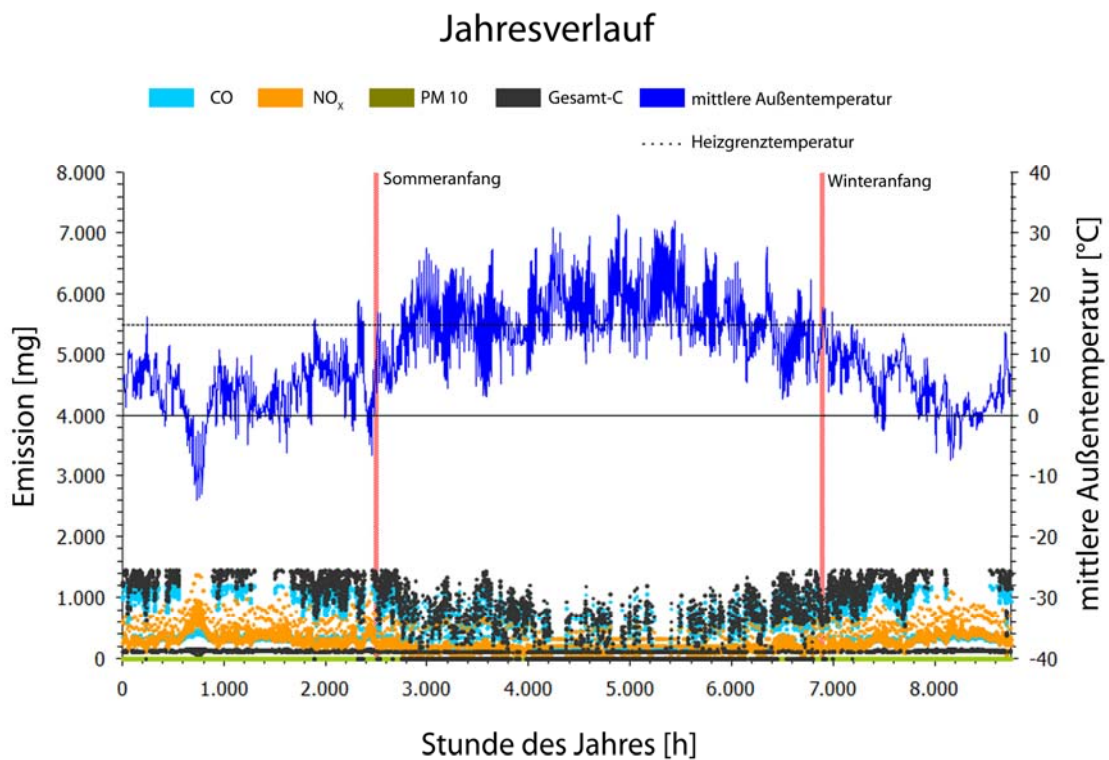


Bild 3-57 Jahresverläufe der Emissionen für das berechnete Gebäude mit dem Brennstoff Erdgas für die Temperaturregion TRY 12

Wird der Jahresverlauf des energiebezogenen Emissionsfaktors für den Brennstoff Erdgas betrachtet (vgl. **Bild 3-58**), zeigt sich der Einfluss der taktenden Betriebsweise bei den Emissionskomponenten Gesamt-C und CO deutlich.

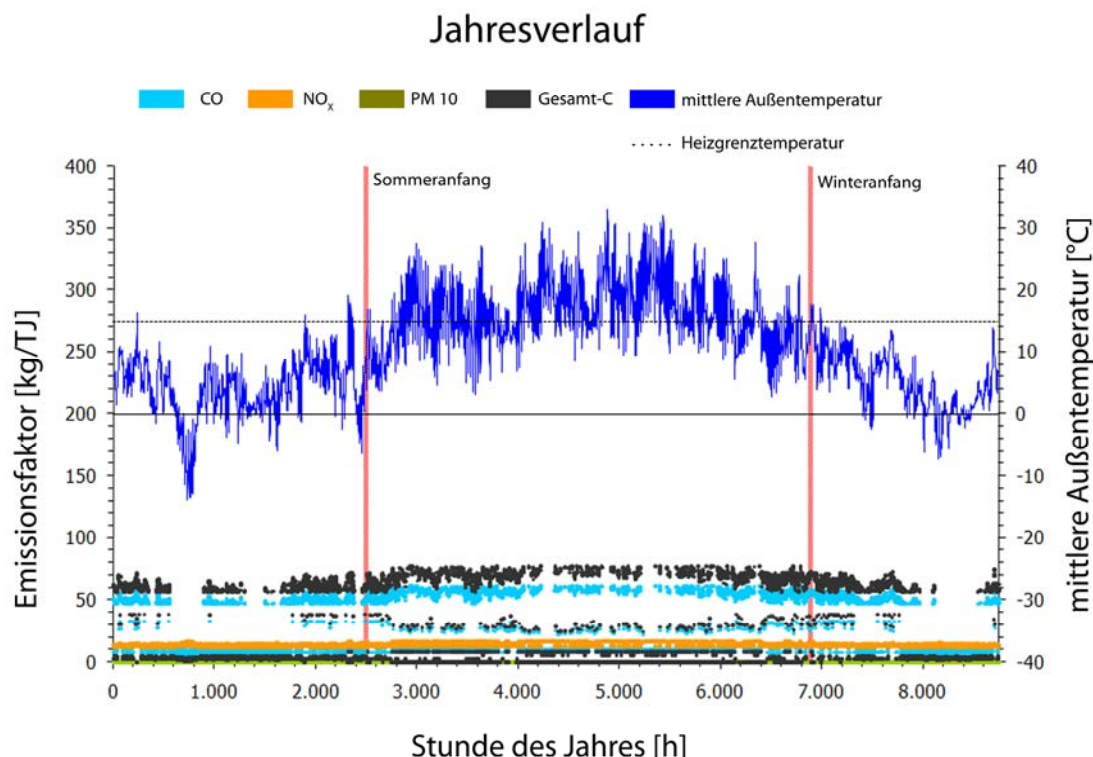


Bild 3-58 Jahresverläufe von Emissionsfaktoren für das berechnete Gebäude mit dem Brennstoff Erdgas für die Temperaturregion TRY 12

Vor allem bei der Komponente Gesamt-C treten bei jedem Startvorgang hohe Emissionsspitzen durch unverbranntes Methan auf. Gegenüber dem Brennstoff Heizöl EL ist der Emissionsfaktor für NO_x beim Erdgas nicht über das ganze Jahr konstant, obwohl auch beim Gaskessel keine NO_x -Mehremissionen durch instationäre Betriebszustände auftreten. Die Änderung des Emissionsfaktors ist vielmehr durch die Leistungsmodulation des Kessels zu erklären, da sich die Eingangswerte von Teillast und Volllast unterscheiden. Durch die lineare Interpolation (vgl. Kapitel 3.3.3.2 und Bild 3-12) ergeben sich hierbei, je nach relativer Kesselbelastung, andere Emissionsfaktoren. Dies gilt ebenfalls für die stationären Emissionskomponenten CO und Gesamt-C.

In **Bild 3-59** ist für das exemplarisch betrachtete Gebäude beispielhaft für den Brennstoff Holzpellets der Jahresverlauf für verschiedene Emissionen aufgetragen. Für die Emissionskomponente NO_x (orange), für die keine instationären Mehremissionen hinterlegt sind, sieht man den gegenläufigen Verlauf zur Außentemperatur (dunkelblau). Bei geringerer Außentemperatur bedeutet dies einen höheren Energiebedarf und somit einen höheren Brennstoffeinsatz mit dementsprechend hohem Abgasmassenstrom. Die Emissionskomponente NO_x ist damit direkt an den Abgasmassenstrom gekoppelt.

Für die weiteren Komponenten CO (hellblau), PM10 (grün), Gesamt-C (schwarz) ist dieser Zusammenhang für das Winterhalbjahr ebenfalls zu erkennen. Im Bereich niedriger Außentemperaturen, d.h. wenn sich aufgrund des höheren Heizwärmebedarfs eine relative Kesselauslastung von größer 15 % ergibt, sind geringere Emissionen feststellbar. Diese können den stationären Emissionen entsprechen, die auch auf Prüfständen gemessen werden.

Bei den Emissionen CO, PM10, VOC wurden Mehremissionen für die instationären Vorgänge hinterlegt. Sobald die relative Kesselauslastung unter 15 % sinkt, fängt die Pelletfeuerung an zu takten und die Mehremissionen bestimmen die Gesamthöhe der Emissionen.

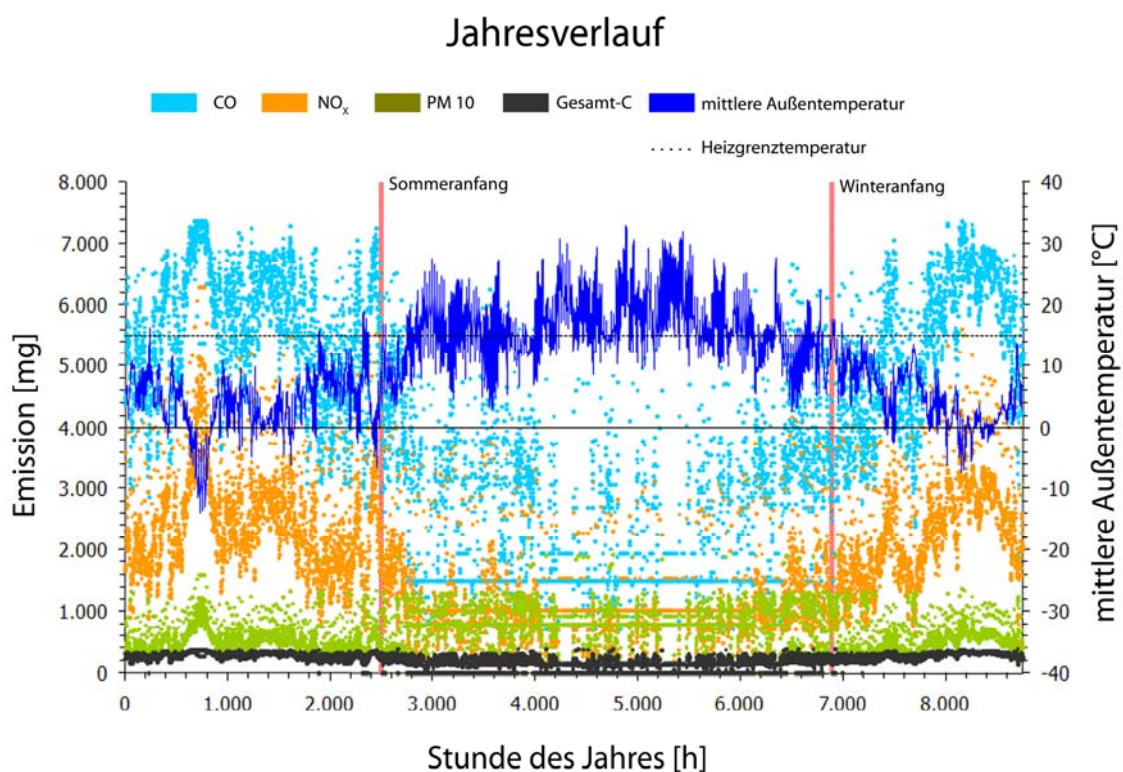


Bild 3-59 Jahresverläufe der Emissionen für das berechnete Gebäude mit dem Brennstoff Holzpellets für die Temperaturregion TRY 12

Wird der Jahresverlauf des energiebezogenen Emissionsfaktors für den Brennstoff Pellets betrachtet (siehe **Bild 3-60**), wird der Einfluss der taktenden Betriebsweise bei den Emissionskomponenten PM10 und Gesamt-C deutlich. Bei diesen Komponenten treten bei jedem Startvorgang hohe Emissionsspitzen auf. Im Winterhalbjahr läuft die Pelletfeuerung nahezu konstant durch, d.h. die Pelletfeuerung kann den Energiebedarf durch Anpassung der Wärmeleistung bereitstellen ohne zu takten. Dadurch ergibt sich ein Emissionsfaktor für PM10, der sich im Bereich von ca. 20 kg/TJ bewegt. Sobald die mittlere Außentemperatur über 10 °C steigt, fängt die Feuerungsanlage an zu takten und der Emissionsfaktor steigt daraufhin um das Fünffache auf über 100 kg/TJ an.

Gegenüber der Gasfeuerung, die ebenfalls durch Modulation ihre Leistung dem momentanen Energiebedarf anpassen kann, bewegt sich bei der Pelletfeuerung der Emissionsfaktor für CO in einem größeren Bereich. Dieser Bereich des Emissionsfaktors ist durch die Modulation zu

erklären, da sich gegenüber der Gasfeuerung die Eingangswerte von Teillast und Volllast stärker unterscheiden. Durch die lineare Interpolation im Modulationsbereich des Heizkessels ergeben sich je nach relativer Kesselauslastung andere Emissionsfaktoren. Im Teillastbereich weisen Pelletfeuerungen erhöhte Konzentrationen von Produkten unvollständiger Verbrennung auf.

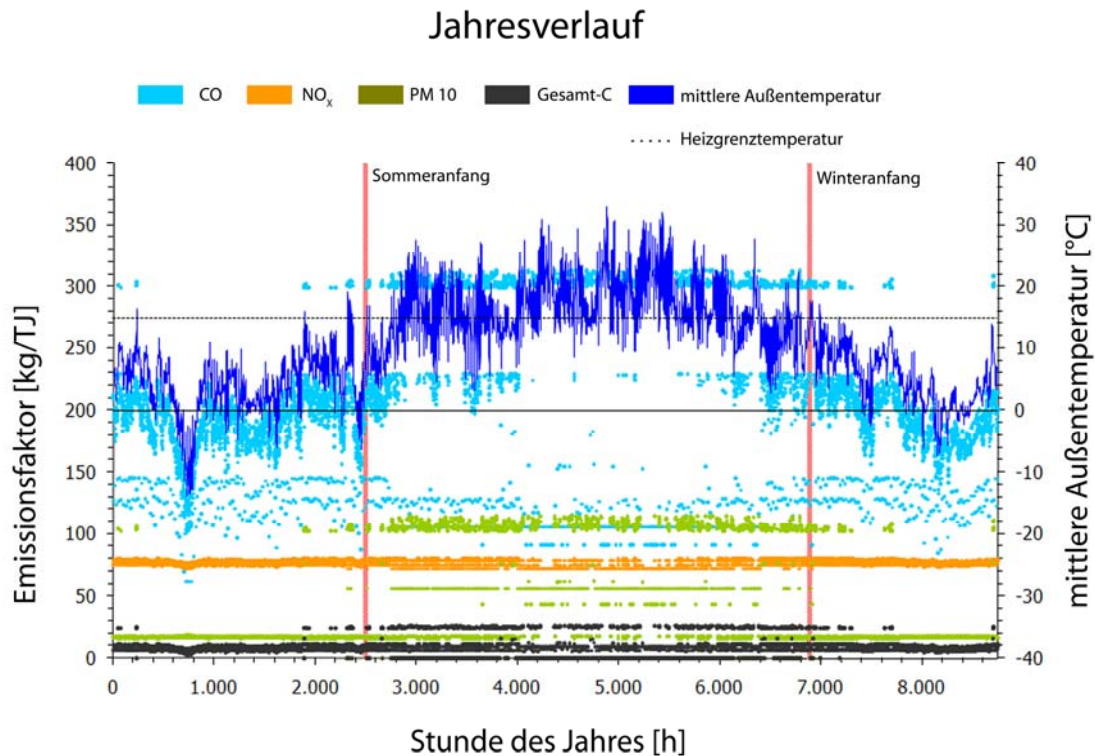


Bild 3-60 Jahresverläufe von Emissionsfaktoren für das berechnete Gebäude mit dem Brennstoff Holzpellets für die Temperaturregion TRY 12

In den vorherigen Abschnitten wurde das Emissionsverhalten der automatisch beschickten Feuerungsanlagen im Überblick für ein ganzes Jahr diskutiert. Dabei konnten die Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr mit einem Blick erfasst werden. Einzelheiten des Emissionsverlaufs lassen sich jedoch in einer solchen Übersichtsdarstellung nicht auflösen. Um auch die Details darzulegen, wird im folgenden das Emissionsverhalten der Feuerungsanlagen an unterschiedlichen Tagen genauer beschrieben. Dabei sollen die in Kapitel 3.4.2 diskutierten Tage herangezogen werden, um das Emissionsverhalten bei unterschiedlichen Lastzuständen aufzuzeigen.

In **Bild 3-61** ist beispielhaft der Tagesverlauf des Emissionsfaktors für die Komponenten CO (hellblau), NO_x (orange), PM10 (grün) und Gesamt-C (schwarz) für einen Ölkessel an einem milden Wintertag aufgezeigt.

Ölfeuerungen passen ihre Leistung durch An- und Ausschalten dem momentanen Energiebedarf an. Dadurch setzt sich der Emissionsfaktor zum einen aus einem stationären Teil und zum anderen aus einem instationären Teil, in Folge von Start/Stopp-Vorgängen, zusammen.

An den berechneten kalten und milden Wintertagen liegt die mittlere Schalzhäufigkeit bei ca. 4,5 pro Stunde und somit sind die instationären Emissionen an beiden Tagen etwa gleich. Allerdings ist an einem milden Wintertag das Verhältnis von Schalzhäufigkeit pro erzeugte Endenergie gegenüber einem kalten Wintertag kleiner. Dadurch verschiebt sich das Verhältnis von stationären zu instationären Emissionen in Richtung der instationären Emissionen mit höherem Emissionsniveau. Bei einem kalten Wintertag verschiebt sich das Niveau der Emissionen in Richtung des stationären Anteils und damit hin zu geringeren Emissionsfaktoren.

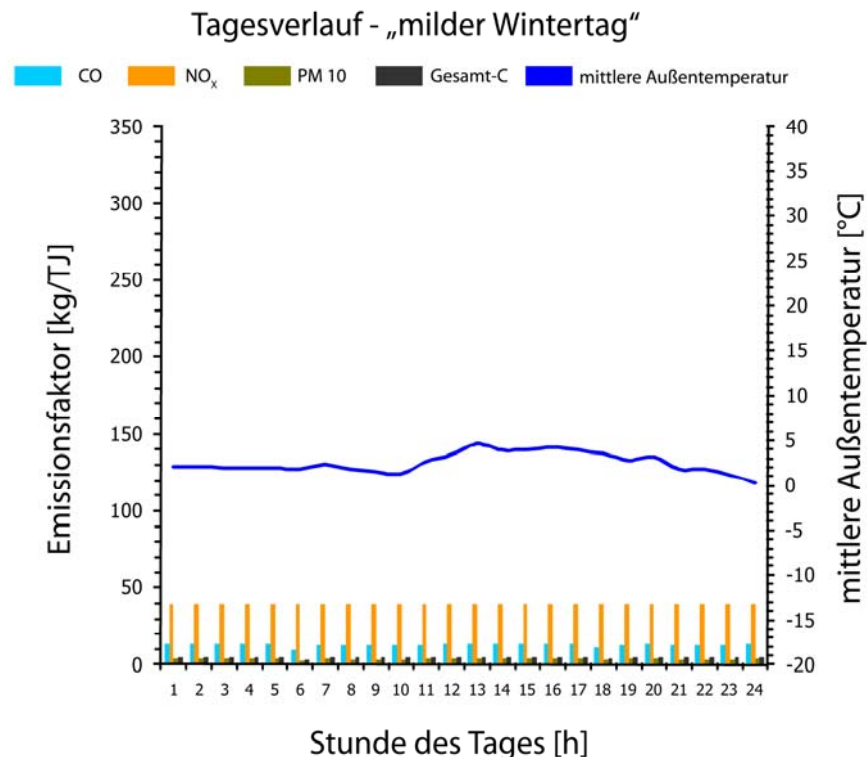


Bild 3-61 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Heizöl HEL an einem milden Wintertag

In **Bild 3-62** ist beispielhaft der Tagesverlauf des Emissionsfaktors für die Komponenten CO (hellblau), NO_x (orange), PM10 (grün) und Gesamt-C (schwarz) für den Gaskessel an einem milden Wintertag aufgezeigt.

Die relative Kesselauslastung liegt an einem milden Wintertag bei über 30 % und somit kann die Feuerungsanlage den tatsächlichen Endenergiebedarf durch Modulation bereitstellen. An diesem Tag sind nur stationäre Emissionen, mit einem niedrigen Emissionsniveau vorhanden. Im Vergleich zu den anderen betrachteten Feuerungen weisen Gasfeuerungen in der modulierenden Betriebsweise die niedrigsten Emissionen auf.

Wird die Gasfeuerung an einem milden Tag betrieben, sinkt die relative Kesselauslastung unter 30 %, so dass die Feuerung in eine taktende Betriebsweise übergeht. In **Bild 3-63** ist der Tagesverlauf des Emissionsfaktors an einem milden Tag aufgetragen.

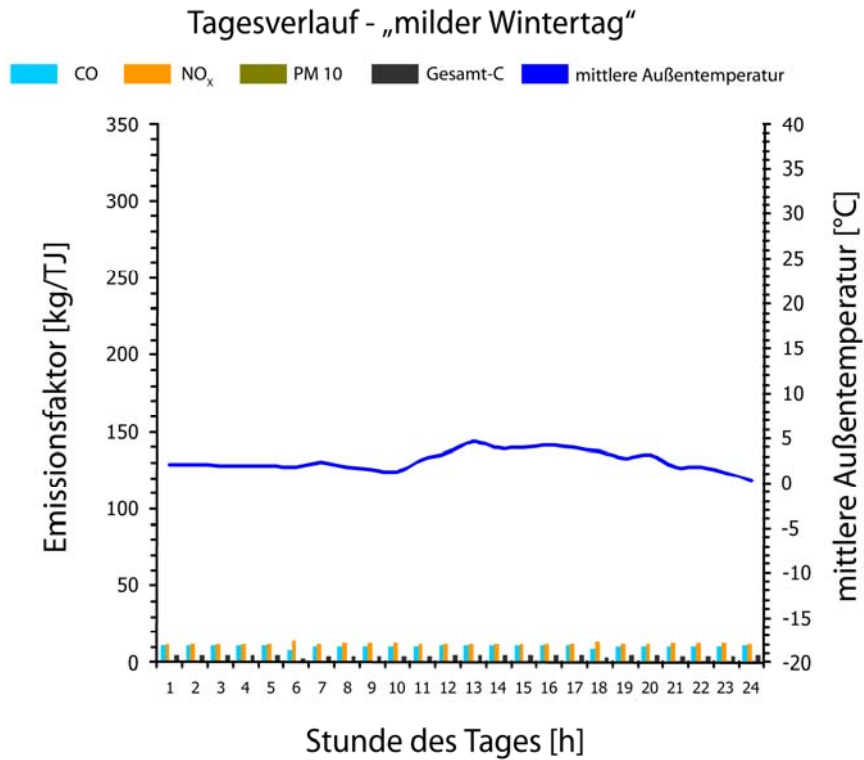


Bild 3-62 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Erdgas an einem milden Wintertag

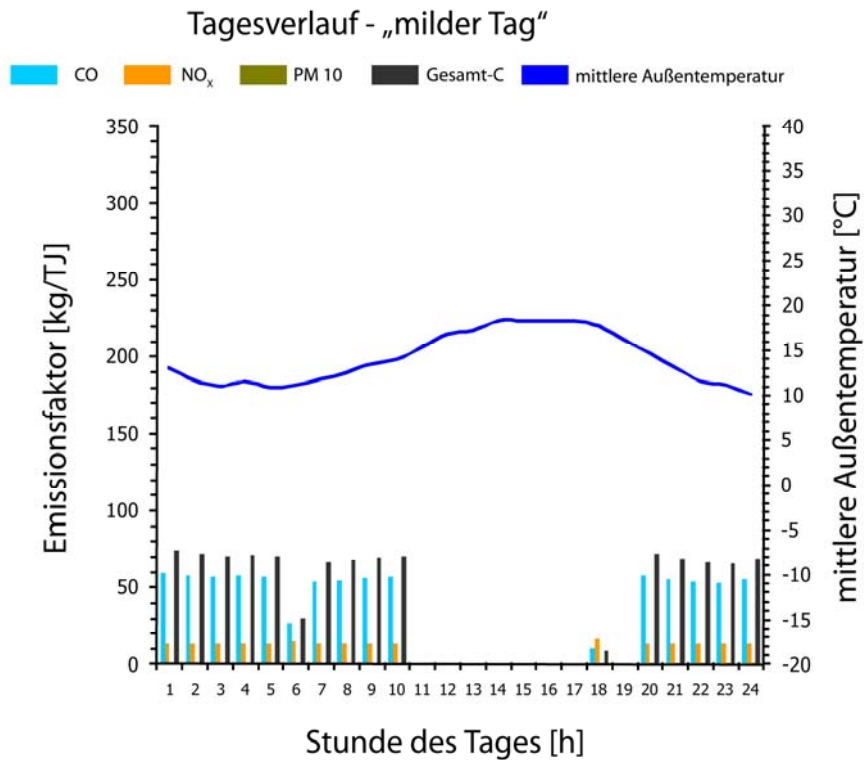


Bild 3-63 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Erdgas an einem milden Tag

Durch die taktende Betriebsweise ergeben sich höhere Emissionsfaktoren für Produkte unvollständiger Verbrennung, wie CO und Gesamt-C. Sobald die Gasfeuerung den Energiebedarf durch Modulation nicht mehr bereitstellen kann, sondern in die taktende Betriebsweise übergeht, bestimmen die instationären Emissionen das Niveau des Emissionsfaktors.

In den Stunden 11 bis 19 ist, mit Ausnahme der Warmwasserbereitung, an diesem modellierten Tag kein Energiebedarf vorhanden, da die mittlere Außentemperatur über 15 °C steigt. In Folge dessen werden auch keine Emissionen berechnet. Die Warmwasserbereitung findet immer unter Volllast statt. Daher weisen die 6. und 18. Stunde niedrige Emissionsfaktoren auf.

In **Bild 3-64** ist der Tagesverlauf des Emissionsfaktors für die Komponenten CO (hellblau), NO_x (orange), PM10 (grün) und Gesamt-C (schwarz) für einen Pelletkessel und einen milden Wintertag gezeigt. Die relative Kesselauslastung liegt an einem milden Wintertag bei über 15 % und somit kann die Feuerungsanlage den tatsächlichen Endenergiebedarf durch Modulation bereitstellen. An diesem Tag sind nur stationäre Emissionen vorhanden. Da die mittlere relative Kesselauslastung bei ca. 40 % liegt, bestimmen gegenüber einem kalten Wintertag die Emissionen der Teillast das Niveau des Emissionsfaktors.

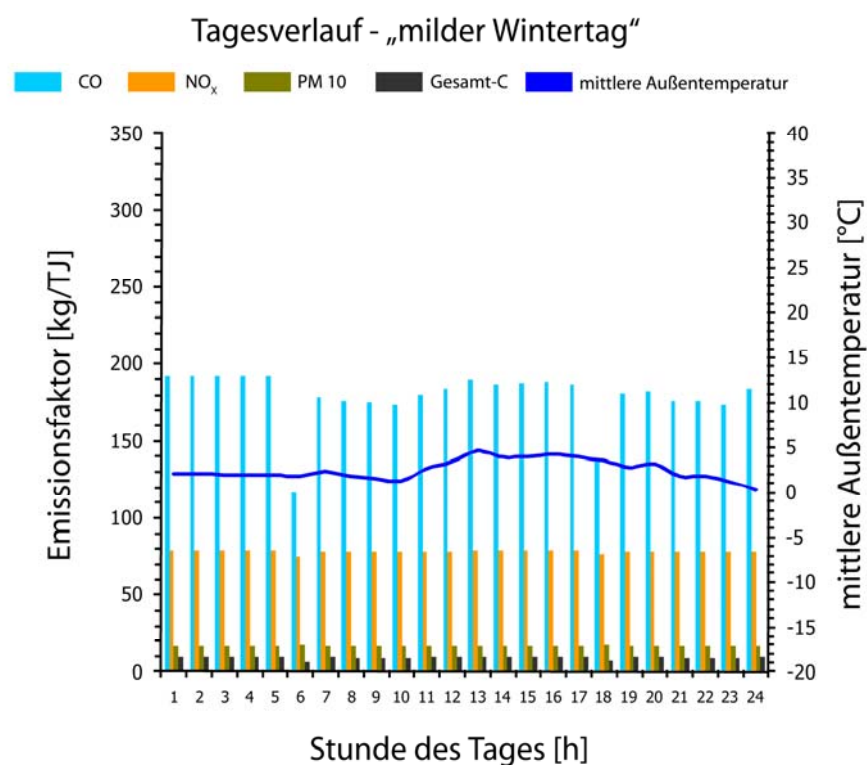


Bild 3-64 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Pellets an einem milden Wintertag

Wird die Pelletfeuerung an einem milden Tag betrieben, sinkt die relative Kesselauslastung teilweise unter 15 %, so dass die Feuerung in eine taktende Betriebsweise übergeht.

Bild 3-65 zeigt die Tagesverläufe der betrachteten Emissionsfaktoren für die Pelletfeuerung an einem milden Tag.

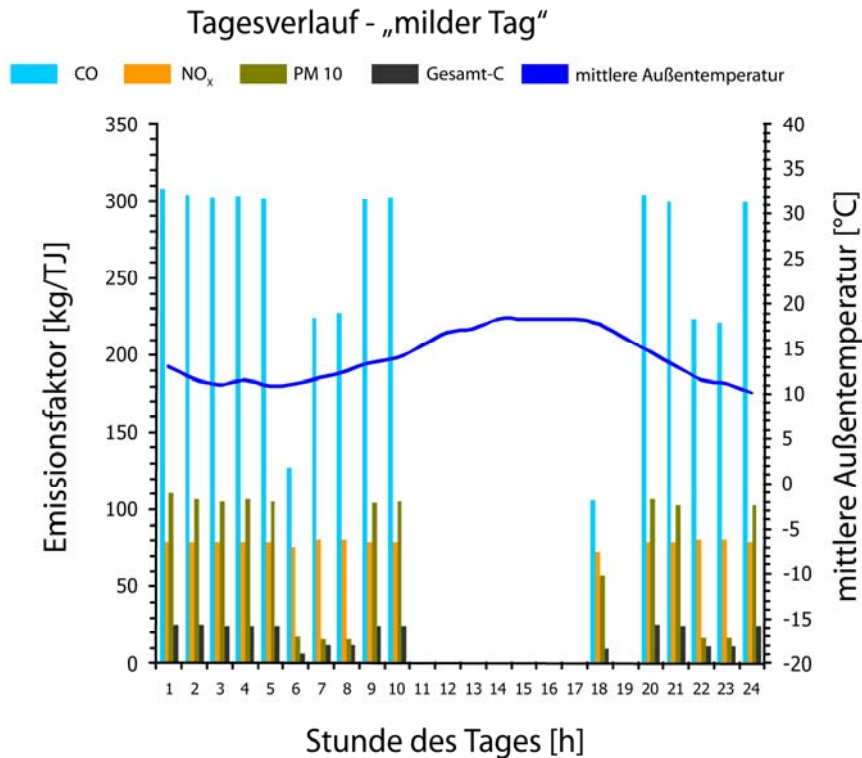


Bild 3-65 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Pellets an einem milden Tag

Durch die taktende Betriebsweise ergeben sich erhöhte Emissionsfaktoren für CO, Gesamt-C und PM10. Sobald die Pelletfeuerung den Energiebedarf durch Modulation nicht mehr bereitstellen kann, sondern in die taktende Betriebsweise übergeht, bestimmen die instationären Emissionen das Niveau des Emissionsfaktors.

In den Stunden 11 bis 19 (mit Ausnahme der 18. Stunde) ist kein Energiebedarf vorhanden, da die mittlere Außentemperatur über 15 °C steigt und in Folge dessen werden auch keine Emissionen berechnet. Die Warmwasserbereitung findet immer unter Volllast statt. Daher weisen die 6. und 18. Stunde niedrige Emissionsfaktoren auf.

3.5.2 Zeitliche Verläufe bei Nahwärmenetzen

Wird das ländliche Gebiet mit einem Nahwärmenetz mit Wärme versorgt, ergibt sich ein Jahresverlauf für verschiedene Emissionen, wie dies in **Bild 3-66** dargestellt ist. Zu beachten ist hierbei, dass für das Nahwärmenetz der Endenergieverbrauch für die Temperaturregion TRY 9 berechnet wurde. Für die Emissionskomponente NO_x (orange), für die keine instationären Mehremissionen hinterlegt sind, sieht man den gegenläufigen Verlauf zur Außentemperatur (dunkelblau). Bei geringerer Außentemperatur bedeutet dies einen höheren Energiebedarf und somit einen höheren Brennstoffeinsatz mit dementsprechend hohem Abgasmassenstrom. Die Emissionskomponente NO_x ist damit direkt an den Abgasmassenstrom gekoppelt.

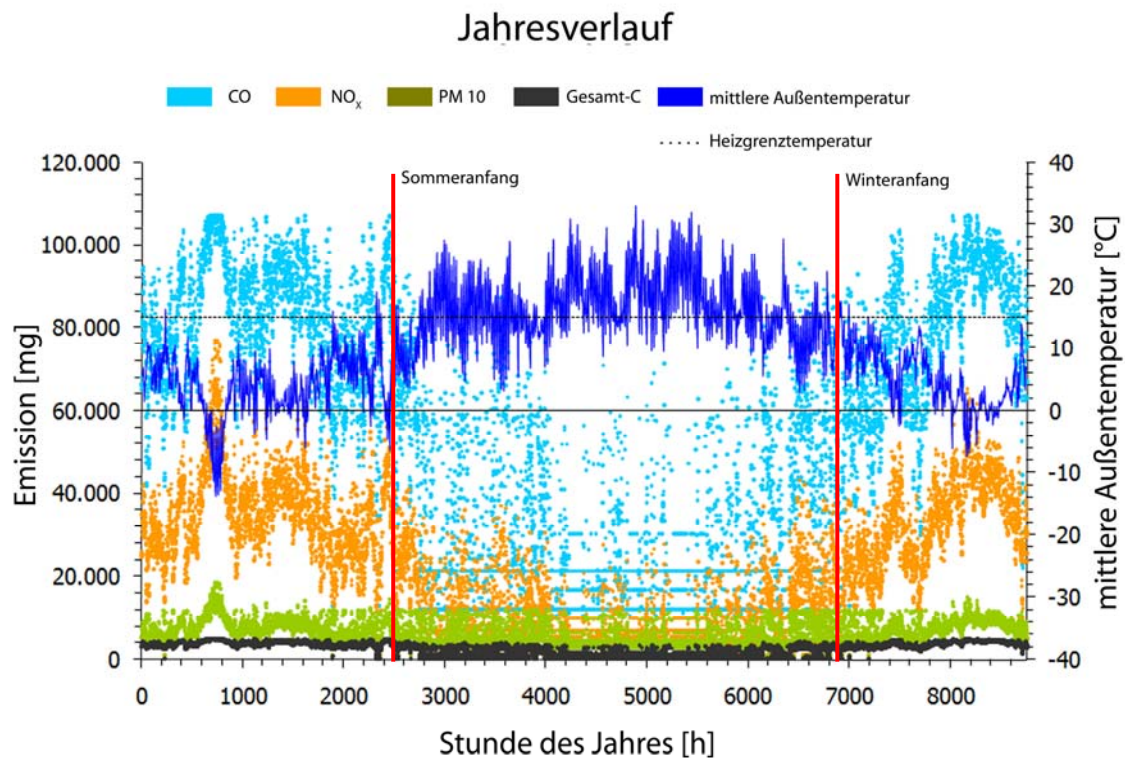


Bild 3-66 Jahresverläufe der Emissionen für Pelletkessel im Nahwärmenetz für die Temperaturregion TRY 9

Für die weiteren Komponenten CO (hellblau), PM10 (grün), Gesamt-C (schwarz) ist dieser Zusammenhang für das Winterhalbjahr ebenfalls zu erkennen. Im Bereich niedriger Außentemperaturen, d.h. wenn sich aufgrund des höheren Heizwärmebedarfs eine relative Kesselauslastung von größer 15 % ergibt, sind geringere Emissionen feststellbar. Diese können den stationären Emissionen entsprechen, die auch auf Prüfständen gemessen werden. Bei den Emissionen CO, PM10, Gesamt-C wurden Mehremissionen für die instationären Vorgänge hinterlegt. Sobald die relative Kesselauslastung unter 15 % sinkt, fängt die Pelletfeuerung des Nahwärmenetzes an zu takten und die Mehremissionen bestimmen die Gesamthöhe der Emissionen.

Wird der Jahresverlauf des energiebezogenen Emissionsfaktors für den Brennstoff Pellets betrachtet (siehe **Bild 3-67**), wird der Einfluss der taktenden Betriebsweise bei den Emissionskomponenten PM10 und Gesamt-C deutlich. Bei diesen Komponenten treten bei jedem Startvorgang hohe Emissionsspitzen auf. Im Winterhalbjahr läuft die Pelletfeuerung nahezu konstant durch, d.h. die Pelletfeuerung kann den Energiebedarf durch Anpassung der Wärmeleistung bereitstellen ohne zu takten. Dadurch ergibt sich ein Emissionsfaktor für PM10, der sich im Bereich von ca. 20 kg/TJ bewegt. Sobald die mittlere Außentemperatur auf über 10 °C steigt, fängt die Feuerungsanlage an zu takten und der Emissionsfaktor steigt daraufhin um das 2,5fache auf über 50 kg/TJ an.

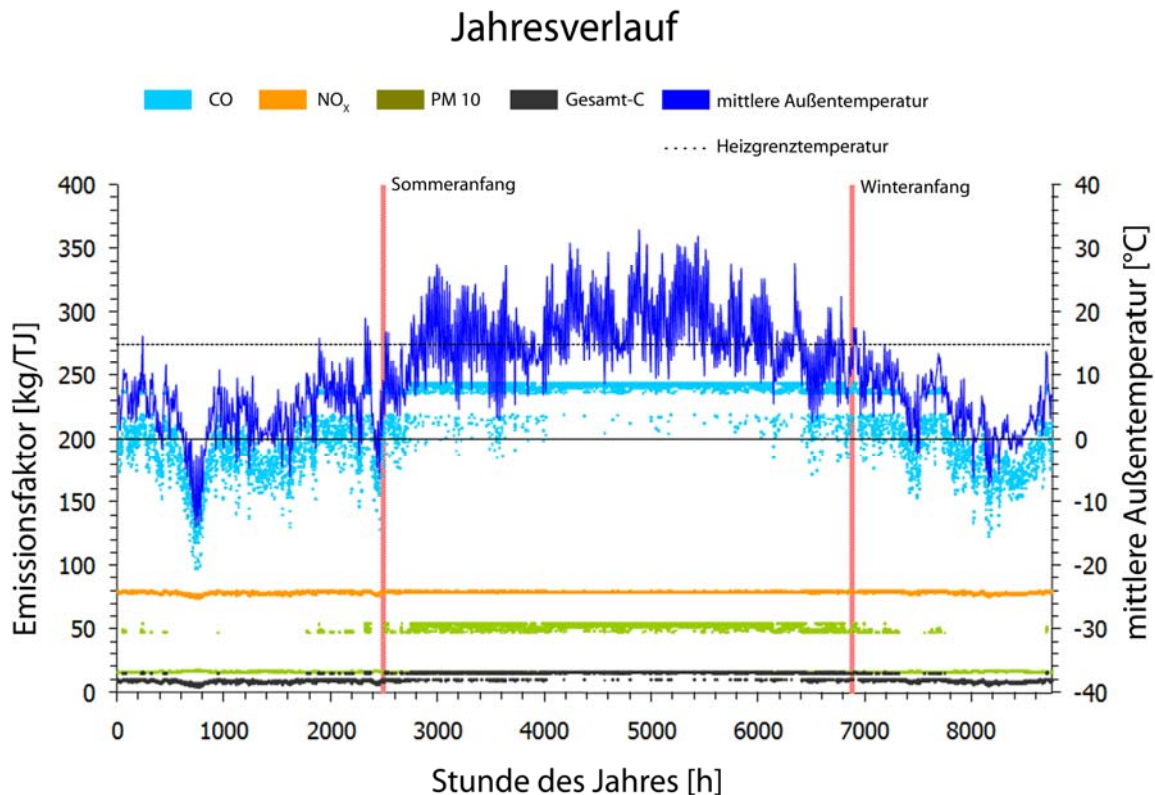


Bild 3-67 Jahresverläufe von Emissionsfaktoren für Pelletkessel im Nahwärmenetz für die Temperaturregion TRY 9

Gegenüber Pelletfeuerungen als Zentralheizung im Gebäude weisen Pelletfeuerungen in Nahwärmenetzen ein größeres Verhältnis von Kesselwasserinhalt und Pufferspeicherinhalt zu Nennwärmeleistung auf. Nach Bild 3-11 ergeben sich für Pelletkessel in Nahwärmenetzen mit einem l/kW-Verhältnis von 46,6 weniger Schaltvorgänge pro Stunde als bei Pelletkesseln für Zentralheizungen mit einem l/kW-Verhältnis von 3,6. Dadurch fällt der Emissionsfaktor für PM10 und VOC bei Nahwärmenetzen geringer aus.

Der Schwankungsbereich des Emissionsfaktors von CO ist durch die Modulation zu erklären, da sich die Eingangswerte von Teillast und Volllast unterscheiden. Durch die lineare Interpolation im Modulationsbereich des Heizkessels ergeben sich je nach relativer Kesselauslastung andere Emissionsfaktoren. Im Teillastbereich weisen Pelletfeuerungen erhöhte Konzentrationen von Produkten unvollständiger Verbrennung auf.

3.5.3 Zeitliche Verläufe bei Stückholzkesseln

Wird das exemplarisch betrachtete Gebäude nicht mit einer automatisch beschickten, sondern mit einer manuell beschickten Feuerungsanlage beheizt, ergibt sich in der Struktur ein anderer Jahresverlauf der Emissionen. In **Bild 3-68** ist für das betrachtete Gebäude beispielhaft für eine Stückholzfeuerung mit Pufferspeicher der Jahresverlauf für verschiedene Emissionen aufgetragen. Es ist zu erkennen, dass sich bei jeder Emissionskomponente zwei Linien mit den gleichen Emissionssummen bilden. Die obere Linie repräsentiert die Emissionssumme

bei instationären Betriebszuständen, die alle der 1. Stunde des jeweiligen Abbrandes zugeordnet wurden. Die untere Linie gibt die Emissionen bei Volllast wieder. Die Emissionen für den Teillastbereich bewegen sich zwischen den beiden Linien. Werte unter der Volllastlinie sind Emissionen von Stunden, bei denen die Feuerungsanlage nicht die volle Stunde in Betrieb ist und somit unter der Volllastlinie liegen kann.

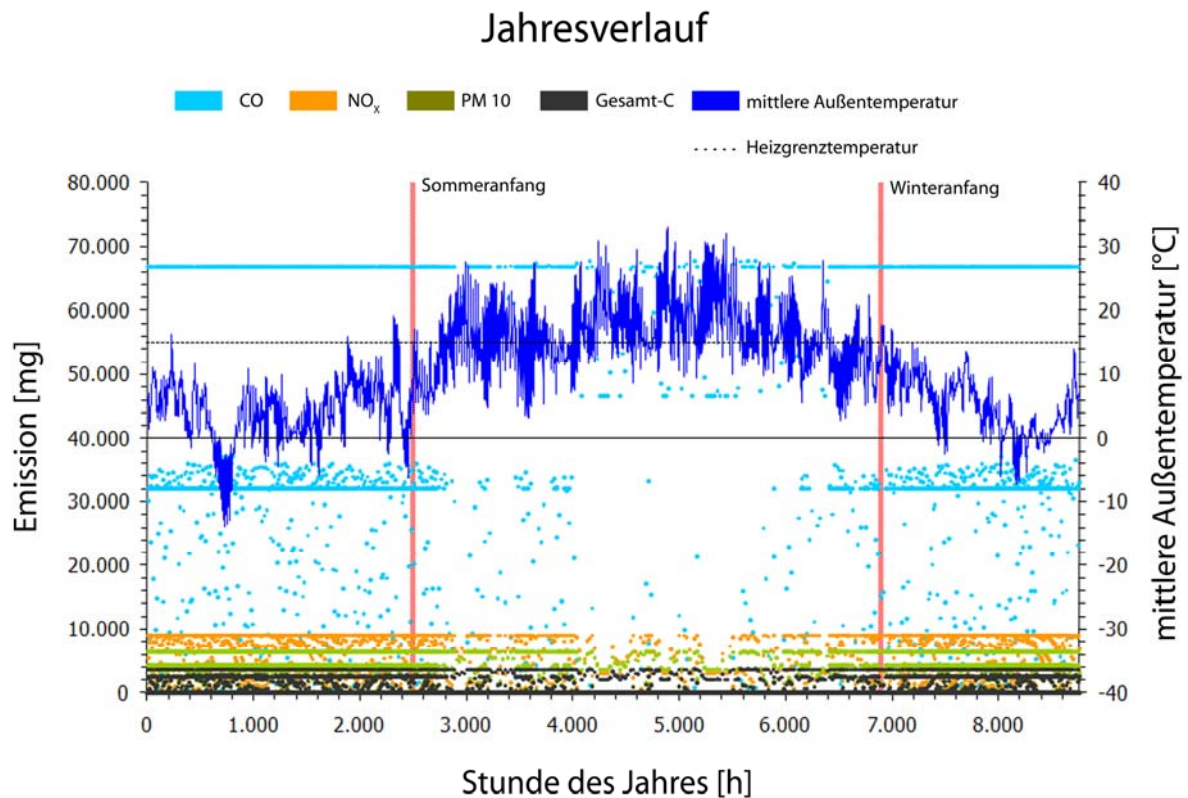


Bild 3-68 Jahresverläufe der Emissionen für das berechnete Gebäude mit einem Stückholzkessel mit Pufferspeicher für die Temperaturregion TRY 12

Betrachtet man den Jahresverlauf des energiebezogenen CO-Emissionsfaktors in **Bild 3-69**, so sind drei Linien mit verschiedenen Emissionsniveaus zu erkennen. Die obere Linie repräsentiert den Emissionsfaktor mit instationären Betriebszuständen in der 1. Stunde des jeweiligen Abbrandes, die unterste Linie den Emissionsfaktor bei Volllast. Der Emissionsfaktor für den Teillastbereich repräsentiert die mittlere Linie. Emissionsfaktoren zwischen der Volllastlinie und der Teillastlinie sind Werte von Stunden, bei denen die Feuerungsanlage nicht die volle Stunde unter Volllast läuft, sondern auch noch einen Teillastbetrieb beinhaltet. Emissionsfaktoren über der Linie mit instationären Zuständen entstehen, wenn die Feuerungsanlage nur sehr kurz in Betrieb ist, z.B. wenn nur ein geringer Wärmebedarf zu decken ist oder nur Warmwasser erzeugt werden muss. In diesen Stunden fallen die instationären Betriebszustände sowie der Voll- und Teillastbetrieb zusammen und somit kann es zu einem erhöhten Emissionsfaktor kommen.

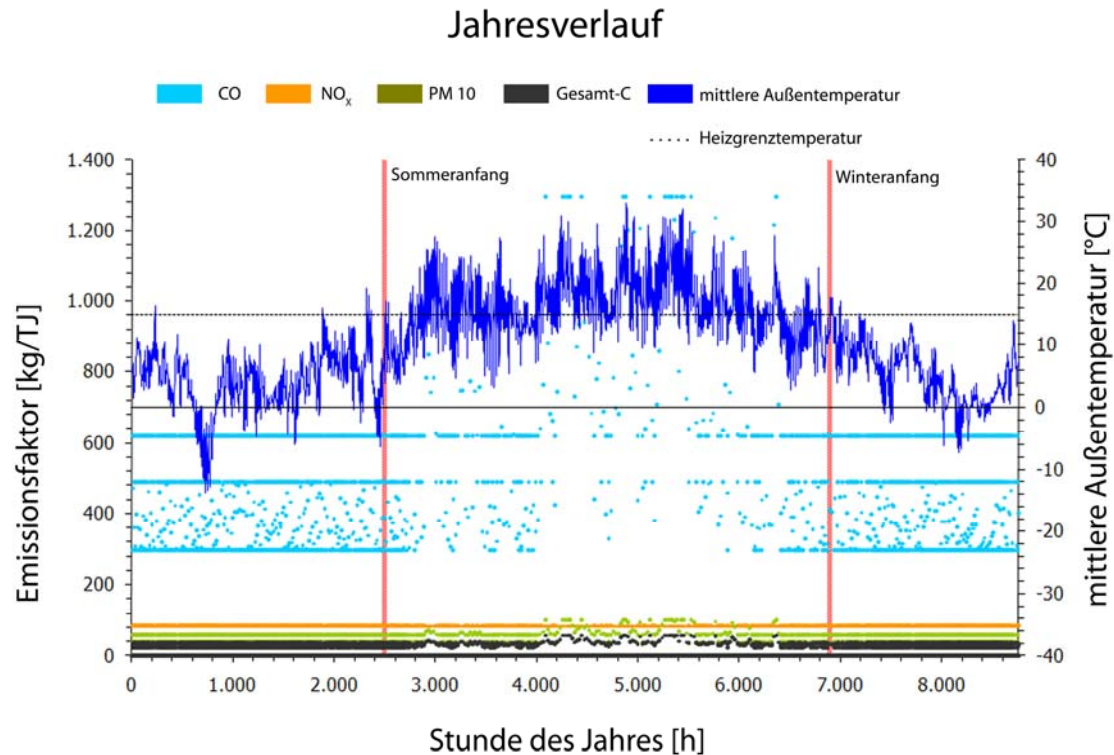


Bild 3-69 Jahresverläufe von Emissionsfaktoren für das berechnete Gebäude mit einem Stückholzkessel mit Pufferspeicher für die Temperatur-region TRY 12

Werden die Verhältnisse für einen milden Wintertag betrachtet, können die Unterschiede in Bezug auf das Betriebsverhalten und damit auch auf das Emissionsverhalten der Stückholzkessel mit und ohne Pufferspeicher verdeutlicht werden. So zeigt **Bild 3-70** für das berechnete Gebäude den Tagesverlauf des Emissionsfaktors für die Komponenten CO (hellblau), NO_x (orange), PM10 (grün) und Gesamt-C (schwarz) von einem Stückholzkessel mit Pufferspeicher an einem milden Wintertag.

An einem milden Wintertag kann der Tagesendenergiebedarf durch zwei Abbrände bereitgestellt werden. In der 6. Stunde des Tages wird der 1. Abbrand gestartet, mit entsprechend hohen Emissionsfaktoren von CO, PM10 und Gesamt-C, da diesem Abbrand die Mehrmissionen durch instationäre Betriebszustände zugeordnet werden.

Nach der Aufheizphase geht der Stückholzkessel in den Volllastbetrieb über und der Emissionsfaktor sinkt auf ein niedrigeres Niveau. Die Ausbrandphase des Brennstoffes (Holzkohleabbrand) findet an diesem Tag über die 9. und 10. Stunde statt, wobei in der 9. Stunde der Kessel sowohl unter Volllast als auch mit Teillast läuft.

Wird der Stückholzkessel ohne Pufferspeicher betrieben, ergeben sich Tagesverläufe der Emissionsfaktoren wie in **Bild 3-71** dargestellt. Um den Tagesendenergiebedarf decken zu können, müssen drei Auflagen getätigt werden (vgl. Bild 3-5). Unmittelbar nach dem Anheizvorgang regelt die Feuerungsanlage in den Teillastbetrieb mit entsprechend hohen Emissionsfaktoren.

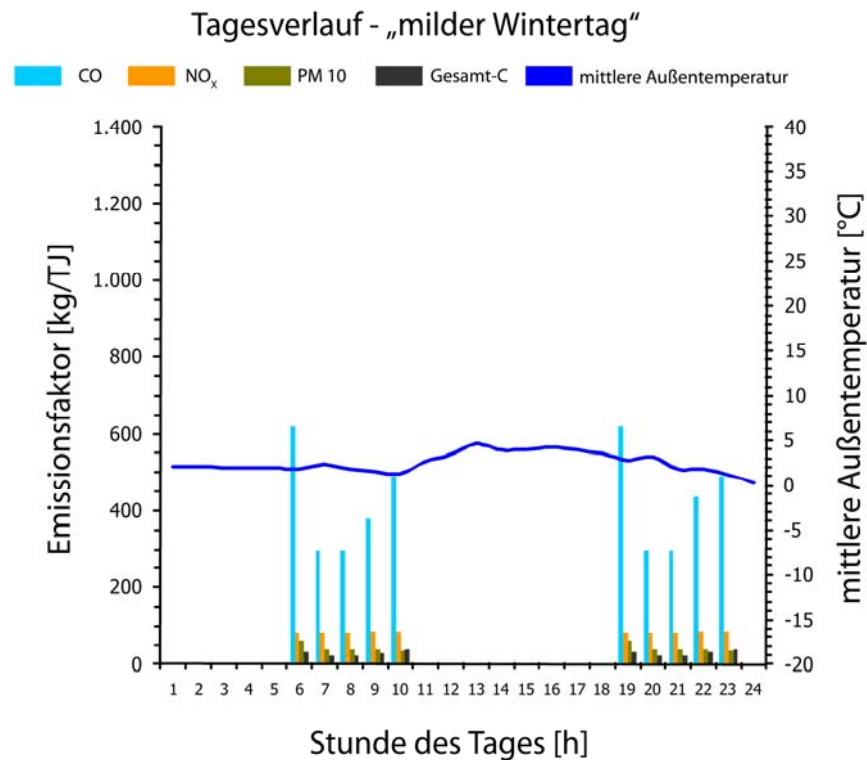


Bild 3-70 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Stückholzkessel mit Pufferspeicher an einem milden Wintertag

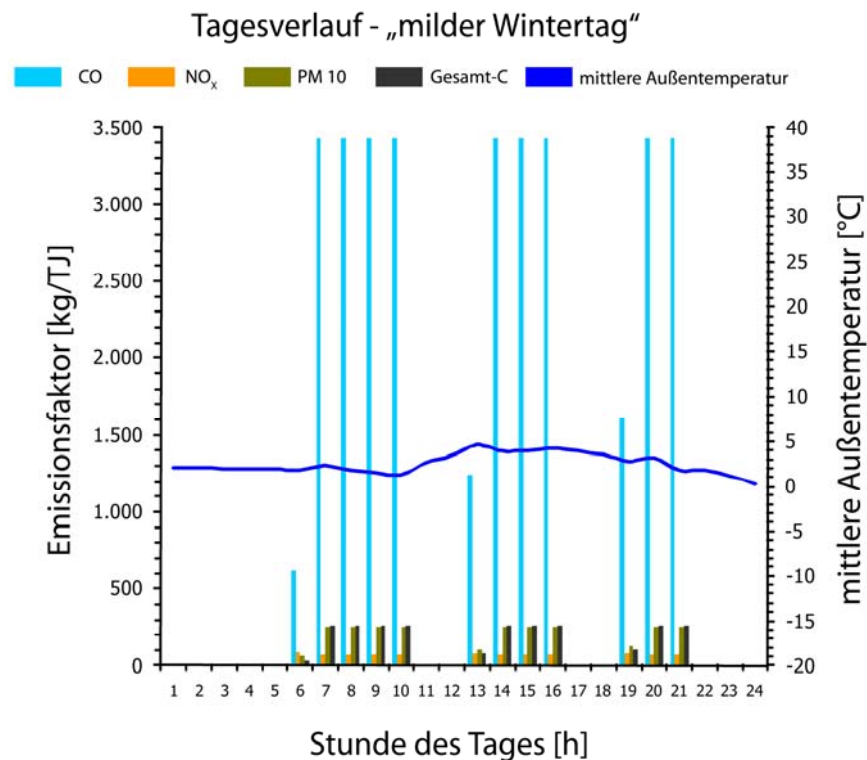


Bild 3-71 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher an einem milden Wintertag

3.5.4 Zeitliche Verläufe bei Zusatzfeuerungen

Zusatzfeuerungen decken nur einen Teil des Endenergiebedarfs für das berechnete Gebäude, da dieser Feuerungstyp nur in den Abendstunden betrieben wird. Des Weiteren kann die Zusatzfeuerung nur ca. 60 % des Endenergiebedarfs in diesem Zeitfenster decken.

In **Bild 3-72** ist für das exemplarisch berechnete Gebäude der Tagesverlauf des Emissionsfaktors für die Komponenten CO (hellblau), NO_x (orange), PM₁₀ (grün) und Gesamt-C (schwarz) für eine Zusatzfeuerung an einem kalten Wintertag aufgezeigt.

In der 18. Stunde wird die Zusatzfeuerung angefeuert. In dieser Stunde sind hohe Emissionsfaktoren von Produkten unvollständiger Verbrennung durch den Abbrennvorgang zu verzeichnen. In den weiteren Stunden wird die Zusatzfeuerung unter Volllast betrieben und es werden entsprechend niedrigere Emissionsfaktoren erreicht. Diese Emissionswerte können in etwa denen entsprechen, die auch auf Prüfständen gemessen werden.

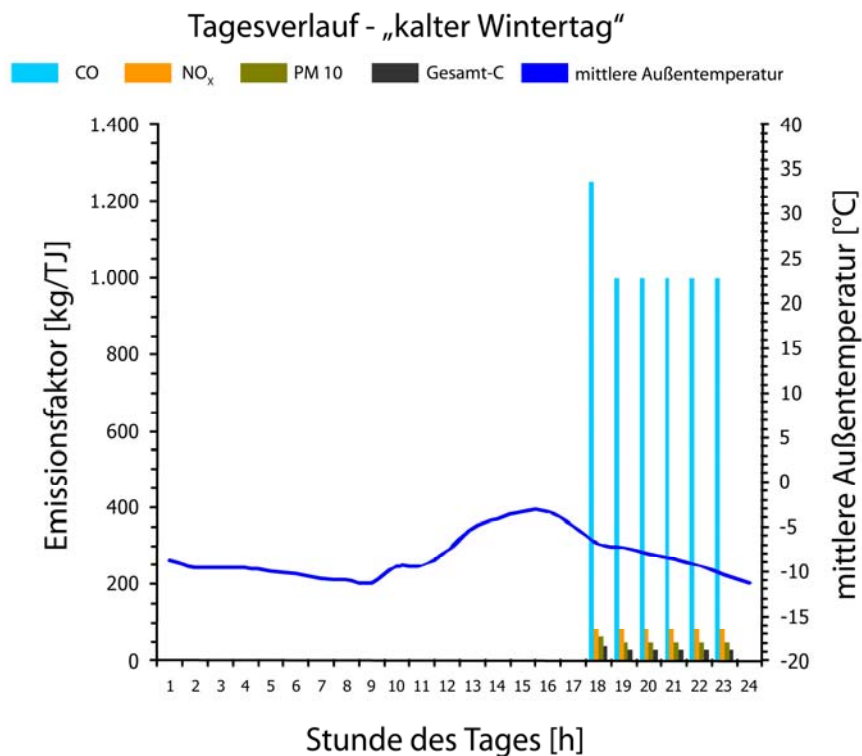


Bild 3-72 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Zusatzfeuerungen an einem kalten Wintertag

Wird die Zusatzfeuerung an einem milden Wintertag betrieben, ergeben sich andere Emissionsfaktoren (siehe **Bild 3-73**). In der 18. Stunde wird die Feuerungsanlage angefeuert. Beim milden Wintertag wird die Feuerungsanlage nach dem Anheizen aufgrund der höheren mittleren Außentemperaturen dann in der Teillast betrieben, mit entsprechend erhöhten Emissionsfaktoren.

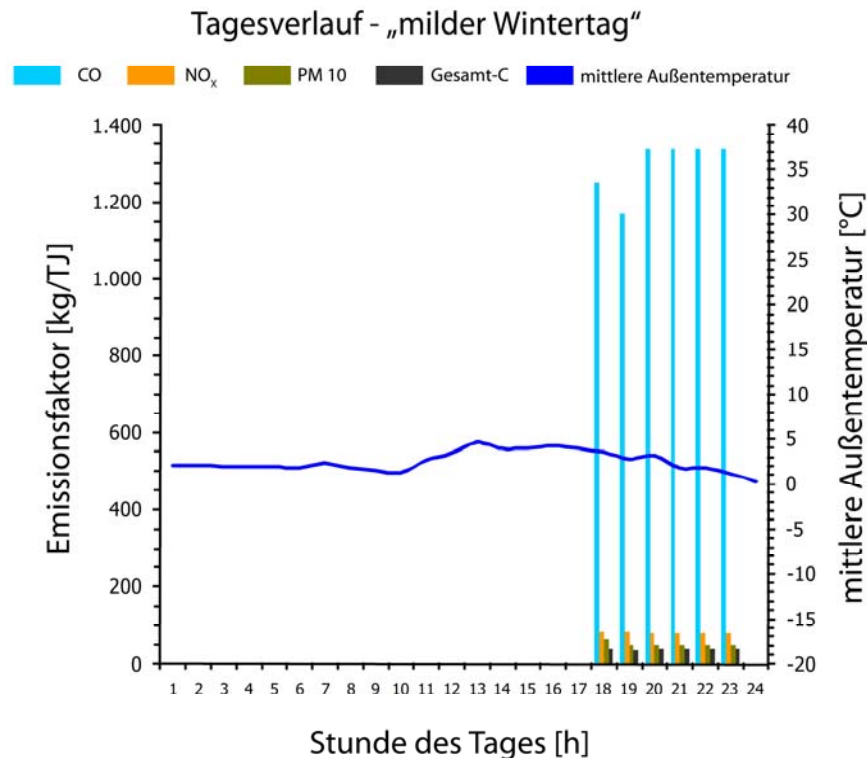


Bild 3-73 Tagesverläufe von Emissionsfaktoren für Zusatzfeuerungen an einem milden Wintertag

3.5.5 Monatsverläufe der Emissionssummen und Emissionsfaktoren

In **Bild 3-74** und **Bild 3-75** sind die Monatssummen der Emissionen des exemplarisch berechneten Gebäudes dargestellt, beispielhaft für die Brennstoffe HEL und Stückholz mit Pufferspeicher. Auch hier zeigt sich die Abhängigkeit der Emissionssummen von der Gradtagszahl. Dieses Verhalten weisen alle Brennstoffe und Feuerungsanlagen auf und sie unterscheiden sich nur durch das Niveau der Monatssummen.

Die Emissionen entstehen hauptsächlich in den kalten Monaten (Januar bis April und Oktober bis Dezember). Bedingt durch den Modellansatz werden auch Emissionen in den Sommermonaten erzeugt. Zum einen bedingt durch die tägliche Bereitstellung von Warmwasser, zum anderen wird auch in den Sommermonaten Brennstoff für die Heizwärmeerzeugung verfeuert. Dies geschieht sobald die mittlere Außentemperatur unter die Heizgrenztemperatur von 15 °C fällt. Gegenüber den Wintermonaten tragen die Sommermonate nur einen geringen Anteil zu den Jahresemissionen bei.

In **Bild 3-76** und **Bild 3-77** sind die mittleren Emissionsfaktoren für Heizöl EL und für Stückholz über die Monate aufgetragen. In den Wintermonaten bleiben die Emissionsfaktoren im Mittel konstant. In den Sommermonaten findet eine Zunahme der Emissionsfaktoren statt. Dies ist bedingt durch den geringen Endenergiebedarf und den hohen Anteil stationärer Emissionen. Für Ölfeuerungen, welche durch Takten ihre Heizleistung einstellen, fällt dieser Unterschied nicht besonders auf. Bei Stückholzfeuerungen ist der Unterschied für die mittleren Emissionsfaktoren zwischen den Winter- und Sommermonaten größer.

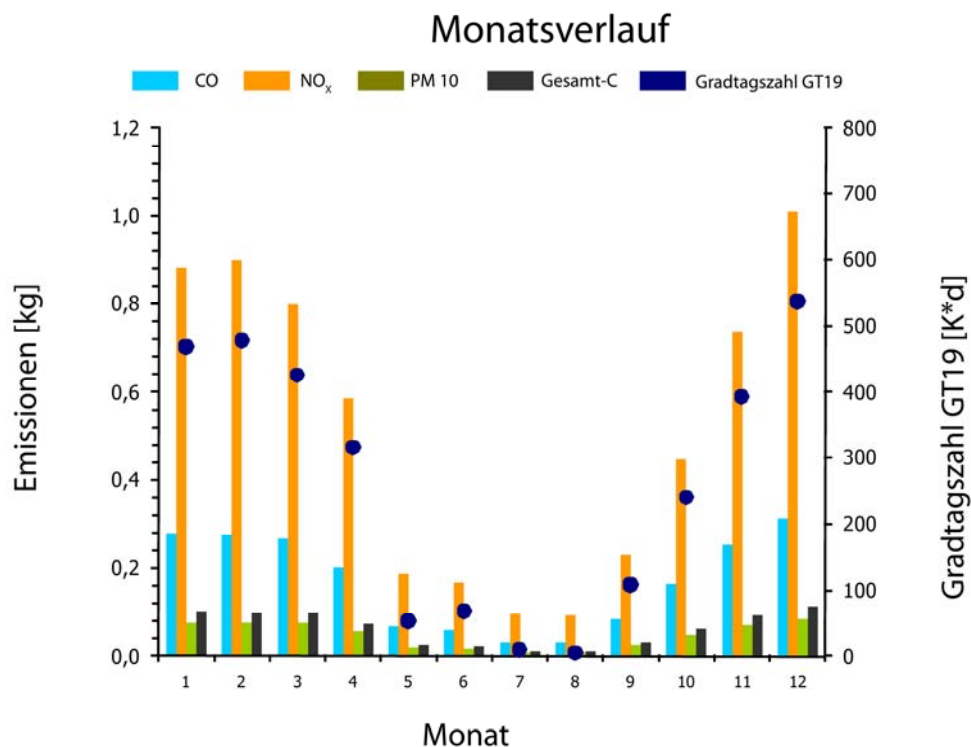


Bild 3-74 Monatssummen der Emissionen für das berechnete Gebäude für den Brennstoff Heizöl EL und für die Temperaturregion TRY 12

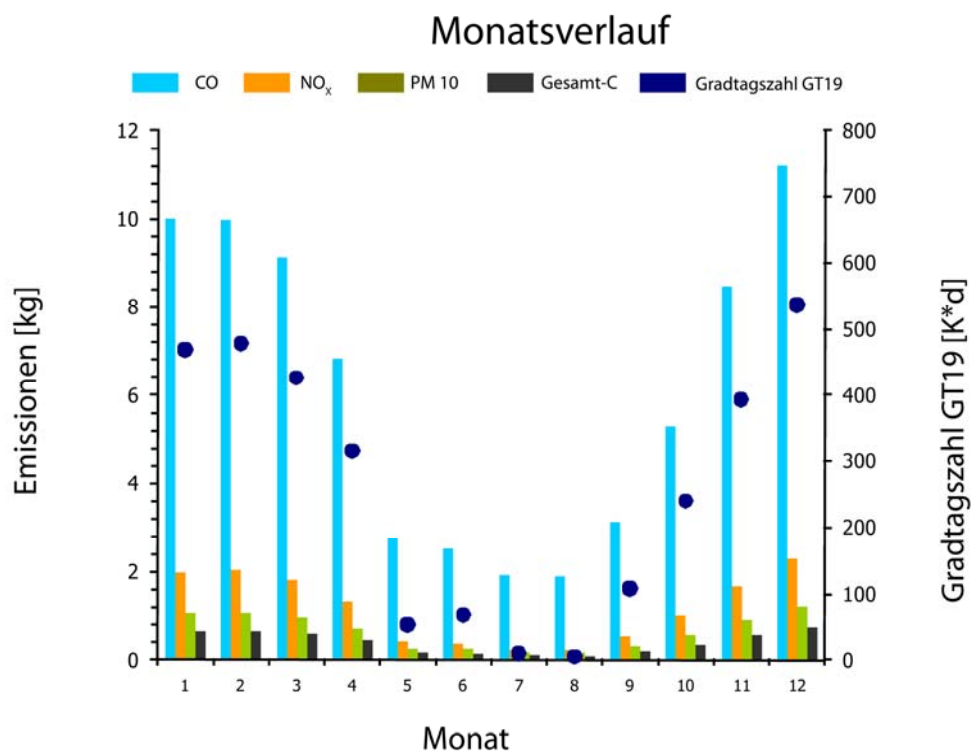


Bild 3-75 Monatssummen der Emissionen für das berechnete Gebäude für Stückholzkessel mit Pufferspeicher und für die Temperaturregion TRY 12

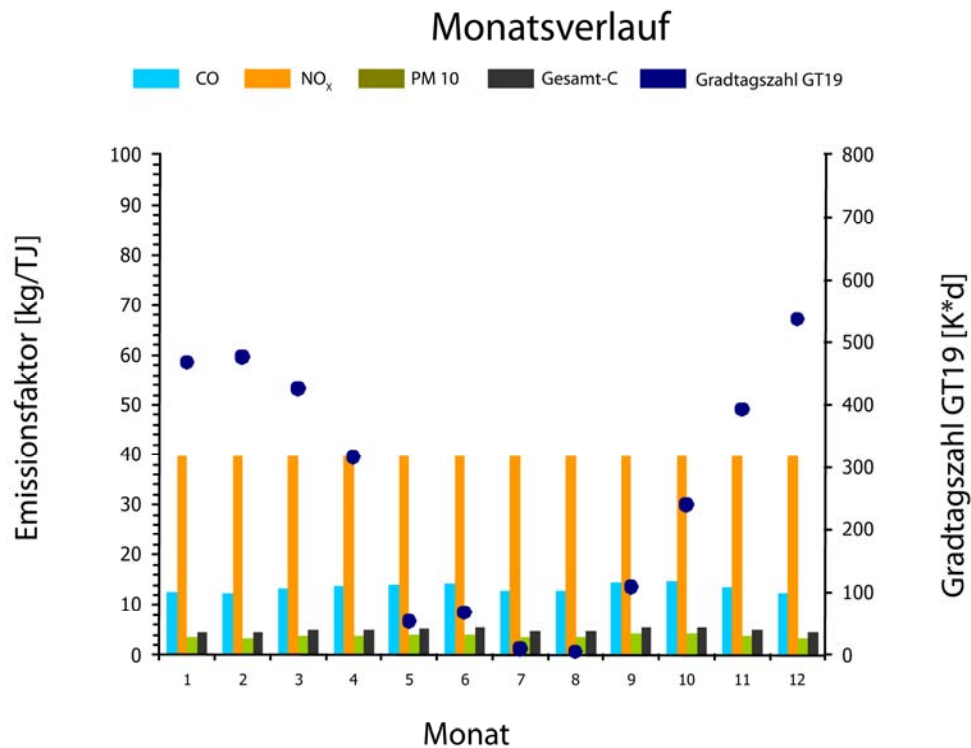


Bild 3-76 Emissionsfaktoren für das berechnete Gebäude für den Brennstoff Heizöl EL und für die Temperaturregion TRY 12

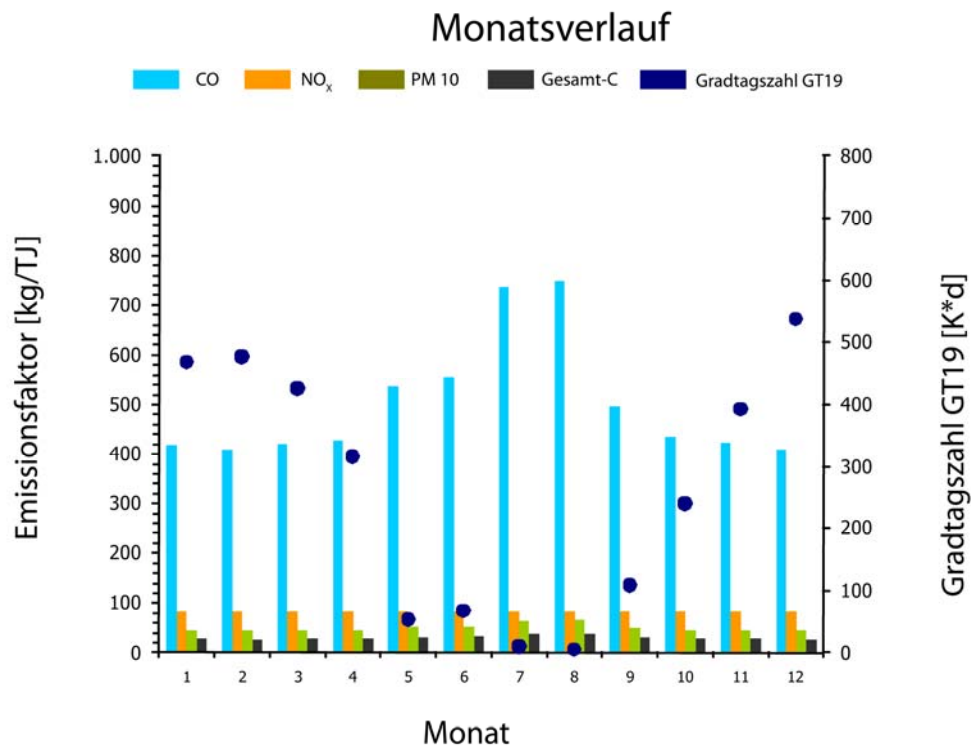


Bild 3-77 Emissionsfaktoren für das berechnete Gebäude für den Brennstoff Stückholz (Stückholzkessel *mit* Pufferspeicher) und für die Temperaturregion TRY 12

3.5.6 Jahresemissionen und Emissionsfaktoren

In den vorherigen Abschnitten wurden die Unterschiede der einzelnen Feuerungstypen detailliert an einem beispielhaften Gebäude und für eine Temperaturregion beschrieben. Diese Emissionszeitreihen wurden für die Temperaturregion TRY 12, mit einer Gradtagszahl GT19 von 3.099 [K*d] und mit einer Anzahl von Heiztagen HT15 von 251 [d] berechnet. Alle anderen Temperaturregionen zeichnen sich durch eine andere Gradtagszahl aus, die sich auf den Endenergiebedarf und damit auf die Jahresemissionssummen auswirkt. Mit steigender Gradtagszahl erhöhen sich der Endenergieverbrauch und somit auch die Jahresemissionssumme.

In **Bild 3-78** ist dies beispielhaft für das ländliche und städtische Modellgebiet für Pelletfeuerungen und für die Emissionskomponenten NO_x (orange) und PM10 (grün) über die Gradtagszahl GT19 aufgezeigt. Durch Hinzufügen einer Ausgleichsgeraden ist der lineare Zusammenhang zwischen Jahresemissionssummen und Gradtagszahl GT19 ersichtlich. Dieser Zusammenhang ist bei allen Feuerungstypen, sowohl für Emissionskomponenten mit als auch ohne Mehremissionen durch instationäre Betriebszustände gegeben.

Jahresemissionssummen

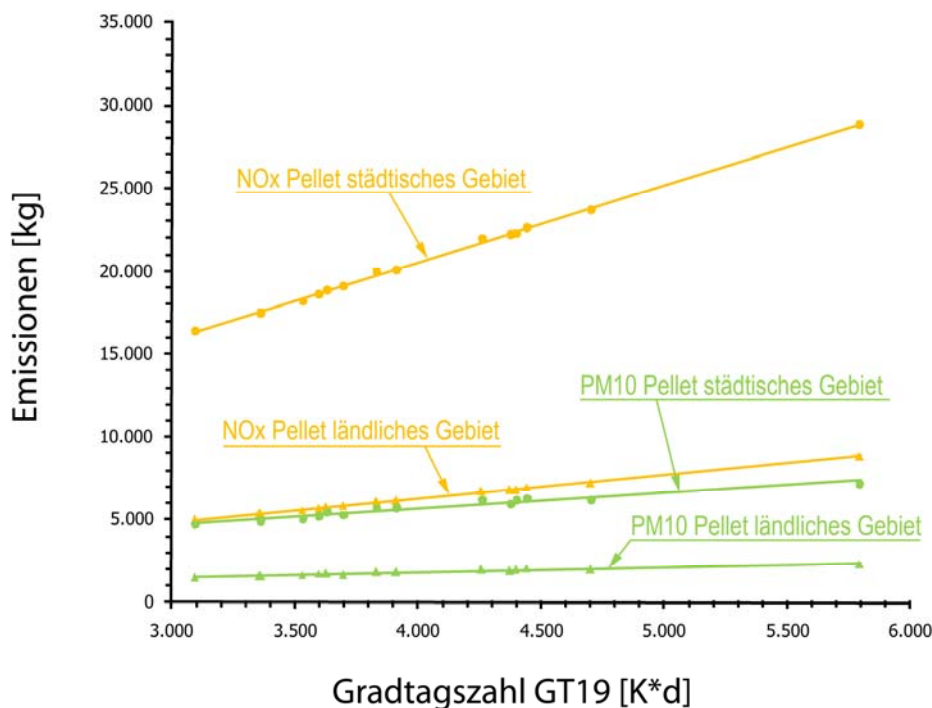


Bild 3-78 Emissionsjahressummen NO_x und PM10 für Pelletfeuerungen in Abhängigkeit von der Gradtagszahl GT19 für Stand der Technik (SdT) Anlagen

Wird das Verhältnis aus Jahresemission und Endenergiebedarf gebildet, so erhält man den energiebezogenen Emissionsfaktor in kg/TJ. In **Bild 3-79** sind die Emissionsfaktoren für PM10 und NO_x für die jeweilige Temperaturregion über die Gradtagszahl GT19 für Pelletkessel aufgetragen. Auch hier zeigt sich wieder die Linearität des Emissionsfaktors und es kann mit guter Genauigkeit ein mittlerer Emissionsfaktor gebildet werden, der dann über alle Temperaturregionen und beide Modellgebiete (ländlich, städtisch) Gültigkeit besitzt.

mittlere Emissionsfaktoren

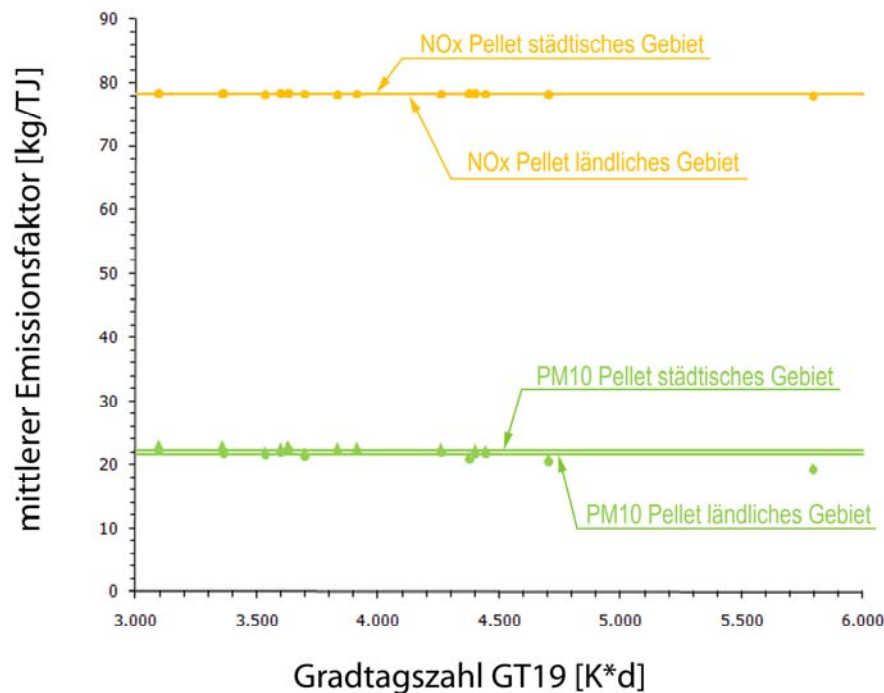


Bild 3-79 Jahresmittelwerte der Emissionsfaktoren NO_x und PM10 für Pelletfeuerungen in Abhängigkeit von der Gradtagszahl

Die Häufigkeit der instationären Vorgänge in einer Feuerungsanlage ergibt sich u. a. durch die niedrigste Außentemperatur der jeweiligen Temperaturregion (siehe Tabelle 3-4), die im Emissionsmodell anhand der DIN EN 12831 (2003) berechnet wurde. Dadurch ergeben sich andere Zusammenhänge zwischen niedrigster Außentemperatur und Gradtagszahl GT19 der Region. Dabei geht im Vergleich zwischen verschiedenen Regionen eine höhere Gradtagszahl häufig, aber nicht immer mit einer niedrigeren Außentemperatur einher. So wurde z.B. für die Region TRY 6 mit der Gradtagszahl GT19 von 4377 [K*d] eine Außentemperatur von -14°C gewählt und für die Region TRY 15 mit einer Gradtagszahl GT19 von 4261 [K*d] eine Außentemperatur von -16°C festgelegt. Somit wird die Streuung der Emissionsfaktoren über der Gradtagszahl GT19 vorwiegend durch eine geringfügig unterschiedliche Häufigkeit von instationären Vorgängen und damit den Emissionen aus dem instationären Betrieb verursacht.

Geringe Unterschiede der Emissionsfaktoren im ländlichen und städtischen Modellgebiet sind durch andere Bebauungs- und Gebäudestrukturen begründet.

Zur Bewertung der einzelnen Feuerungstypen sind in **Tabelle 3.8** die mit dem Emissionsmodell berechneten Emissionsfaktoren (Jahresmittelwert aus Summe der Emissionsfrachten dividiert durch Summe der Endenergieeinsätze) aufgetragen. Die Emissionsfaktoren wurden hierbei als Mittelwerte für beide Modellgebiete über alle Temperaturregionen TRY 1 bis TRY 15, sowie für stationäre und instationäre Betriebszustände und die unterschiedlichen Stände der Anlagentechnik „best case“, „Stand der Technik (SdT)“ und „worst case“ gebildet. Zum Vergleich sind aus verschiedenen Literaturquellen weitere Emissionsfaktoren in der Tabelle mit aufgeführt.

Tabelle 3.8 Berechnete mittlere Emissionsfaktoren für die Modellgebiete und Vergleich mit Literaturangaben (bc =best case, SdT = Stand der Technik, wc = worst case)

Berechnete mittlere Emissionsfaktoren der Modellgebiete im Vergleich mit Literaturangaben für die Brennstoffe bzw. Feuerungstypen		CO	NOX als NO2	Benzol	Partikel	VOC als Gesamt-C	Dioxine	BaP	PAH
		kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	mg/TJ	kg/TJ	kg/TJ
HEL (Heizöl EL)									
Emissionsmodell	bc	3,6	32	0,009	1,0	1,2	0,0024	0,00002	0,0003
	SdT	13	40	0,036	3,7	4,8	0,0024	0,00007	0,0011
	wc	36	48	0,212	8,4	11	0,0026	0,00015	0,0024
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		25	46	0,02	1,6	1,3	0,0025		0,0018
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		15	42	0,01	0,9	1,7	0,0022		0,0012
Struschka et al., 2000 ****		1,6	38			0,3			
GAS (Brenngase)									
Emissionsmodell	bc	5,6	6,8	0,0003	0,004	4,5	0,0023	0,00000	0,0000
	SdT	19	13	0,0010	0,014	18	0,0023	0,00000	0,0000
	wc	68	16	0,0057	0,044	43	0,0026	0,00001	0,0001
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		14	38	0,0003	0,03	1,6	0,0019		
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		15	22	0,0002	0,03	2,4	0,0021		
Struschka et al., 2000 ****		11	13			2,2			
Pellets (Holzpellets)									
Emissionsmodell (Zentralheizung)	bc	40	63	0,01	4,3	1,7	0,0315	0,00177	0,0416
	SdT	183	78	0,04	22	9,9	0,0315	0,00650	0,1516
	wc	901	94	0,26	95	38	0,0347	0,03002	0,7007
Emissionsmodell (Nahwärmenetz)	bc	41	63	0,01	4,3	1,8	0,0315	0,00181	0,04260
	SdT	184	78	0,04	19	10	0,0315	0,00615	0,14341
	wc	916	95	0,25	88	38	0,0348	0,02973	0,69406
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		155	88		23	2,8	0,0010		
Schornsteinfegermessungen 2005		363			62				
Hackschnitzel									
Emissionsmodell	bc	51	78	0,01	7,1	1,9	0,0326	0,00193	0,0452
	SdT	295	97	0,06	40	8,3	0,0326	0,00893	0,2084
	wc	1120	117	0,28	155	28	0,0357	0,03702	0,8641
Emissionsmodell (Nahwärmenetz)	bc	51	78	0,01	6,9	1,9	0,0326	0,00195	0,04588
	SdT	224	98	0,05	30	6,8	0,0326	0,00749	0,17473
	wc	993	117	0,22	134	26	0,0359	0,03466	0,80902
E-Faktoren 2005, Kleinverbraucher in D **		641	115		45	39	0,0314		0,49470
Schornsteinfegermessungen 2005		615			69				
Getreide									
Emissionsmodell	bc	191	358	0,0008	14	2,4	0,0367	0,00084	0,0196
	SdT	617	447	0,0034	63	11	0,0367	0,00374	0,0871
	wc	2899	535	0,0201	311	38	0,0403	0,01448	0,3374
Mittelwerte diverser Quellen *****		253	513	0,0014	91	4,6	0,0367	0,00157	
Stückholzkessel									
Emissionsmodell	bc	93	72	0,03	7,6	3,9	0,0318	0,00369	0,0347
	SdT	427	84	0,07	45	28	0,0318	0,01023	0,0961
	wc	1829	95	0,31	130	66	0,0324	0,04168	0,3916
	ops	2635	72	0,39	198	194	0,1667	0,05856	0,5499
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		2847	63		24	292	0,0514		0,03
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		2203	97	11 ***	68	49	0,0368		0,03
Schornsteinfegermessung 2005		1117			72				
Struschka et al. (2004) mit 1.500l Pufferspeicher		640-1660							
Struschka et al. (2004) ohne Pufferspeicher		3375-5115							
Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerung									
Emissionsmodell	bc	481	63	1,6	23	11	0,0179	0,00354	0,0415
	SdT	1365	79	4,6	50	39	0,0179	0,01139	0,1329
	wc	6623	91	19	147	94	0,0187	0,05485	0,6406
E-Faktoren 2000, Haushalte in D *		3705	47		59	396	0,0234		0,52
E-Faktoren 2005, Haushalte in D **		2975	66	5,4	126	266	0,0498		0,70
IVD 2005 in Greiselis-Bailer et al. (2006)		1294	90	8,0	89	56		0,01102	0,1285

Legende zur Tabelle 3.8:

- * Pfeiffer, F. et al., 2000 – Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand
 Stückholzkessel: Mittelwerte aller Leistungsbereiche
 Einzelfeuerstätten: Mittelwert für Kachelöfen, Kamine und Kaminöfen
- ** Struschka, M. et. al., 2007 – Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand in D
 Pellets: Mittelwert für Heizkessel für Haushalte
 Hackschnitzelkessel: Mittelwerte für Hackschnitzelkessel bei Kleinverbrauchern
 Stückholzkessel: Mittelwerte aller Leistungsbereiche für Haushalte
 Einzelfeuerstätten: Mittelwerte für Kachelöfen, Kamine und Kaminöfen für Haushalte
- *** unsichere Datenbasis; es liegen nur wenige Messwerte vor
- **** Werte für stationären Dauerbetrieb
- ***** Mittelwerte für (stationären) Betrieb bei Nennwärmeleistung gebildet aus FNR (2007), Hering et. al. (2006), Struschka et al. (2008); Ergebnisse aus Typenprüfungen

Die aufgelisteten Daten aus Literaturquellen spiegeln zum einen die für den Anlagenbestand in Deutschland berechneten Emissionsfaktoren wieder und zum anderen sind auch Emissionsfaktoren enthalten, die auf Prüfständen unter definierten Betriebsbedingungen der Feuerungsanlagen ermittelt wurden. Im Emissionsmodell wurde der Fall „Stand der Technik (SdT)“ als gut installierte und betriebene, moderne Agententechnik definiert. In Bezug auf das BIOMIS-Arbeitsblatt muss gerade bei handbeschickten Feuerungsanlagen mit einer Agententechnik gerechnet werden, die zwischen dem Stand der Technik und dem „worst case“ Fall liegt bzw. diesen sogar erreicht. Bei Heizöl EL- und Gasfeuerungen wird im Modell der derzeitige Anlagenbestand durch den gewählten Stand der Technik gut beschrieben.

Bei Pellet- und Hackschnitzelfeuerungen muss im Modell ein Fall zwischen „Stand der Technik“ und „worst case“ gewählt werden, um die Emissionsfaktoren des derzeit installierten Anlagenbestandes zu erhalten.

3.6 Geruchsemissionsmodellierung

In diesem Vorhaben wurde auch ansatzweise untersucht, ob mit dem derzeit verfügbaren Datenmaterial eine Emissions- und Immissionsmodellierung von Gerüchen möglich ist. Insgesamt sind hier bisher nur sehr wenige Untersuchungen vorgenommen worden, aus denen ein Zusammenhang zwischen den Geruchsemissionen einer Feuerungsanlage und dem Betriebszustand, charakterisiert durch die Emissionen von z.B. CO oder VOC (Gesamt-C), abgeleitet werden kann. Grundsätzlich sollte die Emissionsmodellierung für Gerüche nach der gleichen Systematik erfolgen wie bei den anderen betrachteten Emissionskomponenten, d.h. es sollten Geruchsdaten für die stationären Zustände (Voll- und Teillast) und für die instationären Zustände verwendet werden.

Eine Zusammenstellung bisheriger Geruchsuntersuchungen von Richter et al. (2000) wurde als Basis für eine exemplarische Ableitung von Geruchsemissionen aus Holzfeuerungen herangezogen (vgl. **Bild 3-80**). In dieser Arbeit sind Geruchs- sowie CO- und VOC-Konzentrationen für verschiedene Betriebszustände bei Stückholzkesseln sowie Rost- und Unterschubfeuerungen vorhanden. Als Brennstoffe sind Hackschnitzel und Werkstoffreste aufgeführt.

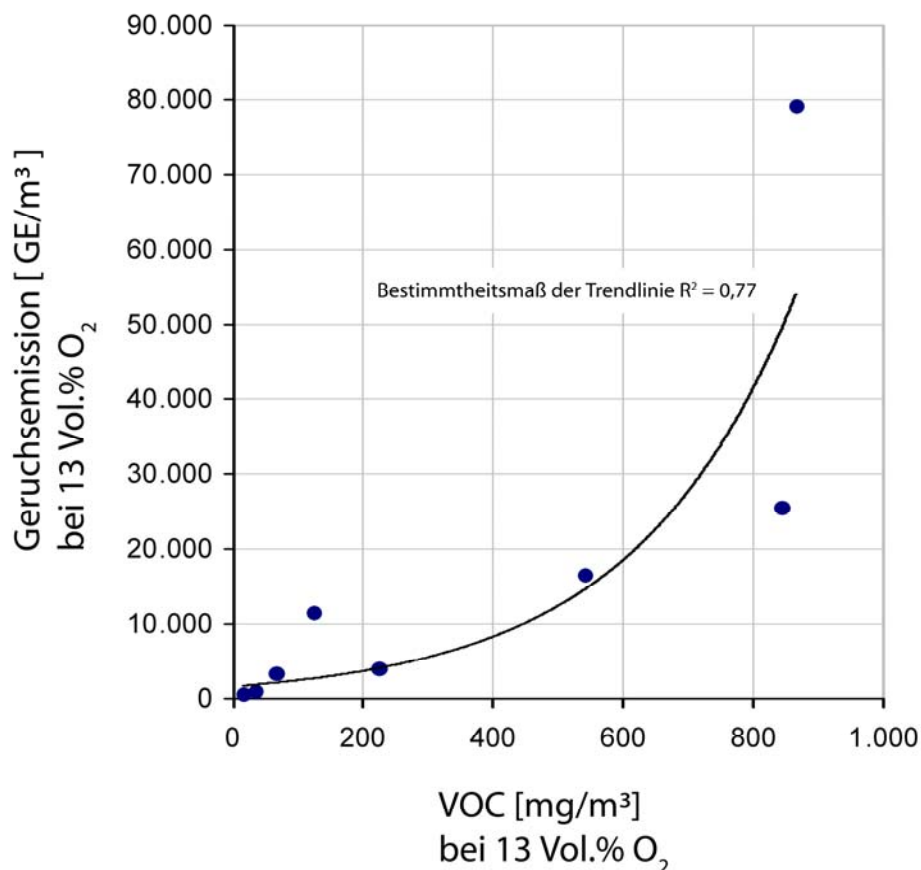


Bild 3-80 Korrelation zwischen der VOC-Konzentration im Abgas und den emittierten Geruchseinheiten (eigene Berechnungen nach Richter et al. (2000))

Die Geruchsmessungen wurden allerdings nicht mit dem Ziel durchgeführt, den Zusammenhang zwischen dem Betriebszustand der Feuerungsanlage und der Geruchsemission systematisch zu untersuchen. Deshalb wird u.a. der mögliche Betriebsbereich der Anlagen auch nicht abgedeckt. Außerdem liegen nicht alle Messgrößen bei den verschiedenen Messungen vor. Somit können diese Ergebnisse nur dazu verwendet werden, einen möglichen Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Abgas und den emittierten Geruchseinheiten als grobe Abschätzung anzugeben.

Da Geruchsimmissionen anders behandelt werden als gas- und partikelförmige Immissionen können die mit den o.g. Eingangsgrößen berechneten Geruchsemissionen nicht einfach als Stundenmittelwerte ausgegeben werden.

Entsprechend der Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL, LAI 2004a) liegt eine Geruchsstunde vor, wenn es in mindestens 10% der Zeit der Stunde (entspricht 6 min) zu Geruchswahrnehmungen kommt. Es handelt sich um ein Schwellenwertkonzept, bei dem es nur auf die Entscheidung ankommt, ob eine Geruchsstunde vorliegt oder nicht (und nicht wie hoch die Geruchsstoffkonzentration in der Geruchsstunde ist). Mit einer Emissionszeitreihe aus Stundenmittelwerten kann keine Häufigkeitsermittlung der Geruchsschwellenüberschreitungen statt finden, vielmehr muss die maximale Geruchsemission während 6 Minuten einer Stunde bekannt sein.

Deshalb wurde versucht, aus gemessenen VOC-Konzentrationsverläufen an Stückholzkesseln auf den Verlauf der Geruchsemission zu schließen. Die Analyse der VOC-Konzentrationsverläufe hat gezeigt, dass der höchste 6-Minuten Mittelwert von VOC ca. dem 6-fachen des 1. Stundenmittelwertes entspricht. In **Bild 3-81** sind beispielhaft gemessene VOC-Konzentrationen während einer Abbrandstunde, mit einer ausgeprägten VOC-Spitzenkonzentration während des Anheizvorgangs, und der berechnete Verlauf der Geruchsemission dargestellt. Der Verlauf der Geruchsemission wurde mit dem in Bild 3-80 dargestellten Zusammenhang zwischen der VOC-Konzentration im Abgas und der Geruchsemission ermittelt.

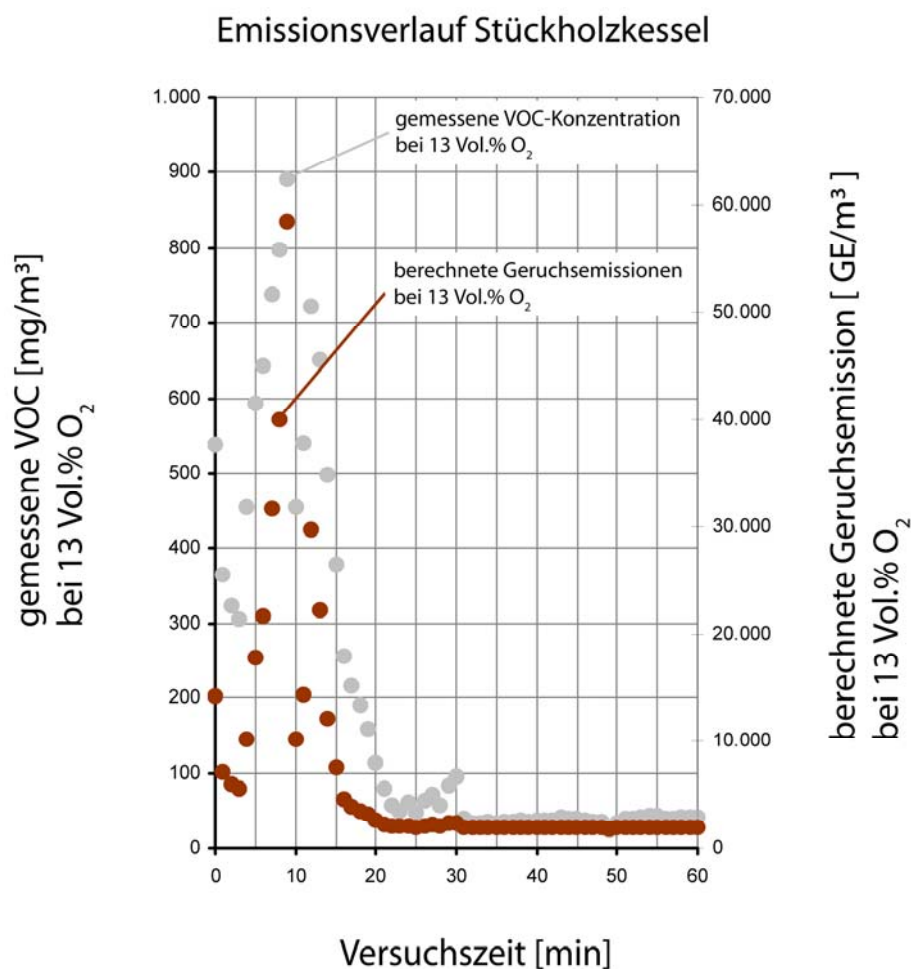


Bild 3-81 VOC-Konzentration im Abgas und berechnete Geruchseinheiten

Im Emissionsmodell wurde für Gerüche die zeitliche Auflösung nicht erhöht, sondern es wurden analog zu den anderen Emissionszeitreihen Stundenmittelwerte der Emission berechnet. Daher sind die im Modell berechneten Geruchsemissionsverläufe nur ansatzweise mit dem tatsächlichen Verlauf zu vergleichen. Zum einen wurde empirisch ein Zusammenhang zwischen VOC- und Geruchsemission ermittelt. Zum anderen wurde für VOC eine Beziehung zwischen dem Stundenmittelwert und dem maximalen 6-Minuten Mittelwert hergestellt, der in der Praxis sicherlich nicht auf alle Konzentrationsverläufe anwendbar ist.

Die Emissionszeitreihe für Gerüche wurde zunächst als Stundenmittelwerte basierend auf den Eingangswerten für Volllast, Teillast und Mehremissionen durch Start/Stop-Vorgänge berechnet. Diese Stundenmittelwerte wurden dann mit dem Faktor 6 multipliziert.

Es wurden vergleichende Berechnungen von Emissionszeitreihen nach dem oben beschriebenen Verfahren in stündlicher Auflösung für Stückholzkessel (Stand der Technik) und Stückholzkessel ohne Pufferspeicher im ländlichen Gebiet durchgeführt.

Mit Hilfe des oben abgeschätzten Zusammenhanges wurden anhand der VOC-Eingangswerte die Geruchsemissionen für den Feuerungstyp Stückholzkessel für folgende Betriebszustände ermittelt:

- (1) Volllast in GE/m³
- (2) Teillast in GE/m³
- (3) Mehremissionen durch An- und Ausbrand- sowie Regelvorgänge in GE/kW.

Dieses orientierende Vorgehen ermöglicht eine immissionsseitige Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher Emissionsansätze in Zusammenhang mit dem Geruchsschwellenkonzept.

Die Ergebnisse der Geruchsmodellierung, sowohl bzgl. der Emissions- als auch der Immissionsbetrachtungen, haben auf Grund dieser unsicheren und lückenhaften Datenlage einen exemplarischen und orientierenden Charakter. Weiterführende Arbeiten sollten u.a. systematisch ermittelte Ergebnisse zu den Geruchsemissionen bei unterschiedlichen Anlagenzuständen (z.B. Voll- und Teillast, An- oder Abfahrvorgänge) und bei Verwendung von definierten Brennstoffen liefern.

4 Immissionsmodellierung

4.1 Vorgehensweise

Die zu untersuchenden Luftschadstoffe und die zu betrachtenden Feuerungsanlagen wurden seitens des Auftraggebers vorgegeben und sind in Kapitel 3.3.1 und 3.3.3 ausführlich beschrieben. Auf Basis der Ausschreibung wurde ein Konzept entwickelt, das eine parametrisierte Betrachtung ermöglicht. Der Teil Immissionsmodellierung dieses Konzeptes wird nachfolgend beschrieben.

Die Immissionsrechnungen wurden für die beiden in Kapitel 2.3.3 beschriebenen Modellgebiete durchgeführt. Diese umfassten ein Wohngebiet mit lockerer Bebauung, typisch für eine Lage im ländlichen Raum, und ein Wohngebiet mit dichter meist mehrstöckiger Bebauung, typisch für eine innerstädtische Lage.

In den Ausbreitungsrechnungen wurden als Energieträger bzw. Feuerungsanlagentypen mit den entsprechenden Emissionen (vgl. Kapitel 3.3 und 3.5) Heizöl, Gas, Pellets, Hackschnitzel, Stückholzkessel mit und ohne Pufferspeicher, und Einzelfeuerstätten betrachtet. Im ländlichen Modellgebiet wurden zusätzlich Getreidefeuerungen und Nahwärmenetze mit Pellet- bzw. Hackschnitzel-Kessel untersucht. Die betrachteten Schadstoffe sind NO_x, Benzol, PM_{2.5}, PM_{2.5}-PM₁₀, CO, Gesamtkohlenstoff (im Bericht auch als Gesamt-C und VOC bezeichnet), Dioxine, Benzo(a)pyren und PAK. Zusätzlich wurden orientierende, beispielhafte Rechnungen für Geruch durchgeführt.

In **Bild 4-1** ist ein Ablaufschema zur Immissionsmodellierung mit den relevanten Eingangsgrößen und Ergebnissen dargestellt.

Die Emissionen und die meteorologischen Eingangsgrößen wurden in Form von Zeitreihen berücksichtigt. Die Grundlagen für die Emissionszeitreihen sind in Kap. 3.5 ausführlich beschrieben. Um möglichst allgemeine Aussagen zu liefern, die eine große Fläche von Deutschland abdecken, wurden die meteorologischen Zeitreihen (AKTerms) für die Standorte Hannover, Stuttgart und Garmisch-Partenkirchen verwendet. Jedes Modellgebiet wurde mit diesen meteorologischen Eingangsgrößen untersucht (vgl. Kapitel 2.3.2).

Die Simulation des Windfeldes wurde mit dem prognostischen, hindernisauflösenden Strömungsmodell MISKAM durchgeführt. Für Vergleichszwecke erfolgten auch Rechnungen unter Annahme einer freien Luftströmung ohne detaillierte Berücksichtigung der Bebauung. Als Ausbreitungsmodell wurde das Programmsystem AUSTAL2000 verwendet, das auf einem Lagrange'schen Partikelmodell beruht.

Als Ergebnis der Ausbreitungsrechnungen wurden flächenhafte Immissionsfelder geliefert, die die Zusatzbelastung für ein bestimmtes Szenario der Wärmeversorgung im Modellgebiet beschreiben. Diese Ergebnisse wurden zu Kennwerten zusammengefasst. Unter Berücksichtigung von typischen Hintergrundbelastungswerten kann die Gesamtbelastung als Summe aus Zusatz- und Hintergrundbelastung bestimmt werden. Diese Immissionsszenarien wurden für unterschiedliche Anteile von verschiedenen Biomassefeuerungen in den Wohngebieten als systematische Parameterstudie durchgeführt.

Die oben beschriebene Vorgehensweise wurde auch für die Immissionsmodellierung für das Validierungsgebiet in Bechtoldsweiler (siehe Kapitel 5.3) angewandt.

Die Ergebnisse der parametrisierten Immissionsmodellierung und der Emissionsmodellierung wurden zudem übersichtlich und für die Praxis anwendbar in dem Excel-Blatt BIOMIS aufbereitet (vgl. Kapitel 6.3).

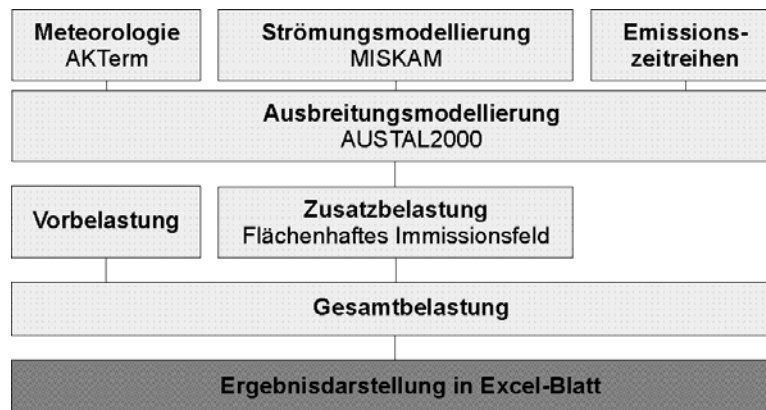


Bild 4-1 Ablaufschema zur Immissionsmodellierung

4.1.1 Strömungs- und Ausbreitungsrechnung

Entsprechend den Vorgaben der Ausschreibung wurde für die Ausbreitungsmodellierung das auf einem Lagrange'schen Partikelmodell basierende Programmsystem AUSTAL2000 (TA Luft, 2002 und Janicke, 2005) verwendet. Für die Strömungsmodellierung wurde standardmäßig das mikroskalige Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM (Eichhorn, 1989), Version MISKAM 5 (24.01.05) verwendet. Auf diese Weise konnte der Gebäudeeinfluss auf die Strömungsverhältnisse mit einem prognostischen Windfeldmodell simuliert werden. Ergänzend wurden für Vergleichszwecke einige Rechnungen mit freier Strömung, also ohne explizite Berücksichtigung der Bebauung, mit AUSTAL2000 durchgeführt. Bei den Standardrechnungen wurde das Strömungsfeld von MISKAM in AUSTAL2000 übernommen, die Turbulenzparametrisierung erfolgte durch AUSTAL2000. Aufgrund der über eine TA Luft-Anwendung hinausgehenden Anzahl von Quellen in den Modellgebieten, wurde eine speziell angepasste Version von AUSTAL2000 (Version 2.9.9.-W2 vom 07.03.06) eingesetzt, die die Berücksichtigung einer größeren Anzahl von Quellen ermöglicht.

In dieser Version ist auch das Geruchsausbreitungsmodul integriert. Dieses berechnet die Geruchswahrnehmungshäufigkeiten bezogen auf eine Beurteilungsschwelle von 0.25 GE/m^3 . D.h., eine Geruchsstunde liegt vor, wenn der berechnete Stundenmittelwert der Konzentration größer ist als diese Beurteilungsschwelle (Janicke u. Janicke, 2004).

Ergebnisse eines Lagrangeschen Partikelmodells sind systembedingt mit einer statistischen Unsicherheit (dem Stichprobenfehler) behaftet. Sie lässt sich reduzieren, indem im Modell mehr Partikel freigesetzt werden, wodurch sich allerdings die Rechenzeit erhöht. Bei AUSTAL2000 werden die Freisetzungsraten der Partikel und damit der Stichprobenfehler durch Wahl der sogenannten Qualitätsstufe gesteuert (Janicke, 2005). Diese Qualitätsstufe wurde nach entsprechenden Kontrollen der statistischen Unsicherheit auf den Standardwert 0 festgelegt. Die Rechengitter für beide Modellgebiete wurden identisch gewählt. Sie sind horizontal äquidistant angelegt, die Seitenlänge einer Box beträgt 4 m.

Jedes Gitter besteht aus 150 x 200 Boxen, d.h. es besitzt eine Größe von 600 m x 800 m. Die vertikale Auflösung ist gestuft, die untersten drei Boxen haben jeweils eine Höhe von 60 cm, danach nimmt die Boxenhöhe mit dem Faktor 1.2 zu, oberhalb von 100 m Höhe mit dem Faktor 1.5, insgesamt erstreckt sich das Gitter vertikal über 33 Boxen bis in eine Gesamthöhe von 872.4 m. Auf diese Weise befindet sich die Auswertehöhe von 1.5 m in der dritten Box von unten, damit sind die Vorgaben der VDI-Richtlinie 3783 Blatt 9 erfüllt.

Bei der Modellierung werden die Gebäude als Quader abgebildet. Die Gebäudehöhen sind für die beiden Gebiete mit dem Mittelwert zwischen Firsthöhe und Traufhöhe, als mittlere Höhen gemäß Kapitel 2.3.3 definiert.

Die Rauigkeitshöhe z_0 liegt nach dem Programmteil „Interaktive Bestimmung der Rauigkeitslänge“ (rl_inter.exe) des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 sowohl im ländlichen Gebiet als auch im städtischen Gebiet bei 1.0 m. Diese Rauigkeitslänge wurde bei der Modellierung verwendet. Die starke Einwirkung der Bebauung auf die Strömung ist durch die Kopplung mit dem verwendeten MISKAM-Strömungsfeld berücksichtigt.

4.1.2 Sensitivitätsanalyse

Der systematischen Untersuchung wurde eine Sensitivitätsanalyse vorgeschaltet, um die Auswirkungen bestimmter Parameter, die modelltechnische Machbarkeit und die Anforderungen an die Eingangsgrößen detailliert zu betrachten. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Kapitel 4.3 beschrieben. Detailliert betrachtet wurden die Themen

- Auswahl der Modellgebiete und Umgebungsbebauung
- Berechnung und Auswertung der Immissionen:
Auswerteflächen, Überlagerung und Skalierung der berechneten Immissionen
- Auswirkungen einzelner Parameter auf die berechneten Immissionen:
Freie Strömung, Siedlungsdichte, Ausbreitungsbedingungen, Temperaturregion, Schornsteinhöhe, Gebietsgröße.

4.1.3 Ergebnisdarstellung und Bewertung

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wurde die prinzipielle Vorgehensweise zur Berechnung und Auswertung der Immissionen erarbeitet (vgl. Kapitel 4.3.2). In Kapitel 4.4 und im Anhang sind die Ergebnisse der Immissionsberechnungen, insbesondere die Flächenjahresmittelwerte und die Jahresmittelwerte für die höchst belastete Auswertefläche beschrieben.

Im Excel-Arbeitsblatt BIOMIS (vgl. Kapitel 6.3) werden sowohl die Ergebnisse der Emissionsmodellierung als auch die der Immissionsmodellierung zusammengefasst und die Immissionen im Rahmen der in der Sensitivitätsanalyse erarbeiteten Möglichkeiten für verschiedene Szenarien skaliert.

Die berechneten Konzentrationen liegen für jede Box des Rechenrasters vor. Diese können zu größeren Einheiten zusammengefasst werden, so dass z.B. die Forderung der 22. BImSchV für die Repräsentanz von Messstellen in einem umgebenden Bereich von mindestens 200 m² erfüllt wird.

Zur Bewertung sind die Immissionsgrenzwerte für die verschiedenen, untersuchten Schadstoffe zusammengestellt (siehe Kapitel 6.2.2). Die Besonderheiten der schadstoffspezifischen Kennwerte für Stickstoffoxide, PM10 und CO sind ebenfalls in Kapitel 6.2.3 zu finden.

Allgemein ist bei der Bewertung zu beachten, dass nur die Gesamtbelastung, zusammengesetzt aus Zusatz- und Hintergrundbelastung, mit den Grenzwerten verglichen werden darf.

4.2 Zusätzliche Eingangsdaten

Nachfolgend werden die zusätzlichen Eingangsdaten für die Immissionsmodellierung beschrieben. Dies sind die Emissionen in den Gebieten in Abhängigkeit von den verwendeten Emissionszeitreihen und der Quellstruktur. Die sonstigen Eingangsdaten sind in Kapitel 2.3.2 und 2.3.3 beschrieben.

4.2.1 Emissionszeitreihen

Die in die Ausbreitungsrechnungen eingehenden Emissionszeitreihen für die Stoffe CO, NO_x, Benzol, PM2.5, PM2.5-PM10, Gesamtkohlenstoff, Dioxine, Benzo(a)pyren und PAK wurden vom Institut für Verfahrenstechnik und Dampfesselwesen (IVD) als einjährige Zeitreihen für jedes einzelne Gebäude des jeweiligen Untersuchungsgebietes in stündlicher Auflösung bereitgestellt (siehe Kapitel 3.5).

In AUSTAL2000 werden CO, NO_x (NO und NO₂), Benzol und Gesamtkohlenstoff als Gase und PM2.5, Dioxine, Benzo(a)pyren und PAK als Stäube der Korngröße $\leq 2.5 \mu\text{m}$ behandelt. PM2.5-PM10 wird als Staub in der Korngröße 2.5-10 μm simuliert. Im Ergebnis werden PM2.5 und PM2.5-PM10 TA Luft konform von AUSTAL2000 als PM10 zusammengefasst.

Die vorliegenden Emissionszeitreihen für jeden Brennstoff bzw. Feuerungsanlagentyp gehen zunächst von einer 100prozentigen Endenergieerzeugung mit diesem Anlagentyp im jeweiligen Modellgebiet aus. Einzig für die Einzelfeuerstätten liegen die Emissionszeitreihen mit einem verringerten Endenergieanteil vor, dies liegt daran, dass mit Einzelfeuerstätten maximal nur ein begrenzter Anteil an der Endenergie bereitgestellt werden kann.

4.2.2 Quellverteilung

Die Quellverteilungen in den einzelnen Gebieten und auch die Quelhöhen basieren jeweils auf den real vor Ort vorgefundenen Verteilungen. Die Quellverteilungen und die zugeordneten Quelhöhen sind nachfolgend beschrieben.

Ländliches Gebiet

Das ländliche Untersuchungsgebiet beinhaltet 320 Quellen (Schornsteine). Die räumliche Verteilung der Quellen im Gebiet und die zugehörigen Schornsteinhöhen sind in **Bild 4-2** dargestellt. Einige Gebäude im nördlichen, älteren Ortsbereich sind Scheunen/Schuppen im Hinterhof, die über keine Schornsteine und somit über keine Emissionsquellen verfügen.

Bild 4-3 zeigt die prozentuale Verteilung der Schornsteinhöhen im ländlichen Untersuchungsgebiet. Ca. 70% der Schornsteine haben eine Höhe zwischen 6 m und 10 m. Die niedrigsten Schornsteine sind 3.5 m hoch und der höchste 14.5 m.

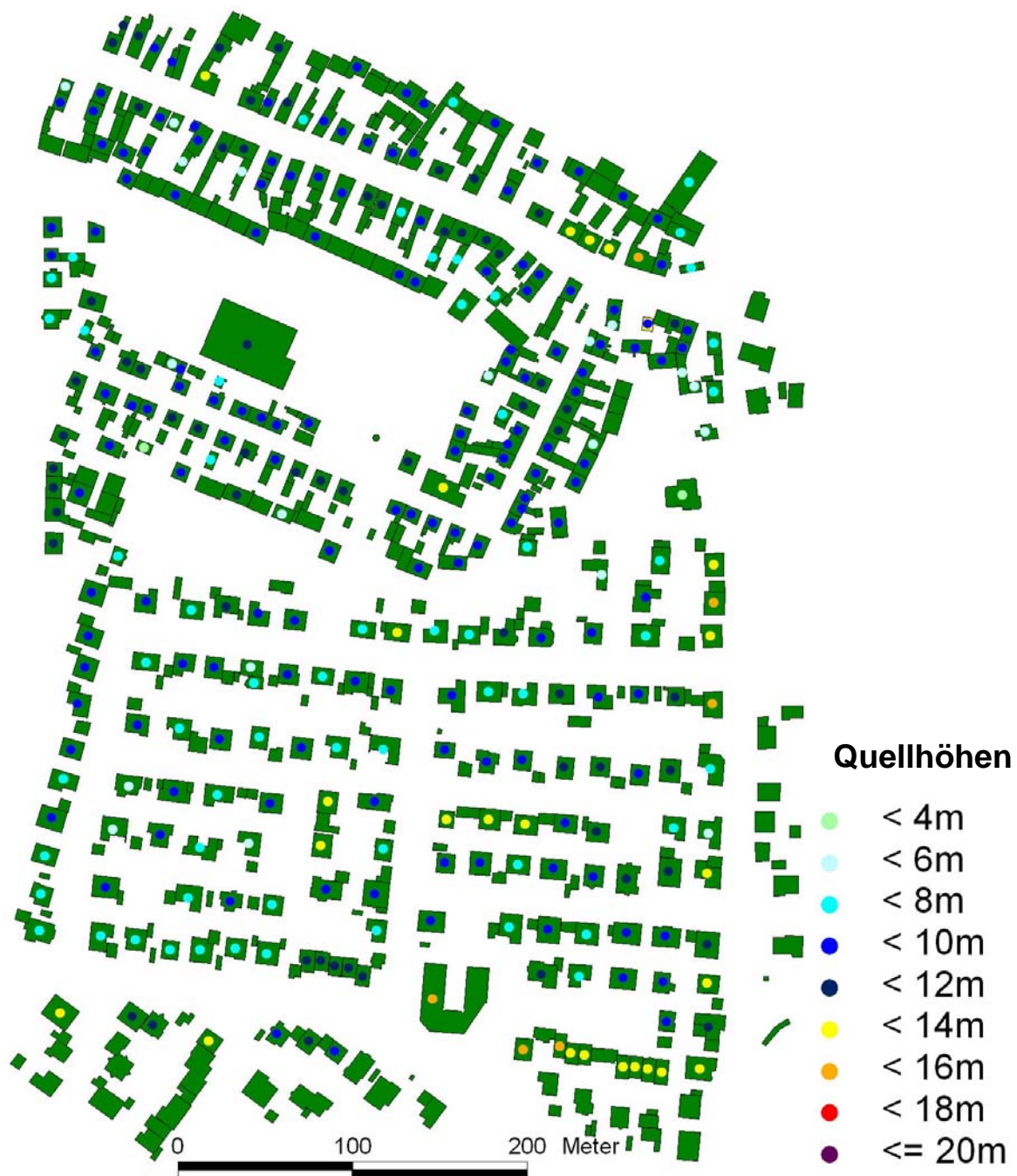


Bild 4-2 Quellverteilung und Quellhöhen im ländlichen Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Gemeinde Linkenheim-Hochstetten 2006 und eigene Datenaufnahme)

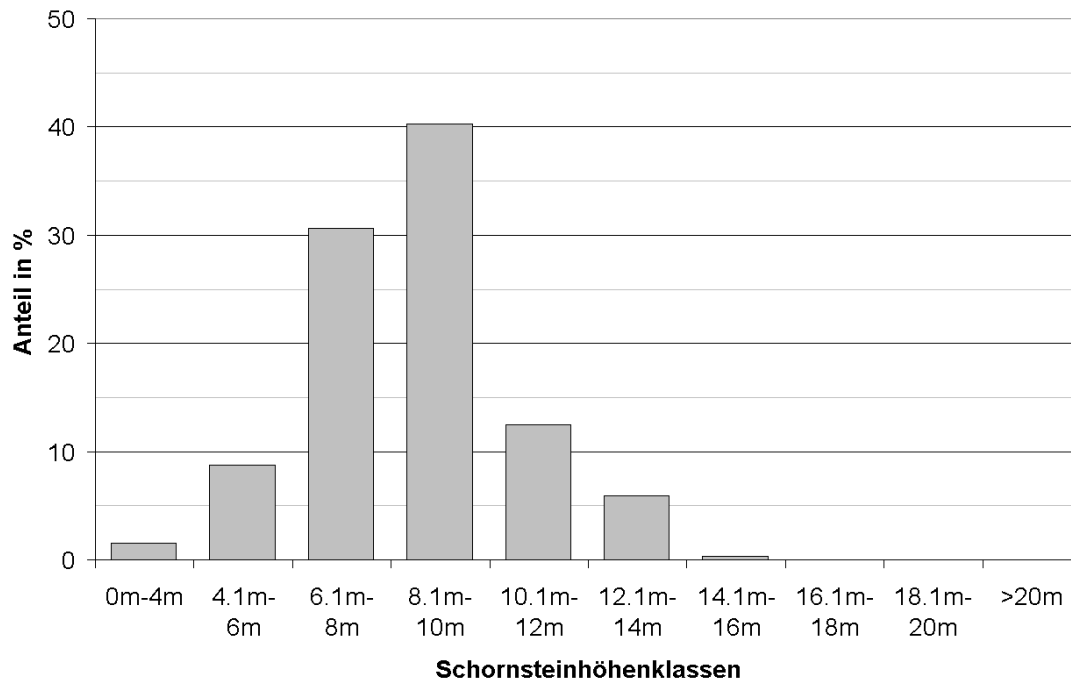


Bild 4-3 **Verteilung der Schornsteinhöhen im ländlichen Untersuchungsgebiet**

Ländliches Gebiet - Nahwärmenetze

Für das ländliche Gebiet wurden zusätzlich Nahwärmenetze untersucht. Hierfür wurde die Quellkonfiguration folgendermaßen abgewandelt: alle bisher als Einzelquellen betrachteten 320 Gebäude wurden zu insgesamt 28 Nahwärmenetzen mit Feuerungswärmeleistungen von 292 bis 426 kW zusammengefasst. In Kapitel 3.3 sind diese Nahwärmenetze emissionsseitig beschrieben und in Kapitel 3.3.3.7 ist die räumliche Verteilung der Nahwärmenetze grafisch dargestellt. Als Quellhöhe wurde in Firsthöhe definiert, zusätzlich wurden exemplarisch die Fälle Freisetzung 1 m über First (entsprechend VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4) und Freisetzung 3 m über First untersucht.

Die Auswahl der jeweiligen Quellgebäude erfolgte unter Berücksichtigung der VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4, die Rahmenbedingungen für die Schornsteinhöhe unter Berücksichtigung der umliegenden Gebäude benennt. Die Richtlinie legt in Abhängigkeit von der Feuerungswärmeleistung (in GJ/h) einen Radius des zu betrachtenden Einwirkungsbereichs fest, innerhalb dessen die um die Quelle befindlichen Gebäude betrachtet werden müssen. Der maximale Radius beträgt im Modellgebiet 25,3 m für das Netz mit der höchsten Feuerungswärmeleistung. Die Richtlinie definiert das Bezugsniveau der Quelle als „Die Höhe über dem Erdboden der Fensteroberkante(n) der höchsten zu schützenden und zum ständigen Aufenthalt von Menschen bestimmten Räume im Einwirkungsbereich“. In Abhängigkeit von der Feuerungswärmeleistung kann die Mündungshöhe über Bezugsniveau berechnet werden, im vorliegenden Modellgebiet lag diese 1,1 m bis 1,7 m über Bezugsniveau. Hieraus lässt sich unter Berücksichtigung der Firsthöhe des Quellgebäudes ein maximal im Einwirkungsbereich mögliches Bezugsniveau ableiten, dessen Einhaltung für alle Quellpunkte der Nahwärmenetze überprüft wurde.

In **Bild 4-4** ist die prozentuale Verteilung der Quelhöhen für die Nahwärmenetze bei festgelegter Quelhöhe First+1m im ländlichen Modellgebiet dargestellt. Aufgrund der Reduzierung auf 28 Quellen, der Festlegung der Quelhöhe mit 1 m über First und die Bedingung, dass die VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4 eingehalten werden muss, verändert sich die Verteilung der Anteile in den einzelnen Schornsteinhöhenklassen in Bild 4-4 im Vergleich zu Bild 4-3 deutlich. 50% der Quellen liegen im Bereich von 10 m bis 12 m und die übrigen verteilen sich relativ symmetrisch auf die beiden niedrigeren und die beiden höheren Klassen.

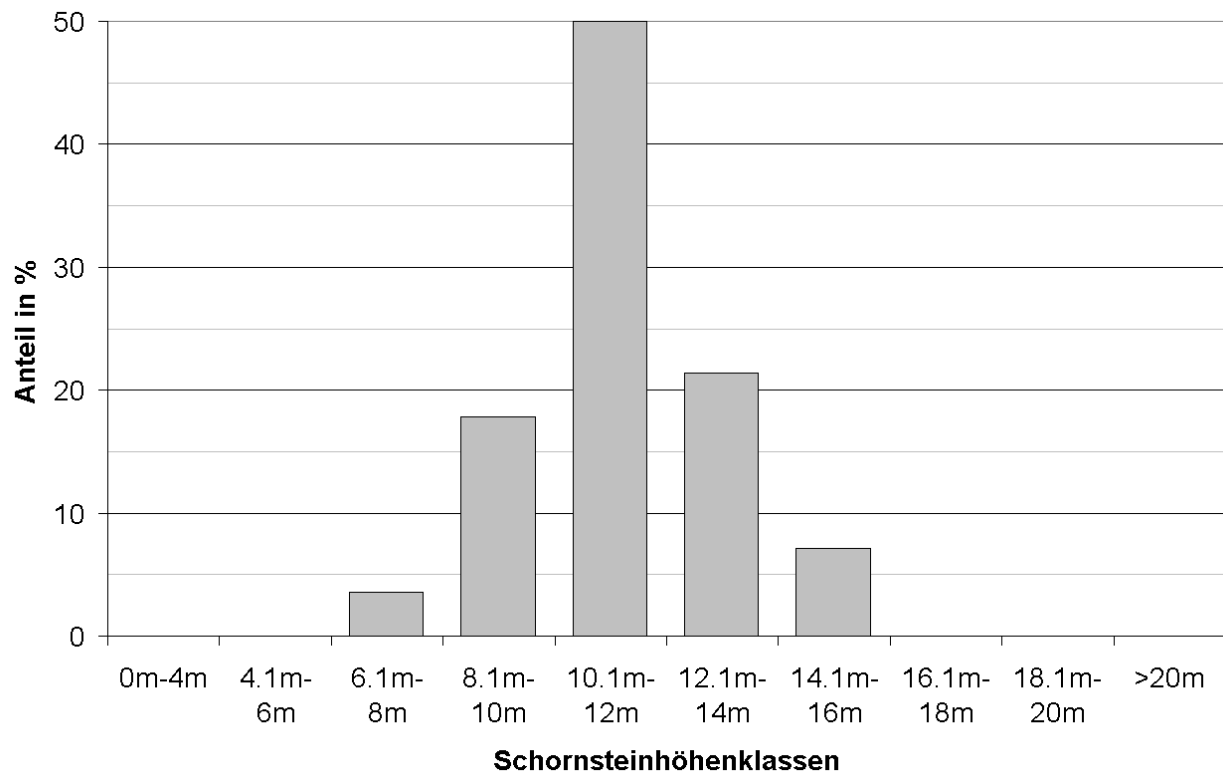


Bild 4-4 Schornsteinhöhenverteilung für Nahwärmenetze im ländlichen Gebiet bei festgelegter Quelhöhe First+1m

Städtisches Gebiet

Das städtische Untersuchungsgebiet weist 651 Quellen auf. Die Verteilung dieser Quellen ist in **Bild 4-5** gezeigt. Da es sich hier um einen Ausschnitt aus einem dicht bebauten Gebiet handelt, wurden aus strömungstechnischen Gesichtspunkten zusätzliche Gebäude um das eigentliche Modellgebiet bei der Strömungsmodellierung mitberücksichtigt, aber nicht mit Quellen versehen.

In **Bild 4-6** ist die Verteilung der Schornsteinhöhen in Höhenklassen prozentual dargestellt.



Bild 4-5 Quellverteilung und Quellhöhen im städtischen Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Stadt Reutlingen 2005 und eigene Datenaufnahme)

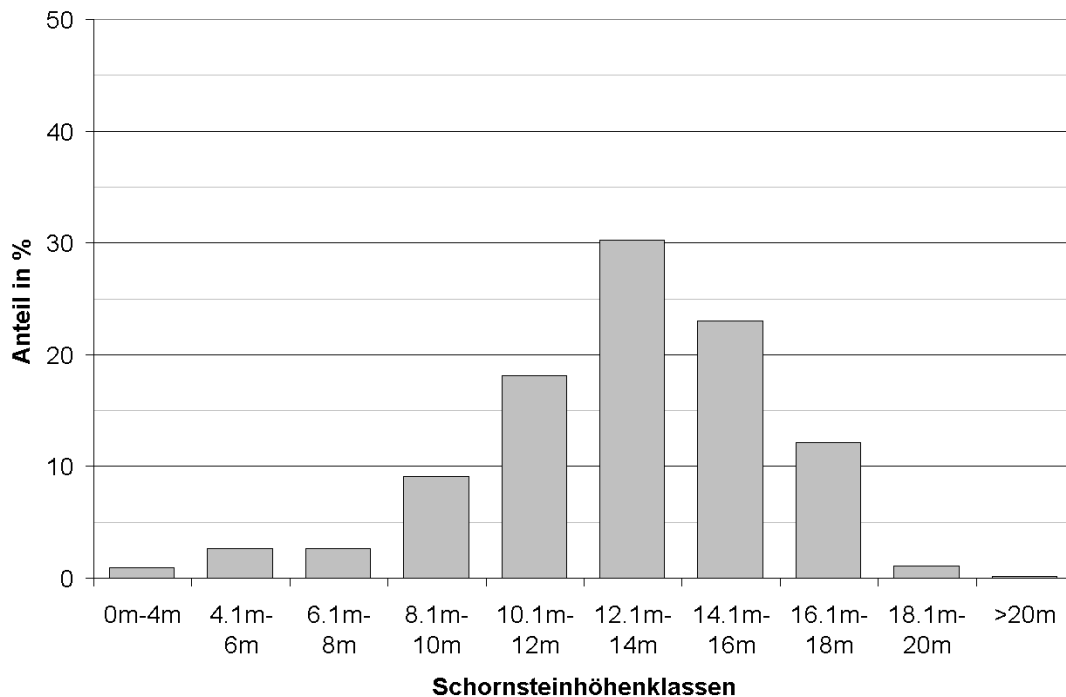


Bild 4-6 **Verteilung der Schornsteinhöhen im städtischen Untersuchungsgebiet**

Über 30% der Schornsteine besitzen eine Höhe zwischen 12.1 m und 14 m, eine Höhe über 18 m oder unter 4 m haben nur noch jeweils ca. 1% der Schornsteine. Die Schornsteine im städtischen Gebiet sind im Mittel um ca. 4 m höher als im ländlichen, die Verteilung ist etwas breiter gestreut, dies liegt in den Unterschieden der Bebauungsstruktur der Gebiete begründet.

Vergleich der Quellverteilungen im ländlichen und im städtischen Modellgebiet

Eine vergleichende Betrachtung der zwei Gebiete zeigt, dass mit zunehmender Bebauungsdichte sowohl die Anzahl der Schornsteine als auch ihre absolute Höhe zunimmt. Je geringer die Bebauungsdichte ist, desto kleiner ist auch der Streubereich der Schornsteinhöhen und desto deutlicher ist eine Haupthöhenklasse ausgeprägt. Das ländliche Gebiet weist 320 Quellen und eine mittlere Schornsteinhöhe von 8.8 m auf, wohingegen im städtischen Gebiet 651 Quellen mit einer mittleren Höhe von 13.3 m vorhanden sind.

4.3 Sensitivitätsanalysen

Die Sensitivitätsanalysen wurden zu Beginn der Projektlaufzeit durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt lagen noch keine endgültigen Emissionszeitreihen des IVD für die Durchführung der Ausbreitungsrechnungen vor. Daher kann es bei den nachfolgend aufgeführten absoluten Immissionswerten zu Abweichungen im Vergleich mit den in Kapitel 4.4 aufgeführten Immissionswerten kommen. In Kapitel 4.4 sind die endgültigen Ergebnisse als Absolutwerte zusammengestellt. Damit besteht der ausschließliche Fokus der Untersuchungen in Kapitel 4.3 in dem Aufzeigen von Sensitivitäten, den relativen Verhältnissen von Ergebnissen und der Überprüfung von prinzipiellen Vorgehensweisen.

4.3.1 Modellgebiete - Umgebungsbebauung

Für die Modellrechnungen mit dem Strömungsmodell MISKAM wurden für die Parameterstudie die beiden in Kapitel 2.3.3 beschriebenen Untersuchungsgebiete im ländlichen und städtischen Raum ausgewählt. Bei diesen Flächen handelt es sich um Ausschnitte aus größeren bebauten Gebieten. Um im Modell einen plötzlichen Übergang der Anströmung vom ebenen Gelände auf das bebaute Gebiet zu vermeiden, wird die Umgebungsbebauung teilweise in Form von Rauigkeiten berücksichtigt.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wurden für das ländliche Gebiet mittels Modellrechnungen die Auswirkungen unterschiedlicher Umgebungsrauigkeiten auf das Strömungsfeld verglichen und eine aus strömungstechnischer Sicht geeignete Anordnung ausgewählt. In **Bild 4-7** ist die Bebauungsanordnung für das ländliche Gebiet mit den endgültig berücksichtigten Umgebungsrauigkeiten sowohl in der Aufsicht als auch perspektivisch dargestellt. Die Umgebungsrauigkeiten sind in Bild 4-7 (oben) anhand ihres quadratischen Umrisses von der unregelmäßig geformten realen Bebauung zu unterscheiden. Sie bilden einen unregelmäßig breiten Rand um die realen Gebäude.

Die untersuchten Umgebungsbebauungen unterscheiden sich folgendermaßen:

- Referenzfall ohne Umgebungsrauigkeiten: Fall T1Ho
- Als „Kragen“ um die eigentliche Bebauung verteilte Blöcke (Grundfläche: 12 m mal 12 m) mit einer einheitlichen Höhe von 8.7 m (circa mittlere Firsthöhe der Gebäude). Fall HoKI1
- Drei gestufte Höhen der Blöcke mit der ursprünglichen Verteilung, am Rand des Gitters die niedrigste Blockhöhe (3.4 m), im mittleren Bereich 5.7 m und direkt neben der Gebietsbebauung die höchsten Blöcke mit 8.7 m. Fall HoKI2
- Wie HoKI2, nur die Höhe der innersten, d.h. höchsten Blöcke wurde von 8.7 m auf 7.2 m reduziert um zu vermeiden, dass die Blöcke höher sind als ein Großteil der am Rand befindlichen eigentlichen Gebietsbebauung. Fall HoKI3.

Für Anströmungen aus nördlicher und östlicher Richtung wurden bei unterschiedlicher Umgebungsbebauung vertikale Windprofile für ausgewählte Punkte im Gebiet erstellt. Die räumliche Lage dieser Punkte kann Bild 4-7 (unten) entnommen werden.

Beispielhaft sind die vertikalen Windprofile für die Punkte 1 und 6 bei einer Anströmung aus Osten und für die Punkte 7 und 9 bei Nordströmung in **Bild 4-8** dargestellt.

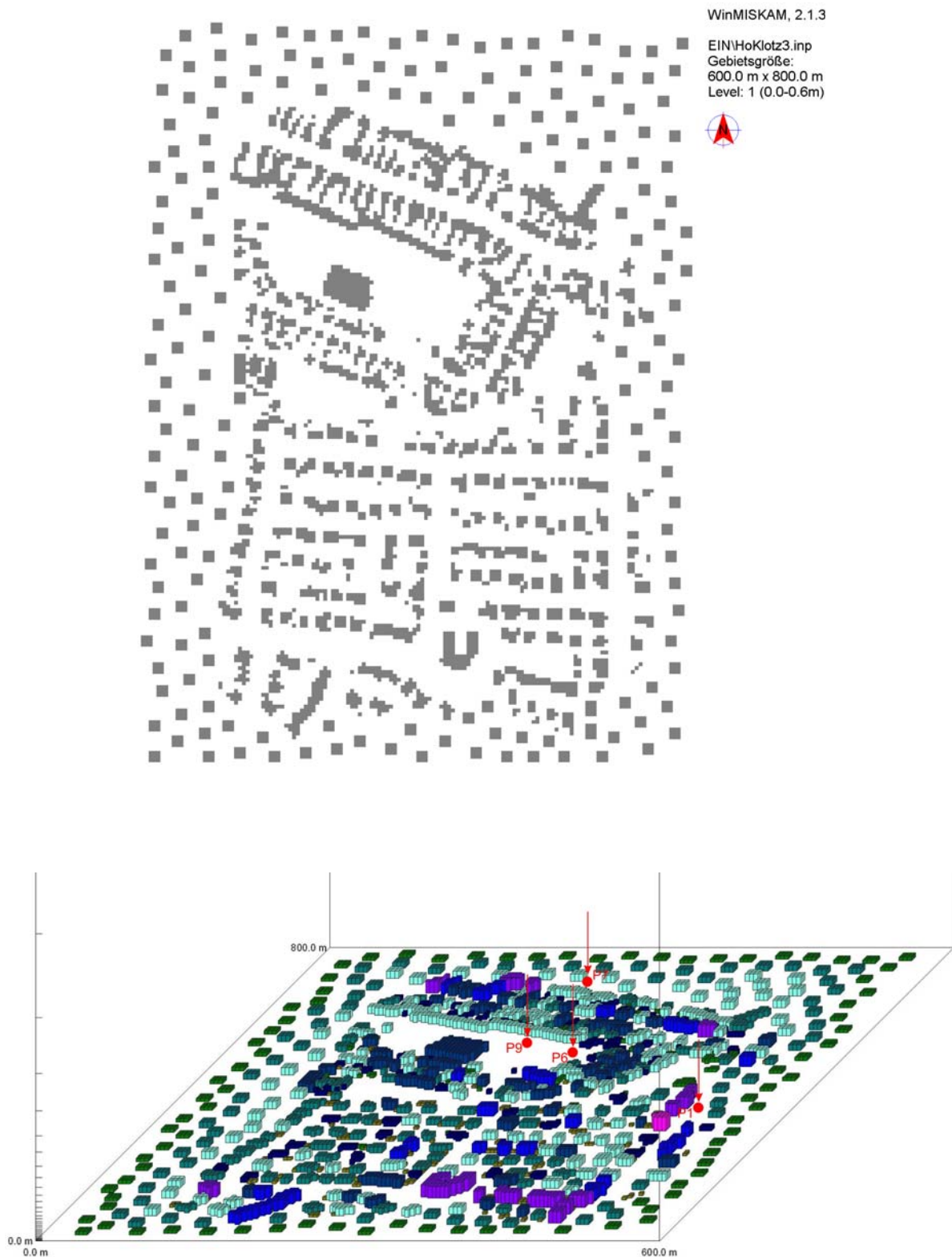


Bild 4-7 **Ländliches Untersuchungsgebiet mit Umgebungsrauigkeiten und Auswertepunkten (Fall HoKl3)**

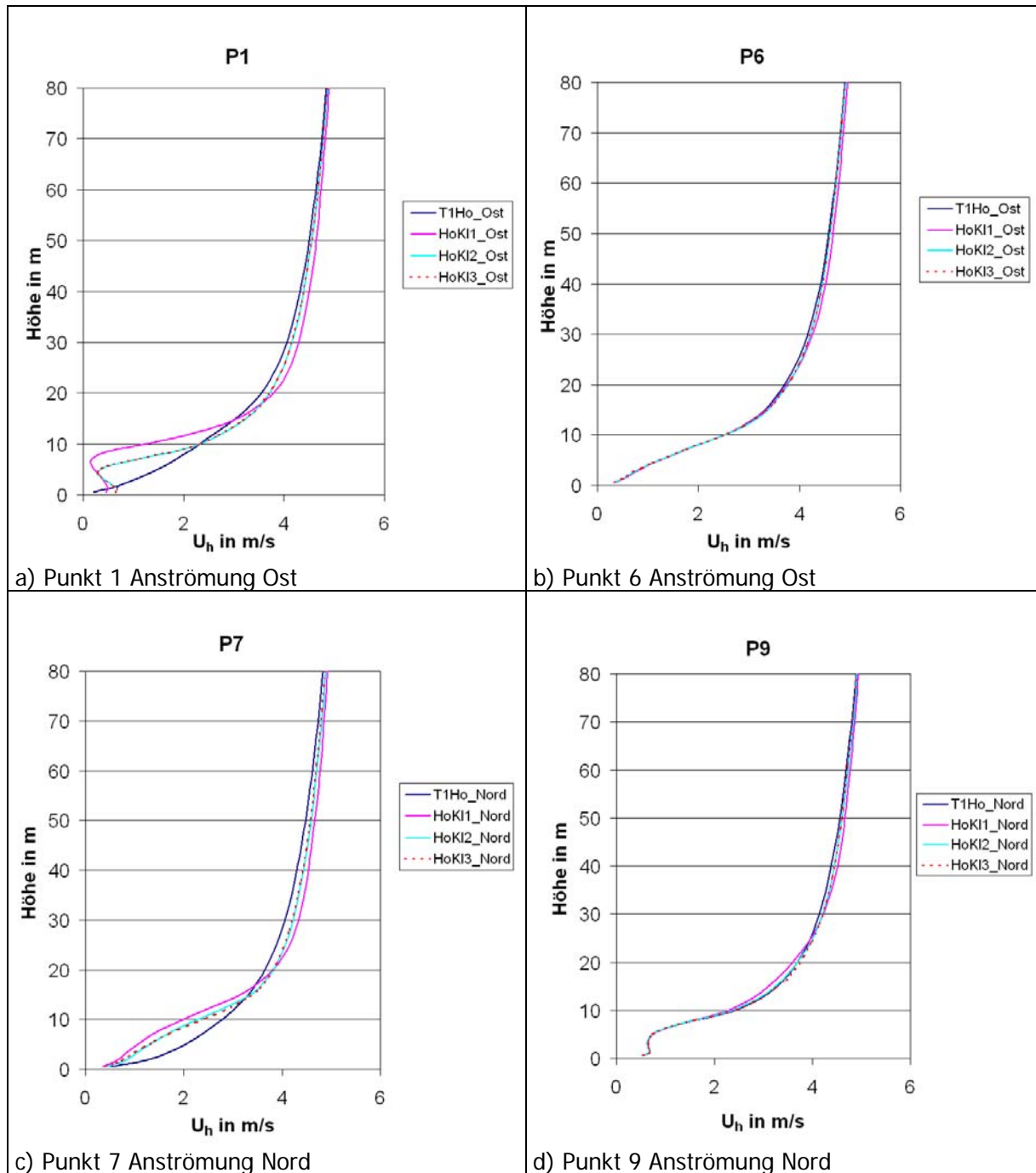


Bild 4-8 Vertikale Windprofile bei unterschiedlicher Umgebungsbebauung.
 U_h bezeichnet die horizontale Windgeschwindigkeit, Höhe bezeichnet die Höhe über Grund

Die stark abbremssende Wirkung der Strömung in Kombination mit einem vertikalen Versatz im Fall HoKI1 mit einheitlich hohen Blöcken ist deutlich in Bild 4-8 (a) im Profil für Punkt 1 zu erkennen. Bei den Fällen mit abgestuften Blöcken ist der vertikale Versatz der Profile ebenfalls deutlich zu erkennen, jedoch in reduzierterem Umfang. Die Profile für die Punkte 6 (Bild 4-8 b) und 9 (Bild 4-8 d) zeigen, dass sich im Gebietsinneren einheitliche Strömungsverhältnisse unabhängig von der gewählten Umgebungsrauigkeit einstellen.

Die Umgebungsbebauung HoKI3 wurde unter Berücksichtigung weiterer Profilkpunkte als geeignete Konstellation für die Nachbildung der Umgebungsrauigkeiten ausgewählt und zur Berechnung der MISKAM-Strömung eingesetzt.

Während im ländlichen Gebiet die Umgebung des ausgewählten Untersuchungsgebiets eher ungleichmäßig und lückenhaft bebaut war und somit die oben beschriebene Ergänzung in Form der Umgebungsrauigkeiten benötigte, wurde das städtische Untersuchungsgebiet aus einem Bebauungsareal ausgeschnitten, das sich in alle Richtungen mit ähnlicher Bebauungsstruktur fortsetzt. Die tatsächlich anschließende Bebauung wurde im Modell als Umgebungsrauigkeit, d.h. als äußerer Randstreifen um das eigentliche Untersuchungsgebiet verwendet. Der Randstreifen ist Bild 4-5 als der nicht mit Quellpunkten versehene umlaufende Gebäudestreifen zu entnehmen. So konnte für das städtische Modellgebiet auf synthetische Umgebungsrauigkeiten verzichtet werden. Die für die Strömungsmodellierung mit MISKAM im städtischen Gebiet berücksichtigten Gebäude (inklusive der Randstreifen) sind in **Bild 4-9** dargestellt.

Für beide Modellgebiete wurden die Strömungsverhältnisse für 36 Anströmrichtungen in 10°Schritten simuliert. Aus diesen Ergebnissen wurde eine Windfeldbibliothek erzeugt, auf die in den anschließenden Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL2000 zugegriffen wurde.

Beispielhaft zeigt **Bild 4-10** das Strömungsfeld im ländlichen Untersuchungsgebiet in 1.5 m Höhe bei einer Anströmung aus 240°.

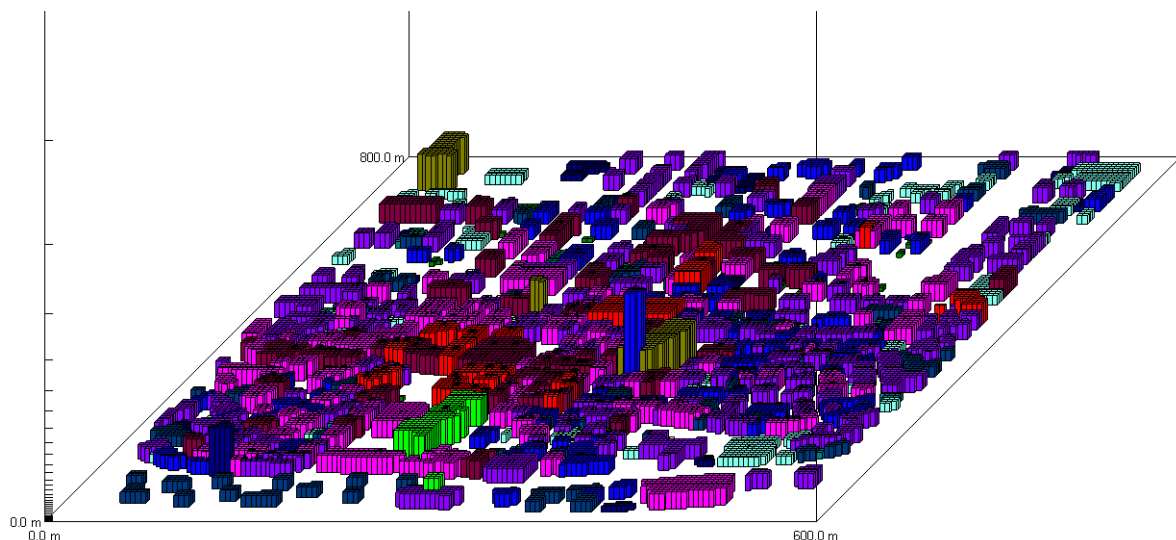


Bild 4-9 Städtisches Untersuchungsgebiet mit umgebenden Gebäuden

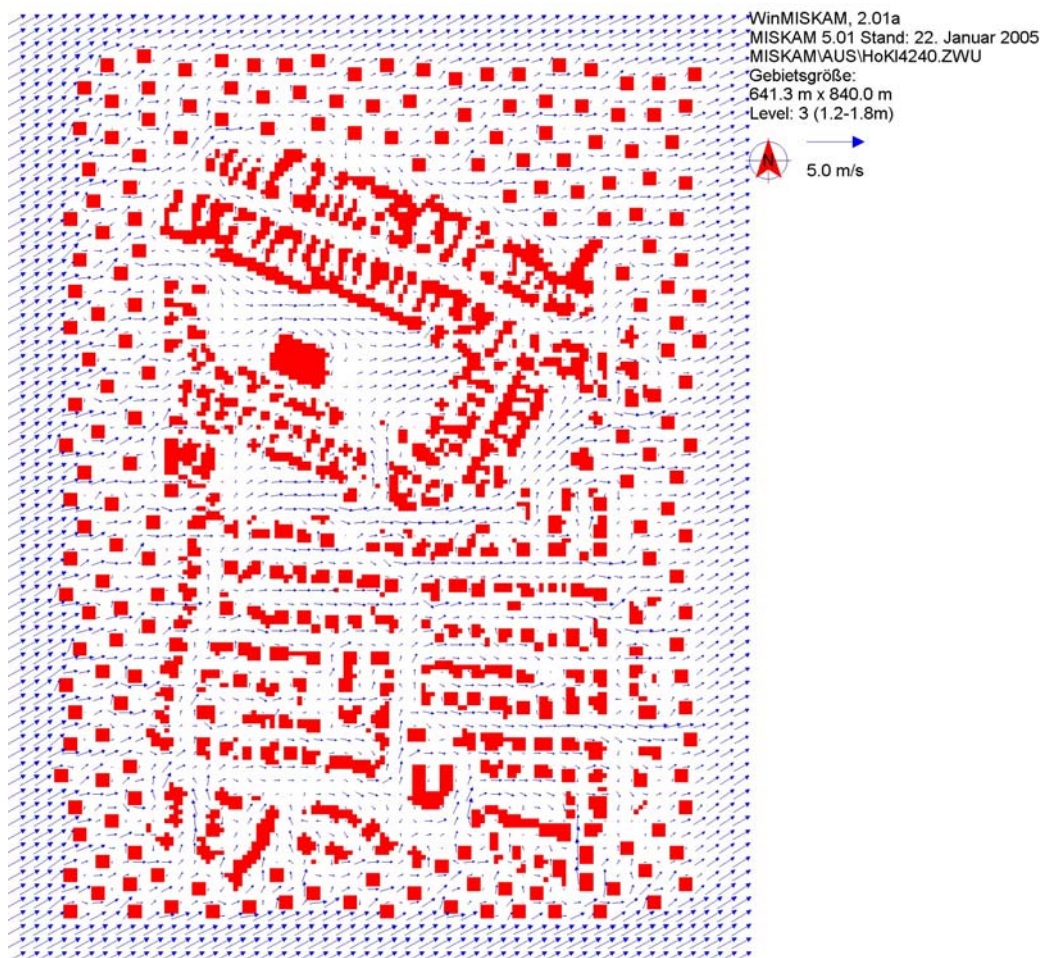


Bild 4-10 MISKAM-Strömungsfeld in 1.5 m Höhe bei einer Anströmung aus 240°

4.3.2 Berechnung und Auswertung der Immissionen

4.3.2.1 Auswerteflächen und Kennwerte

Die Beurteilung der berechneten Immissionen sollte nicht punktuell, sondern für repräsentative Flächen erfolgen. Als Bezugsflächen, welche sich an die in der 22. BImSchV unter „I. Großräumige Standortkriterien“ im Zusammenhang mit der Lage von Probenahmestellen geforderten mindestens 200 m² anlehnen, wurden Flächen von 256 m² (16 m x 16 m) gewählt. Die Aufteilung und Lage der einzelnen Beurteilungsflächen in den beiden Modellgebieten ist **Bild 4-11** zu entnehmen. Jeweils 16 gleichfarbige Quadrate weisen eine Beurteilungsfläche aus. Die Gebäude sind als schwarze Quadrate gekennzeichnet, sie werden von Beurteilungsflächen umschlossen und sind damit von der immissionsseitigen Auswertung ausgeschlossen. Alle nachfolgend genannten Kennwerte beziehen sich auf diese Auswerteflächen. Für die im Rahmen der Sensitivitätsanalyse vorgenommenen Auswertungen wurden die Jahresmittelwerte der Immissionen auf der maximal und minimal beaufschlagten Beurteilungsfläche, ebenso wie der Median und der Mittelwert für alle Flächen betrachtet.

Um besser einschätzen zu können, ob es sich bei dem Maximum um einen punktuellen oder flächenhaften Effekt handelt, wurde zusätzlich das 90-Perzentil betrachtet. Eine ähnliche Funktion hat auch der Parameter der Standardabweichung, der die Schwankungsbreite zwischen den Auswerteflächen charakterisiert.



Bild 4-11 Farbig eingetragene Auswerteflächen im ländlichen Gebiet (links) und städtischen Gebiet (rechts), die Gebäude sind schwarz gekennzeichnet

Für die endgültige Auswertung (siehe Kapitel 4.4) bzw. Ergebnisdarstellung im Excel-Arbeitsblatt BIOMIS werden die berechneten Immissionswerte für die maximal beaufschlagte Fläche (Maximalwert) und der Mittelwert über alle Auswerteflächen verwendet.

4.3.2.2 Überlagerung der prozentualen Anteile der verschiedenen Feuerungsarten

Im Rahmen des Projektes wurden mittels Ausbreitungsrechnungen verschiedene Szenarien der Emissionsstruktur mit unterschiedlichen Anteilen von Feuerungsanlagentypen zur Biomasse-Verfeuerung und deren Auswirkung auf die Immissionen nachgebildet und verglichen werden. Ziel war es, die Summe der Zusatzbelastung resultierend aus den einzelnen Feuerungstypen bzw. Brennstoffen zu bestimmen. Da nicht alle Kombinationen durchgerechnet werden konnten, wurde überprüft, inwieweit die einzelnen Anteile skaliert bzw. überlagert werden können.

Für diese Analysen zu Beginn des Projekts standen vorläufige Emissionszeitreihen für die beiden Feuerungsanlagentypen Pellet- und Ölfeuerung im ländlichen Gebiet zur Verfügung. Alle Gebäude wurden dabei mit Einheitsemissionszeitreihen versehen, d.h. die Zeitreihen waren für alle Gebäude für diese Voruntersuchung gleich, die gebäudespezifischen Größen wurden in dieser Projektphase noch nicht berücksichtigt. Die Emission war somit nur von der Außentemperatur abhängig, andere Eingangsgrößen mit Einfluss auf die Emissionsbestimmung wie die Größe der Gebäude, Gebäudealter, Nutzertyp etc. konnten bei diesem Teil der Sensitivitätsanalyse aufgrund des damaligen Stands des Emissionsmodells nicht in die Modellierung einfließen.

Für diese Untersuchung der Gesamtimmissionen von unterschiedlichen Feuerungsanlagentypen werden die einzelnen Anteile der Immissionen aus den jeweiligen Feuerungsanlagentypen zu einem Gesamtergebnis verschnitten: d.h. das Immissionsfeld für beispielsweise 80% Öl wird zu dem Immissionsfeld für 20% Pellets addiert und ergibt eine 100-prozentige Wärmeversorgung des Gebietes.

Prinzipiell gibt es zwei Möglichkeiten, die zu verschneidenden Immissionsfelder zu erzeugen: Zum einen können von den z.B. 320 Quellen im ländlichen Modellgebiet (die 100% entsprechen) konkrete 20% (das sind 64 Quellen) bzw. 80% sich ergänzend ausgewählt werden und jeweils Ausbreitungsrechnungen mit den dazugehörigen Emissionen durchgeführt werden. Hierbei stellt sich jedoch die Frage nach der räumlichen Anordnung. Für Testzwecke wurden zunächst die 320 Quellen in zehn 10%-Anteile zu je 32 Quellen aufgeteilt, diese 10%-Anteile wurden jeweils möglichst regelmäßig über das Gebiet verteilt. Danach wurden exemplarisch immer zwei Kombinationen dieser 10%-Anteile genauer untersucht. **Bild 4-12** zeigt zwei Varianten der Quellverteilung. Bei der Kombination 2 und 6 liegen die Quellen zu meist gut gestreut über dem Gebiet, dagegen treten bei der Kombination 9 und 10 nahezu immer zwei Quellen nebeneinander auf. Weitere Konstellationen sind denkbar. Ein Nachteil ist, dass jede 10%-Anteilsauswahl mit allen anderen vergleichbar sein sollte und auch die Parameter Altersstruktur der Gebäude (2 Klassen), die Quellschöpfung (7 verschiedene 2 m-Klassen) und der Gebäudetyp (5 verschiedene Klassen) jeweils repräsentativ in jedem Anteil vorhanden sein sollten (siehe auch Tabelle 2.2 und Bild 4-2). Dies ist bei folglich 70 möglichen Kombinationen und 32 Quellen, die einem 10%-Anteil entsprechen, nicht repräsentativ möglich. Erschwerend kommt hinzu, dass aufgrund des realen Modellgebiets für jede Quelle bereits alle drei Parameter vorgegeben sind. Des Weiteren ist aufgrund des zukünftig verfeinerten Emissionsmodells die Emission vom Volumen des Gebäudes abhängig, daher müsste für die Vergleichbarkeit für jeden 10%-Anteil die Summe der Gebäudevolumen gleich sein.

Die zweite Möglichkeit besteht darin, jeweils Rechnungen mit 100%-Quellenanteil eines bestimmten Feuerungstyps durchzuführen. Die Ergebnisse werden dann entsprechend der gewünschten Anteile skaliert. Ein wichtiger Vorteil der Skalierung ist, dass hier die realen Parameterwerte und Kombinationen für das gesamte Gebiet übernommen werden können, ohne jeglichen Einfluss auf die Teilergebnisse für bestimmte Anteile oder Feuerungsanlagentypen.

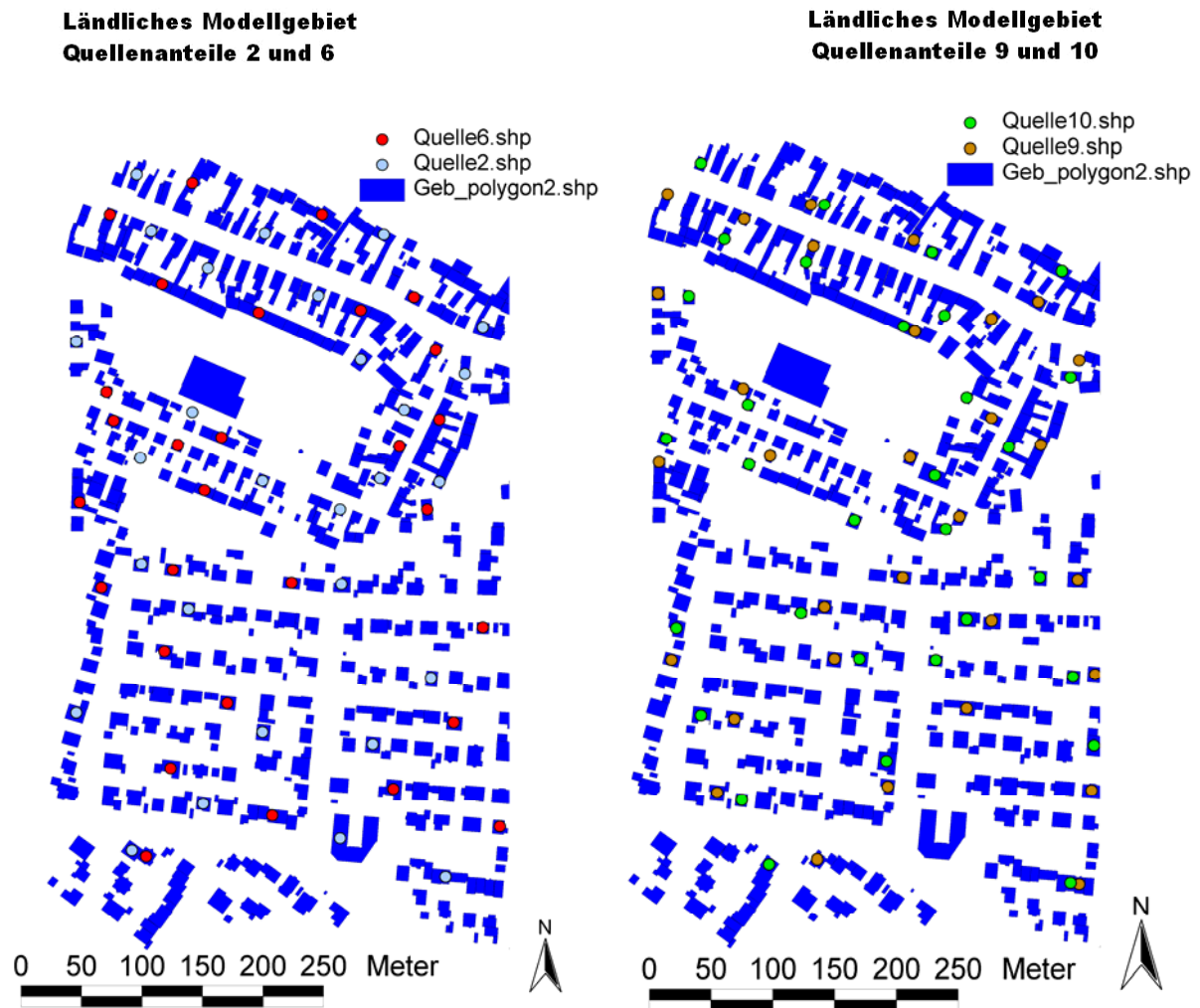


Bild 4-12 Quellenanordnung: Zwei mögliche Kombinationen von jeweils zwei 10%-Anteilen (Datenquelle Gebäude: Gemeinde Linkenheim Hochstetten und eigene Datenaufnahme)

Beide Vorgehensweisen wurden beispielhaft auf das ländliche Modellgebiet für 20% Pellets und die Stoffe PM_{2.5} und NO_x angewandt. **Bild 4-13** und **Bild 4-14** zeigen als Flächenbilder die auf den beiden unterschiedlichen Wegen erzeugten Einzelergebnisse. Zum Zeitpunkt dieser Rechnungen lagen die TRY-Datensätze noch nicht vor, daher erfolgte die Emissionsmodellierung in Abhängigkeit von der Temperaturzeitreihe Mannheim-Nord für das Jahr 2001. Vergleicht man zunächst die unterschiedlichen Kombinationen der 10%-Anteile 2 und 6 bzw. 9 und 10, sind folgende Auswirkungen der räumlichen Quellenverteilung sichtbar: Die Position der absoluten Maxima verschiebt sich. Die Extremwerte sind stärker ausgeprägt für die Kombination 9 und 10, da durch die Konzentration von oft zwei Quellen nebeneinander in ihrer Nähe lokal höhere Immissionen und an Punkten mit großem Abstand zu Quellen niedrigere Immissionen auftreten als bei der gleichmäßigeren Quellverteilung von Kombination 2 und 6. Es treten in Abhängigkeit von der konkreten Quellenverteilung an unterschiedlichen Orten lokale Maxima auf. Zusätzlich werden die Ergebnisse immer von strömungsmechanischen Effekten der Gebäudeanordnung mit beeinflusst.

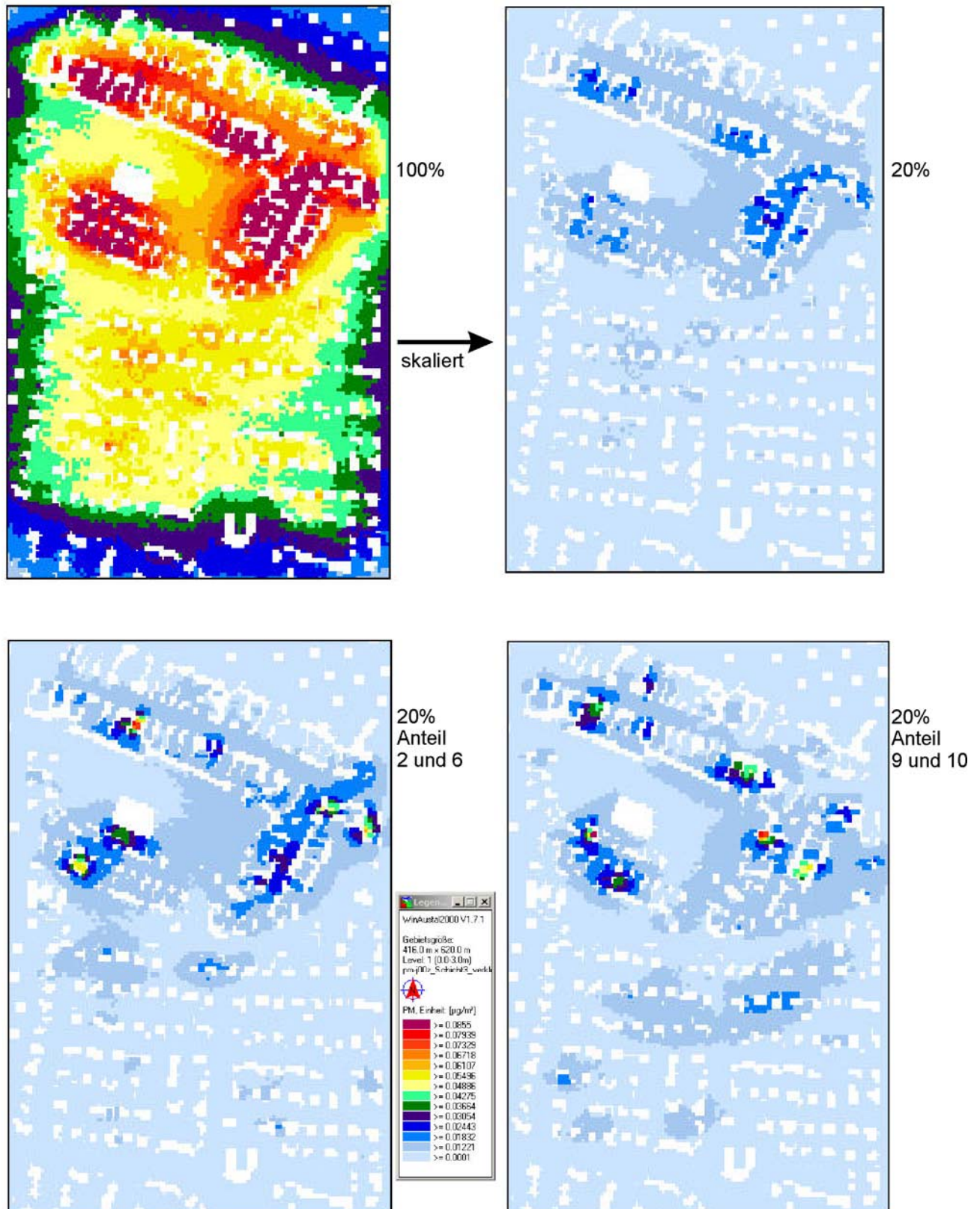


Bild 4-13 Vergleich der PM_{2.5}-Immissions-Ergebnisse beider Vorgehensweisen für einen Anteil von 20%-Pellet-Feuerungsanlagen (Emissionsmodellierung mit Temperaturzeitreihe Mannheim Nord)

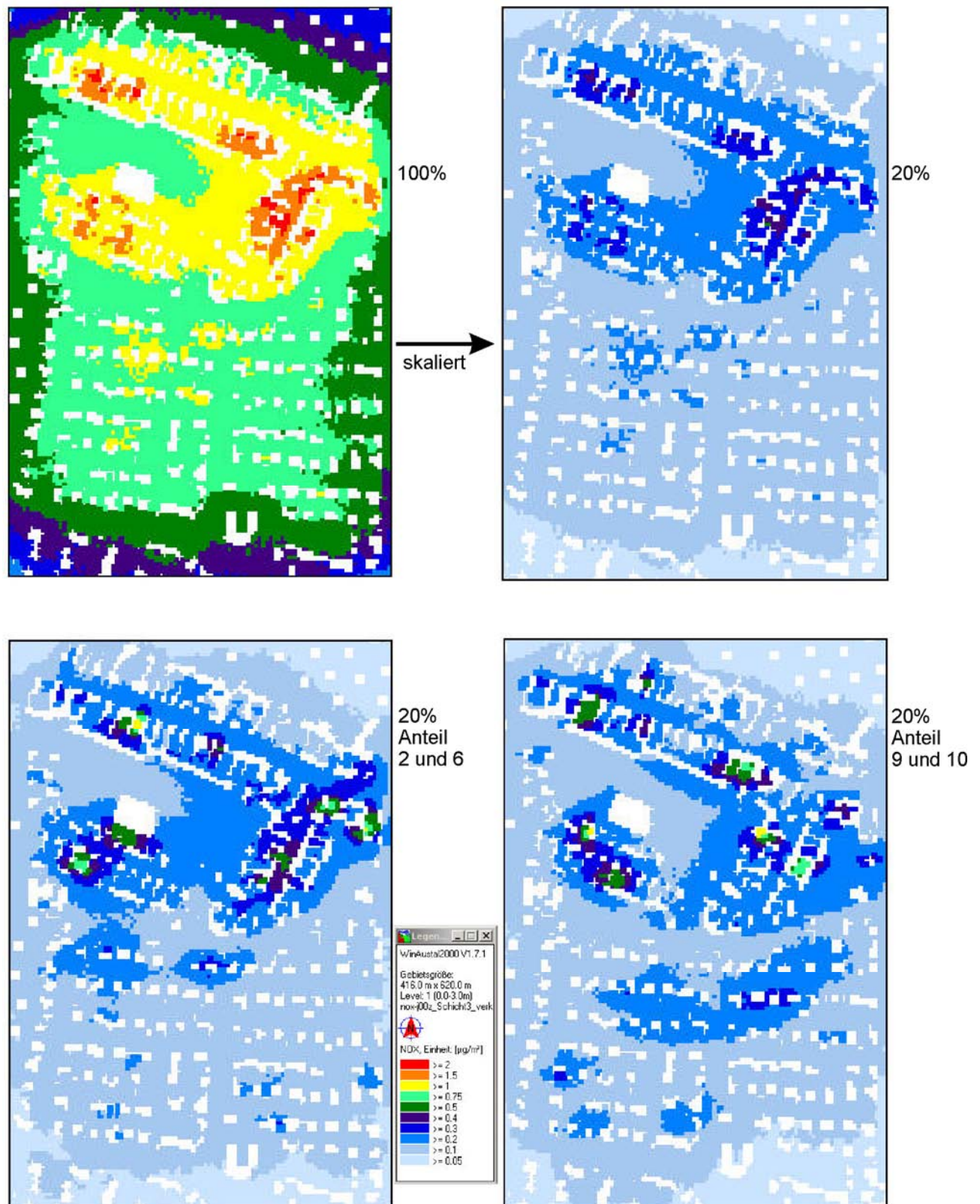


Bild 4-14 Vergleich der NO_x-Immissions-Ergebnisse beider Vorgehensweisen für einen Anteil von 20%-Pellet-Feuerungsanlagen (Emissionsmodellierung mit Temperaturzeitreihe Mannheim Nord)

Bezieht man den nach der zweiten Vorgehensweise skalierten Fall in den Vergleich mit ein, unterscheidet sich dieser von den zuvor beschriebenen Fällen durch ein an einem dritten Punkt gelegenes, etwas niedrigeres, absolutes Maximum. Gleichzeitig zeigt das Flächenbild eine räumlich vergleichbar in den anderen Ergebnissen zu findende, vor allem im dichter bebauten älteren Ortsteil gelegene Zone höherer Immissionen. Diese weisen jedoch weder die bei der einen noch bei der anderen Kombination aufgetretenen lokalen Maximalwerte auf.

Auf Basis dieses Vergleichs wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber entschieden, die zweite Methode aufbauend auf der Überlagerung im Rahmen des vorliegenden Projektes zu verwenden. Sie bietet die folgenden Vorteile:

- Jede mögliche Quellposition für eine Biomassefeuerung wird gleichwertig berücksichtigt. Die Notwendigkeit einer Begründung für die jeweils gewählte Kombination (vgl. Vorgehen 1), die einen sichtbaren Einfluss auf das jeweilige Ergebnis hat, entfällt.
- Effekte, die durch Quelldichte, Gebäudekonstellation, Quelhöhe und räumliche Quellenanordnung verursacht werden, sind für alle Feuerungstypen in der selben Weise berücksichtigt, es kommt zu keiner Bevor- oder Benachteiligung von Feuerungsanlagentypen durch die subjektive räumliche Anordnung.

4.3.2.3 Skalieren der Immissionen über die Emissionen

a) Untersuchung der Auswirkungen der unterschiedlichen Testreferenzjahre und des kalten Jahres im Vergleich zum mittleren Jahr

Die Testreferenzjahre liegen für 15 Regionen in Deutschland vor (siehe Kapitel 2.3.2.1). Die Regionen unterscheiden sich in jährlichen Temperaturverläufen und somit auch in ihren jahresmittleren Temperaturen. Dies führt zu unterschiedlichen Emissionen und folglich auch entsprechenden Immissionen. Um Informationen für alle 15 Regionen mit vertretbarem Aufwand zu ermöglichen, wurde überprüft, ob die Immissionen anhand der Emissionsverhältnisse skaliert werden können.

Hierfür wurden Ausbreitungsrechnungen für die Testreferenzjahrregionen TRY03, TRY12 und TRY15 und die Winddaten AKTerm Hannover, AKTerm Stuttgart und AKTerm Garmisch-Partenkirchen im ländlichen Gebiet berechnet.

Die berechneten Immissionswerte für jede Auswertefläche für die unterschiedlichen Testreferenzjahre wurden zueinander ins Verhältnis gesetzt. Diese Quotienten besitzen nur eine geringe Streubreite. Die berechneten Quotienten stimmen gut mit dem Quotienten der jeweiligen Emissionssummen für die einzelnen Testreferenzjahre überein. Daher kann eine Skalierung für die verschiedenen Testreferenzjahre und die einzelnen Auswerteflächen mit dem Quotienten aus der Emissionssumme vorgenommen werden. Die anhand der Skalierung erzielten Immissionswerte, insbesondere die statistischen Kennwerte, wurden mit den direkt für die jeweilige Temperaturregion errechneten Immissionswerten verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass im Rahmen der vorliegenden Studie eine Ermittlung der Immissionsergebnisse für andere TRY-Regionen anhand der Immissionsberechnung für eine TRY-Region und Multiplikation mit dem Quotienten der Emissionssummen der gesuchten zu der gerechneten TRY-Region möglich ist.

Beispielhaft wird nachfolgend das Ergebnis der Skalierung (anhand TRY03) für das ländliche Gebiet bei Pelletfeuerung mit der AKTerm Stuttgart für die TRY-Regionen 12 und 15 dargestellt. In **Tabelle 4.1** sind die Quotienten der Emissionssummen und der Immissionen im Mittel über alle Beurteilungsflächen aufgeführt.

Tabelle 4.1 Emissions- und Immissionsquotienten für verschiedene Testreferenzjahre

	TRY12/TRY03	TRY15/TRY03
Quotient Emissionssummen	0.89	1.23
Quotient Immission (mittlerer Wert über alle Flächen)	0.91	1.23

Die Emissions- und Immissionsquotienten sind nahezu identisch. In **Bild 4-15** sind die prozentualen Abweichungen der Kennwerte für die skalierten und die direkt mit AUSTAL2000 errechneten Ergebnisse für PM10 in TRY12 und TRY15 dargestellt. Die Kennwerte weichen in nur sehr geringem Maße bis maximal -2% voneinander ab. Für TRY15 treten bei Median und Mittelwert vollständige Übereinstimmungen auf. Damit ist eine Skalierung im Rahmen der allgemeinen Genauigkeit der Ergebnisse zulässig.

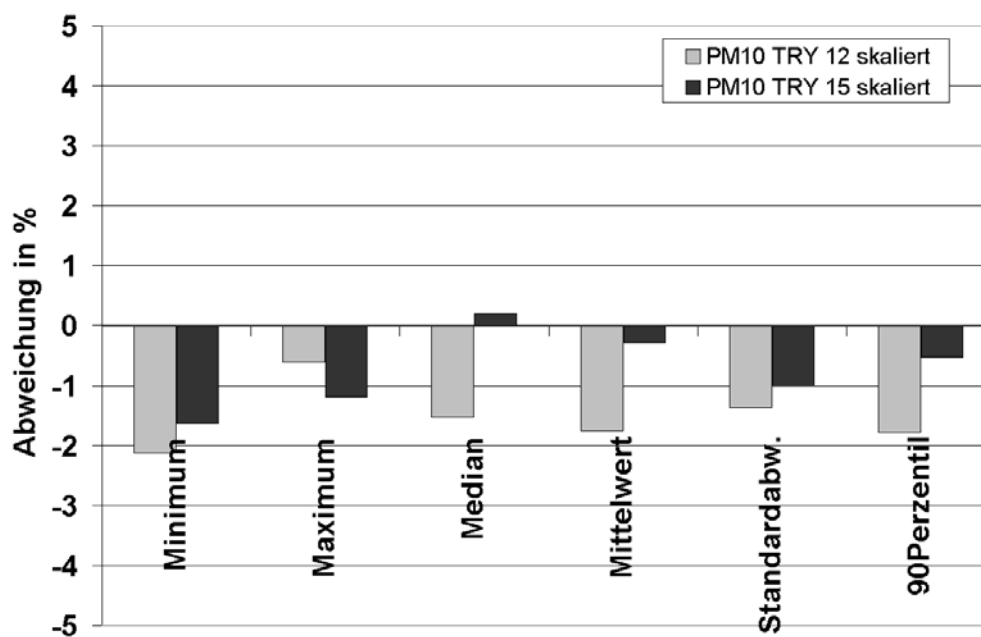


Bild 4-15 Prozentuale Abweichungen der skalierten Kennwerte gegenüber den mit AUSTAL2000 berechneten Kennwerten für PM10 im ländlichen Gebiet für TRY-Region 12 und 15 bei Pelletfeuerung aus dem Ergebnis für TRY-Region 03 bestimmt, MISKAM-Strömungsfeld, AKTerm Stuttgart

Eine ähnliche Betrachtung wurde für die Auswirkungen eines kalten Jahres auf die Immissionssituation verglichen mit einem mittleren Jahr durchgeführt. Bezüglich der Emissionsmodellierung unterscheiden sich mittleres Jahr und kaltes Jahr in der Modelleingangsgröße Außentemperatur für die Monate Dezember bis Februar. Für TRY03 ist das Jahresmittel der Außentemperatur im kalten Jahr um 1 K niedriger, für TRY12 um 0.8 K und für TRY15 um

0.6 K, verglichen mit dem mittleren Jahr. Die Daten für das kalte Jahr sind den Testreferenzjahren für extreme Witterungsverhältnisse entnommen (Christoffer et al., 2004).

Es wurde für das kalte Jahr die Möglichkeit der Skalierung über die Emissionssummen überprüft. Der Skalierungsfaktor lässt sich mittels der unterschiedlichen jährlichen Emissionssummen ermitteln, indem die Emissionssumme des kalten Jahres ins Verhältnis zu der des mittleren Jahres gesetzt wird. Das prinzipielle Vorgehen ist identisch zu dem des Vergleichs zwischen den einzelnen TRY-Regionen. **Bild 4-16** zeigt für die beiden AKTerms Stuttgart und Garmisch-Partenkirchen und das städtisch geprägte Gebiet einen Vergleich der aus dem kalten Jahr mittels Skalierung ermittelten Kennwerte für das mittlere Jahr mit denen, die direkt mit AUSTAL2000-Rechnungen bestimmt wurden. Auch hier ist die Übereinstimmung der einzelnen Kennwerte sehr gut, die Abweichungen liegen zwischen +1% und bis zu +2%. Damit ist eine Skalierung vom mittleren Jahr zum kalten Jahr und umgekehrt im Rahmen der allgemeinen Genauigkeit der Ergebnisse zulässig.

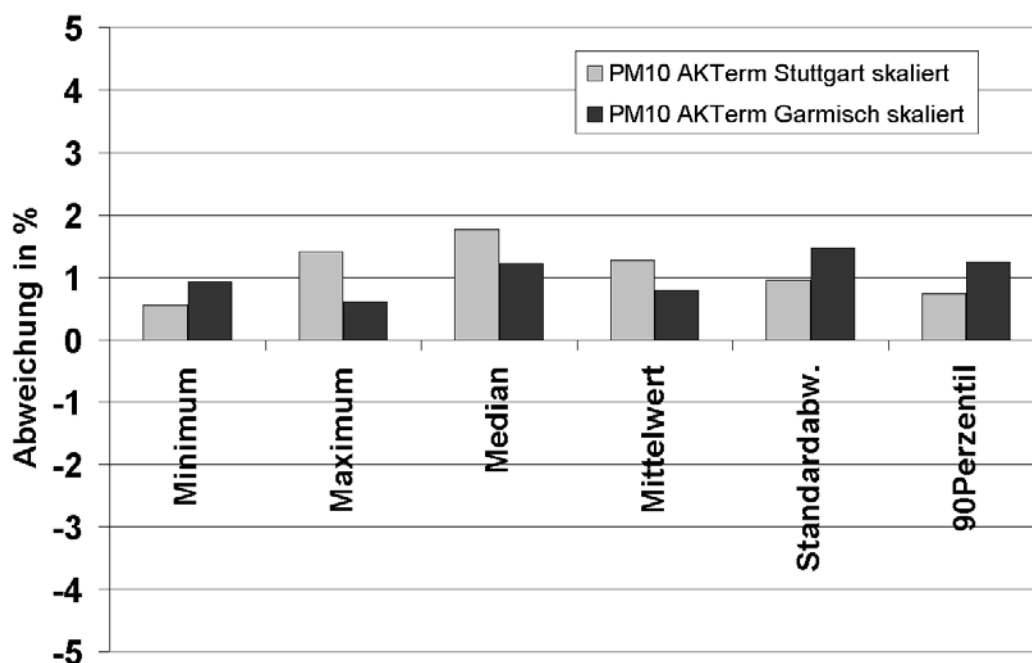


Bild 4-16 Prozentuale Abweichungen der skalierten Kennwerte gegenüber den mit AUSTAL2000 berechneten Kennwerten für PM10 im städtischen Gebiet für das mittlere Jahr bei AKTerm Stuttgart und Garmisch aus dem kalten Jahr bestimmt, MISKAM-Strömungsfeld und TRY 03

Zur Stützung der Vorgehensweise wurde eine Testrechnung für eine Temperaturzeitreihe zeitgleich gemessen zur AKTerm Garmisch mit der Meteorologie von Garmisch im ländlichen Gebiet durchgeführt. Das Ergebnis dieser Testrechnung wurde mit dem über Skalierung von TRY03 auf TRY15 nach dem obigen Verfahren übertragenen Ergebnis verglichen. Die prozentualen Unterschiede der beiden Ergebnisse für den Mittelwert über das gesamte Gebiet sind in **Bild 4-17** für die verschiedenen Schadstoffe zusammengestellt. Die Unterschiede liegen im Bereich von 0.6 % bis 2.2 % und sind damit so gering, dass sie keinen nennenswerten Einfluss auf die Ergebnisse haben, somit wird das gewählte Vorgehen bestätigt.

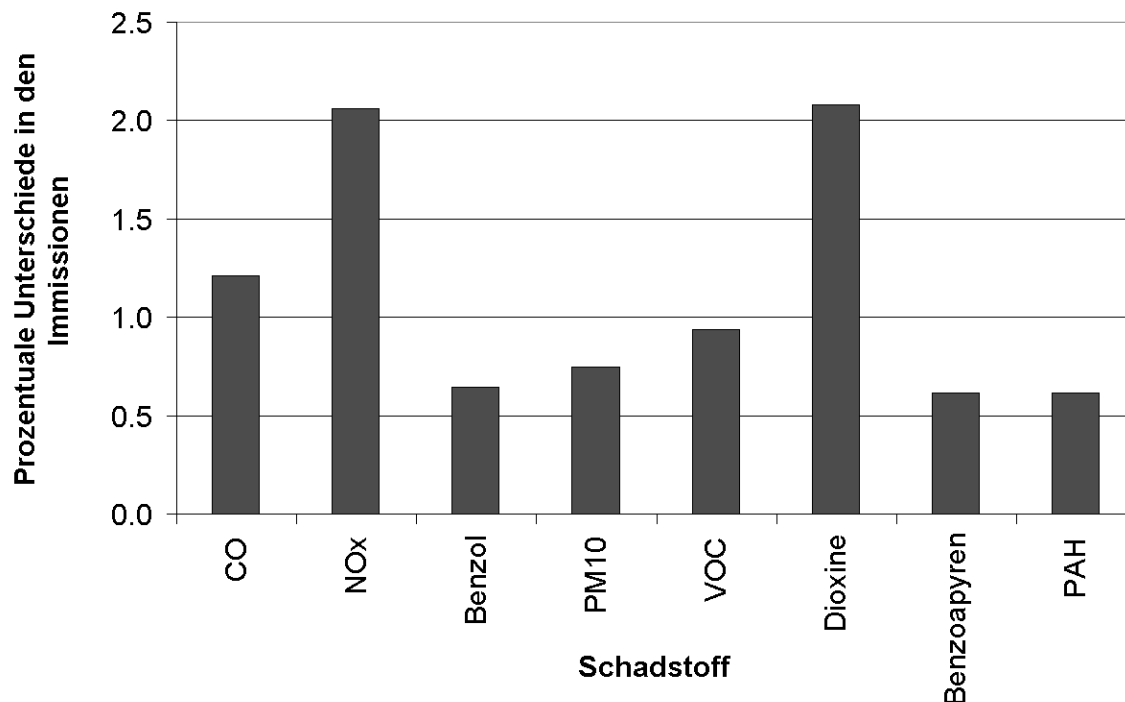


Bild 4-17 Vergleich der prozentualen Unterschiede der Mittelwerte für die verschiedenen Schadstoffe berechnet mit der Temperaturzeitreihe passend zur AKTerm und berechnet mit den Temperaturen der Testreferenzjahre

b) Vorgehen bei „best case“ und „worst case“-Emissionen

Um die im Rahmen des vorliegenden Projektes berechneten Immissionen auch auf zukünftige Entwicklungen der Heiztechnik (z.B. neue Filtertechniken etc.) übertragen zu können, wurde weiterhin überprüft, ob mit dieser Skalierungstechnik auch die Auswirkungen zukünftiger Emissionsveränderungen auf die Immissionen abgeschätzt werden können. Hierzu erfolgten ähnliche Rechenläufe wie zuvor beschrieben für die Fälle „best case“- und „worst case“-Emissionen der betrachteten Heizungen.

Bild 4-18 zeigt den Vergleich für das ländliche Gebiet. Die Differenzen zwischen den skalierten Immissionen und den mittels Ausbreitungsrechnung explizit berechneten Immissionen sind mit weniger als 4% gering. Somit können auch unterschiedliche Zustände des Emissionsverhaltens wie z.B. „best case“ und „worst case“ mit der beschriebenen Skalierungsmethode bearbeitet werden.

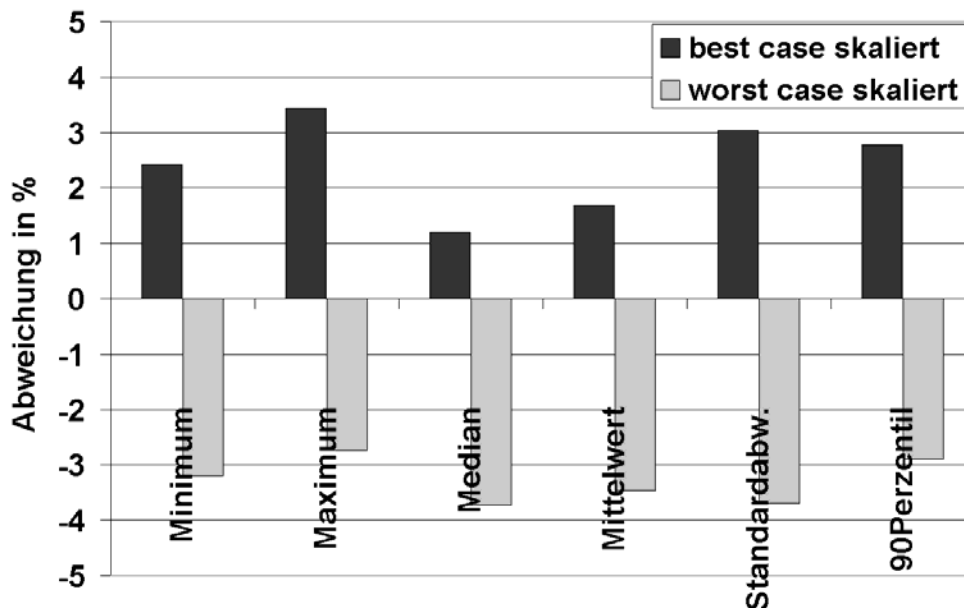


Bild 4-18 Prozentuale Abweichung der skalierten Kennwerte gegenüber den mit AUSTAL2000 berechneten für PM10 im ländlichen Gebiet für die Emission „best case“ und „worst case“ bei Pelletfeuerung, MIS-KAM-Strömungsfeld, AKTerm Stuttgart, mittleres Jahr und TRY 03 (Ausgangspunkt der Skalierung Emission „Stand der Technik“)

4.3.3 Auswirkungen einzelner Parameter auf die berechneten Immissionen

4.3.3.1 Freie Strömung

Die Strömung innerhalb von bebauten Gebieten wird durch die örtlichen Bauwerke beeinflusst. Um den Einfluss der Bebauung auf die Strömung und damit auch auf die Immissionsverteilung aufzuzeigen, wurden Vergleichsrechnungen mit und ohne expliziter Berücksichtigung der Gebäude durchgeführt. Im letzteren Fall wurde die Wirkung der Gebäude durch entsprechende Wahl der Rauigkeitsparameter z_0 bzw. d_0 berücksichtigt. Dieser Fall wird als Modellierung mit freier Strömung bezeichnet.

Ländliches Modellgebiet

Die Ergebnisse einer beispielhaften AUSTAL2000-Ausbreitungsrechnung für das ländliche Gebiet, bei der mit einem detailliert berechneten Strömungsfeld und zum Vergleich mit freier Strömung gerechnet wurde, sind in **Bild 4-19** dargestellt. Die Rechnung wurde für 320 Quellen durchgeführt, die gemäß der Beschreibung in Kapitel 4.2.2 verteilt wurden. Als meteorologische Eingangsdaten wurde die AKTerm für Stuttgart verwendet, als Feuerungsanlagentyp wurde Pelletfeuerung gewählt. Die Temperaturzeitreihe mit einer stündlichen Auflösung entspricht TRY-Region 03. Das Bild zeigt flächenhaft den Jahresmittelwert für PM10. Als Rauigkeitsmaß wurden für die vorgeschaltete Sensitivitätsbetrachtung im ländlichen Gebiet $z_0 = 0.5$ m gewählt. Bei der späteren Modellierung im Rahmen der Parameterstudie wurde basierend auf dem Corine-Kataster ein größeres z_0 mit $z_0 = 1$ m verwendet.

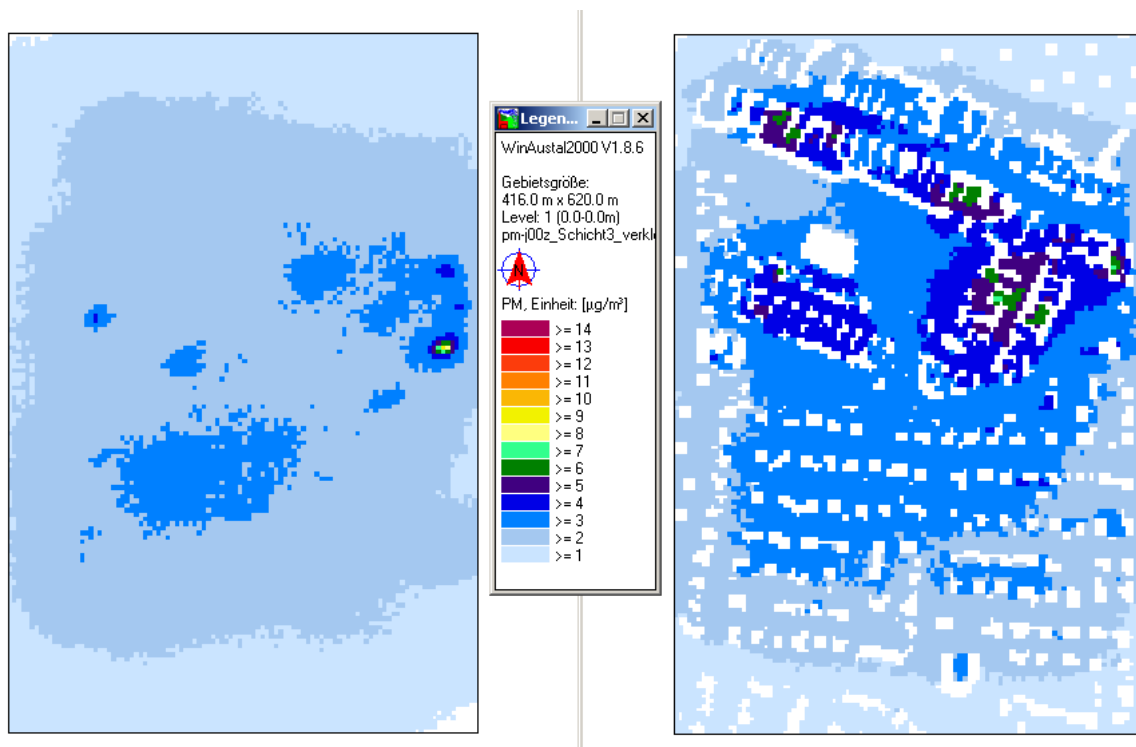


Bild 4-19 Flächenhafter Vergleich der PM10-Immissionen bei Ausbreitungsrechnungen ohne (links) und mit (rechts) expliziter Berücksichtigung der Bebauung im ländlichen Gebiet, Pellet-Feuerung, 320 Quellen, $z_0=0.5\text{m}$

Die Immissionsverteilungsstruktur wird geprägt durch die Emissionsverteilung und die Strömungsstruktur. In Bild 4-19 links ist zu erkennen, dass im Fall der freien Strömung, bei der für das gesamte Untersuchungsgebiet konstante Rauigkeitsverhältnisse angesetzt werden, die Immissionsverteilung im Wesentlichen aus der Emissionsverteilung resultiert. In Bild 4-19 rechts sind die Ergebnisse für die detaillierte Strömungsfeldmodellierung dargestellt. Die Immissionsstruktur hat sich verändert. Die Emissionsverteilung ist auch wieder zu erkennen, hinzu kommt aber der Einfluss der Gebäudeumströmung. Diese bewirkt vor allem im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes höhere Immissionen, weil hier auf Grund der dichteren Bebauung die Windgeschwindigkeit stärker abgeschwächt wird, was zu höheren Immissionen führt.

Der Einfluss der Quellhöhe auf die Immissionen zeigt sich insbesondere darin, dass die Maxima in der Simulation mit freier Strömung direkt Quellen mit einer niedrigen Freisetzungshöhe zugeordnet werden können.

Das **Bild 4-20** zeigt die prozentualen Abweichungen der statistischen Kennwerte für die PM10-Immissionen für den Fall freie Strömung im ländlichen Gebiet bezogen auf die Ergebnisse mit detaillierter Strömungsmodellierung mit dem Modell MISKAM für Pelletfeuerung im ländlichen Gebiet. Im Flächenmittel sind die für die freie Strömung berechneten Immissionen ca. 22% niedriger als für den Fall der detaillierten Strömungsmodellierung, bei der max. beaufschlagten Fläche sind es ca. 7%.

Dies bedeutet, dass neben der realistischen Emissionsverteilung auch die detaillierte Berücksichtigung der Bebauung bei der Strömungsmodellierung von Bedeutung ist und bei den Berechnungen für die Parameterstudie zu berücksichtigen ist.

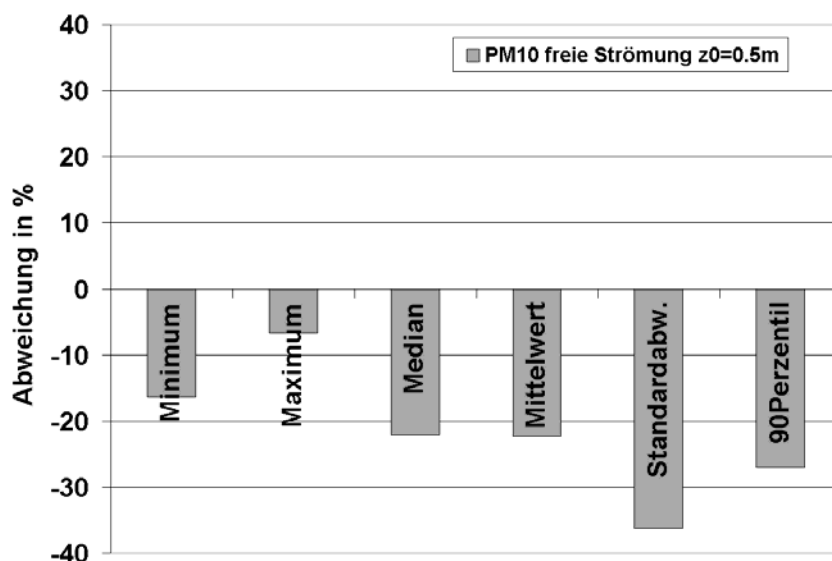


Bild 4-20 Prozentuale Abweichung der Kennwerte für PM10 freie Strömung im ländlichen Gebiet gegenüber MISCAM-Strömung mit Pelletfeuerung, AKTerm Stuttgart und TRY-Region 03, $z_0=0.5$ m

Städtisches Modellgebiet

Analoge Berechnungen wie im ländlichen Gebiet wurden auch für das städtische Gebiet durchgeführt. Die flächenhaften Ergebnisse für die 651 Emissionsquellen für Pelletfeuerung sind in **Bild 4-21** gegenübergestellt.

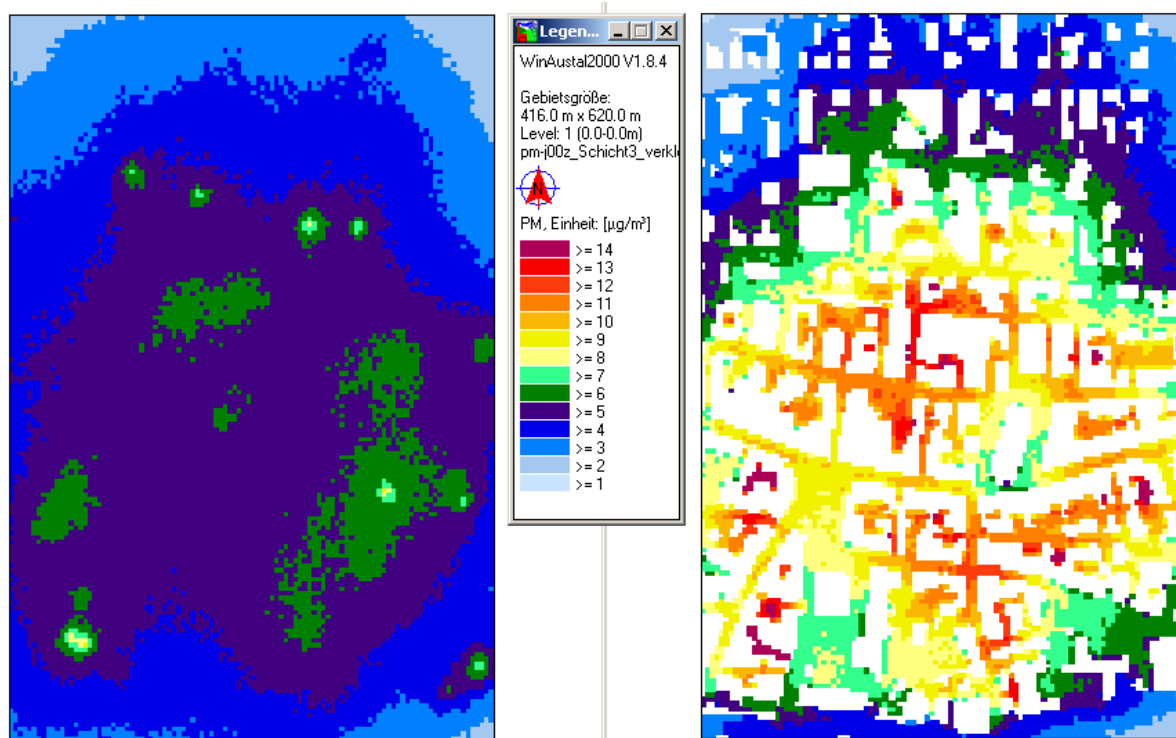


Bild 4-21 Flächenhafter Vergleich der PM10-Immissionen bei Ausbreitungsrechnungen mit und ohne expliziter Berücksichtigung der Bebauung im städtischen Gebiet, Pellet-Feuerung, 651 Quellen

Das Bild 4-21 links zeigt die Ergebnisse für die freie Strömung, im Bild rechts sind die Ergebnisse für die detaillierte Strömungsmodellierung dargestellt. Es sind deutliche Unterschiede in den Immissionsverteilungen zu erkennen. In dem dicht bebauten Gelände ergeben sich für die detailliert modellierte Strömung deutlich höhere Werte als für die freie Strömung. Auf Grund der dichteren Bebauungsstrukturen sind die Differenzen wesentlich größer als in dem eher locker bebauten ländlichen Gebiet.

Für die beiden Varianten mit und ohne explizite Berücksichtigung der Bebauung im städtischen Gebiet wurden ebenfalls die statistischen Kennwerte für die Beurteilungsflächen bestimmt. Diese sind in **Bild 4-22** dargestellt. Für die freie Strömung liegt der berechnete Flächenmittelwert ca. 31% unter dem Immissionswert für die detaillierte Strömungsmodellierung. Der berechnete max. Immissionswert für die freie Strömung liegt ca. 49% unter dem für die detaillierte Strömungsbetrachtung.

Für beide Untersuchungsgebiete wurden deutliche Unterschiede zwischen den berechneten Immissionsfeldern für freie Strömung und für detaillierte Betrachtung der Strömungsfelder festgestellt. Auf Grund der gezeigten großen Differenzen zwischen den beiden Vorgehensweisen wurde für die im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführte Parameterstudie mit den detaillierten Strömungsfeldern, berechnet mit dem Modell MISKAM, gearbeitet.

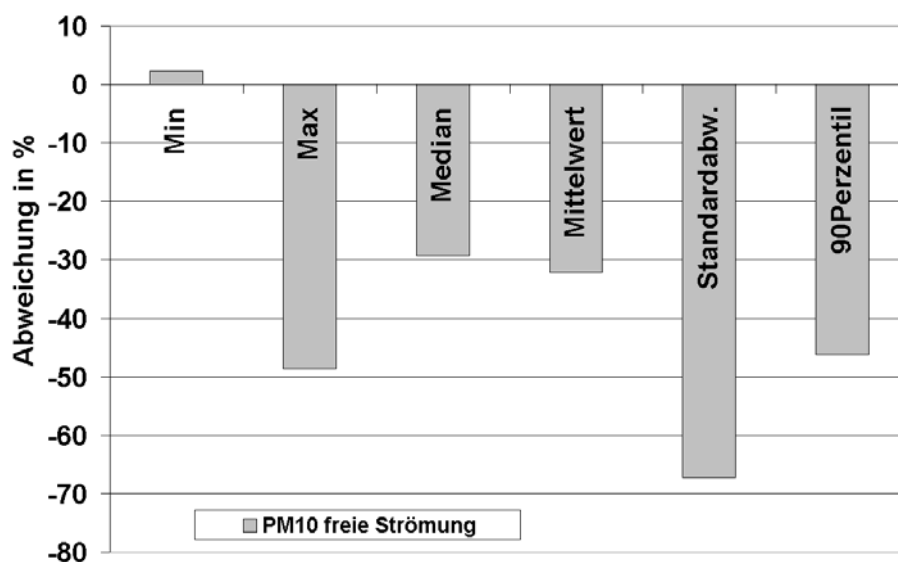


Bild 4-22 Prozentuale Abweichung der Kennwerte für PM10 freie Strömung im städtischen Gebiet gegenüber MISKAM-Strömung mit Pelletfeuerung, AKTerm Stuttgart und TRY-Region 03

4.3.3.2 Siedlungsdichte

Vergleicht man das ländliche und das städtische Modellgebiet, so ergeben sich neben den unterschiedlichen Siedlungsdichten und damit auch unterschiedlichen Emissionsdichten und Freisetzungshöhen auch unterschiedliche Ausbreitungsverhältnisse. Diese entstehen auf Grund der eher lockeren Bebauung im ländlichen Gebiet gegenüber der eher dichten Bebauung im städtischen Gebiet.

Welche Gesamtwirkung diese Effekte auf die Immissionssituation haben, zeigt ein exemplarischer Vergleich der berechneten PM₁₀-Immissionen in **Bild 4-23**. Es sind die prozentualen Unterschiede für die Immissionen im städtischen Gebiet bezogen auf die des ländlichen dargestellt. Für das städtische Gebiet ergeben sich hier im Flächenmittel bezogen auf das ländliche Gebiet um ca. 170% höhere Kennwerte.

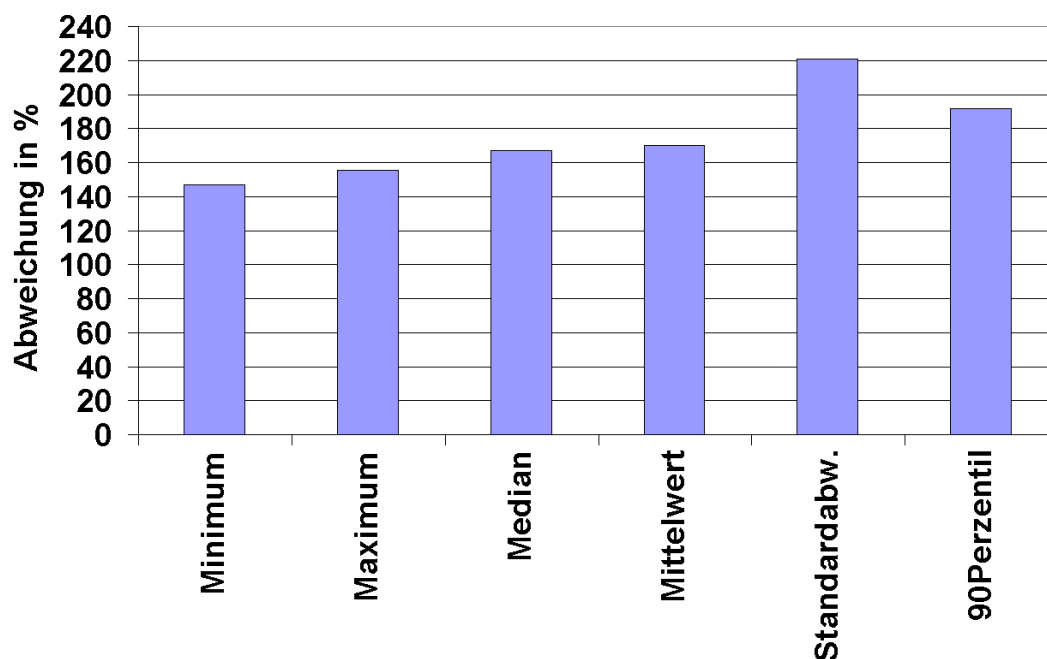


Bild 4-23 **Prozentuale Abweichung der Kennwerte für PM₁₀ im städtischen Gebiet bezogen auf im ländlichen Gebiet bei Pelletfeuerung, AK-Term Stuttgart und TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld**

In **Bild 4-24** sind für alle Feuerungsanlagentypen die PM₁₀-Immissionen auf der maximal belasteten Fläche für den Fall 10% Wärmebedarf mit der jeweiligen Feuerung gedeckt, AK-Term Stuttgart, TRY-Region 3, ausgewiesen. Hier zeigt sich auch etwa der Faktor 3 zwischen Immissionen im ländlichen und im städtischen Gebiet, wobei die Bandbreite zwischen Faktor 2 und 4.5 liegt. Die Faktoren für die Flächenmittelwerte sind etwas größer als die für die Maximalwerte.

Die Emissionsdichte im städtischen Gebiet ist nahezu doppelt so groß wie im ländlichen Gebiet, dies lässt entsprechend höhere Immissionen erwarten. Die Ausbreitungsbedingungen sind auf Grund der dichten Bebauung im städtischen Gebiet deutlich schlechter als im ländlichen Gebiet, dies bewirkt eine Erhöhung der Konzentrationen. Die mittleren Schornsteinhöhen im städtischen Gebiet liegen bei ca. 13 m und damit ca. 4 m höher als im ländlichen Gebiet, was zu einer Reduktion der bodennahen Konzentrationen führt (siehe Kapitel 4.3.3.5). Die Erhöhungen auf Grund der höheren Emissionsdichte und der schlechten Ausbreitungsbedingungen sind aber wesentlich dominanter.

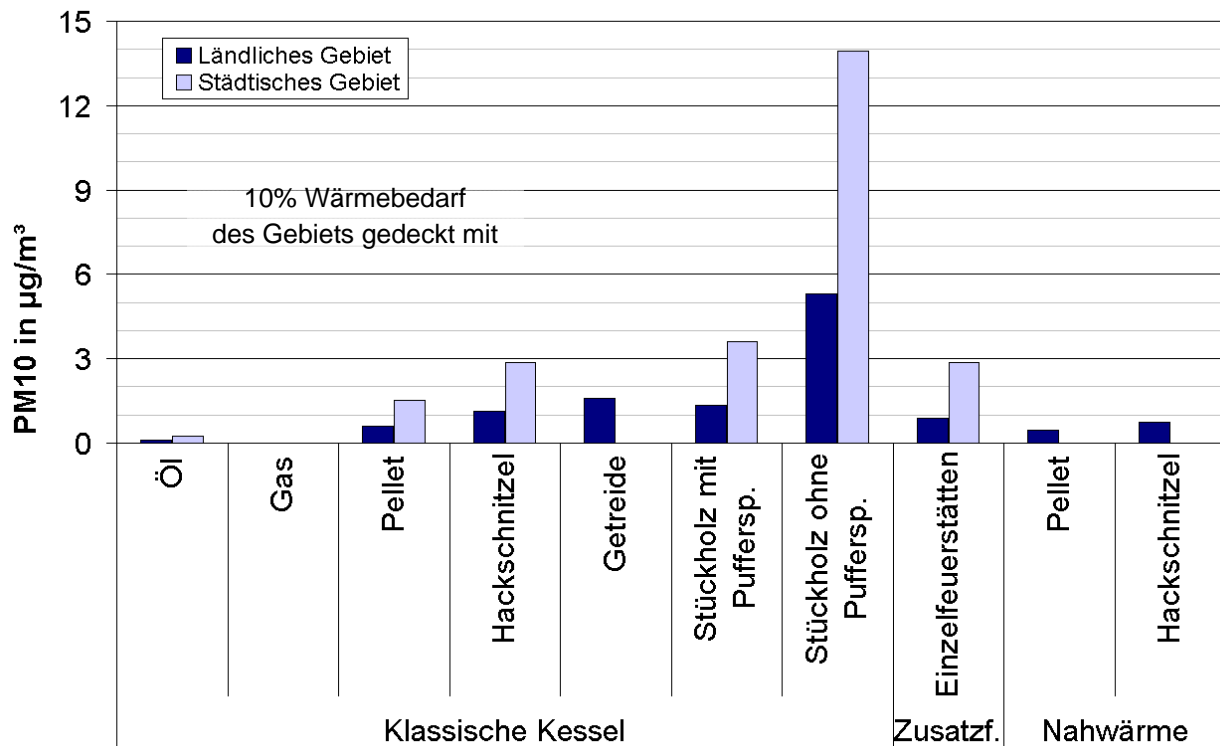


Bild 4-24 Übersicht der maximalen PM10-Immissionen für alle Feuerungsanlagentypen im städtischen und im ländlichen Gebiet (AKTerm Stuttgart, maximal belastete Fläche, TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld)

4.3.3.3 Ausbreitungsbedingungen

Die Ausbreitungsrechnungen werden für drei unterschiedliche Meteorologien durchgeführt. Vom Deutschen Wetterdienst (DWD) wurden für dieses Projekt die Meteorologien in Form der AKTerms für Hannover, Stuttgart und Garmisch-Partenkirchen (nachfolgend im Bild mit „Garmisch“ bezeichnet) zur Verfügung gestellt (vgl. Kapitel 2.3.2). Für diese Meteorologien wurden Ausbreitungsrechnungen für beide Gebiete durchgeführt.

Bild 4-25 zeigt exemplarisch die Ergebnisse für PM10 im städtischen Gebiet mit Pelletheizung. Für die Darstellung wurden die Ergebnisse für Hannover und Garmisch-Partenkirchen auf die Ergebnisse für Stuttgart bezogen und in der Abbildung als prozentuale Abweichungen bezogen auf die berechneten Immissionen für Stuttgart dargestellt. Die höchsten Immissionswerte wurden erwartungsgemäß mit der AKTerm für Garmisch-Partenkirchen berechnet. Bezogen auf den Flächenmittelwert des Untersuchungsgebietes waren die berechneten Werte ca. 65% höher als die für die Region Stuttgart berechneten Werte. Die Ergebnisse für Hannover waren deutlich niedriger und lagen im Flächenmittel ca. 37% unter den Ergebnissen für Stuttgart. Der Faktor zwischen Garmisch-Partenkirchen und Hannover lag für den Mittelwert bei ca. 2.6. Für die berechneten Maximalwerte ergaben sich ähnliche Verhältnisse mit ca. 42% höheren Werten für Garmisch-Partenkirchen gegenüber Stuttgart und mit ca. 37% niedrigeren Werten für Hannover gegenüber Stuttgart.

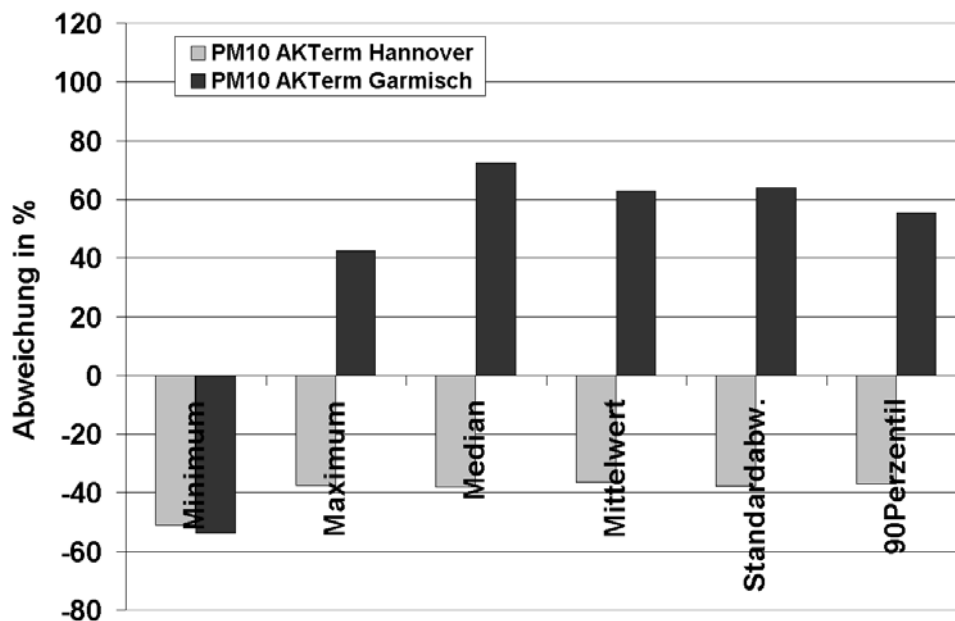


Bild 4-25 Prozentuale Abweichung der Kennwerte für PM10 bei Ausbreitungsrechnungen im städtischen Gebiet mit den AKTerms Hannover und Garmisch-Partenkirchen bezogen auf AKTerm Stuttgart bei Pelletfeuerung, TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld

Das **Bild 4-26** zeigt die entsprechende Auswertung für das ländliche Gebiet. Die Abweichungen für die AKTerm Hannover in Relation zu der für Stuttgart sind prozentual gesehen im ländlichen Gebiet ähnlich zu denen im städtischen (hellgraue Säulen in Bild 4-25 und Bild 4-26).

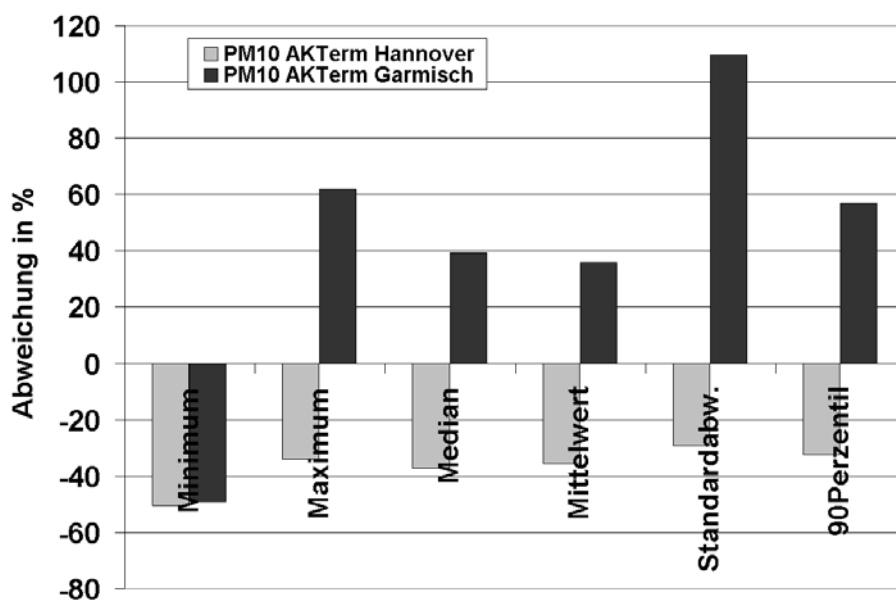


Bild 4-26 Prozentuale Abweichung der Kennwerte für PM10 bei Ausbreitungsrechnungen im ländlichen Gebiet mit den AKTerms Hannover und Garmisch-Partenkirchen bezogen auf AKTerm Stuttgart bei Pelletfeuerung, TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld

Für die AKTerm Garmisch in Relation zu der für Stuttgart (dunkelgraue Säulen in Bild 4-26) weisen die Abweichungen der Kennwerte im ländlichen Gebiet eine deutliche Variation auf. So sind sie für Standardabweichung und Maximum deutlich größer als im städtischen Gebiet. Dagegen sind die Abweichung der Kennwerte Mittelwert und Median für AKTerm Garmisch im ländlichen Gebiet kleiner als im städtischen. Für beide Gebiete ähnlich verhalten sich Minimum und 90Perzentil für AKTerm Garmisch.

4.3.3.4 Temperaturregion

In Kapitel 2.3.2 sind die 15 TRY-Regionen beschrieben und anhand ihrer Außentemperatur charakterisiert. Die Emissionszeitreihen werden u.a. anhand der Außentemperatur berechnet (vgl. Kapitel 3.5), folglich sind die jeweiligen Emissionen und damit auch die Immissionen in den einzelnen TRY-Regionen unterschiedlich. Die verfahrensmäßige Vorgehensweise zur Bestimmung der jeweiligen Immission in den einzelnen TRY-Regionen ist in Kapitel 4.3.2.3 dargelegt. Nachfolgend wird auf die immissionsseitigen Relationen der verschiedenen TRY-Regionen eingegangen.

Diese Betrachtung wird exemplarisch für den Feuerungsanlagentyp Pellet zur Deckung von 10% des Wärmebedarfs im ländlichen Gebiet für die AKTerm Stuttgart vorgenommen. Anhand des Excel-Tools BIOMIS sind jederzeit weitere Vergleiche möglich. **Bild 4-27** zeigt für den oben charakterisierten, exemplarischen Fall von links nach rechts die flächenhaften PM10-Immissionen für die TRY-Regionen 11, 03 und 12.

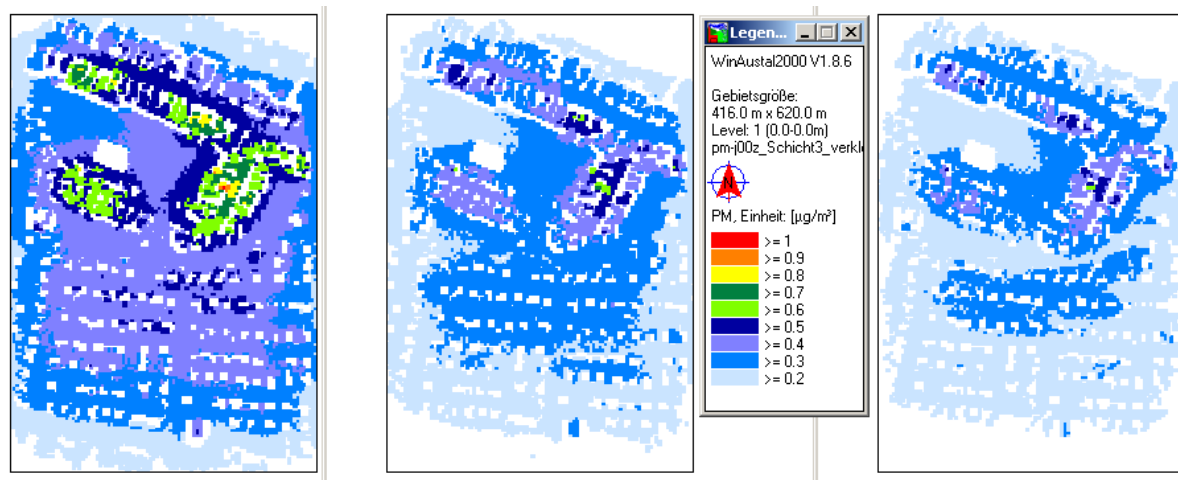


Bild 4-27 Einfluss der TRY-Regionen auf die PM10-Immissionen bei Deckung von 10% des Wärmebedarfs des Gebiets mit Pellet im ländlichen Gebiet, AKTerm Stuttgart
[links: TRY 11 (kälteste Region), Mitte: TRY03, rechts: TRY 12 (wärmste Region)]

Bei TRY-Region 11 handelt es sich um die kälteste TRY-Region, bei 12 um die wärmste. TRY-Region 03 wird beispielsweise Hannover zugeordnet und zählt damit zu den mittleren bis wärmeren Regionen. Je wärmer eine Region, desto geringer ist die Notwendigkeit zu heizen und desto niedriger sind auch die Immissionen, folglich nimmt die Immissionsbelastung von links nach rechts in Bild 4-27 ab.

Betrachtet man die Flächenmittelwerte und setzt den mittleren Fall, d.h. TRY03 auf 100% Immission, steigt für TRY11 (links) die Immission auf 140% an und sinkt für TRY12 (rechts) auf 90% ab. Betrachtet man die Unterschiede der Jahresmittelwerte so liegen TRY12 und TRY03 um ca. 1.5 K auseinander und für TRY 11 und TRY 03 beträgt die Differenz der Jahresmitteltemperaturen knapp 6 K. Damit ist im betrachteten Fall eine Abnahme der Jahresmitteltemperatur um 1.5 K proportional zu einer Zunahme des Flächenmittels der PM10-Immission um 10%. Folglich ist die Änderung der Immissionen, die durch unterschiedliche TRY-Regionen verursacht wird, im Vergleich zu den Auswirkungen anderer Eingangsparameter (wie beispielsweise die unterschiedlichen AKTerms) eher gering.

4.3.3.5 Schornsteinhöhe

Die Schornsteinhöhen wurden bei den Ausbreitungsrechnungen standardmäßig auf Firstniveau gesetzt. Eine Überhöhung der Abluffahne wurde im Sinne einer konservativen Betrachtung vernachlässigt. Zudem sind in der Praxis über den Schornsteinöffnungen von Wohnhäusern häufig Regenschutzbleche installiert, die eine Überhöhung definitiv verhindern.

Um Informationen über den Einfluss der Schornsteinhöhe (insbesondere der einer Schornsteinerhöhung) auf die Immissionsverhältnisse zu erhalten, wurden Vergleichsrechnungen für verschiedene Schornsteinhöhen durchgeführt. Es wurden exemplarisch für Pelletfeuerungen und den Schadstoff PM10 Schornsteinhöhen von 1 m, 2 m und 3 m über First sowohl im städtischen als auch im ländlichen Gebiet betrachtet. Die Ergebnisse dieser Rechnungen sind in **Bild 4-28** für das städtische Gebiet und in **Bild 4-29** für das ländliche Gebiet dargestellt. Es zeigt sich, dass durch die Erhöhung der Schornsteine die berechneten Immissionen deutlich reduziert werden. Für die AKTerm Stuttgart sinkt im ländlichen Gebiet der Flächenmittelwert der berechneten Immissionen bei der Schornsteinerhöhung First +3 m um ca. 28%, während im städtischen Gebiet die Reduktion bei ca. 23% liegt.

Wesentlich deutlicher sind die Reduktionen bei den berechneten Maximalwerten. Während für das ländliche Gebiet die Reduktionen bei der Schornsteinerhöhung +3 m bei ca. 45% lagen, ergaben sich für das städtische Gebiet ca. 29%. Auf Grund der unterschiedlichen Ausrichtung der Windverteilungen sind auch die Einflüsse der Schornsteinhöhen bei den AKTerms unterschiedlich.

Für die im Excel-Blatt BIOMIS zusammengestellten Auswertungen wurde zusätzlich zu der Standardhöhe „auf First“ die Höhe „First +1m“ betrachtet. Hierzu wurde für die Fälle, in denen keine explizite Rechnung durchgeführt wurde, ein mittlerer Reduktionsfaktor für den Mittelwert und den Maximalwert in Abhängigkeit vom Gebiet ermittelt. Die Faktoren sind in **Tabelle 4.2** zusammengestellt. Es handelt sich um mittlere Faktoren, die für alle Schadstoffe und alle AKTerms angewandt werden. In Fällen, in denen für die Standard-Emission eine Rechnung für die Schornsteinerhöhung vorlag, wurde die Reduktion bestimmt und auf die anderen Emissionsszenarien mittels Skalierung anhand der Emissionssummen übertragen.

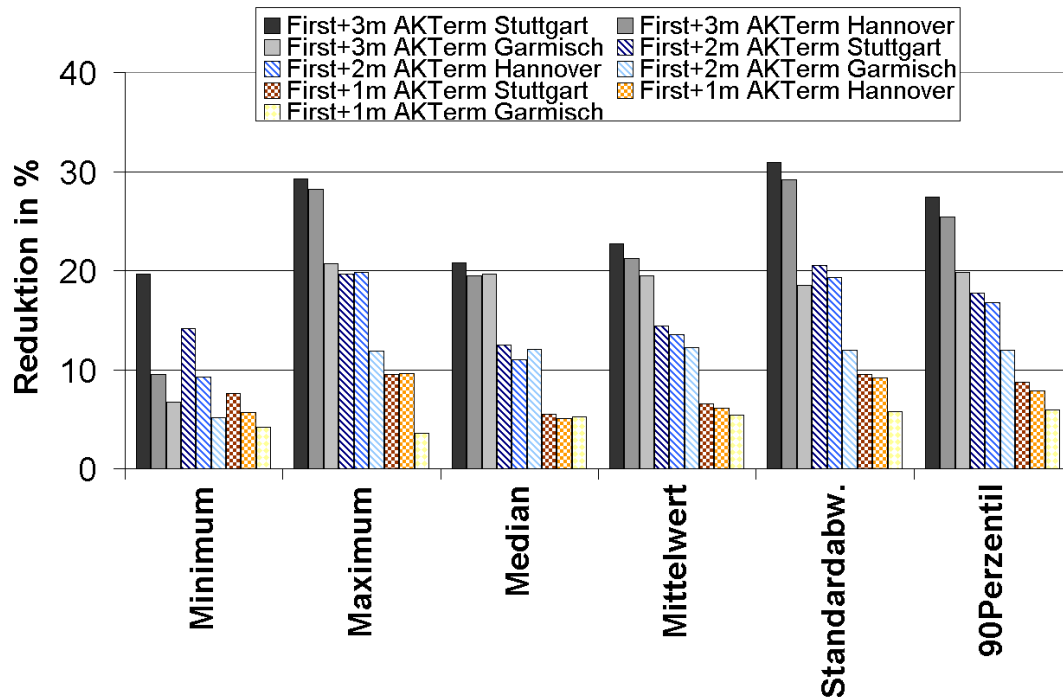


Bild 4-28 Prozentuale Reduktion der Kennwerte für PM10 bei einer Schornsteinerhöhung auf 1 m, 2 m bzw. 3 m über First bezogen auf Schornstein in Firsthöhe für alle drei AKTerms im städtischen Gebiet bei Pelletfeuerung, TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld

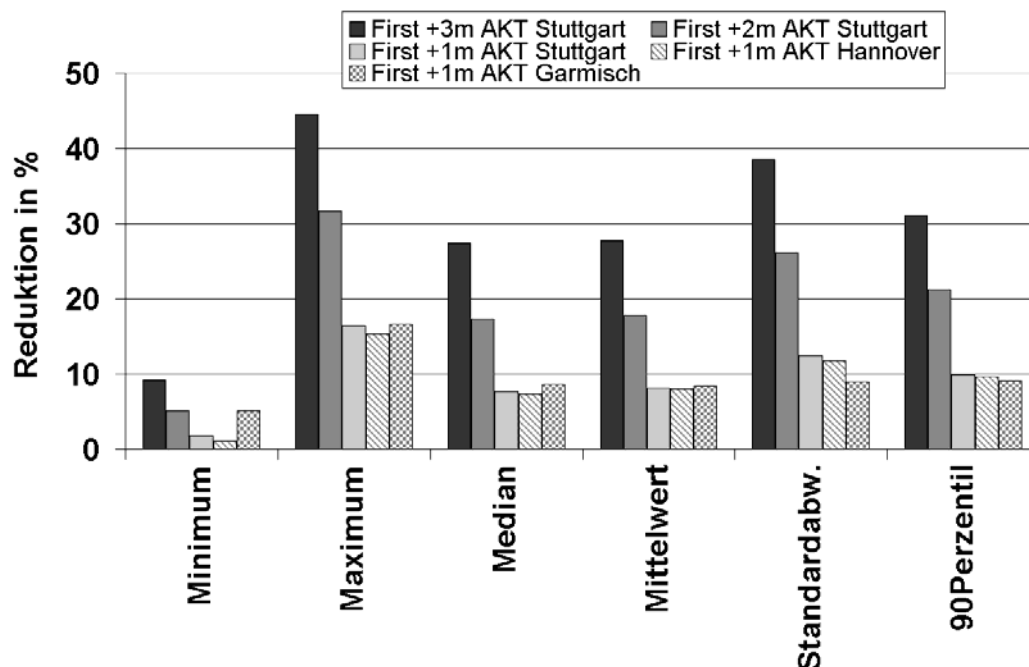


Bild 4-29 Prozentuale Reduktion der Kennwerte für PM10 bei einer Schornsteinerhöhung auf 1 m über First bezogen auf Schornstein in Firsthöhe für alle drei AKTerms im ländlichen Gebiet bzw. für AKTerm Stuttgart zusätzlich Schornstein auf 2 m bzw. 3 m über First, alle Fälle bei Pelletfeuerung, TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld

Tabelle 4.2 Faktoren zur Bestimmung der reduzierten Immission bei einer Erhöhung der Schornsteine von „auf First“ auf „First + 1m“

	Maximum	Mittelwert
Städtisches Gebiet	0.92	0.94
Ländliches Gebiet	0.84	0.92

Für die Nahwärmenetze mit Pelletkessel im ländlichen Gebiet wurde die Reduktionswirkung der Schornsteinhöhen First +1 m und First +3 m bezogen auf First ebenfalls überprüft. Die Ergebnisse sind in **Bild 4-30** zusammengefasst. Beim Vergleich zwischen den zuvor beschriebenen Ergebnissen für die Einzelkamine im ländlichen Gebiet (siehe Bild 4-29) mit denen für die Nahwärmenetze (siehe Bild 4-30) zeigt sich, dass die prozentuale Reduktion der PM10-Immissionen bei einer Erhöhung auf First +3 m sehr ähnlich ist. Für die Erhöhung um First +1 m ist die prozentuale Reduktion im Maximum für den Fall Einzelkamine (mit ca.16%) etwas höher als bei den Nahwärmenetzen (mit ca.11%).

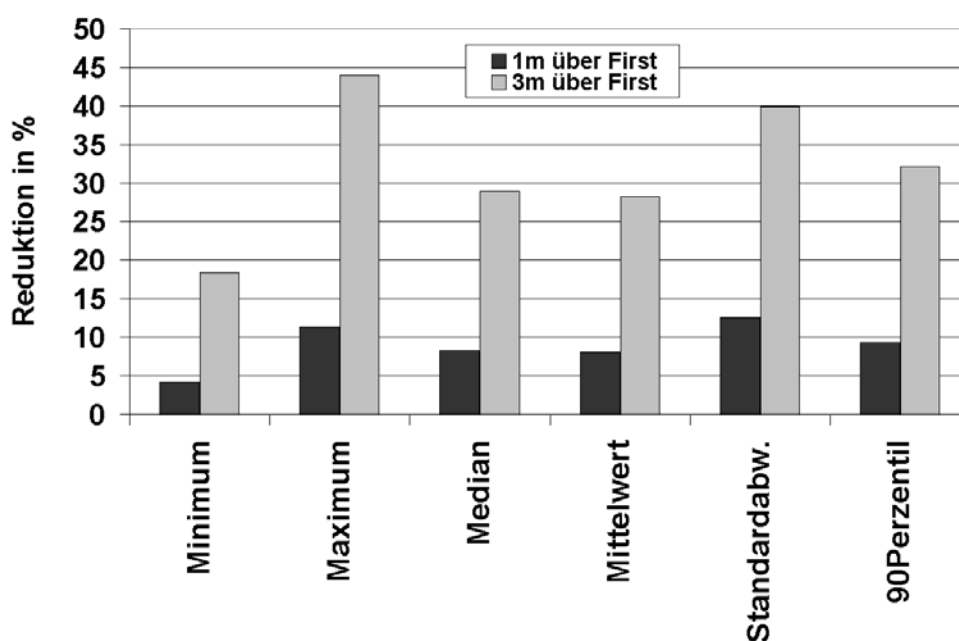


Bild 4-30 Prozentuale Reduktion der Kennwerte für PM10 bei einer Schornsteinerhöhung auf 1 m bzw. 3 m über First für Nahwärmenetze, Pellets, AKTerm Stuttgart, TRY-Region 03, MISKAM-Strömungsfeld

Vergleicht man die Auswirkungen der Nahwärmenetze anhand der flächenhaften Verteilung der Immissionen, zeigt sich der in **Bild 4-31** dargestellte Zusammenhang.

Die absoluten PM10-Immissionen (für 10% gedeckten Wärmebedarf des Gebiets) weisen eine Reduktion von der Einzelhausbeheizung mit Pellets (ganz links im Bild) zu dem Nahwärmenetzen (Mitte) auf, beide Male bei Freisetzung auf First. Erhöht man zusätzlich die Freisetzungshöhe bei den Nahwärmenetzen auf First +3 m kommt es nochmals zu einer deutlichen Senkung der Immissionen (ganz rechts im Bild).

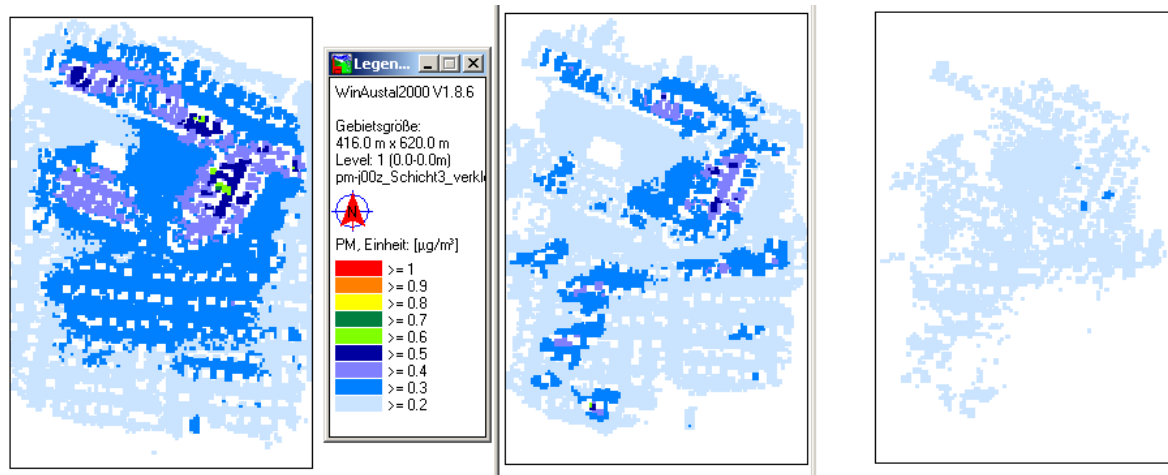


Bild 4-31 Vergleich der PM10-Immissionen zwischen Nahwärme und Einzelhausbeheizung mit Pellets für 10% Wärmebedarf des Gebiets, AK-Term Stuttgart
links: Einzelhausbeheizung mit 320 Quellen im Gebiet
Mitte: 28 Nahwärmenetze im Gebiet, Quellhöhe auf First
rechts: 28 Nahwärmenetze im Gebiet, Quellhöhe auf First + 3 m

Setzt man die Immissionen der Einzelkamine auf 100% (links) reduziert sich die Immission auf 77% (Mitte) für die Umstellung von Einzelkaminen auf Nahwärmenetze. Für Nahwärmenetze mit Freisetzung 3 m über First (rechts) ergibt sich eine Reduktion auf nur noch 55% des ursprünglichen Werts für Einzelkamine (mit Freisetzung auf First, ganz links). Die Ursache für die Minderung von Einzelhausbeheizung zu Nahwärmenetz ist die Reduktion der Quellanzahl bei gleichzeitiger Erhöhung der mittleren Quellhöhe, durch Festlegung der Quellgebäude der Nahwärmenetze gemäß VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4, vgl. Kapitel 4.2.2. Einen zusätzlichen Beitrag hat die Reduktion der Jahresemissionssummen von Einzelhausbeheizung mit Pellets zu Nahwärme im Emissionsmodell um ca. 11% von 164.4 kg/a PM10 Emission auf 147 kg/a.

4.3.3.6 Gebietsgröße

Bei den Immissionsprognosen für die hier gezeigten Modellgebiete handelt es sich um Ausschnitte aus in Realität größeren Gebieten. Die Größe der modellierten Fläche wurde für das städtische und das ländliche Gebiet gleich groß gewählt. Sie beträgt jeweils 600 m x 800 m und ist in den beiden nachfolgenden Bildern (**Bild 4-32** für das ländliche Gebiet und **Bild 4-33** für das städtische Gebiet) jeweils als blauer Umriss eingezeichnet. Die Randbereiche des Modellgebiets werden bei manchen Windrichtungen nicht mit Schadstoffen beaufschlagt, da sich im Modell in der Richtung, aus der der Wind dann weht, keine Quellen mehr befinden. Damit weisen die Immissionswerte im Randbereich eine hohe statistische Unsicherheit bei den Ausbreitungsrechnungen auf und sie wurden nicht in die Auswertung mit einbezogen. Der Bereich, in dem eine Auswertung ohne Randeinflüsse möglich ist, wurde in Bild 4-32 und Bild 4-33 mit einem grünen Umriss markiert.

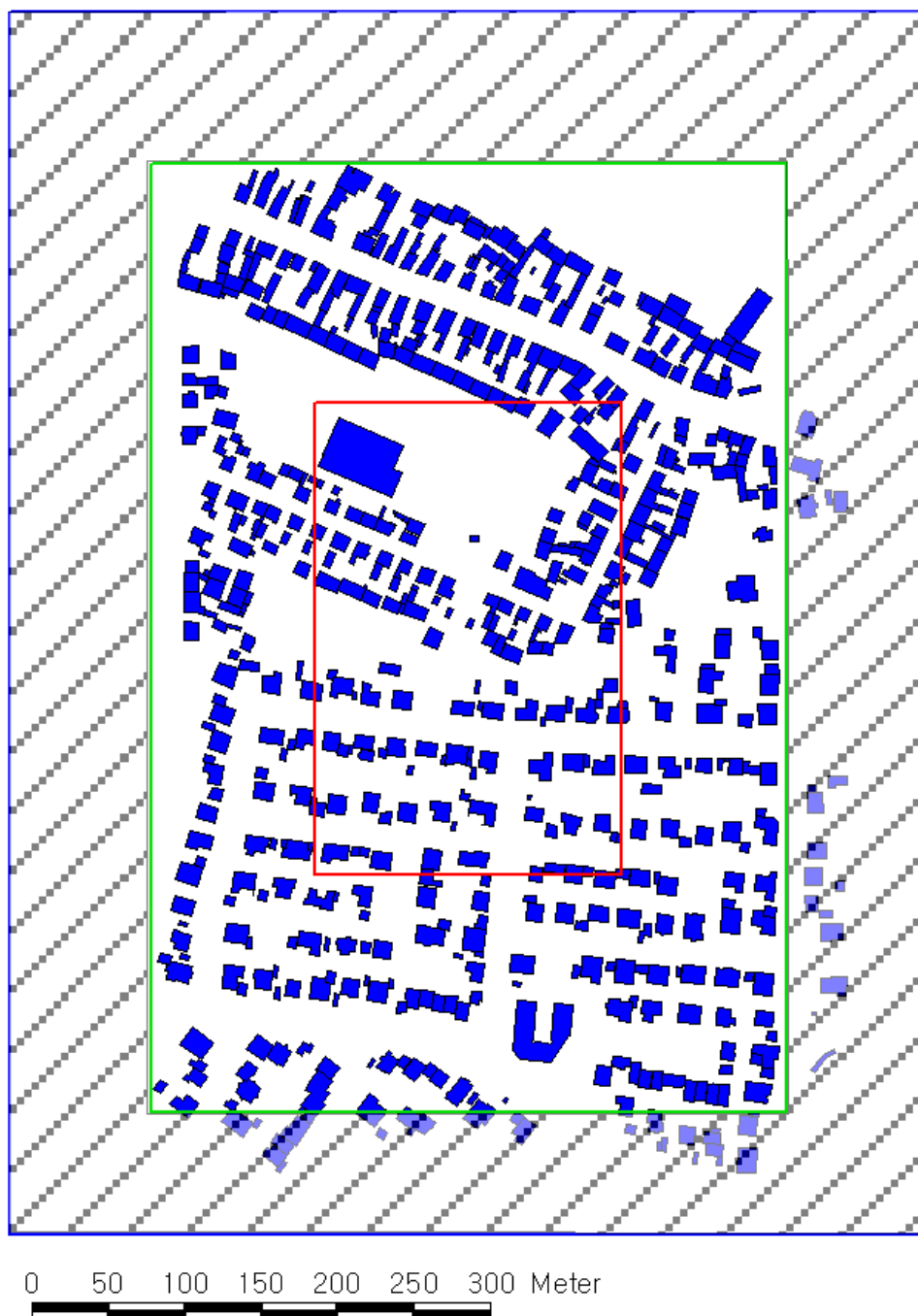


Bild 4-32 **Ländliches Modellgebiet: blauer Umriss – Modellgebiet von 600 m x 800 m, schraffierter Bereich mit zusätzlichen Rauigkeitselementen versehen, grüner Umriss – Auswertebereich für das kleine ländliche Gebiet, roter Umriss – Auswertebereich für das große ländliche Gebiet**



Bild 4-33 **Städtisches Modellgebiet: blauer Umriss – Modellgebiet von 600 m x 800 m, grüner Umriss – möglicher Auswertebereich bzgl. der statistischen Unsicherheit, roter Umriss – Auswertebereich für das städtische Gebiet**

Für das ländliche Gebiet bezeichnet dieser Umriss den Fall, dass das zu untersuchende Gebiet etwa die Größe des Modellgebiets von ca. 600 m x 800 m besitzt und auf einer freien Fläche ohne weitere umgebende Bebauung liegt. Dieser Fall wird nachfolgend als „kleines ländliches Gebiet“ bezeichnet, die mittleren Immissionskonzentrationen repräsentieren hier das Flächenmittel über die in der grün gekennzeichneten Fläche liegenden Beurteilungsflächen. Dies sind bei der im ländlichen Gebiet vorliegenden Bebauungsdichte 773 Flächen zu je 256 m².

Handelt es sich bei dem zu betrachtenden Fall um ein deutlich größeres ländliches Wohngebiet im Vergleich zur Modellgebietsfläche, wird es nachfolgend als „großes ländliches Gebiet“ bezeichnet. Die Mittelung erfolgt für diesen Fall über die Beurteilungsflächen innerhalb des roten Umrisses in Bild 4-32, das sind 186 Flächen zu je 256 m². So wird berücksichtigt, dass sich flächig in ähnlicher Weise emittierende Quellen um das zu betrachtende Gebiet befinden. Die mittleren Konzentrationen, repräsentativ für das große ländliche Gebiet, liegen um etwa den Faktor 1.25 höher als die für das kleine ländliche Gebiet.

Für das städtische Gebiet wird keine solche Differenzierung vorgenommen, sondern davon ausgegangen, dass ein städtisches Gebiet prinzipiell so groß ist, dass umgebend in ähnlicher Höhe emittierende Flächen vorhanden sind. Folglich wird wiederum die Fläche innerhalb des roten Umrisses in Bild 4-33 ausgewertet. In ihr liegen 252 Beurteilungsflächen zu je 256 m².

4.4 Ergebnisse

4.4.1 Aufbereitung und Darstellung der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen fließen direkt in das Programm BIOMIS ein und erlauben dort die Überlagerung von verschiedenen Feuerungsanlagentypen bzw. von verschiedenen Brennstoffen (vgl. Kapitel 6.3). Exemplarisch wird hier die **Tabelle 4.3** mit den Immissionskonzentrationen für Pelletkessel gezeigt. Sämtliche berechneten Immissionswerte sind im Anhang tabellarisch zusammengestellt. Diese Ergebnisse sind nachfolgend beschrieben.

Die für das Programm BIOMIS durchgeführten Ausbreitungsrechnungen erfolgten für das Testreferenzjahr 03 (mittleres Jahr). Die Immissionswerte für andere Testreferenzjahre können wie gezeigt skaliert werden. Es liegt für jeden der zehn Brennstoffe bzw. Feuerungsanlagentypen (d.h. für Ölheizung, Gasheizung, Pelletkessel, Hackschnitzelkessel, Getreidefeuerung, Stückholzkessel mit Pufferspeicher, Stückholzkessel ohne Pufferspeicher, Einzelfeuerstätten, Nahwärme Pellets, Nahwärme Hackschnitzel) eine Tabelle vor. Für die Feuerungsanlagentypen, für die vom IVD „best case“ und „worst case“-Emissionen zusätzlich zum Stand der Technik festgelegt wurden, gliedert sich die Tabelle in drei Blöcke (bc = best case, SdT = Stand der Technik, wc = worst case). Jeder dieser Blöcke ist dann nochmals nach den beiden untersuchten Modellgebieten, d.h. ländliches und städtisches Modellgebiet unterteilt. Für jeden der acht Schadstoffe (PM₁₀, NO_x, Benzol, CO, Dioxine, VOC, PAK, Benzo(a)pyren) wird der Jahresmittelwert auf der am höchsten belasteten Auswertefläche (max) und der Jahresmittelwert (mittel) der Immissionen für das gesamte jeweilige Auswerteggebiet in µg/m³ angegeben. Der Anteil des jeweiligen Feuerungsanlagentyps liegt dabei immer bei 10% Endenergieerzeugung. Weiterhin wird in Spalten nach den Ergebnissen für die drei AKTerms und nochmals nach den zwei Schornsteinhöhengruppen „auf First“ und „ein Meter über First“ unterschieden. Alle für die Auswertung verwendeten Ausbreitungsrechnungen sind in der **Tabelle 4.4**, die eine Übersicht der durchgeführten Ausbreitungsrechnungen liefert, mit einem Kreuz markiert.

Tabelle 4.3 Immissionskonzentrationen für Pelletkessel

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Pellets TRY03														
gerechnet														
best case	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	3.1E+01	7.3E-02	3.4E-02	1.1E-01	5.3E-02	1.8E-01	7.3E-02	6.4E-02	3.2E-02	9.6E-02	5.0E-02	1.6E-01	6.7E-02
	NOx	453.1	1.1E+00	5.0E-01	1.7E+00	8.0E-01	2.8E+00	1.1E+00	9.3E-01	4.6E-01	1.4E+00	7.4E-01	2.4E+00	1.0E+00
	Benzol	9.65E-02	2.3E-04	1.1E-04	3.6E-04	1.7E-04	6.0E-04	2.4E-04	2.0E-04	1.0E-04	3.1E-04	1.6E-04	5.1E-04	2.2E-04
	CO	295.8	7.1E-01	3.3E-01	1.1E+00	5.3E-01	1.9E+00	7.4E-01	6.1E-01	3.0E-01	9.4E-01	4.9E-01	1.6E+00	6.7E-01
	Dioxine	2.3E-07	5.2E-10	2.4E-10	8.1E-10	3.9E-10	1.4E-09	5.5E-10	4.5E-10	2.2E-10	6.8E-10	3.6E-10	1.2E-09	5.0E-10
	VOC	12.8	3.1E-02	1.4E-02	4.8E-02	2.3E-02	8.0E-02	3.2E-02	2.7E-02	1.3E-02	4.1E-02	2.1E-02	6.8E-02	2.9E-02
	PAH	3.1E-01	7.2E-04	3.3E-04	1.1E-03	5.3E-04	1.8E-03	7.3E-04	6.3E-04	3.1E-04	9.5E-04	4.9E-04	1.6E-03	6.7E-04
	Benzoapyren	1.3E-02	3.1E-05	1.4E-05	4.8E-05	2.2E-05	7.9E-05	3.1E-05	2.7E-05	1.3E-05	4.0E-05	2.1E-05	6.6E-05	2.8E-05
	städtisches Gebiet													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
PM10	1.0E+02	1.8E-01	1.2E-01	2.9E-01	1.8E-01	4.2E-01	3.0E-01	1.7E-01	1.1E-01	2.7E-01	1.7E-01	4.1E-01	2.9E-01	
NOx	1486.9	2.7E+00	1.7E+00	4.4E+00	2.8E+00	6.8E+00	4.8E+00	2.5E+00	1.6E+00	4.0E+00	2.6E+00	6.6E+00	4.5E+00	
Benzol	3.1E-01	5.7E-04	3.7E-04	9.5E-04	5.9E-04	1.4E-03	9.9E-04	5.4E-04	3.5E-04	8.7E-04	5.6E-04	1.4E-03	9.5E-04	
CO	961.5	1.7E+00	1.1E+00	2.9E+00	1.8E+00	4.4E+00	3.1E+00	1.6E+00	1.1E+00	2.7E+00	1.7E+00	4.3E+00	2.9E+00	
Dioxine	7.5E-07	1.3E-09	8.4E-10	2.1E-09	1.3E-09	3.2E-09	2.3E-09	1.2E-09	7.9E-10	2.0E-09	1.2E-09	3.1E-09	2.1E-09	
VOC	41.3	7.5E-02	4.9E-02	1.3E-01	7.8E-02	1.9E-01	1.3E-01	7.1E-02	4.6E-02	1.2E-01	7.3E-02	1.8E-01	1.3E-01	
PAH	1.0E+00	1.8E-03	1.1E-03	2.9E-03	1.8E-03	4.3E-03	3.0E-03	1.7E-03	1.1E-03	2.7E-03	1.7E-03	4.1E-03	2.8E-03	
Benzoapyren	4.2E-02	7.5E-05	4.8E-05	1.2E-04	7.6E-05	1.8E-04	1.3E-04	7.1E-05	4.6E-05	1.1E-04	7.2E-05	1.8E-04	1.2E-04	
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	1.6E+02	4.0E-01	1.8E-01	6.0E-01	2.8E-01	9.8E-01	3.8E-01	3.4E-01	1.7E-01	5.0E-01	2.6E-01	8.1E-01	3.5E-01
	NOx	566.4	1.3E+00	6.2E-01	2.1E+00	1.0E+00	3.6E+00	1.4E+00	1.2E+00	5.7E-01	1.8E+00	9.2E-01	3.0E+00	1.3E+00
	Benzol	3.3E-01	8.1E-04	3.7E-04	1.3E-03	5.9E-04	2.1E-03	8.1E-04	6.9E-04	3.4E-04	1.1E-03	5.4E-04	1.7E-03	7.4E-04
	CO	1355.0	3.3E+00	1.5E+00	5.1E+00	2.4E+00	8.5E+00	3.4E+00	2.8E+00	1.4E+00	4.3E+00	2.2E+00	7.2E+00	3.1E+00
	Dioxine	2.3E-07	5.2E-10	2.4E-10	8.1E-10	3.9E-10	1.4E-09	5.5E-10	4.5E-10	2.2E-10	6.8E-10	3.6E-10	1.2E-09	5.0E-10
	VOC	73.8	1.8E-01	8.3E-02	2.8E-01	1.3E-01	4.6E-01	1.8E-01	1.5E-01	7.6E-02	2.4E-01	1.2E-01	3.9E-01	1.7E-01
	PAH	1.1E+00	2.7E-03	1.2E-03	4.2E-03	2.0E-03	6.9E-03	2.7E-03	2.3E-03	1.1E-03	3.5E-03	1.8E-03	5.7E-03	2.5E-03
	Benzoapyren	4.9E-02	1.2E-04	5.3E-05	1.8E-04	8.4E-05	2.9E-04	1.2E-04	1.0E-04	4.9E-05	1.5E-04	7.7E-05	2.5E-04	1.1E-04
	städtisches Gebiet													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
PM10	5.2E+02	9.8E-01	6.1E-01	1.5E+00	9.5E-01	2.2E+00	1.6E+00	8.9E-01	5.8E-01	1.4E+00	8.9E-01	2.1E+00	1.5E+00	
NOx	1858.7	3.3E+00	2.2E+00	5.6E+00	3.5E+00	8.6E+00	6.0E+00	3.1E+00	2.0E+00	5.1E+00	3.2E+00	8.3E+00	5.6E+00	
Benzol	1.0E+00	2.0E-03	1.3E-03	3.2E-03	2.0E-03	4.8E-03	3.4E-03	1.8E-03	1.2E-03	2.9E-03	1.9E-03	4.7E-03	3.2E-03	
CO	4391.8	8.0E+00	5.2E+00	1.3E+01	8.2E+00	2.0E+01	1.4E+01	7.5E+00	4.9E+00	1.2E+01	7.7E+00	2.0E+01	1.3E+01	
Dioxine	7.5E-07	1.3E-09	8.4E-10	2.1E-09	1.3E-09	3.2E-09	2.3E-09	1.2E-09	7.9E-10	2.0E-09	1.2E-09	3.1E-09	2.1E-09	
VOC	237.2	4.4E-01	2.8E-01	7.3E-01	4.5E-01	1.1E+00	7.6E-01	4.1E-01	2.7E-01	6.6E-01	4.2E-01	1.1E+00	7.2E-01	
PAH	3.6E+00	6.7E-03	4.2E-03	1.1E-02	6.6E-03	1.6E-02	1.1E-02	6.1E-03	4.0E-03	9.8E-03	6.2E-03	1.5E-02	1.0E-02	
Benzoapyren	1.6E-01	2.9E-04	1.8E-04	4.6E-04	2.8E-04	6.7E-04	4.7E-04	2.6E-04	1.7E-04	4.2E-04	2.6E-04	6.5E-04	4.4E-04	
worst case	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	6.94E+02	1.6E+00	7.5E-01	2.6E+00	1.2E+00	4.1E+00	1.6E+00	1.4E+00	7.1E-01	2.1E+00	1.1E+00	3.4E+00	1.5E+00
	NOx	682.4	1.6E+00	7.5E-01	2.5E+00	1.2E+00	4.3E+00	1.7E+00	1.4E+00	6.9E-01	2.1E+00	1.1E+00	3.6E+00	1.6E+00
	Benzol	1.98E+00	4.9E-03	2.2E-03	7.6E-03	3.6E-03	1.2E-02	4.9E-03	4.2E-03	2.1E-03	6.4E-03	3.3E-03	1.0E-02	4.5E-03
	CO	6643.6	1.6E+01	7.3E+00	2.5E+01	1.2E+01	4.2E+01	1.7E+01	1.4E+01	6.8E+00	2.1E+01	1.1E+01	3.5E+01	1.5E+01
	Dioxine	2.5E-07	5.7E-10	2.7E-10	9.0E-10	4.3E-10	1.5E-09	6.0E-10	5.0E-10	2.5E-10	7.5E-10	3.9E-10	1.3E-09	5.5E-10
	VOC	281.1	6.8E-01	3.1E-01	1.1E+00	5.0E-01	1.8E+00	7.0E-01	5.9E-01	2.9E-01	9.0E-01	4.6E-01	1.5E+00	6.4E-01
	PAH	5.2E+00	1.2E-02	5.6E-03	1.9E-02	8.9E-03	3.1E-02	1.2E-02	1.1E-02	5.2E-03	1.6E-02	8.2E-03	2.6E-02	1.1E-02
	Benzoapyren	2.2E-01	5.2E-04	2.4E-04	8.1E-04	3.8E-04	1.3E-03	5.3E-04	4.5E-04	2.2E-04	6.9E-04	3.5E-04	1.1E-03	4.8E-04
	städtisches Gebiet													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
PM10	2.24E+03	4.0E+00	2.6E+00	6.5E+00	4.0E+00	9.4E+00	6.7E+00	3.8E+00	2.5E+00	6.0E+00	3.8E+00	9.1E+00	6.4E+00	
NOx	2237.8	4.0E+00	2.6E+00	6.7E+00	4.2E+00	1.0E+01	7.2E+00	3.8E+00	2.5E+00	6.1E+00	3.9E+00	1.0E+01	6.8E+00	
Benzol	6.33E+00	1.2E-02	7.6E-03	2.0E-02	1.2E-02	2.9E-02	2.0E-02	1.1E-02	7.2E-03	1.8E-02	1.1E-02	2.8E-02	1.9E-02	
CO	21596.8	3.9E+01	2.5E+01	6.5E+01	4.0E+01	9.9E+01	6.9E+01	3.7E+01	2.4E+01	6.0E+01	3.8E+01	9.6E+01	6.5E+01	
Dioxine	8.2E-07	1.4E-09	9.3E-10	2.4E-09	1.5E-09	3.5E-09	2.5E-09	1.3E-09	8.7E-10	2.2E-09	1.4E-09	3.4E-09	2.4E-09	
VOC	909.5	1.7E+00	1.1E+00	2.8E+00	1.7E+00	4.2E+00	2.9E+00	1.6E+00	1.0E+00	2.5E+00	1.6E+00	4.0E+00	2.8E+00	
PAH	1.7E+01	3.0E-02	1.9E-02	4.9E-02	3.0E-02	7.2E-02	5.1E-02	2.8E-02	1.8E-02	4.5E-02	2.9E-02	7.0E-02	4.8E-02	
Benzoapyren	7.2E-01	1.3E-03	8.2E-04	2.1E-03	1.3E-03	3.1E-03	2.2E-03	1.2E-03	7.8E-04	1.9E-03	1.2E-03	3.0E-03	2.1E-03	

Tabelle 4.4 Durchgeführte Ausbreitungsrechnungen

ländlich																			
TempFall:	TRY 3 mJ																		
Betriebsfall:	best case																		
Brennstoff:	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	
AKTerm:	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	
QHst:	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
QH+1m:																			
QH+3m:																			
Betriebsfall:	Stand der Technik																		
Brennstoff:	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	
AKTerm:	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	
QHst:	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
QH+1m:	X						X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	
QH+3m:							X											X	
Betriebsfall:	worst case																		
Brennstoff:	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	
AKTerm:	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G	
QHst:	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
QH+1m:																			
QH+3m:																			
städtisch																			
TempFall:	TRY 3 mJ																		
Betriebsfall:	best case																		
Brennstoff:	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4				6	6	6	
AKTerm:	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G				H	S	G	
QHst:	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	
QH+1m:																			
QH+3m:																			
Betriebsfall:	Stand der Technik																		
Brennstoff:	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4				6	6	6	
AKTerm:	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G				H	S	G	
QHst:	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	
QH+1m:	X						X	X	X	X						X	X	X	
QH+3m:							X	X	X										
Betriebsfall:	worst case																		
Brennstoff:	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4				6	6	6	
AKTerm:	H	S	G	H	S	G	H	S	G	H	S	G				H	S	G	
QHst:	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	
QH+1m:																			
QH+3m:																			

Brennstoff/Heizungstyp:	
1:	leichtes Heizöl (HEL)
2:	Erdgas
3:	Pellets
4:	Hackschnitzel
5:	Getreide
6:	Stueckholzkessel
7:	Stueckholzkessel ohne Pufferspeicher
8:	Stueckholzkessel als Zusatzfeuerung
9:	Nahwaerme Pellets
10:	Nahwaerme Hackschnitzel

AKTerm-Ausbreitungsklassenzeitreihe	
H:	Hannover
S:	Stuttgart
G:	Garmisch-Partenkirchen

QH:	Quellhöhe
QHst:	Quellhöhe auf First
TRY:	Testreferenzjahr

4.4.2 Exemplarische Ergebnisse für die verschiedenen Feuerungsanlagen

Nachfolgend wird ein Vergleich zwischen den verschiedenen Feuerungsanlagen bezüglich der jeweils verursachten PM₁₀- und NO_x-Immissionen vorgenommen.

In **Bild 4-34** und **Bild 4-35** sind die Immissionen der einzelnen Feuerungsanlagen mit denen für Öl-Feuerungen normiert worden, damit handelt es sich bei den einzelnen Säulen um Faktoren für die Verhältnisse der Immissionen der einzelnen Feuerungsanlagen zu den Immissionen von Ölheizungen. Die Auswertung ist exemplarisch für die folgenden Modellparameter vorgenommen worden: ländliches und städtisches Gebiet, AKTerm Stuttgart, TRY-Region 03, Mittelwerte über alle Auswerteflächen, Stand der Technik Emissionen. Jeweils nur eine Säule weisen die Feuerungsanlagen für Getreide und die Nahwärmenetze mit Pellets bzw. Hackschnitzel als Brennstoff auf, da diese nur im ländlichen Gebiet untersucht wurden.

In Bild 4-34 sind die Faktoren für die NO_x-Immissionen dargestellt. Entsprechend der Vorgehensweise wird für Öl-Feuerungen der Faktor 1 ausgewiesen und für Gas einer von 0,3, damit verursachen Stand der Technik Gas-Feuerungen nur ein Drittel der NO_x-Immissionen wie vergleichbare Ölfeuerungen. Für alle untersuchten, holzbeschnittenen Feuerungsanlagen liegt der Faktor der Immissionen zu der durch Ölfeuerung zwischen ca. 2 und 3. Einzig die Getreidefeuerung ragt mit einem Faktor von 12 deutlich aus diesem engen Bereich heraus. Dies ist in der chemischen Zusammensetzung von Getreide im Vergleich zu Holz begründet,

Getreidekörner weisen einen deutlich höheren N-Gehalt (Proteine) auf, der sich bei der Verbrennung in eine deutlich höhere Emission von Stickstoffverbindungen umsetzt. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen für das ländliche und das städtische Gebiet sind bezüglich der Höhe der Faktoren vernachlässigbar.

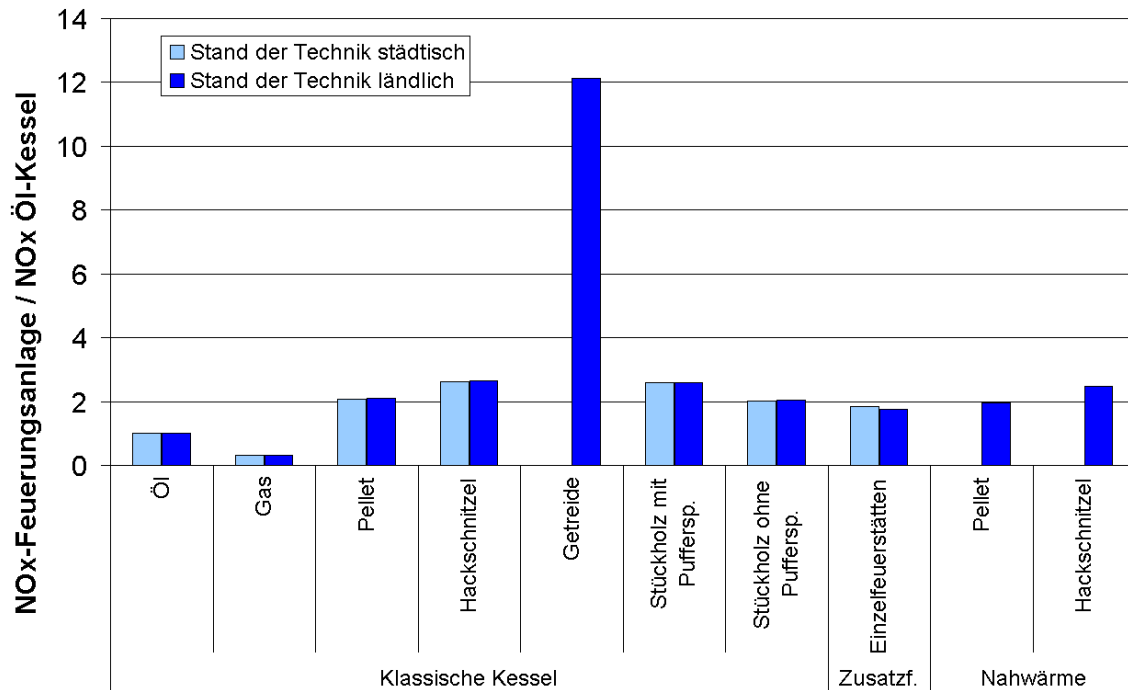


Bild 4-34 Vergleich der verschiedenen Feuerungsanlagen für NO_x, bezogen auf Öl-Feuerung

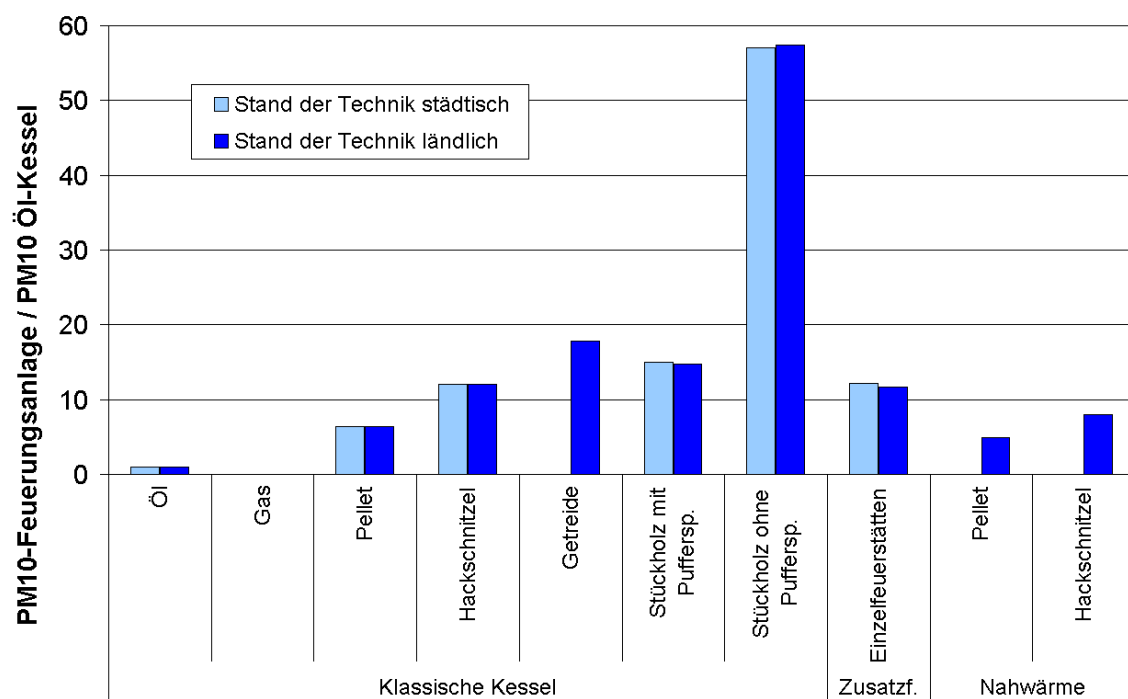


Bild 4-35 Vergleich der verschiedenen Feuerungsanlagen für PM10, bezogen auf Öl-Feuerung

Dies gilt auch für die Faktoren der PM10-Immission in Bild 4-35, jedoch ist dort die Bandbreite der auftretenden Faktoren deutlich größer. So weisen die unterschiedlichen holzbeschickten Feuerungsanlagen Faktoren zwischen 5 und 15 in der Immission verglichen mit Öl jeweils für Anlagen nach Stand der Technik auf. Außerhalb dieses Bereichs sind die Stückholzkessel ohne Pufferspeicher mit dem Faktor 57, dabei handelt es sich um einen sehr kleinen Anteil der Anlagen, der aller Voraussicht nach mit der Novellierung der 1. BImSchV noch deutlich weiter abnehmen wird. Im derzeitigen Entwurf der 1. BImSchV ist vorgesehen, Pufferspeicher generell vorzuschreiben.

Die niedrigsten Immissionen sind den Pelletfeuerungen (Faktor 5 zu Öl), sowohl als Zentralheizkessel als auch im Nahwärmenetz, die höchsten (mit Ausnahme der bereits erwähnten Stückholzkessel ohne Pufferspeicher) den Stückholzkesseln mit Pufferspeicher (Faktor 15 zu Öl) zugeordnet. Die Getreidefeuerungen bewegen sich bzgl. PM10-Immissionen knapp oberhalb der Bandbreite für Holzfeuerungen und zeigen damit keinen so eklatanten Unterschied wie für NO_x.

Nachfolgend sind die absoluten Immissionen (Flächenmittelwerte) bei einer Abdeckung von 10% des Wärmebedarfs des Gebiets mit der jeweiligen Feuerungsanlage für die Schadstoffe PM10, NO_x, Benzol und Benzo(a)pyren im kleinen ländlichen Gebiet (mit der AKTerm Stuttgart als Flächenmittelwerte bei einer Schornsteinhöhe auf First) beschrieben. Um eine schnelle, überschlägige Übertragung auf Szenarien mit anderen Eingangsparametern vornehmen zu können, wird an dieser Stelle nochmals auf folgende Zusammenhänge hingewiesen:

- Der Faktor zwischen Flächenmittelwert (mittel) und Jahresmittel der maximal belasteten Auswertefläche (max) liegt im ländlichen Gebiet bei ca. 2, die Unterschiede zwischen mittel und max sind im städtischen Gebiet geringfügig kleiner als im ländlichen.
- Die Immissionen im städtischen Gebiet sind ca. drei Mal (Faktor 2-4.5) so hoch wie im ländlichen.
- Eine Erhöhung der Ableitbedingungen verursacht Minderungen der Immissionen, z.B. bewirkt die Erhöhung um 1 m im Mittel ca. 8% niedrigere Immissionen im ländlichen Modellgebiet.
- Bzgl. der klimatologischen Standortbedingungen liegt zwischen den Bedingungen in Hannover und in Garmisch ein immissionsseitiger Faktor von ca. 2.5 bis 3.

In **Bild 4-36** sind für die mittleren PM10-Immissionen aller untersuchten Feuerungsanlagen-typen die drei Emissionsszenarien „best case“, Stand der Technik (SdT) und „worst case“ im ländlichen Gebiet bei Deckung von 10% Wärmebedarf des Gebiets mit der jeweiligen Feuerung, AKTerm Stuttgart und TRY03 zusammengestellt. Die berechneten Immissionen für die holzbeschickten Feuerungsanlagen bei einer Abdeckung des Wärmebedarfs des Gebiets von 10% reichen von minimal deutlich weniger als 1 µg/m³ bis maximal ca. 2 µg/m³.

Bei den Stückholzkesseln ohne Pufferspeicher, die höhere Immissionen (2.5 µg/m³) erreichen, handelt es sich um „Auslaufmodelle“ die zukünftig nur noch einen sehr kleinen Anteil am Anlagenbestand ausmachen werden (vgl. Novellierung 1. BImSchV). Die Getreidefeuerungen ragen mit 3.8 µg/m³ im „worst case“ Fall deutlich heraus. Betrachtet man die Verbesserungen,

die man beim Austausch von Stand der Technik zu „best case“ Anlagen erreichen kann, so sind dies Abnahmen der PM₁₀-Immissionen um 50% bis 80%. Beim Vergleich von Stand der Technik- zu „worst case“ Anlagen sind immissionsseitige Änderungen um 100% bis 400% möglich. Dies bedeutet, dass wenige „worst case“ Anlagen bereits die PM₁₀-Immissionen in einem Gebiet sehr hoch werden lassen, gleichzeitig aber auch, dass ihr Austausch durch Stand der Technik Anlagen zu einer deutlichen Verbesserung der lufthygienischen Situation führen kann.

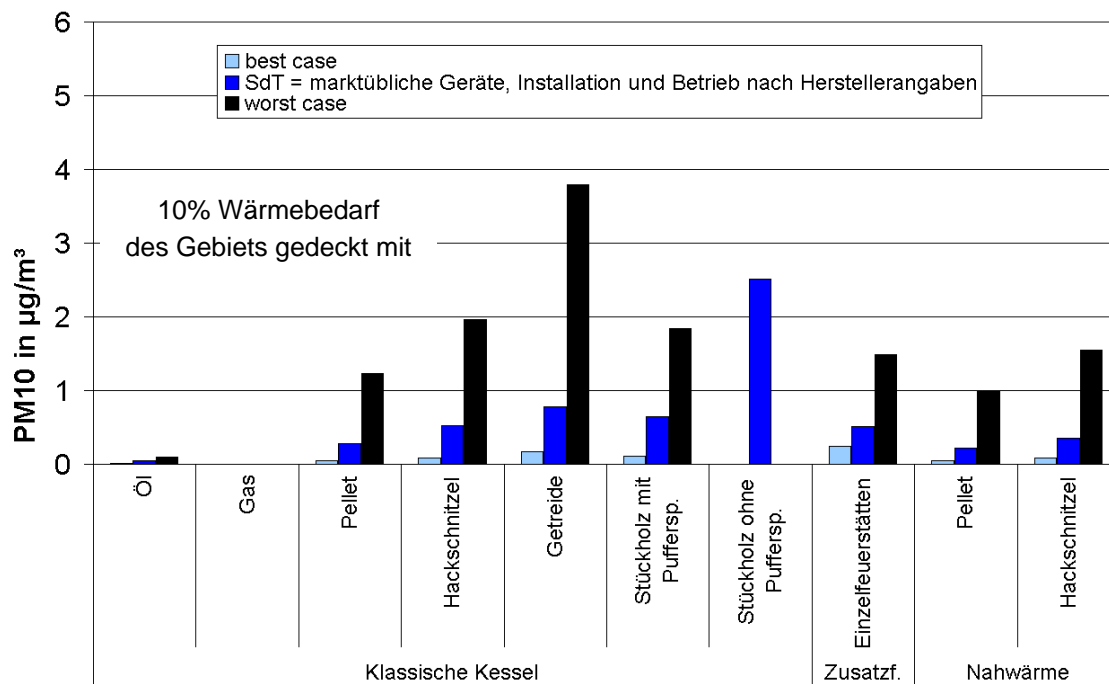


Bild 4-36 Einfluss von Brennstoff und Anlagentechnik auf die PM₁₀-Immissionen (Flächenmittelwert) im kleinen ländlichen Gebiet, AKTerm Stuttgart

Die mittleren NO_x-Immissionen aller untersuchten Feuerungsanlagentypen sind in **Bild 4-37** für die drei Emissionsszenarien „best case“, Stand der Technik (SdT) und „worst case“ im ländlichen Gebiet bei Deckung von 10% Wärmebedarf des Gebiets mit der jeweiligen Feuerung, AKTerm Stuttgart und TRY03 zusammengestellt.

Die NO_x-Immissionen, die durch die verschiedenen holzbeschiedten Feuerungsanlagen bei 10% gedecktem Wärmebedarf des Gebiets verursacht werden, liegen alle im Bereich zwischen 0.8 und 1.5 µg/m³. Damit ist die Bandbreite zwischen „worst case“ und „best case“ sehr gering und sie ist wie **Bild 4-37** zudem zeigt „symmetrisch“, d.h. schwankt um +/- 20% um die Ergebnisse für Stand der Technik. Einzig die Getreidefeuerung ragt, wie bereits auch schon in Bild 4-34, mit einer NO_x-Immission von knapp 7 µg/m³ aus dem engen Konzentrationsbereich deutlich nach oben hin heraus.

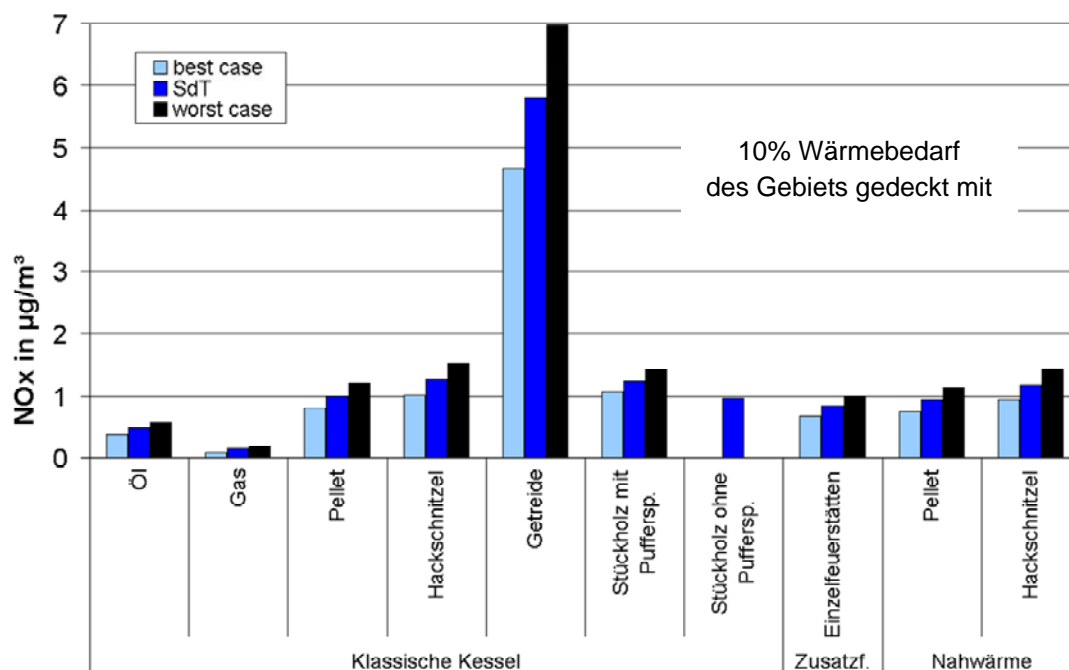


Bild 4-37 Einfluss von Brennstoff und Anlagentechnik auf die NO_x-Immissionen (Flächenmittelwert) im kleinen ländlichen Gebiet, AKTerm Stuttgart

Die mittleren Benzol-Immissionen aller untersuchten Feuerungsanlagentypen sind in **Bild 4-38** für die drei Emissionsszenarien „best case“, Stand der Technik (SdT) und „worst case“ im ländlichen Gebiet bei Deckung von 10% Wärmebedarf des Gebiets mit der jeweiligen Feuerung, AKTerm Stuttgart und TRY03 zusammengestellt.

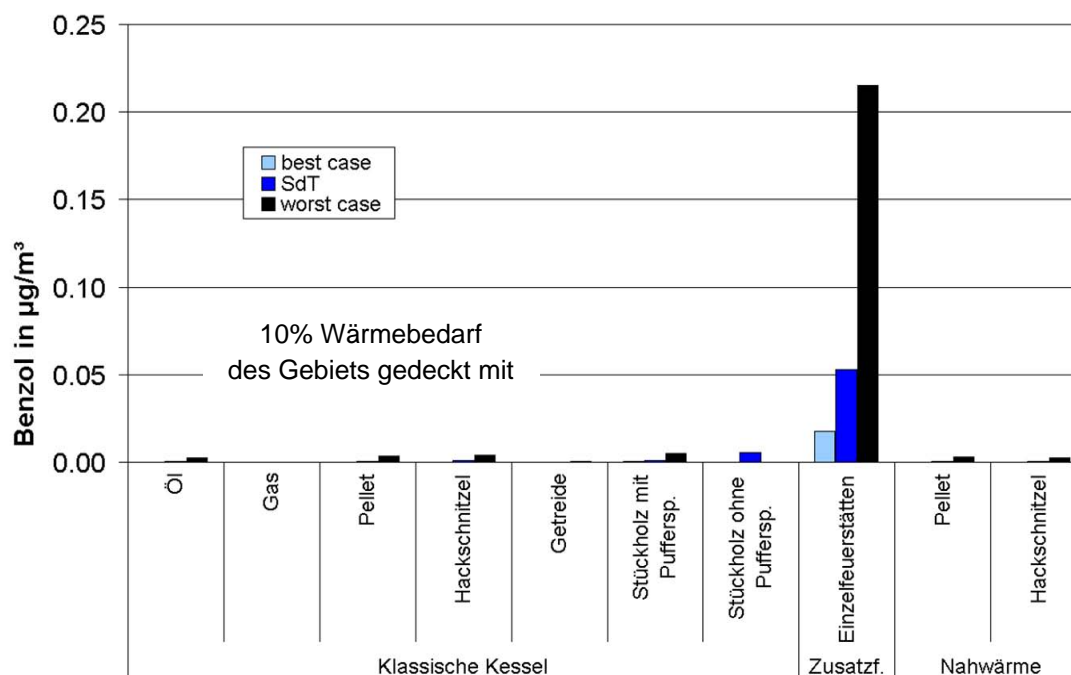


Bild 4-38 Einfluss von Brennstoff und Anlagentechnik auf die Benzol-Immissionen (Flächenmittelwert) im kleinen ländlichen Gebiet, AKTerm Stuttgart

Die Darstellung wird einzig durch die Benzol-Immission von Einzelfeuerstätten mit einem Jahresmittel von $0.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im „worst case“ Fall dominiert. Für Benzol sind wiederum deutliche größere Unterschiede von „worst case“ zu Stand der Technik als von Stand der Technik zu „best case“ festzustellen. Damit gelten die Aussagen zur Änderung der Immissionssituation bei entsprechender Änderung des Anlagenbestands für Benzol analog zu PM₁₀. Diese Ergebnisse können anhand der in Kapitel 2.1 aufgeführten Messungen des DWD und der UMEG untermauert werden, jedoch ist anzumerken, dass die berechneten Benzol-Emissionen nicht auf einer so guten Datenlage wie die PM₁₀-Emissionen basieren.

Die mittleren Benzo(a)pyren-Immissionen aller untersuchten Feuerungsanlagentypen sind in **Bild 4-39** für die drei Emissionsszenarien „best case“, Stand der Technik (SdT) und „worst case“ im ländlichen Gebiet bei Deckung von 10% Wärmebedarf des Gebiets mit der jeweiligen Feuerung, AKTerm Stuttgart und TRY03 zusammengestellt. Hierbei ist zu beachten, dass die Einheit an der y-Achse aufgrund des relevanten Konzentrationsbereichs im Vergleich zu den vorherigen Abbildungen in ng/m^3 geändert wurde. Im Bezug zum Zielwert für Benzo(a)pyren ($1 \text{ ng}/\text{m}^3$) sind die berechneten Immissionskonzentrationen für Deckung eines 10%-igen Wärmebedarfs durch die jeweilige Feuerungsanlage sehr hoch. So liegen die Ergebnisse für die „best case“ Anlagen bei Immissionskonzentrationen von unter $0.1 \text{ ng}/\text{m}^3$, die der Stand der Technik Anlagen bei unter $0.2 \text{ ng}/\text{m}^3$, alle „worst case“ Anlagen aber bereits bei über $0.3 \text{ ng}/\text{m}^3$. Damit sind deutliche Zielwertüberschreitungen, allein durch die Zusatzbelastung von Holzfeuerungsanlagen für Benzo(a)pyren für bestimmte Szenarien zu erwarten. Dies belegt auch die Studie der UMEG (2003), die deutliche Zielwertüberschreitungen im Gebiet mit hohem Holzfeuerungsanteil festgestellt hat.

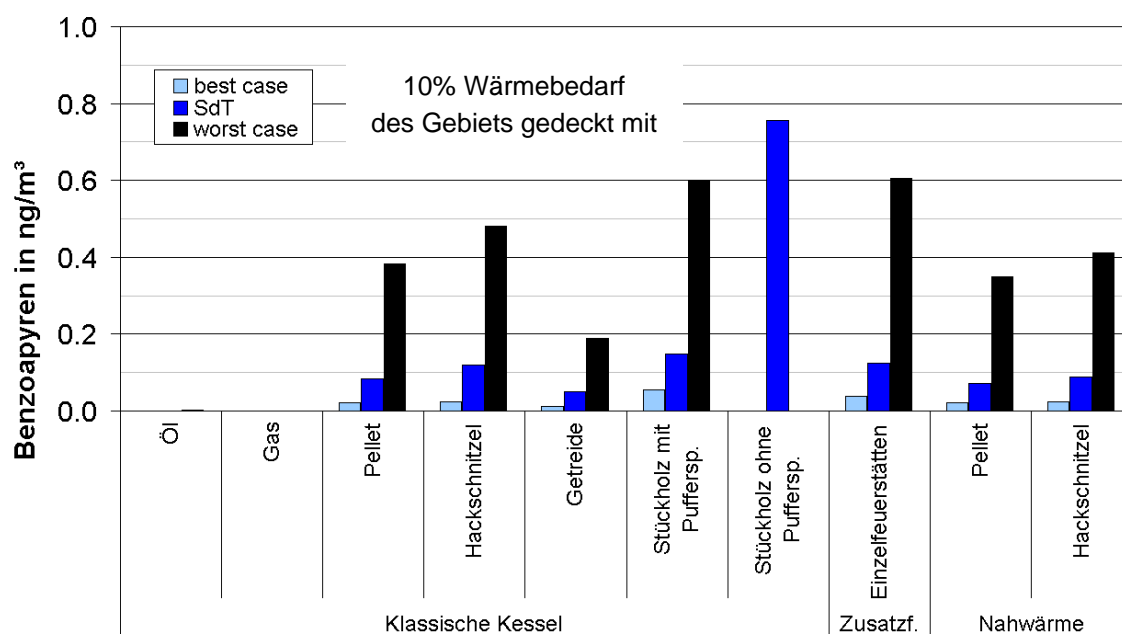


Bild 4-39 Einfluss von Brennstoff und Anlagentechnik auf die Benzo(a)pyren-Immissionen (Flächenmittelwert) im kleinen ländlichen Gebiet, AKTerm Stuttgart

4.4.3 Belastbarkeit der berechneten Immissionen

In eine Immissionsprognose fließen Eingangswerte ein, die von unterschiedlicher Genauigkeit, Qualität und somit von unterschiedlicher Belastbarkeit sind. Immissionsprognosen sind daher ebenso wie Messungen von Schadstoffkonzentrationen fehlerbehaftet. Bei der Frage nach der Zuverlässigkeit der Berechnungen und der Güte der Ergebnisse stehen meistens die Ausbreitungsmodelle im Vordergrund. Die berechneten Immissionen sind aber nicht nur abhängig von den Ausbreitungsmodellen, sondern auch von einer Reihe von Eingangsinformationen, wobei jede einzelne dieser Größen einen mehr oder weniger großen Einfluss auf die prognostizierten Konzentrationen hat. Wesentliche Eingangsgrößen sind die Emissionen, die Bebauungsstruktur, meteorologische Daten und die Vorbelastung.

Es ist derzeit nicht möglich, auf Basis der Fehlerbandbreiten aller Eingangsdaten und Rechenschritte eine klassische Fehlerberechnung durchzuführen, da die Fehlerbandbreiten der einzelnen Parameter bzw. der einzelnen Teilschritte nicht mit ausreichender Sicherheit bekannt sind.

In einer Sensitivitätsstudie für das Projekt "Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung - PEF" (Flassak et al., 1996) wurde der Einfluss von Unschärfen der Eingangsgrößen auf die Immissionsprognose betrachtet. Einen großen Einfluss auf die Immissionskenngrößen zeigen demnach die in Kapitel 3 beschriebenen Emissionsberechnungen sowie die Bebauungsdichte und die Windrichtungsverteilung. Fehler dieser Parameter wirken sich direkt auf die berechnete Zusatzbelastung, nicht aber auf die Vorbelastung aus, d.h. dass die Auswirkungen auf die Gesamtimmissionsbelastung relativ gesehen geringer sind.

Die Güte von Ausbreitungsmodellierungen war in der Vergangenheit Gegenstand mehrerer Projekte (Bächlin et al., 2000, Röckle & Richter, 1995, Schädler et al., 1996). Der Vergleich zwischen Mess- und Rechenergebnissen dient der Validierung des Modells, wobei anzumerken ist, dass sowohl Messung als auch Rechnung fehlerbehaftet sind. Da keine Vergleiche von Modellrechnungen und Naturmessungen für Hausbrand vorliegen, wurde im Rahmen des vorliegenden Projektes die in Kapitel 5 beschriebene Validierung durchgeführt.

Die oben genannten Ausführungen beziehen sich auf Ausbreitungsrechnungen für ein bestimmtes Untersuchungsgebiet, bei dem die genannten Eingangsgrößen bestmöglich bekannt sind. Überträgt man die für einen solchen Einzelfall berechneten Immissionswerte auf ein anderes Gebiet, so wie in dem in Kapitel 6.3 dargestellten Arbeitsblatt BIOMIS vollzogen, ergeben sich zusätzliche Ungenauigkeiten. So kann die flächige und vertikale Emissionsverteilung nicht realistisch abgebildet werden, die Meteorologie in Form der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung ist nicht auf den Betrachtungsort abgestimmt und die Einflüsse der Bebauungsstruktur sind ebenfalls nur parametrisiert berücksichtigt. Deshalb sind die mit dem Programm BIOMIS berechneten Immissionswerte als Orientierungswerte anzusehen, die im Bedarfsfall eine Einzelbegutachtung nicht ersetzen können.

4.4.4 Exemplarische, orientierende Ergebnisse für Gerüche

Die Beurteilung von Gerüchen bereitet besondere Schwierigkeiten, da ein Nachweis mittels physikalisch-chemischer Messverfahren meist nicht möglich ist und somit der in der Immissionsschutzpraxis übliche Vergleich einer gemessenen Konzentration mit einem festgesetzten Grenzwert nicht durchführbar ist. Hinzu kommt, dass die belästigende Wirkung von Geruchsmissionen sehr stark von der Sensibilität und der subjektiven Einstellung der Betroffenen abhängt. Dies erfordert, dass viele Kriterien bei der Beurteilung von Geruchsbelästigungen in Betracht zu ziehen sind.

Geruch wird in der Ausbreitungsrechnung und der daran anschließenden Auswertung anders behandelt als die bisher betrachteten Schadstoffkonzentrationen. Während bei den zuvor aufgeführten Schadstoffen die Jahresmittelwerte oder Kurzzeitwerte betrachtet und mit möglichen Grenzwerten verglichen werden, wird bei den Gerüchen überprüft, wie oft ein vorgegebener Schwellenwert, die sogenannte Geruchsschwelle, überschritten wird. Als Ergebnis von Ausbreitungsrechnungen erhält man flächenhaft die Überschreitungshäufigkeiten dieser Geruchsschwelle in Prozent der Jahresstunden. Diese Werte können dann für eine Bewertung z.B. anhand der Geruchsmissionsrichtlinie (GIRL, LAI 2004a) herangezogen werden. Entsprechend der GIRL liegt eine Geruchsstunde vor, wenn es in mindestens 10% der Zeit der Stunde zu Geruchswahrnehmungen kommt. Es handelt sich um ein Schwellenwertkonzept, bei dem es nur auf die Entscheidung ankommt, ob eine Geruchsstunde vorliegt oder nicht (und nicht wie hoch die Geruchsstoffkonzentration in der Geruchsstunde ist).

Für die Zusatzbelastung Geruch durch Holzfeuerungen wurden orientierende Ausbreitungsrechnungen für das ländliche Gebiet mit Stückholzkesseln mit und ohne Pufferspeicher unter Verwendung der Ausbreitungsklassenzeitreihe von Stuttgart und der Temperaturzeitreihe der Region TRY03 durchgeführt. Die Beschränkung auf diese beiden Feuerungsanlagentypen ist darin begründet, dass nur für diese beiden Feuerungsarten Emissionswerte zur Verfügung standen, die aber wie in Kapitel 3.6 beschrieben auf einer sehr dünnen Datenbasis beruhen und daher nur bedingt belastbare Ergebnisse liefern. Vom IVD wurden hierzu orientierende, anhand von VOC-Messwerten abgeschätzte Geruchs-Emissionszeitreihen für alle 320 Quellen bereitgestellt. Der ermittelte Zusammenhang zwischen VOC-Konzentrationen und Geruchsemissionen ist in Kapitel 3.6 beschrieben. Der Energieanteil der Stückholzkessel sollte 10% betragen. Da auf Grund des Schwellenwertkonzeptes eine Skalierung analog den sonstigen Schadstoffen als kritisch anzusehen ist, wurden zum Aufzeigen der Unterschiede verschiedene Varianten der Skalierung betrachtet. Im Einzelnen sind dies die drei nachfolgend aufgeführten Fälle:

- Variante 1: 10% der Häuser werden mit Stückholzkessel ohne bzw. mit Pufferspeicher beheizt, für jedes Haus wird der Energiebedarf zu jeweils 100% gedeckt.
- Variante 2: 100% der Häuser werden mit Stückholzkessel ohne bzw. mit Pufferspeicher beheizt, aber für jedes Haus wird der Energiebedarf nur zu 10% gedeckt.
- Variante 3: 100% der Häuser werden mit Stückholzkessel ohne bzw. mit Pufferspeicher beheizt und emissionsseitig wird der Energiebedarf der Häuser zu 100% gedeckt, die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen in Form der Überschreitungshäufigkeiten werden dann erst immissionsseitig auf 10% Energieanteil skaliert.

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen sind in **Bild 4-40**, **Bild 4-41** und **Bild 4-42** für Stückholzkessel mit Pufferspeicher und in **Bild 4-43**, **Bild 4-44** und **Bild 4-45** für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher dargestellt.

Die höchsten Überschreitungshäufigkeiten für Geruch ergeben sich bei den vorliegenden Randbedingungen für die Variante 2. Im Fall mit Pufferspeicher werden punktuell max. Überschreitungswerte bis ca. 18% der Zeit des Jahres erreicht (siehe Bild 4-41). Für die Variante 1 (Bild 4-40) werden punktuell max. ca. 17% berechnet, flächenhaft sind die für diese Variante bestimmten Geruchsstundenhäufigkeiten sichtbar niedriger als die für Variante 2. Für die Variante 3 sind die berechneten Geruchshäufigkeiten mit max. ca. 2.9% dagegen sowohl punktuell als auch flächenhaft deutlich niedriger.

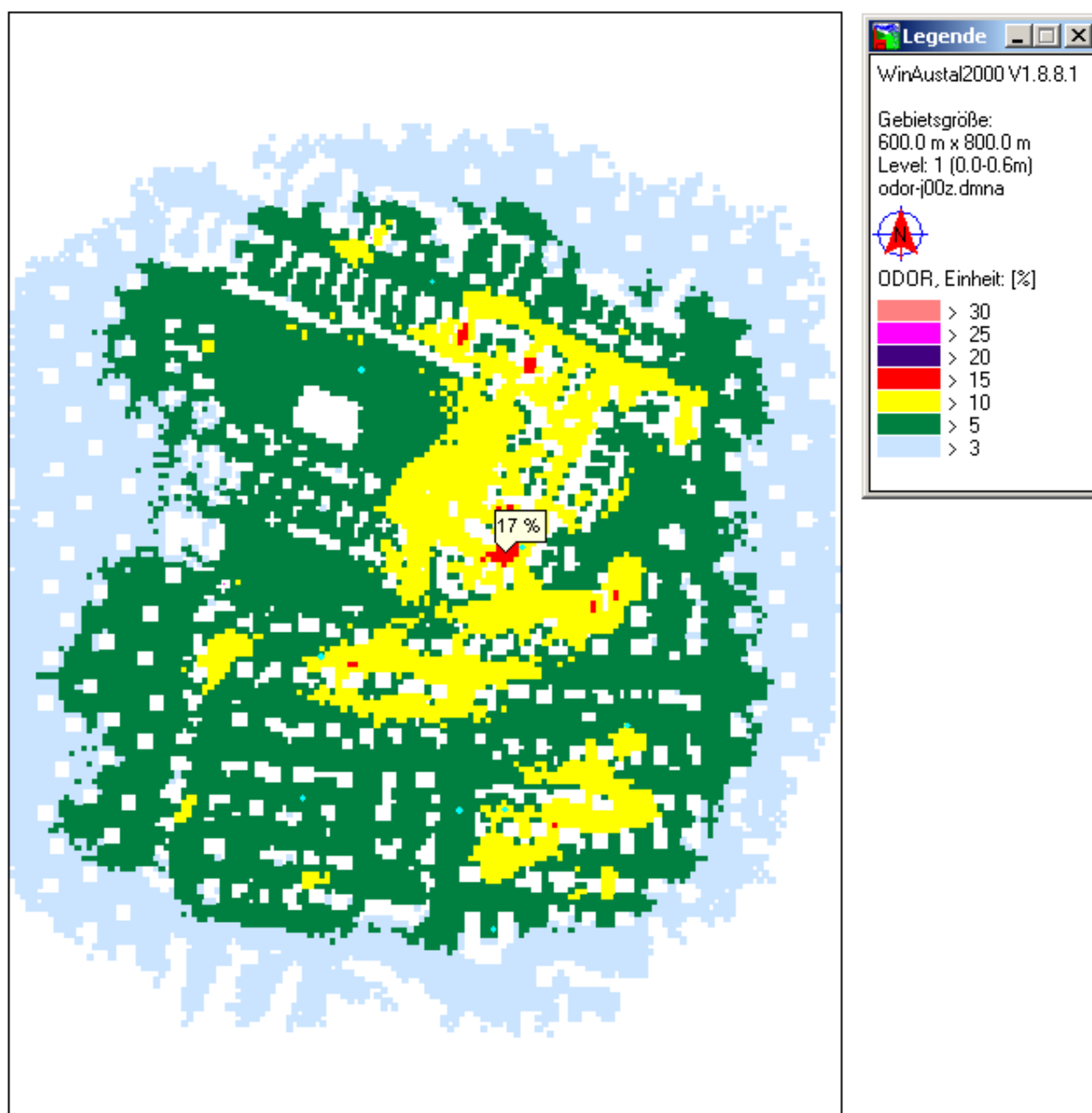


Bild 4-40 Geruchswahrnehmungshäufigkeiten in Prozent der Jahresstunden für 1.5 m Höhe, Stückholzkessel mit Pufferspeicher Variante 1

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für den Fall ohne Pufferspeicher. Auch hier werden die höchsten Werte mit ca. 30% Überschreitungshäufigkeit für Variante 2 (siehe Bild 4-44) ermittelt, gefolgt von Variante 1 mit max. 28%. Die niedrigsten Werte liefert auch hier die Variante 3 mit max. ca. 4% Überschreitungshäufigkeit (siehe Bild 4-45).

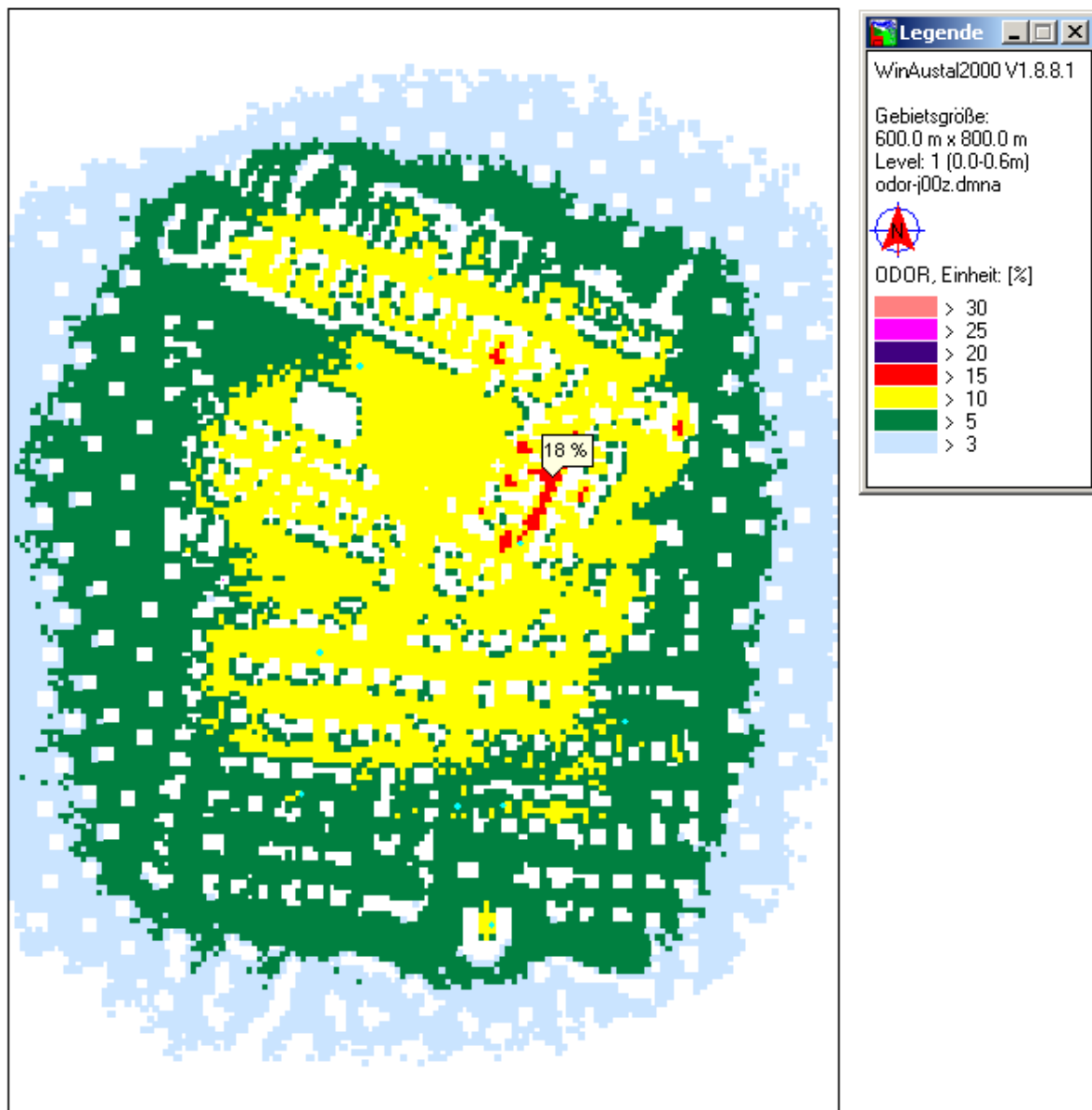


Bild 4-41 Geruchswahrnehmungshäufigkeiten in Prozent der Jahresstunden für 1.5 m Höhe, Stückholzkessel mit Pufferspeicher Variante 2

Die höheren Geruchsstundenhäufigkeiten für die Fälle Stückholzkessel ohne Pufferspeicher im Vergleich zu den Fällen Stückholzkessel mit Pufferspeicher entsprechen den für die klassischen Luftschadstoffe aufgezeigten Ergebnissen beim Vergleich der beiden Anlagentypen. Das Szenario der Deckung von 10% des Wärmebedarfs über Stückholzkessel ohne Pufferspeicher ist im Sinne der Novellierung der 1.BImSchV zukünftig in der Realität nicht zu erwarten.

Der Vergleich zeigt deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten. Die bei Variante 3 im Vergleich zu den beiden anderen Varianten sehr geringen Geruchsstundenhäufigkeiten bestätigen, dass die Skalierung des Endergebnisses zu einer deutlichen Unterschätzung der Häufigkeiten führt. Folglich darf aufgrund des Schwellenwertprinzips bei Gerüchen nicht, wie bei den klassischen Luftschadstoffen möglich, skaliert werden.

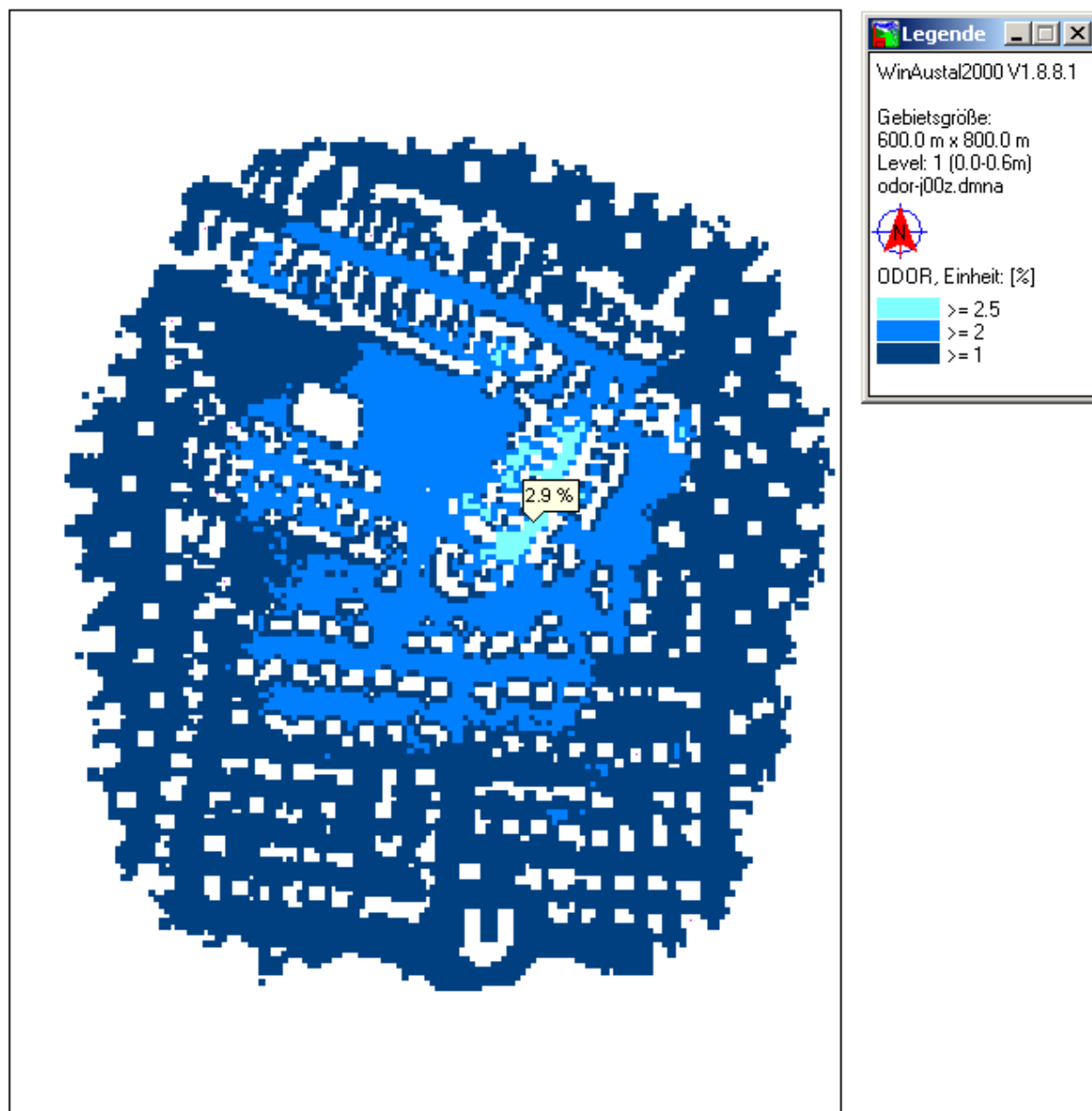


Bild 4-42 Geruchswahrnehmungshäufigkeiten in Prozent der Jahresstunden für 1.5 m Höhe, Stückholzkessel mit Pufferspeicher Variante 3

Variante 1, die von einer hundertprozentigen Deckung des Wärmebedarf in 10% der Häuser mit der jeweiligen Feuerungstechnik ausgeht, kann als die Variante mit der größten Nähe zu den in Realität herrschenden Verhältnissen eingestuft werden. Die absolut berechneten Werte sind bei dieser Variante im max. Aufpunkt und teilweise auch flächenhaft sehr hoch. Die Geruchsimmissionsrichtlinie erlaubt für Wohngebiete 10% und für Gewerbegebiete 15% Überschreitungshäufigkeit als Jahresgesamtbelastung. Hierbei ist wichtig zu betonen, dass die

vorliegenden Ergebnisse nur die Zusatzbelastung an Geruch durch die jeweiligen Feuerungsanlagen darstellen und zum Vergleich mit den Immissionsrichtwerten der GIRL eine Geruchsvorbelastung mitberücksichtigt werden müsste.

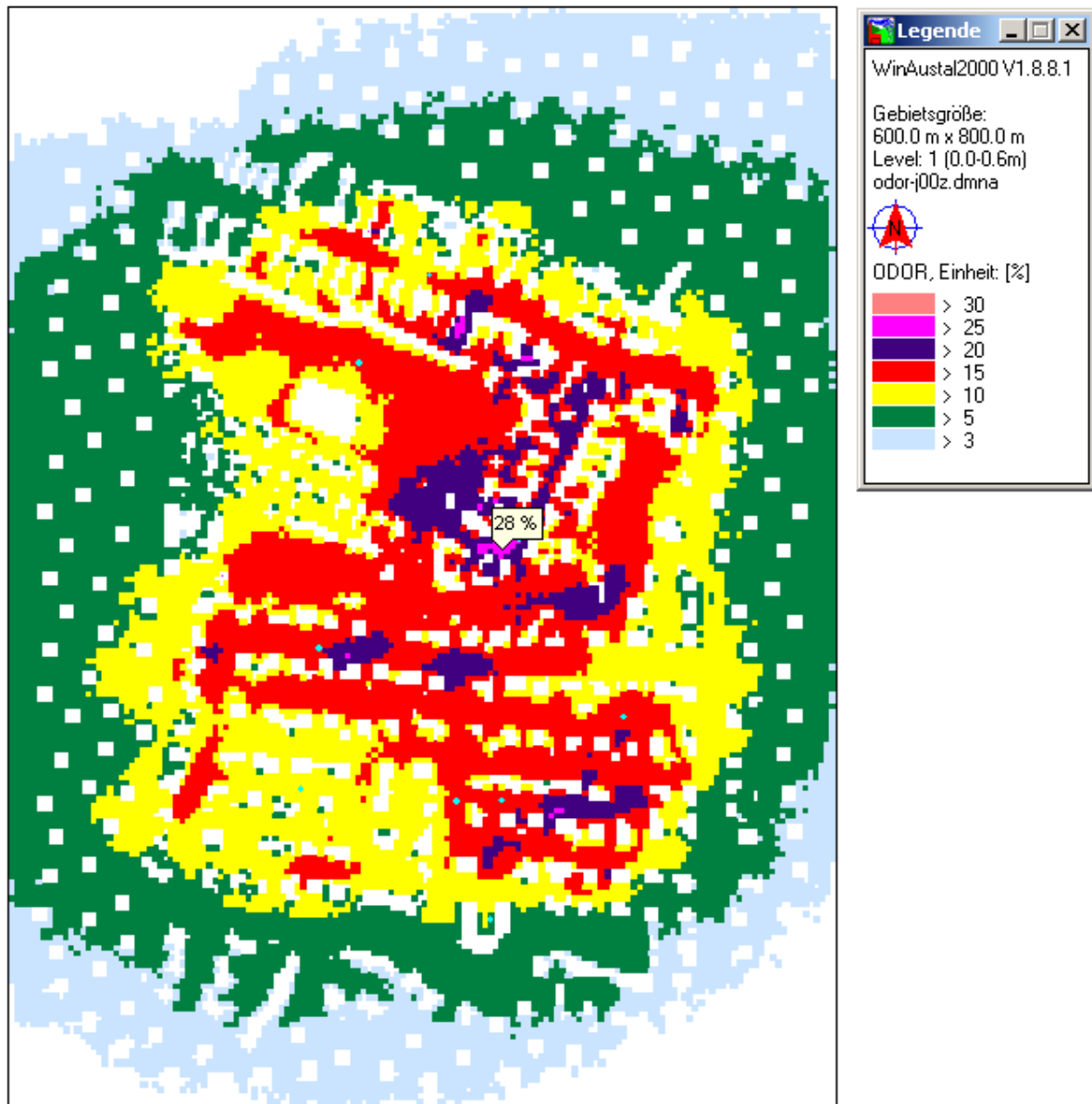


Bild 4-43 Geruchswahrnehmungshäufigkeiten in Prozent der Jahresstunden für 1.5 m Höhe, Stückholzkessel ohne Pufferspeicher Variante 1

Es handelt sich bei den dargestellten Ergebnissen um eine orientierende Sensitivitätsbetrachtung. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnte keine Absicherung der absoluten Höhe der berechneten Überschreitungshäufigkeiten im Sinne einer Validierung vorgenommen werden.

Anhand der Ergebnisse konnte gezeigt werden, dass bei der Ausbreitungsmodellierung von Geruchsstoffen eine Skalierung der Ergebnisse nicht möglich ist.

Des Weiteren kann festgehalten werden, dass die in im Rahmen dieser ersten Sensitivitätsbetrachtung berechneten Überschreitungshäufigkeiten hoch sind und schon bei einem Energieanteil von 10% Stückholzkessel mit Pufferspeicher die zulässigen Werte der Geruchsimmissionsrichtlinie deutlich überschritten wären.

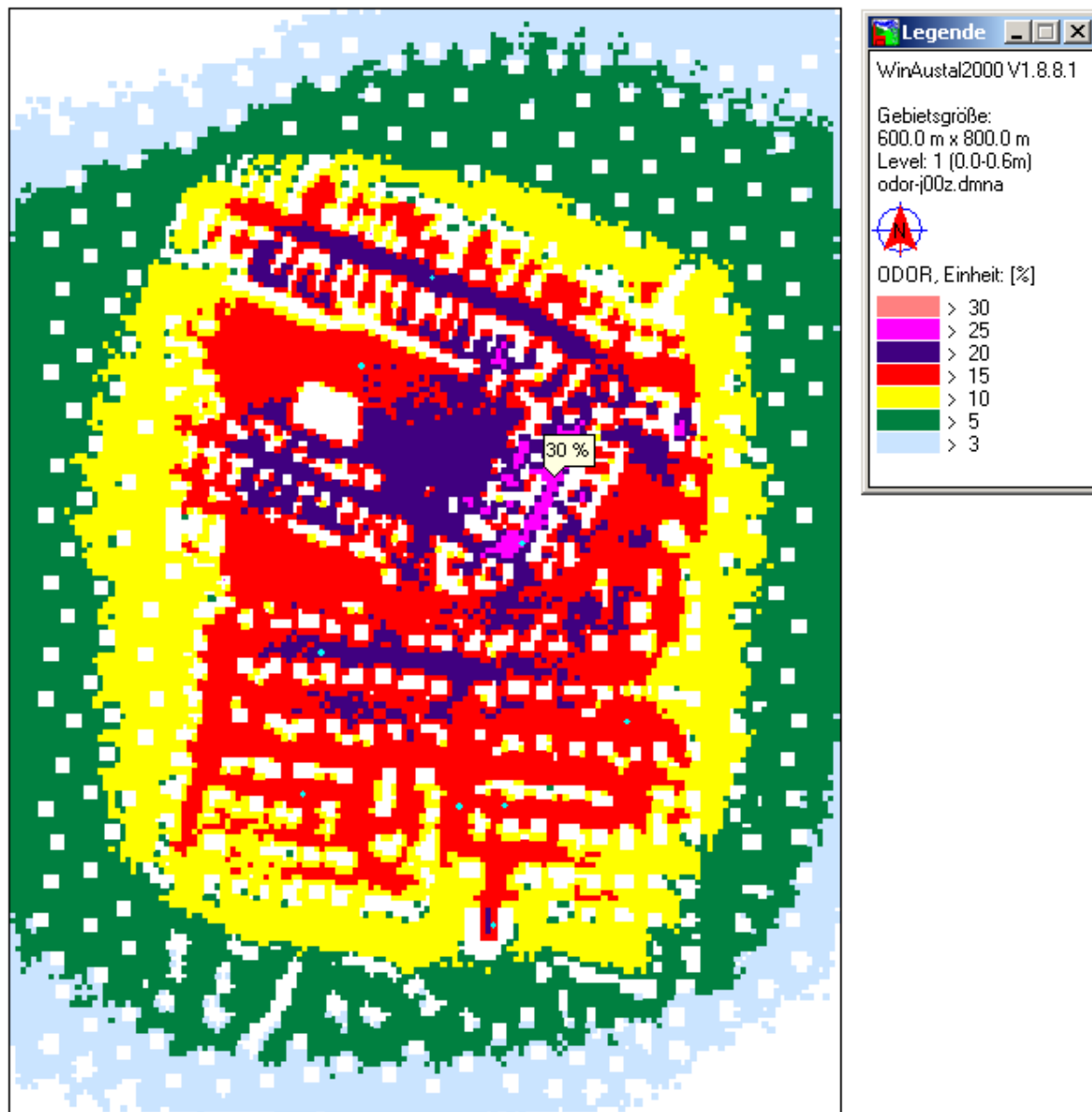


Bild 4-44 Geruchswahrnehmungshäufigkeiten in Prozent der Jahresstunden für 1.5 m Höhe, Stückholzkessel ohne Pufferspeicher Variante 2

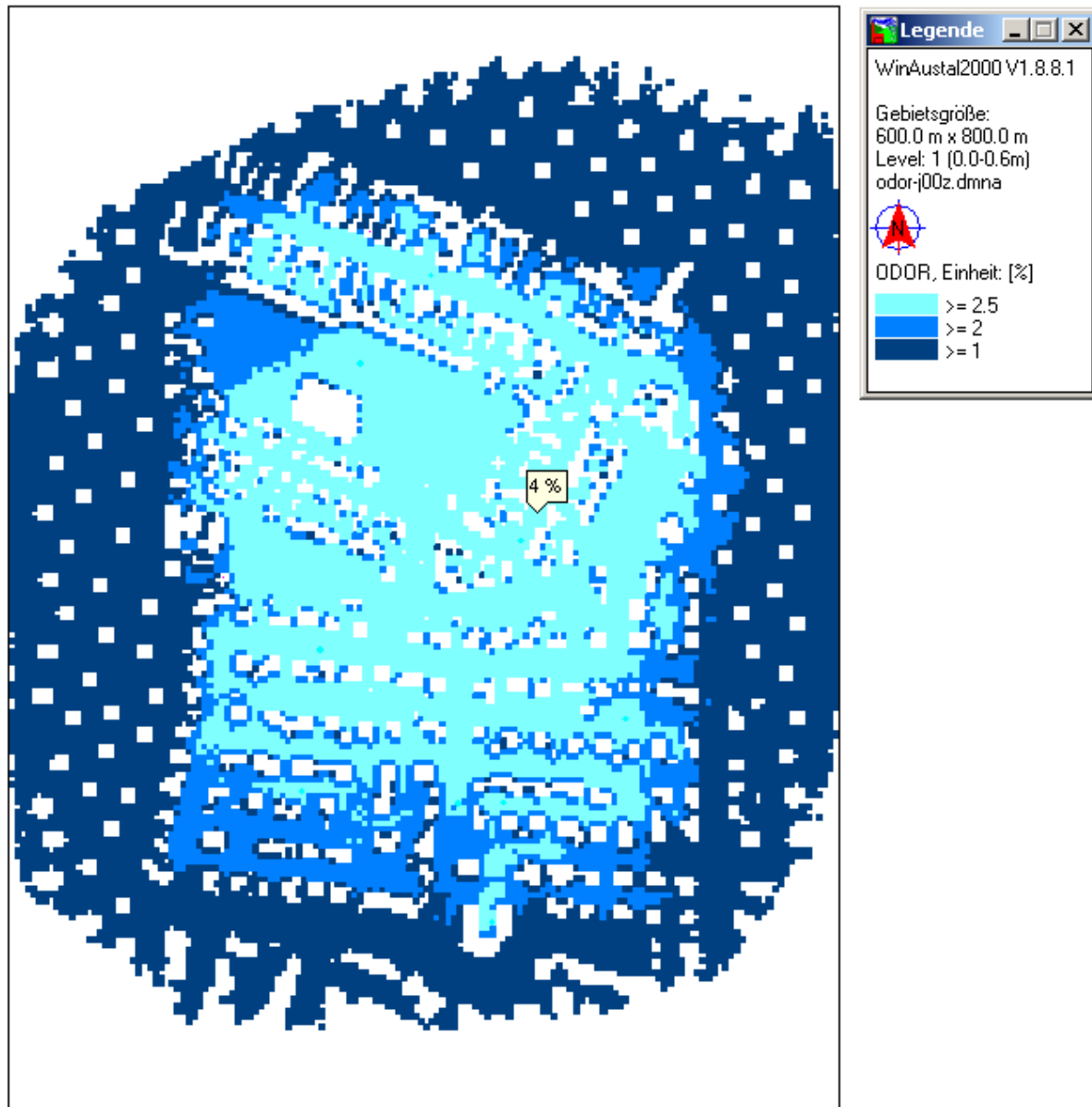


Bild 4-45 Geruchswahrnehmungshäufigkeiten in Prozent der Jahresstunden für 1.5 m Höhe, Stückholzkessel ohne Pufferspeicher Variante 3

Die Datenbasis für die Emissionsmodellierung von Gerüchen aus Feuerungsanlagen ist sehr beschränkt. Da die Geruchsbelästigungen gerade bei Holzfeuerungen immer wieder zu massiven Beschwerden führen, wären zukünftige fundierte Geruchsemissionsmessungen und darauf aufbauend systematische Ausbreitungsmodellierungen, die durch eine Validierung bestätigt werden, wünschenswert.

5 Validierung der Modellrechnungen

5.1 Aufgabenstellung und Gebietsauswahl

Die Aussagekraft der Modellrechnungen war durch Validierungsmessungen zu überprüfen. Dabei sollte insbesondere geklärt werden, inwieweit die Verwendung von realitätsnahen und zeitlich variablen Emissionsfaktoren (charakteristische Konzentrationsverläufe der Emissionen) zu realistischen Ergebnissen der Modellrechnungen führen.

Zur Validierung wurden Immissionsmessungen in einem ländlichen Wohngebiet, in dem hauptsächlich Heizanlagen als Emissionsquellen existieren, durchgeführt. Als weitere Auswahlkriterien wurden eine für die Ausbreitungsmodellierung geeignete Topografie, eine möglichst geringe Zusatzbelastung durch Verkehr oder industrielle Quellen und die Kooperationsbereitschaft des örtlichen Schornsteinfegers berücksichtigt.

Als Ergebnis einer Standortbesichtigung und unter Beachtung der genannten Kriterien wurde der Ort Bechtoldsweiler, ein Stadtteil von Hechingen im Zollern-Alb-Kreis, als Validierungsgebiet festgelegt. Hechingen liegt circa 60 km süd-südwestlich von Stuttgart im Norden des südwestlichen Albvorlands, in der Nähe des Albtraufs (Meyen et al., 1955). Bechtoldsweiler hat ca. 650 Einwohner und befindet sich auf einer Anhöhe 5 km nordwestlich der Stadt Hechingen. Die Höhe beträgt 555 m über N.N.. Das Relief wird durch das von Ost nach Süd-Westen verlaufende Tal der Starzel geprägt, nördlich und westlich von Bechtoldsweiler erstreckt sich ein geschlossenes Waldgebiet. Die Anhöhe fällt im Osten und Süden zum Tal der Starzel und ihrer kleineren Zuflüsse hin ab, hier ist eine landwirtschaftliche Nutzung vorherrschend. In und in der näheren Umgebung von Bechtoldsweiler existieren keine Industrieanlagen und es führen keine Durchgangsstraßen durch den Ort. Das Verkehrsaufkommen ergibt sich nur durch den Anliegerverkehr. Die Lage des Ortes zeigt **Bild 5-1**.

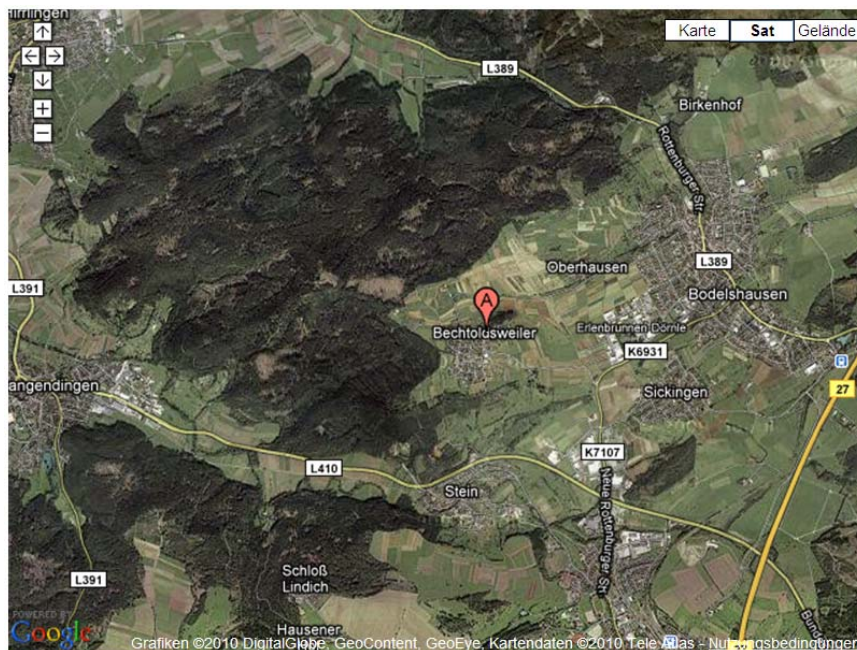


Bild 5-1 Lage des Ortes Bechtoldsweiler bei Hechingen (Quelle: Google Maps; © 2010 Google-Grafiken © 2010 Terra Metrics Kartendaten © 2010 Tele Atlas)

Bild 5-2 zeigt den Ort aus der Vogelperspektive von der nahegelegenen Burg Hohenzollern aus.



Bild 5-2 Lage von Bechtoldsweiler von der Burg Hohenzollern aus gesehen

5.2 Charakterisierung des Validierungsgebietes

5.2.1 Gebäude

Um die Modellierung, die durch die Validierung überprüft werden soll, möglichst genau vorzunehmen, wurden die Gebäudedaten im Ort Bechtoldsweiler individuell vor Ort erhoben. Die Anzahl aller ermittelten Gebäudearten und Altersstufen, d.h. auch der Gebäude ohne Feuerungsanlagen, sind in **Bild 5-3** dargestellt.

Schornsteine

Die meisten Schornsteine überschreiten den First mit einem Mittelwert von 0,6 m. Die Mehrheit der Gebäude verfügt über nur einen Schornstein. Gebäude mit zwei Schornsteinen haben einen Anteil von 22,5%. Lediglich 23% der Schornsteine sind mit Schornsteinabdeckungen versehen. Von diesen Schornsteinen überschreiten die meisten den First. In **Bild 5-4** ist gezeigt, wie viele Schornsteine über den First ragen, Firsthöhe haben oder sich unter Firsthöhe befinden.

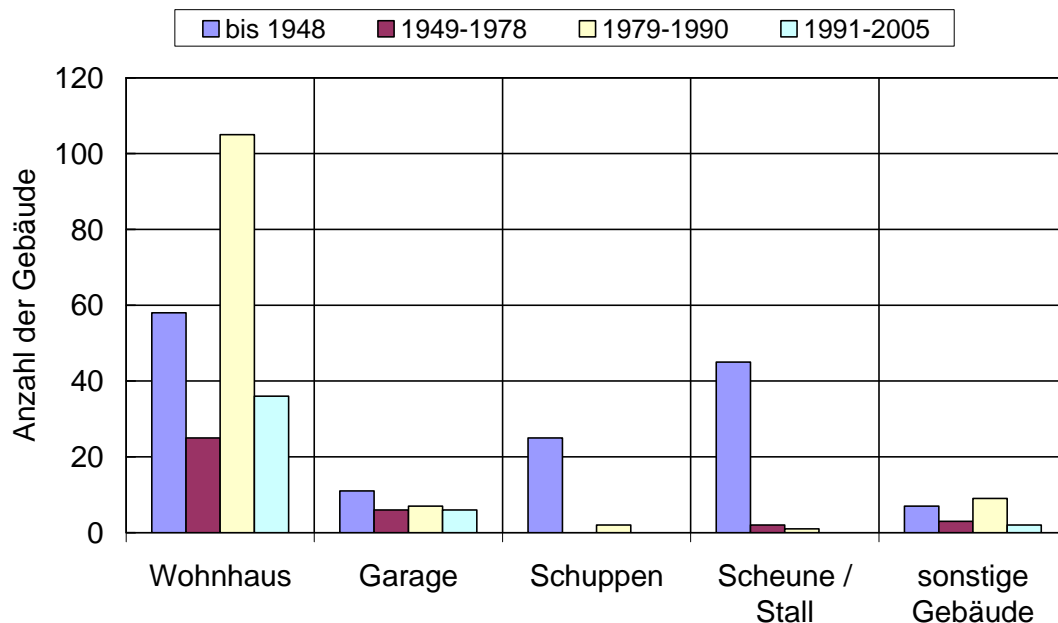


Bild 5-3 Anzahl der Gebäude in Bechtoldsweiler nach Gebäudearten und Gebäudealter (sonstige Gebäude: z.B. Wirtschaftsgebäude, Wohn- und Geschäftshaus, öffentliche Gebäude)

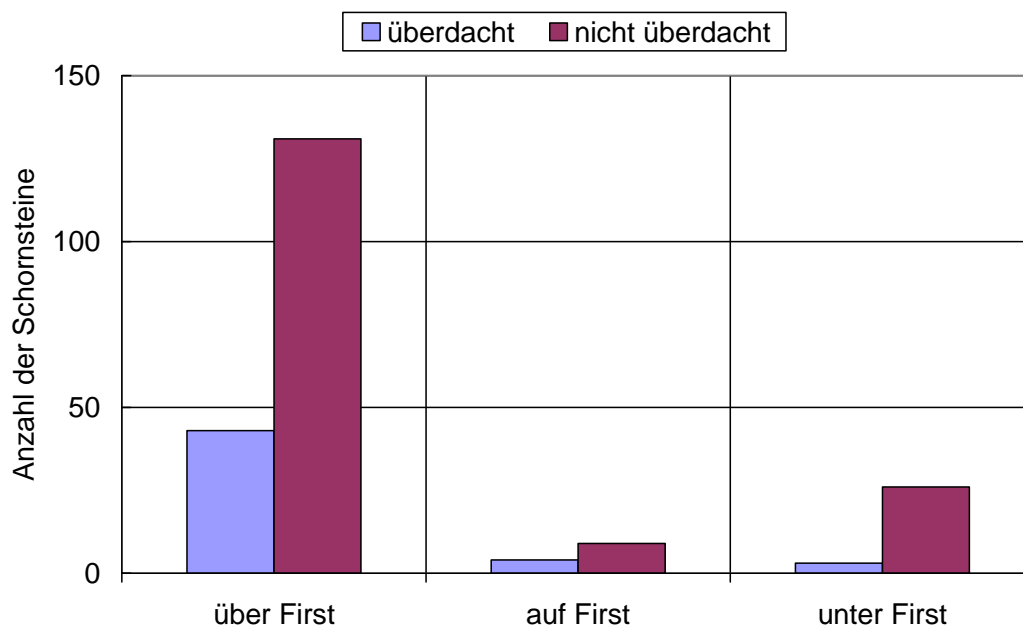


Bild 5-4 Anzahl der Schornsteine in Bechtoldsweiler über, auf und unter First mit und ohne Überdachung

In **Bild 5-5** ist die prozentuale Verteilung der Schornsteinhöhen im Validierungsgebiet dargestellt. Der höchste Schornstein besitzt eine Höhe von ca. 11 m. Die Verteilung der Schornsteinhöhenklassen ist sehr symmetrisch, es tritt ein ausgeprägtes Maximum mit einem Anteil von 48% in der Höhenklasse zwischen sechs und acht Metern auf. Ca. ein Viertel der Schornsteine liegt höher und ein Viertel niedriger als dieser Höhenklassenbereich. Damit herrschen bezüglich der Schornsteinhöhenverteilung sehr homogene Verhältnisse im Validierungsgebiet.

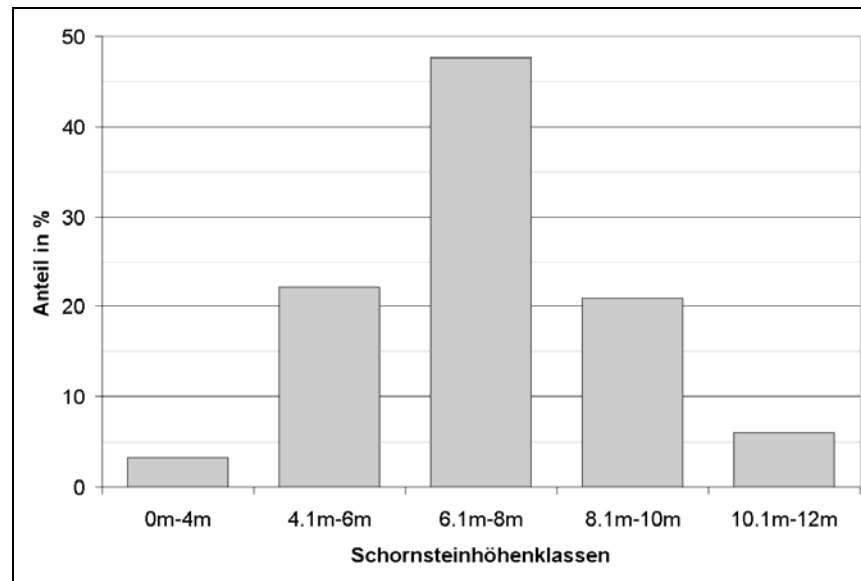


Bild 5-5 Verteilung der Schornsteinhöhen im Validierungsgebiet

Dachform und Dachneigung

Satteldächer und Flachdächer sind die häufigsten Dächertypen, die in Bechtoldsweiler verbreitet sind. Auch die Dachneigungen variieren. Eine Dachneigung von ca. 45° ist am häufigsten vorhanden, gefolgt von Flachdächern (Gebäude der Baualtersstufe 1979-90). Die dritthäufigste Dachneigung liegt bei 60°, für Häuser die vor 1948 erbaut wurden.

Eine zusammenfassende Unterteilung der Gebäudetypen, Altersklassen und Schornsteinanordnungen für die mit Emissionsquellen versehenen Gebäude im Validierungsgebiet ist in **Tabelle 5.1** wiedergegeben.

Tabelle 5.1 Charakterisierung der Gebäude im Validierungsgebiet

Kriterium		Anteil in %
GEBÄUDETYP	Einfamilienhaus (EFH)	86.1
	Reihenhaus / Doppelhaus (RH/ DH)	2.0
	Mehrfamilienhaus (MFH)	2.9
	Anbau, Scheune, Werkstatt	7.4
	Sondergebäude, Schule, Ladengeschäft, usw.	1.6
ALTERSSTUFE	bis 1978	41.8
	ab 1979	58.2
SCHORNSTEIN	über First	80.7
	auf First	6.2
	unter First	13.1

Die Lage der verschieden hohen Gebäude im Validierungsgebiet Bechtoldsweiler ist in **Bild 5-6** gezeigt.

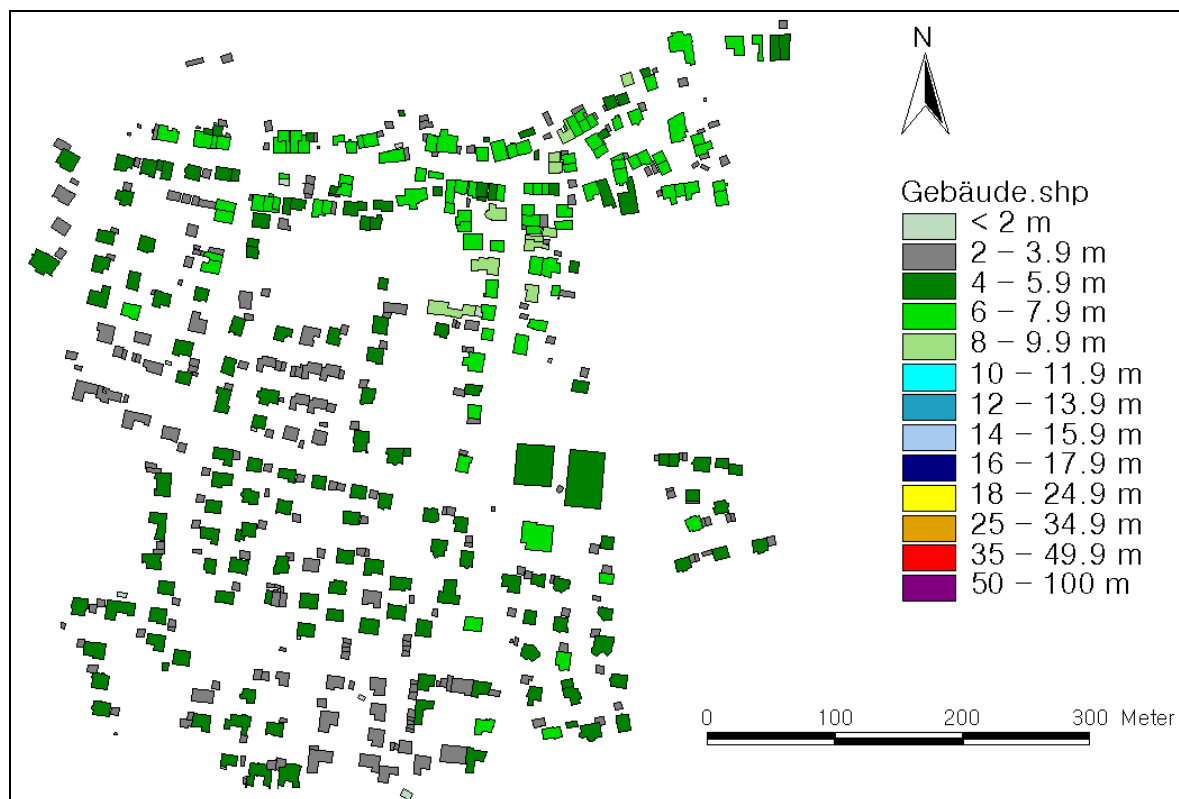


Bild 5-6 Lage und Höhe der Gebäude im Validierungsgebiet Bechtoldsweiler (Datenquelle: Ortschaftsverwaltung Hechingen 2006 und Aufnahme IVD und Ingenieurbüro Lohmeyer)

5.2.2 Emissionsmodellierungen im Validierungsgebiet

Die Emissionsmodellierung im Validierungsgebiet fand nach der gleichen Systematik statt, wie sie im Kapitel 3.3 beschrieben wurde. Auslegungsort war hierbei Tübingen mit einer Auslegungstemperatur von -16°C (nach DIN EN 12831 (2003) und Klimazone TRY6 nach VDI 4710 (2007)). Allerdings musste für das Validierungsgebiet ein weiterer Feuerungstyp Einzelraumfeuerstätte (entspricht in der Bauart den Zusatzfeuerungen in den Modellgebieten ländlich und städtisch) eingeführt werden, der im folgenden charakterisiert wird.

Einzelraumfeuerstätten für Stückholz (z.B. Kaminöfen, Kamin- und Heizeinsätze) im Validierungsgebiet.

Gegenüber den Zusatzfeuerungen in den beiden Modellgebieten, welche nur zu den Abendstunden betrieben werden, sind im Validierungsgebiet auch Einzelraumfeuerstätten installiert, die als Hauptheizung dienen. Für diesen Feuerungstyp wurden Betriebszeiten definiert, die sich nahezu über den gesamten Tag erstrecken (vgl. **Bild 5-7**). Die Energiebilanzierung wird in diesen Betriebszeitfenstern von Jeweils 3 h vorgenommen, d.h. die Einzelraumfeuerstätte trägt nur in diesen Betriebszeitfenstern zur Energieerzeugung bei, die Betriebspausen werden nicht bilanziert. Der Endenergiebedarf in jedem Betriebszeitfenster wird nach Gl. 3-6 bilanziert. Da Einzelraumfeuerstätten meist nicht die gesamte Nutzfläche eines Gebäudes beheizen, wird der bilanzierte Energiebedarf nur zu 60 % von dieser Feuerstätte gedeckt.

Die Abbranddauer wird in Anlehnung an DIN EN 13229 (2005) mit 1,5 h angesetzt. In einem Betriebszeitfenster sind maximal 2 Abbrände möglich, was einer maximalen Betriebszeit von 3 h entspricht. Die erste Brennstoffauflage wird immer unter Volllast abgebrannt, die weiteren Auflagen erfolgen entsprechend des Energiebedarfs im Voll- oder Teillastbetrieb. Ist der Energiebedarf im bilanzierten Betriebszeitfenster so gering, dass er einer relativen Auslastung von kleiner als 30 % entsprechen würde, wird der Energiebedarf für die Einzelraumfeuerstätten auf Null gesetzt. Bei einem Energiebedarf, der weitere 2 Auflagen erfordert, werden diese mit einer relativen Auslastung von größer als 30 % betrieben.

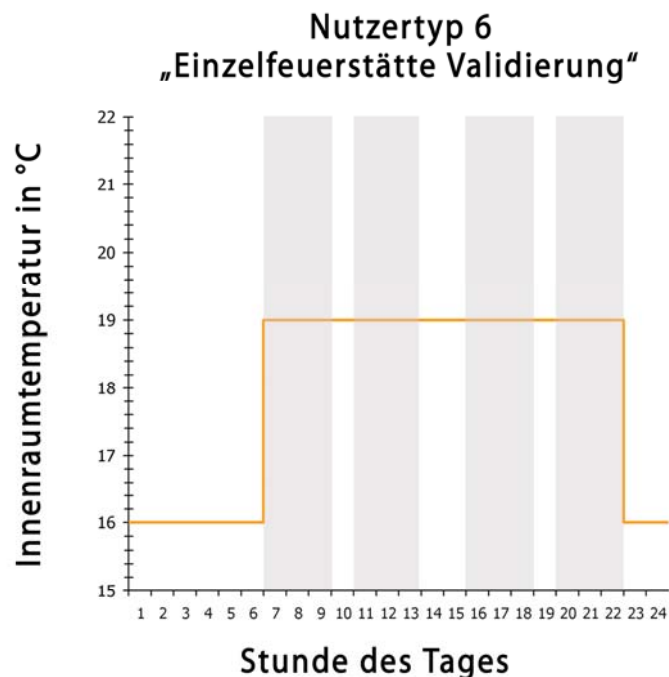


Bild 5-7 Profil von Nutzertyp 6 für Innenraumtemperatur und Betriebszeitfenster der Einzelraumfeuerstätte im Validierungsgebiet

Bei Einzelraumfeuerstätten werden ein gewisses Wärmespeichervermögen und eine Änderung der Innenraumtemperatur unterstellt. Hierdurch werden Schwankungen im Energiebedarf und der Energieerzeugung im Bilanzierungszeitraum ausgeglichen.

Die instationären Emissionen (Anbrenn- und Ausbrandvorgänge, Regelvorgänge) werden bei Einzelraumfeuerstätten ebenfalls immer zur ersten Stunde des Chargenabbrandes dazugezählt. Die kleinste installierte FWL ist auf 6 kW begrenzt und der mittlere feuerungstechnische Wirkungsgrad für diese Feuerungen beträgt 70 %. Für Einzelraumfeuerstätten sind Emissionswerte für folgende Betriebszustände hinterlegt:

- (1) Volllast in mg/m^3
- (2) Teillast in mg/m^3
- (3) Mehremissionen durch An- und Ausbrand- sowie Regelvorgänge in mg/kW .

In **Bild 5-8** ist ein beispielhafter Tagesverlauf des Endenergiebedarfs für ein Gebäude, welches mit Einzelraumfeuerstätten beheizt wird, dargestellt.

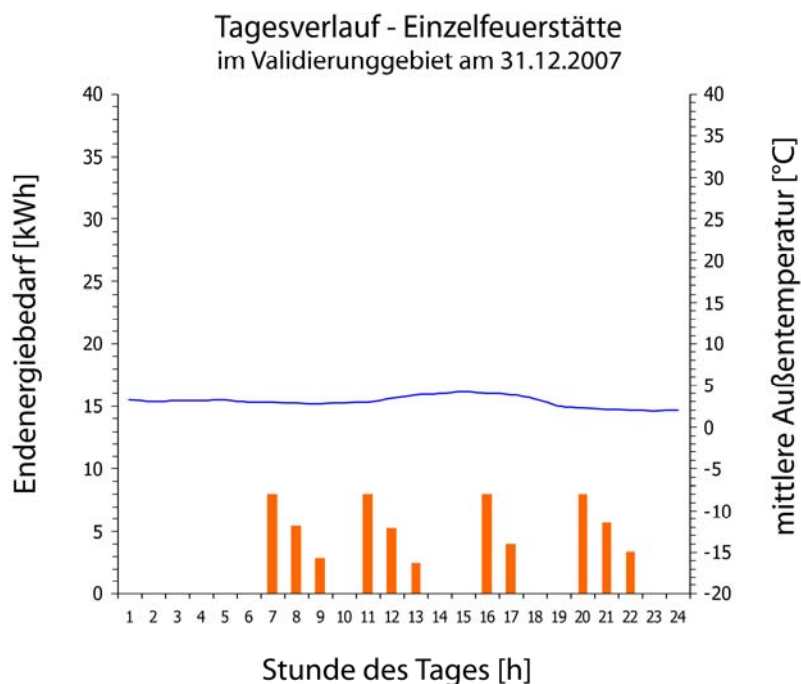


Bild 5-8 Beispielhafter Tagesverlauf der Endenergie eines Gebäudes mit Einzelraumfeuerstätten im Validierungsgebiet

Das **Bild 5-9** und **Bild 5-10** zeigen beispielhaft den Verlauf des berechneten mittleren Endenergiebedarfs im Validierungsgebiet im Zeitraum vom 20. bis 28. Januar 2008 und den hiermit berechneten Verlauf der PM₁₀-Emissionen aus Holzfeuerungen.

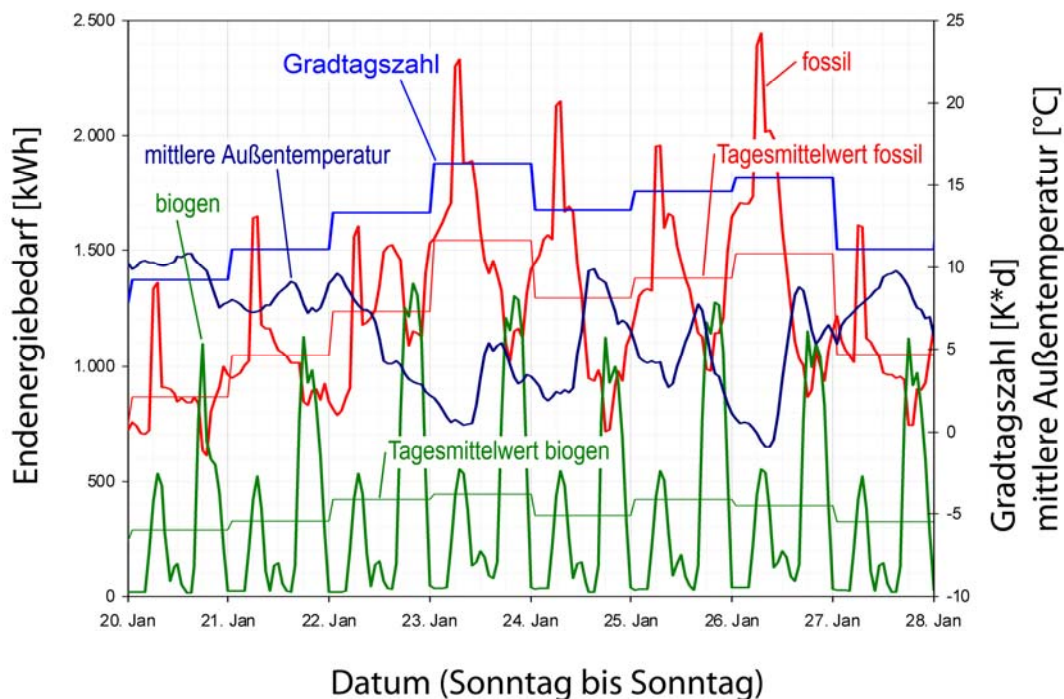


Bild 5-9 Mittlerer Endenergiebedarf im Validierungsgebiet für den Zeitraum vom 20. bis 28. Januar 2008

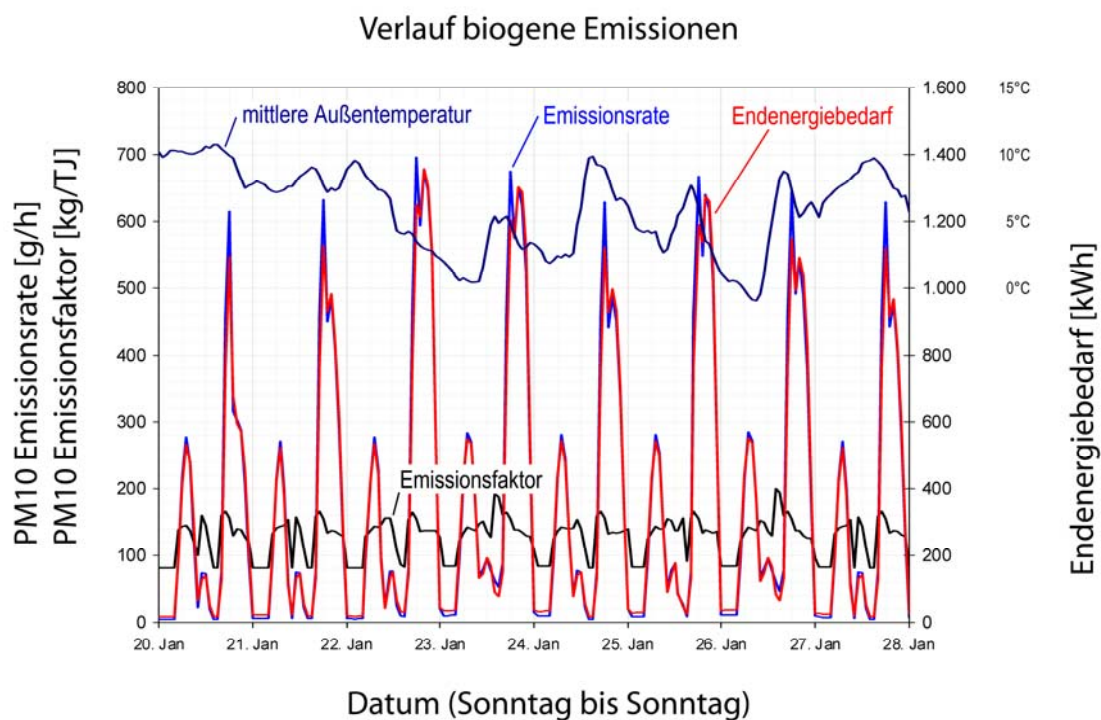


Bild 5-10 Verlauf der Emission aus Holzfeuerungen im Validierungsgebiet für den Zeitraum vom 20. bis 28. Januar 2008

In **Tabelle 5.2** und **Tabelle 5.3** sind wesentliche Ergebnisse der Emissionsmodellierung beispielhaft für zwei Betrachtungszeiträume das Validierungsgebiet zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 5.2 Modellierter Endenergiebedarf im Validierungsgebiet

	mittlere Außen- temperatur in °C	Endenergiebedarf in MWh	Anteil bio- gen in %
28.-31. Dez 07	2,7	192	29,5
1.-30. Jan 08	5,3	1216	29,9

Tabelle 5.3 Modellierte mittlere Emissionsfaktoren im Validierungsgebiet

		CO [kg/TJ]	NO _x [kg/TJ]	PM10 [kg/TJ]	BaP [kg/TJ]
28.-31. Dez 07	fossil	39,0	45,7	7,8	1,43e-4
	biogen	5.006	90,3	141,6	5,10e-2
1.-30. Jan 08	fossil	41,8	45,8	8,2	1,52e-4
	biogen	5339	89,9	141,7	5,39e-2

5.2.3 Emissionsquellverteilung und Emissionen im Validierungsgebiet Bechtoldsweiler

Im Validierungsgebiet liegen nach Angaben des zuständigen Bezirksschornsteinfegers insgesamt 216 Emissionsquellen (genutzte Schornsteine). Die Verteilung dieser Quellen ist in **Bild 5-11** dargestellt. Diese Anzahl unterscheidet sich etwas von der erfassten Anzahl der Schornsteine (288), da hier alle Schornsteine gezählt wurden, unabhängig davon ob an diesen aktuell eine Feuerungsanlage angeschlossen ist.

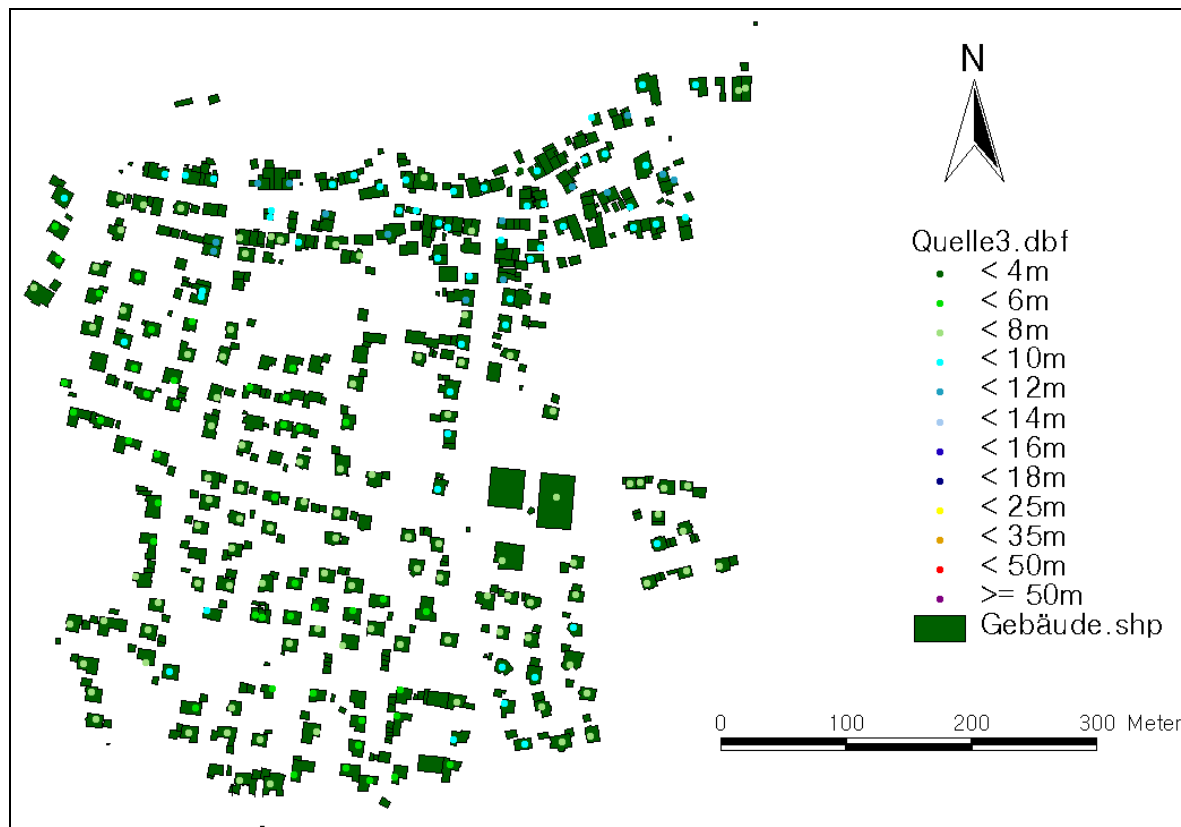
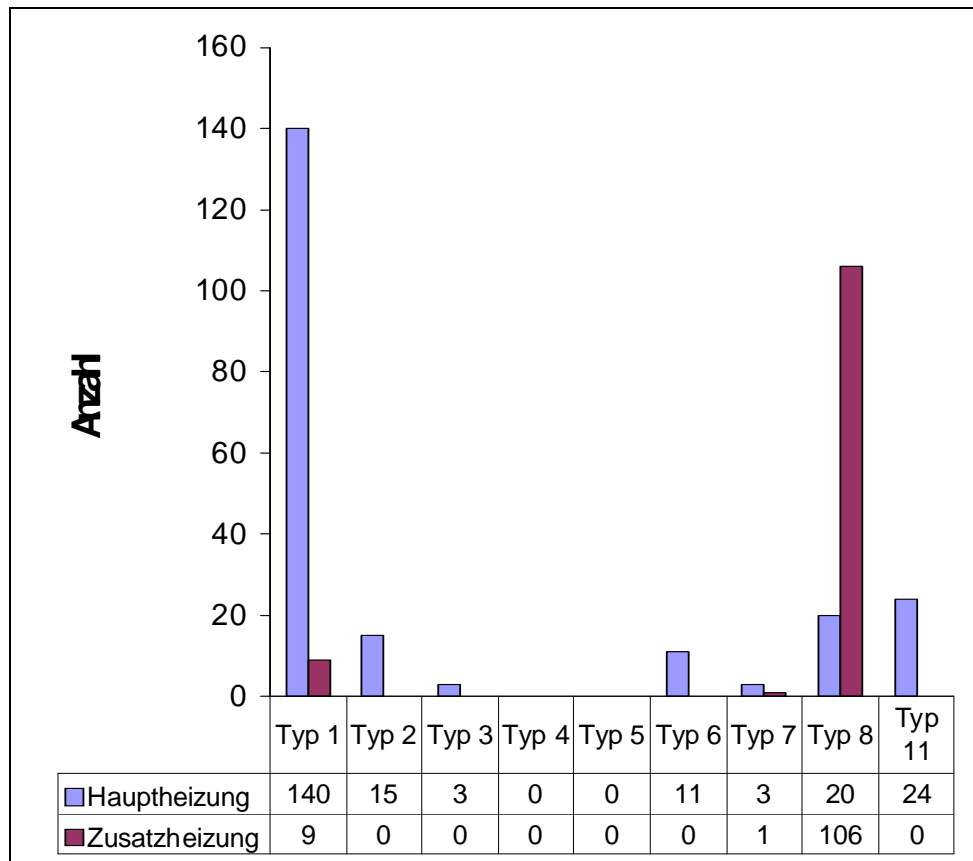


Bild 5-11 Emissionsquellverteilung im Validierungsgebiet (Datenquelle: Ortschaftsverwaltung Hechingen 2006 und Datenaufnahme durch den Schornsteinfeger, das IVD und das Ingenieurbüro Lohmeyer)

Einige größere Gebäude besitzen keine Quellen, da sie elektrisch beheizt werden oder leer stehen. Die Lage der Quellen auf den Gebäuden wurde durch Begehungen erfasst. Die verschiedenen Feuerungsarten sind, nach Brennstoffen sortiert, in **Bild 5-12** aufgelistet.

Die Emissionen der im Validierungsgebiet vorhandenen Feuerungsanlagen wurden mit Hilfe des Emissionsmodells berechnet. Die Lage, Art, Nennwärmeleistung und der technische Zustand der Feuerungsanlagen wurde hierbei mit Hilfe von Schornsteinfegerdaten möglichst realitätsnah im Modell erfasst. Annahmen betreffen hier nur noch die Basisfälle für die Emissionsfaktoren und das Betreiberverhalten, d.h. die genauen Betriebszeiten der Holzheizungen und deren Betriebsbedingungen sind nicht bekannt.

Verschiedene Feuerungsanlagen in einem Gebäude wurden als eine Gesamtquelle abgebildet, die Aufteilung des Emissionsmassenstroms erfolgte entsprechend des Endenergiebedarfs.



Typ 1: HEL

Typ 6: Stückholzkessel mit Pufferspeicher

Typ 2: Gas

Typ 7: Stückholzkessel ohne Pufferspeicher

Typ 3: Pellets

Typ 8: Zusatzfeuerung *

Typ 4: Hackschnitzel

Typ 11: Einzelraumfeuerstätte **

Typ 5: Getreide

Bild 5-12**Feuerungsarten nach Brennstoffen**

* Kaminofen, Kachelofen, Kamin, Heizeinsatz;

** offener Kamin, Dauerbrandofen, Herd, Sonstiges

In **Bild 5-13** ist beispielhaft die berechnete PM10-Emissionsverteilung für einen Tag dargestellt.

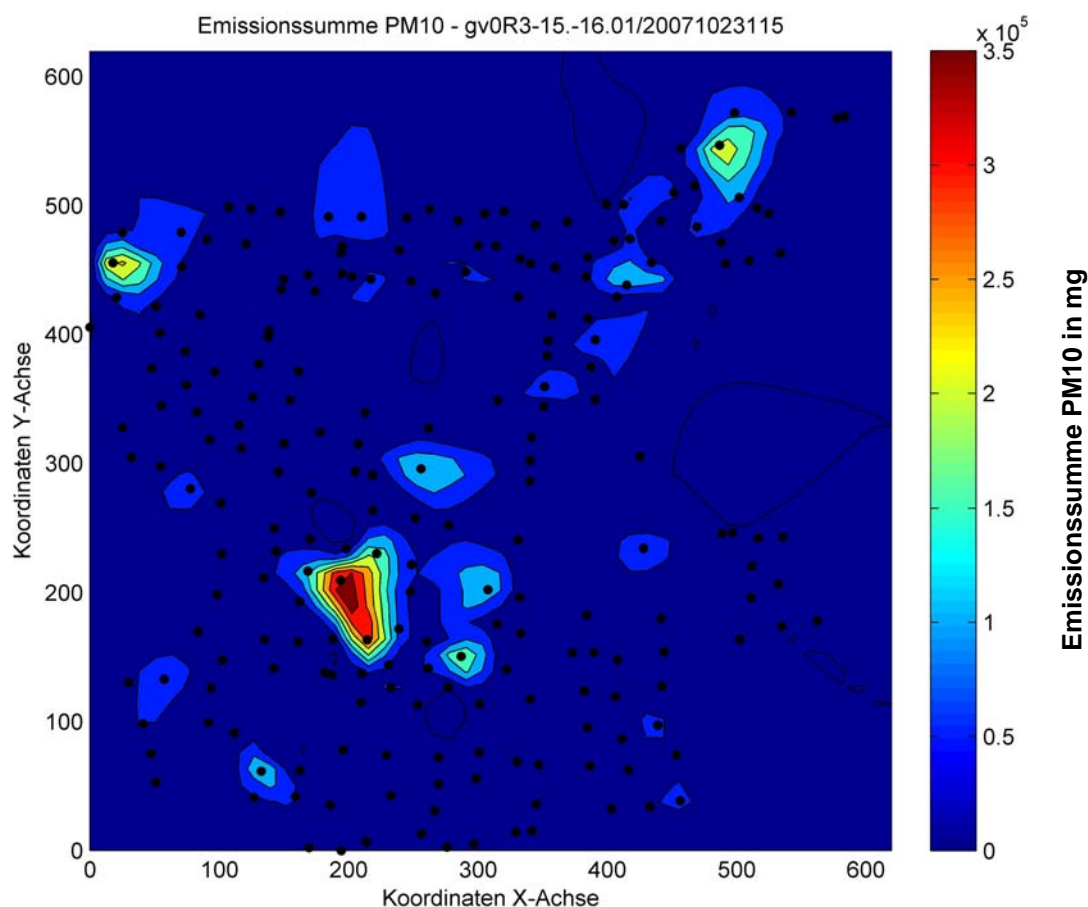


Bild 5-13 Berechnete PM10-Emissionsverteilung für eine Situation in Bechtoldsweiler (räumlich interpoliert)

5.3 Modellierung der Immissions-Zusatzbelastung

Die Immissionsmodellierung für das Validierungsgebiet erfolgte entsprechend der in Kapitel 4 beschriebenen Vorgehensweise für die beiden Modellgebiete. Es wurde die Zusatzbelastung durch die Emissionen der Kleinf Feuerungsanlagen im Validierungsgebiet berechnet.

Zunächst wurden MISKAM-Strömungsfelder unter Berücksichtigung des oben beschriebenen Gebäudekatasters durchgeführt.

Für die Ausbreitungsmodellierung wurden die direkt im Validierungszeitraum an der Hintergrundstation mit einem Ultraschallanemometer gemessenen Windverhältnisse zugrunde gelegt. Als Turbulenzparameter wurde die aus den USAT-Messungen bestimmte Monin-Obukow-Länge verwendet. Die meteorologischen Daten wurden in einer 10-minütigen Auflösung erfasst und in stündlicher Auflösung bei der Modellierung eingesetzt. In **Bild 5-14 a)** ist exemplarisch die Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung für den Zeitraum 28.12.07 bis 30.01.08 dargestellt, in **Bild 5-14 b)** für den Validierungszeitraum von 28.12.07 bis 31.03.08. Die mittlere Windgeschwindigkeit im längeren Zeitraum beträgt 2.4 m/s, die Hauptwindrichtung ist in beiden Fällen Südwest.

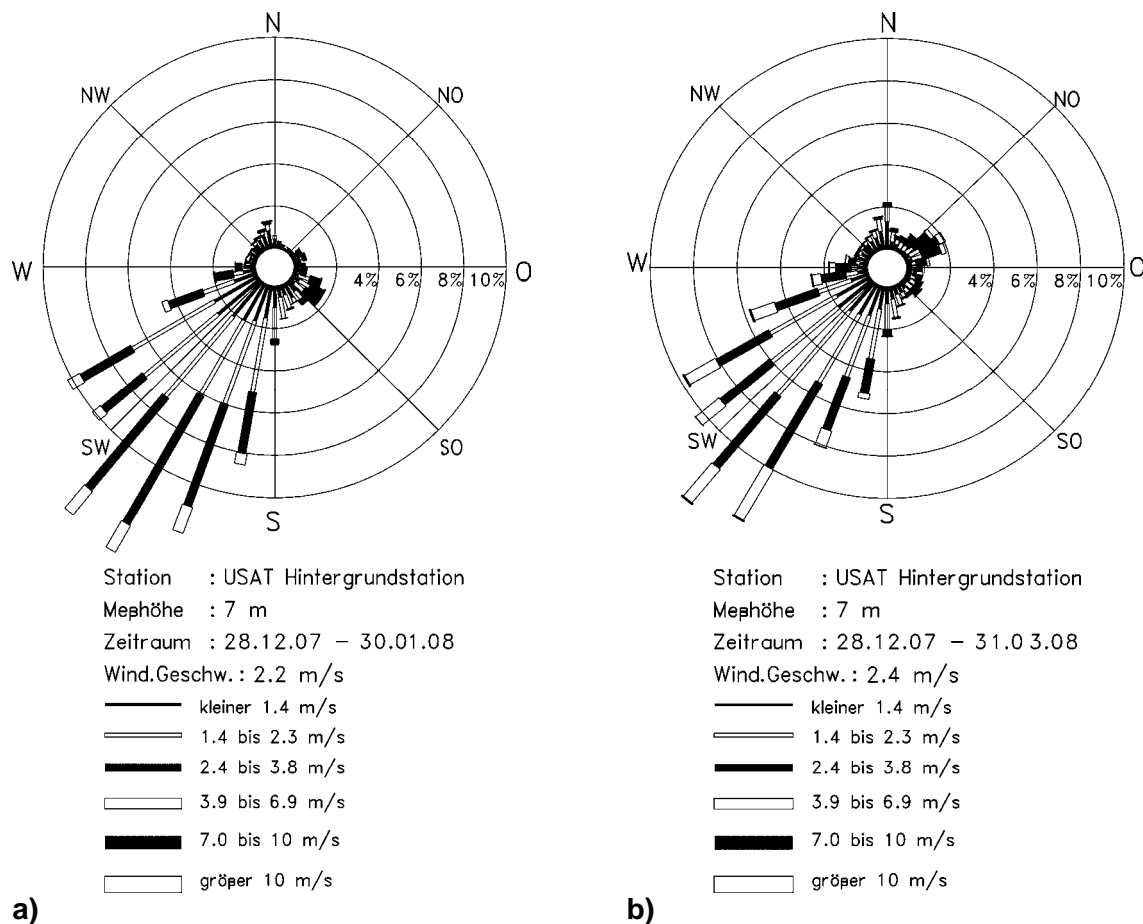


Bild 5-14 Gemessene Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung an der Hintergrundstation
a) für den Zeitraum 28.12.07 bis 30.01.08,
b) für den Zeitraum 28.12.07 bis 31.03.08

Die Emissionen wurden als Emissionszeitreihen in stündlicher Auflösung für die 216 berücksichtigten Quellen vom IVD zur Verfügung gestellt (vgl. Kapitel 5.2.2 und 5.2.3). Die Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL2000 für den Validierungszeitraum wurden für die Schadstoffe PM₁₀, NO_x, CO und Benzo(a)pyren, für die auch Messwerte erhoben wurden, durchgeführt. Die Verteilung der Emissionsquellen im Modell und die Freisetzungshöhen entsprechen der obigen Beschreibung.

Die Rauigkeitslänge z_0 liegt nach dem Programmteil „Interaktive Bestimmung der Rauigkeitslänge“ (rl_inter.exe) des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 bei 0,2 m. Diese Rauigkeitslänge wurde bei der Modellierung verwendet.

Im Ergebnis wurden zum einen flächenhafte Immissionsverteilungen der Zusatzbelastung für bestimmte Abschnitte des Validierungszeitraums berechnet, zum anderen erfolgte eine Auswertung der berechneten Immissionen in stündlicher Auflösung für in der Umgebung des Messwagens gelegene Monitorpunkte.

Die Ausbreitungsrechnungen erfolgten unter Verwendung der Qualitätsstufe +4 (vgl. Kapitel 4.1.1), hierbei handelt es sich um eine sehr hohe Qualitätsstufe, mittels der eine niedrige statistische Unsicherheit der Ergebnisse trotz des relativ kurzen Rechenzeitraums erreicht werden kann. Die statistische Unsicherheit ist bei der verwendeten AUSTAL-Version nur für den Gesamtzeitraum an den Monitorpunkten ausgewiesen.

Um trotzdem Aussagen zur Unsicherheit der Ergebnisse auch für kürzere Mittelungszeiträume machen zu können, werden die folgenden theoretischen Abschätzungen vorgenommen. Diese lehnen sich an im AUSTAL-Handbuch nachlesbare Überlegungen an. So ist zu erwarten, dass die relativen Fehler für zwei verschiedene Mittelungszeiträume bei einer konstanten Qualitätsstufe und konstanter mittlerer Konzentration zueinander proportional zur Wurzel des Quotienten der jeweiligen Mittelungszeiten sind. Unter dieser Annahme wurden der längere Rechenzeitraum von insgesamt 61 Tagen und die für diesen Zeitraum ausgewiesene statistische Unsicherheit als Referenzfall verwendet und für die anderen relevanten Mittelungszeiträume anhand der oben beschriebenen Gesetzmäßigkeit theoretische Unsicherheiten abgeschätzt. Diese theoretischen Unsicherheiten (Stichprobenfehler) für die berechneten PM₁₀- und NO_x-Immissionen sind (auf ganze Stellen gerundet) als relative Fehler bezogen auf den jeweiligen Konzentrationsmittelwert in **Tabelle 5.4** zusammengestellt. Die Unsicherheiten der NO_x-Immissionen sind insbesondere für die kürzeren Mittelungszeiträume etwas niedriger als die für die PM₁₀-Immissionen. Weitere Anmerkungen zur Fehlerbetrachtung für die Ausbreitungsmodellierung finden sich in Kap. 4.4.3.

Tabelle 5.4 Statistische Unsicherheiten des Ausbreitungsmodells

Mittelungszeitraum	PM ₁₀	NO _x
61 Tage	1 %	1 %
31 Tage	2 %	2 %
29 Tage	2 %	2 %
4 Tage	5 %	4 %
3 Tage	6 %	5 %
1 Tag	10 %	9 %
1 Stunde	50 %	43 %

Bild 5-15 zeigt exemplarisch die flächenhafte Verteilung der modellierten mittleren PM₁₀-Zusatzbelastung durch Kleinf Feuerungsanlagen in Bechtoldsweiler im Zeitraum 28.12.07 bis 30.01.08. Die Quellpunkte sind in magenta eingetragen, die Gebäude sind als weiße Flächen abgebildet.

Die Darstellung der berechneten Immissionen erfolgt in Form von Flächen, deren Farben bestimmten Werteintervallen zugeordnet sind. Die Zuordnung zwischen Farbe und Wert ist in der Legende angegeben.

Die räumliche Erstreckung der Immissionen wird durch die Windrichtungsverteilung im Betrachtungszeitraum geprägt. Die flächenhafte Darstellung ermöglicht eine relative Einordnung der an dem Messstandort (schwarzer Punkt) aufgetretenen PM₁₀-Immissionen. Diese sind dem mittleren Konzentrationsbereich zuzuordnen, die höchsten berechneten Immissionen treten in der südlichen Hälfte der Ortschaft mit einem maximalem PM₁₀-Mittelwert über den Zeitraum von ca. 12 µg/m³ auf.

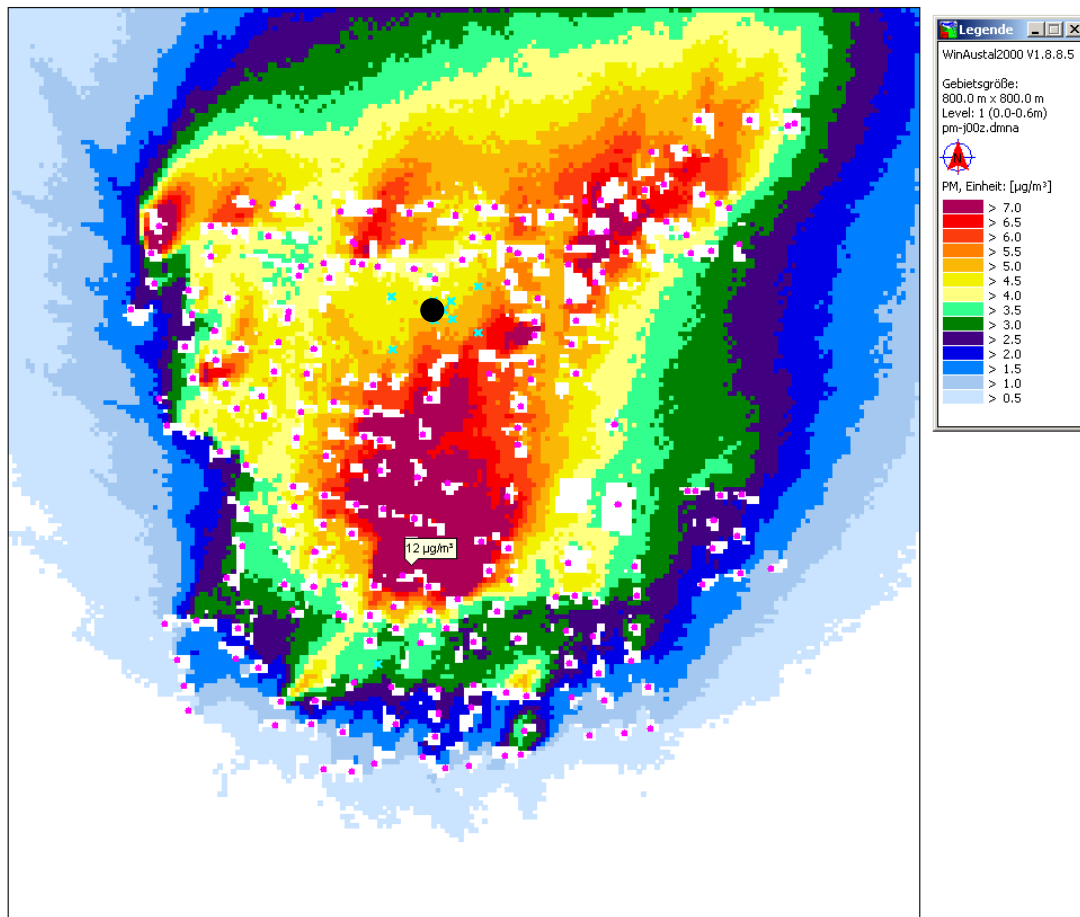


Bild 5-15 Flächenhaft berechnete PM10-Immission für den Zeitraum 28.12.07 bis 30.01.08, gesamte Zusatzbelastung durch Kleinf Feuerungsanlagen (der Punkt in der Mitte gibt die Lage der Messstation wieder)

Weiterhin wurden Modellierungen der Immissionen differenziert nach den verschiedenen Quellgruppen der Zusatzbelastung durchgeführt, d.h. eine Berechnung nur für die Freisetzungen aus Feuerungsanlagen, die mit biogenen Brennstoffen betrieben werden, eine nur für die fossilen Brennstoffe und eine für alle Feuerungsanlagen.

Das Ergebnis der differenzierten Berechnungen ist in **Bild 5-16** links für die Immissionen durch die Verwendung der biogenen Brennstoffe und rechts durch Einsatz der fossilen Brennstoffe exemplarisch für den selben Zeitraum wie die gesamte Zusatzbelastung in Bild 5-15 dargestellt. Gemäß der Modellierung wird der Hauptteil der PM10-Immissionen durch die mit biogenen Brennstoffen betriebenen Kleinf Feuerungsanlagen verursacht. Der Beitrag der fossilen Brennstoffe zur PM10-Immission ist minimal.

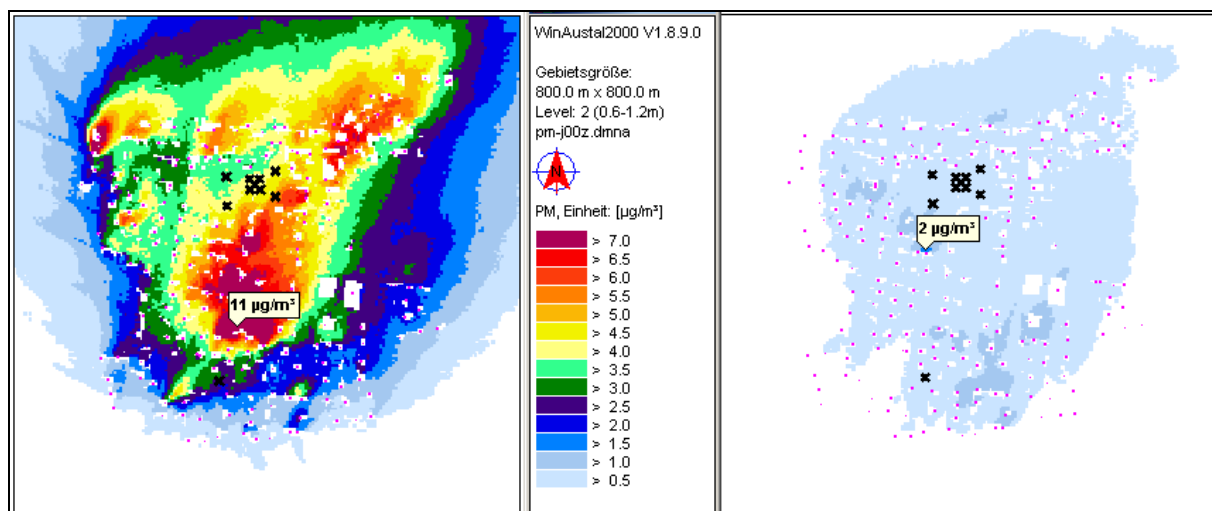


Bild 5-16 Flächenhaft berechnete PM10-Immission für den Zeitraum 28.12.07 bis 30.01.08, differenziert nach Zusatzbelastung durch Kleinf Feuerungsanlagen betrieben mit biogenen Brennstoffen und fossilen Brennstoffen

5.4 Validierungsmessungen

Für die Messung der Immissionen und der meteorologischen Parameter wurden vom IVD zwei Messstationen aufgebaut und betrieben, eine mitten im Wohngebiet und eine außerhalb des Ortes zur Bestimmung der Hintergrundbelastung. Die Messungen fanden im Winter 2007/2008 statt. Die Auswertung und Aufbereitung der Modellierungs- und der Messdaten zum Vergleich zwischen Modellierung und Messung wurden von beiden beteiligten Institutionen mit Schwerpunkt auf die Komponenten NO_x , PM10, CO und BaP vorgenommen. Ein kurzer Vergleich zwischen modellierten und gemessenen CO- und PAH-Konzentrationen schließt sich an.

5.4.1 Messzeitraum

Um die relevanten Wetterbedingungen zu erfassen, waren Messungen über einen Zeitraum von ca. drei Monaten vorgesehen. An Komponenten sollten im Modellgebiet $\text{NO}_x/\text{NO}/\text{NO}_2$, Feinstaub (PM10), CO und relevante Kohlenwasserstoffe erfasst werden.

Zunächst wurden im Winter 2006/2007 Messungen vorgenommen, die aber auf Grund des milden Winters nicht zur Validierung herangezogen werden konnten. Es wurden hierbei Erfahrungen zur Optimierung der Messstrategie und der Messtechnik gesammelt, die in die Messungen im nächsten Winter einfließen.

Die Validierungsmessungen wurden schließlich im **Winter 2007/2008** im Zeitraum vom 01.12.2007 bis 31.03.2008 gleichzeitig und kontinuierlich an beiden Messstationen ausgeführt, wobei aus Gründen der Vollständigkeit der Datensätze hauptsächlich der **Zeitraum 01.01.2008 bis 31.03.2008** für die Vergleiche zwischen Modellierung und Messung verwendet wurde.

5.4.2 Messstandorte

Die Hauptmessstation wurde in der Ortsmitte von Bechtoldsweiler hinter dem Rathaus aufgebaut. Die Messstation zur Bestimmung der Luftverunreinigungen, die nicht aus dem Ort stammen (Hintergrundmessstation), wurde ca. 300 m nördlich vom Ortsrand von Bechtoldsweiler am Spiel- und Sportplatz aufgebaut. Die Entfernung der beiden Messstationen voneinander betrug ca. 450 m. An beiden Messplätzen konnte von der Ortsverwaltung von Bechtoldsweiler eine Stromversorgung bereitgestellt werden. Die Lage der Messstationen und Fotos beider Stationen sind in **Bild 5-17** dargestellt.

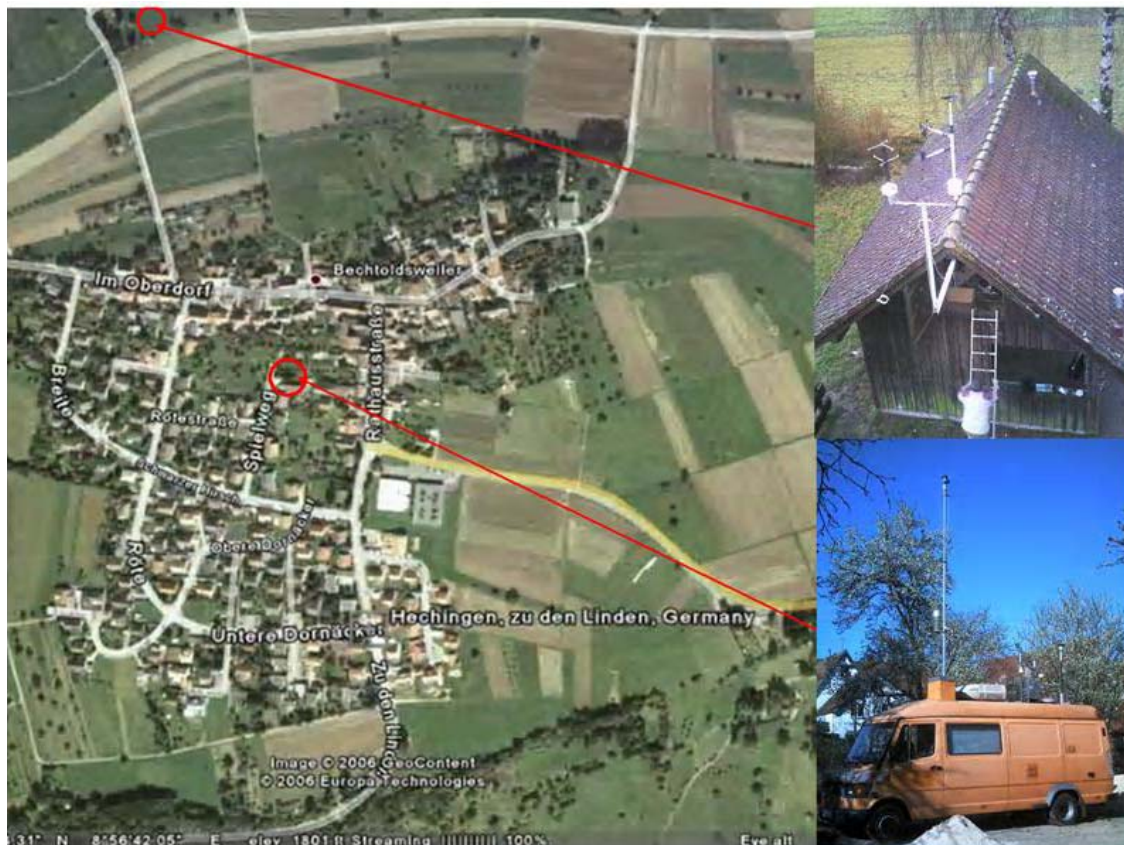


Bild 5-17 Lage und Ansicht der Messstationen in der Ortsmitte (Messwagen hinter dem Rathaus) und im Hintergrund (mit Messtechnik ausgestattete Spielplatzhütte) (Quelle Ortsbild: Google Maps; Image ©2006 GeoContent ©2006 Europa Technologies)

5.4.3 Messtechnik

Die Ausrüstung der beiden Messstationen ist in **Tabelle 5.5** aufgelistet.

Die gasförmigen Luftverunreinigungs-komponenten NO_x , NO , NO_2 und CO sowie die meteorologischen Parameter wurden kontinuierlich gemessen und als Halbstundenwerte gemittelt und abgespeichert. Die Darstellung erfolgt allerdings einheitlich als Stundenmittelwerte. Eine Ausnahme stellte die Wind- und Turbulenzmessung mit einem Ultraschallmessgerät an der Hintergrundmessstation dar.

Hier wurden die Daten als 10 Minutenmittelwerte aufgezeichnet. Die Partikelkonzentrationen wurden einerseits an beiden Stationen sowohl kontinuierlich gemessen und als Stundenmittelwerte registriert. Andererseits wurden die Partikel auf Filtern über 48 bis 72 Stunden gesammelt, gravimetrisch ausgewertet und teilweise chemischen Gaschromatografie-/Massenspektrometrie-Analysen zur Bestimmung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe zugeführt. Diese gravimetrischen Messungen dienen auch zur Kalibrierung der kontinuierlich arbeitenden Partikelmessgeräte.

Tabelle 5.5 Eingesetzte Messtechniken an den zwei Messstationen

Messort	Gemessene Komponente	Messprinzip	Messauflösung	Hersteller
Messstation Rathaus	NO _x , NO NO ₂ als Differenz berechnet	Chemilumineszenz	0,5 h (online)	Horiba
	PM10	Frequenzänderung einer Mikrowaage	0,5 h (online)	TEOM
	PM10	KleinfILTERgerät: Gravimetrische und teilweise GC/MS-Auswertung	48 - 72 h	Leckel
	CO	NDIR UNOR	0,5 h (online)	Maihak
	Wind- richtung -geschwindigk. Temperatur Luftfeuchte	Meteo-Geber	0,5 h (online)	Thies
Hintergrund-Messstation Spielplatz	PM10	Frequenzänderung einer Mikrowaage	0,5 h (online)	TEOM
	PM10	KleinfILTERgerät: Gravimetrische und teilweise GC/MS-Auswertung	48 - 72 h	Leckel
	NO _x , NO, NO ₂ als Differenz berechnet	Chemilumineszenz	0,5 h (online)	Thermo Electron
	Wind- richtung -geschwindigk. Turbulenz	Ultraschall 3D-Sensor	10 Min	Metek
	Temperatur Luftfeuchte Luftdruck	Meteo-Geber	0,5 h (online)	Thies
	Solarstrahlung	Meteo-Geber	0,5 h (online)	Kipp & Zonen

In **Bild 5-18** ist die Anordnung der Messgeräte in der Messstation Rathaus (Messwagen) gezeigt, in **Bild 5-19** die messtechnische Anordnung in der Hintergrundmessstation.

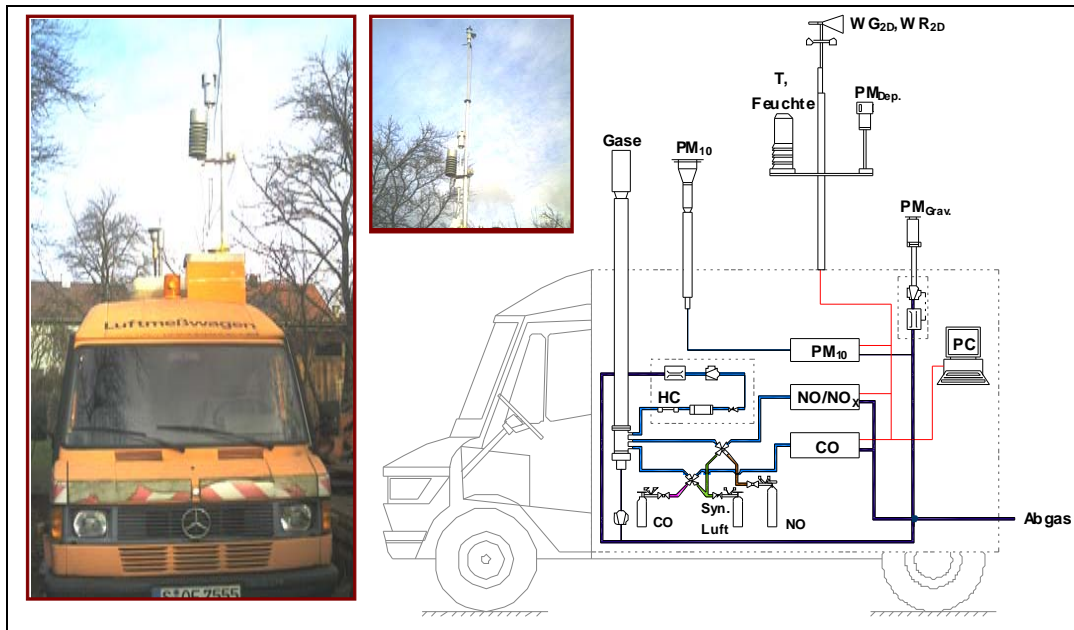


Bild 5-18 Anordnung der Messtechnik an der Station Rathaus (Messwagen)

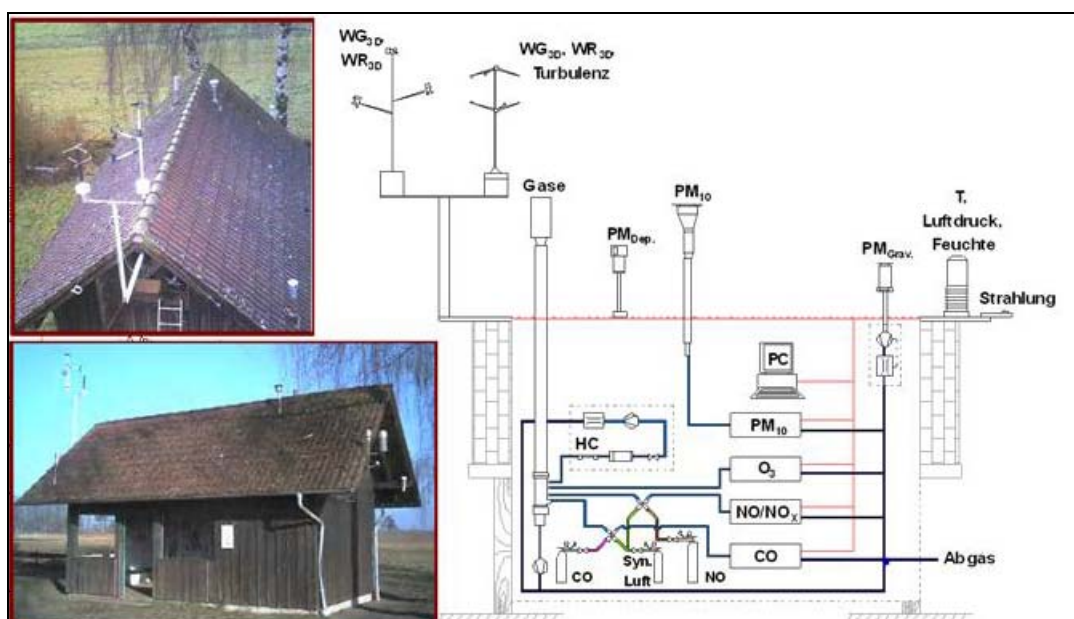


Bild 5-19 Anordnung der Messtechnik an der Hintergrundmessstation

5.4.4 Regelmäßige Gerätekontrollen und Messunsicherheiten

Die Gasanalysatoren für NO/NO_x wurden alle ein bis zwei Wochen in beiden Stationen mit Nullgas bzw. geräteintern am Nullpunkt und an beiden Stationen mit demselben Prüfgas überprüft. Die Abweichungen waren extrem gering. Das CO-Messgerät wurde ebenfalls regelmäßig mit Null- und Prüfgas überprüft. Die Ergebnisse der Überprüfungen und die daraus berechneten Messunsicherheiten sind in **Tabelle 5.6** dargestellt. Die Mittelwerte der Null-

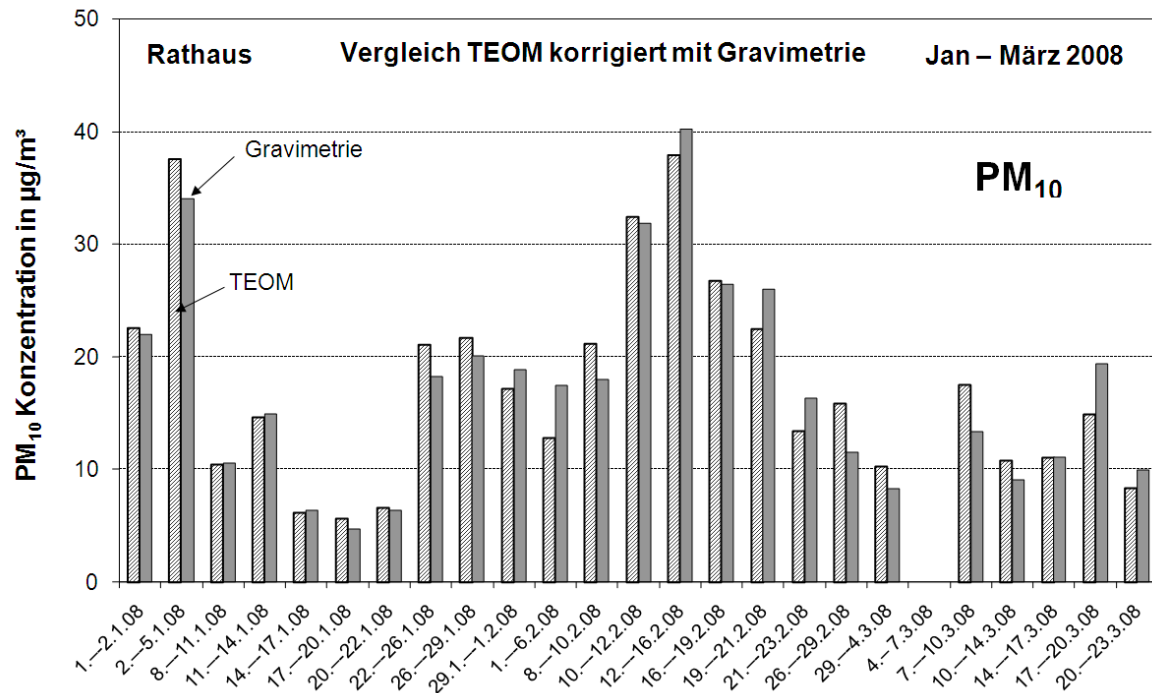
punkte und der Prüfpunkte wurden mit der Kalibrierfunktion in der Auswertung der Messwerte berücksichtigt.

Die Kalibrierung der PM10-Messgeräte erfolgte an beiden Stationen durch gravimetrische Vergleichsmessungen mit Kleinfiltergeräten. Die Sammelzeiten betrugen dabei jeweils zwischen 48 und 72 Stunden. Die Messsignale der kontinuierlich arbeitenden PM10-Messgeräte wurden über die jeweilige Sammelzeit gemittelt. Die aus den Ergebnissen nach VDI 4219 (2005) berechneten Standardunsicherheiten sind ebenfalls in Tabelle 5.6 aufgelistet. Des Weiteren sind die Ergebnisse der Vergleichsmessungen zwischen den korrigierten TEOM-Werten (mit den in Tabelle 5.6 angegebenen aus den Regressionsgeraden ermittelten Funktionen) und den mit der gravimetrischen Methode ermittelten Werten in **Bild 5-20** als Balkendiagramme dargestellt.

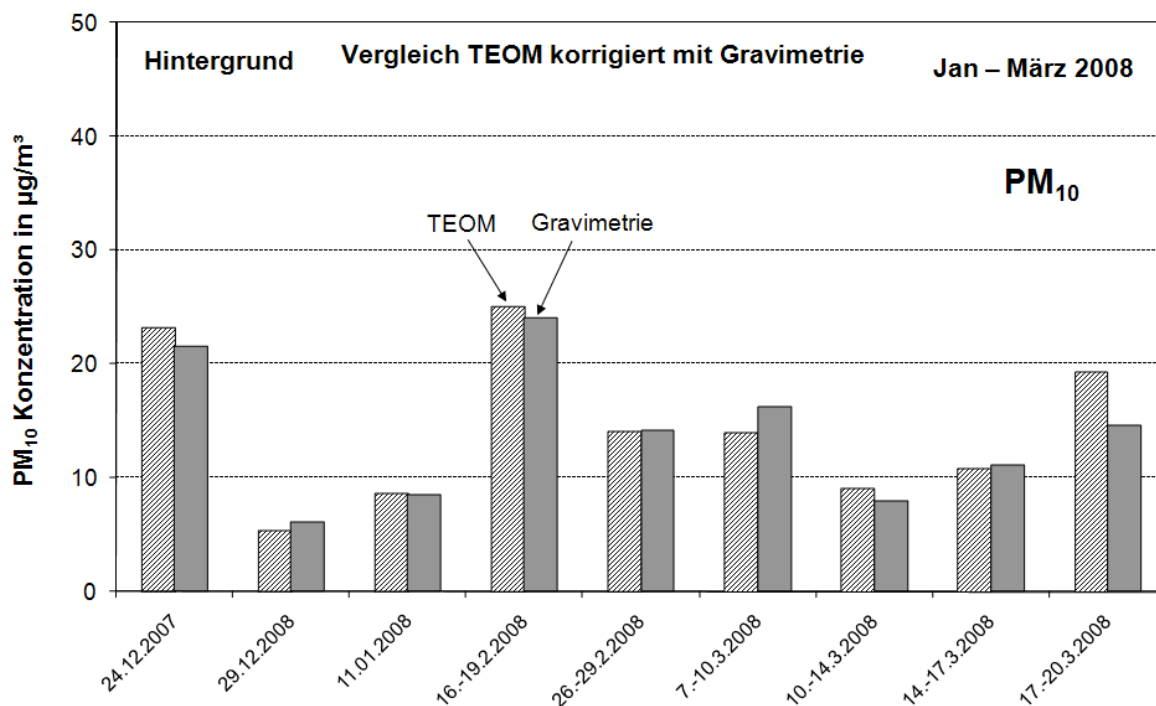
Tabelle 5.6 Ergebnisse der regelmäßigen Kontrollen der Messgeräte und daraus berechnete Messunsicherheiten für 67% Vertrauensbereich

Messgerät	Nullpunktkontrollen			Prüfpunktkontrollen			
	Mittelwert in ppb	Streuung in ppb	Nachweisgrenze in ppb	Sollwert in ppb	Mittelwert in ppb	Streuung in ppb	Standardunsicherheit in %
Rathaus NO	2,71	0,53	1,1	103	99	< 2	< 2
Rathaus NO _x	0,35	0,47	0,97	103	99	< 2	< 2
Rathaus CO in ppm	0,75	0,12	0,24	8,2	8,75	0,21	2,4
Hintergrund NO	0,27	0,38	0,76	103	99,7	1,64	1,6
Hintergrund NO _x	0,30	0,39	0,78	103	99,9	1,35	1,35
Rathaus minus Hintergrund NO und NO _x							kombiniert: < 2 %, entsprechend: < 2 µg/m ³
Particulate Matter PM10	Standardunsicherheit ermittelt durch Vergleichsmessungen zwischen TEOM und Kleinfiltergerät (Gravimetrie, zwei bis viertägige Mittelungen) für Rathaus: 2,2 µg/m ³ Hintergrund: 2,0 µg/m ³ Kombinierte Standardunsicherheit (67% Vertrauensbereich): 3 (2,97) µg/m ³ Kombinierte Unsicherheit bei 95% Vertrauensbereich: 5,9 µg/m ³						
TEOM	Kalibrierfaktor: Jan 2008: $y = 1,63x - 4,2$; $R^2 = 0,96$ Febr. – Mär 2008: $y = 1,45x + 1,82$; $R^2 = 0,89$			Kalibrierfaktor: Jan – Mitte Febr. 2008: $y = 1,39x - 4,75$; $R^2 = 0,99$ Mitte Febr. – März 2008: $y = 1,0x - 2,32$; $R^2 = 0,95$			

Die Abweichungen aller Vergleichsmessungen zwischen den automatisch registrierenden TEOM-Messungen und den gravimetrischen PM10-Bestimmungen ergeben eine Standardunsicherheit von 2,2 bzw. 2 µg/m³. Die Standardunsicherheit der Differenzen (kombinierte Standardunsicherheit) zwischen den TEOM-Messungen am Rathaus- und an der Hintergrundmessstation beträgt 3 µg/m³.



a) Vergleichsmessungen am Rathaus für Zeiträume, an denen verwertbare Werte vorliegen



b) Vergleichsmessungen an der Hintergrundmessstation für Zeiträume, an denen verwertbare Werte vorliegen

Bild 5-20 Vergleiche der Ergebnisse zwischen den korrigierten TEOM (nicht gefilterten) und den gravimetrischen (Filterwechsel jeweils Nachmittags) PM₁₀-Messungen

Die Unsicherheitsbetrachtungen umfassen einen Vertrauensbereich von 67%. Einzelne Vergleichsmesswerte können eine höhere oder auch niedrigere Abweichung aufweisen, wie aus Bild 5-20 hervorgeht. Die maximale Abweichung einzelner Werte beträgt $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bei den **langfristigen Mittelwerten** (Monatsmittelwerte) mitteln sich die zufälligen Abweichungen mehr oder weniger raus. Hier bestimmen im Wesentlichen noch systematische Abweichungen die Unsicherheiten. Für die Kalibrierung der NO_x -Messgeräte wurde dasselbe Prüfgas verwendet. Die systematische Abweichung der Messgeräte untereinander ist dadurch kompensiert. Es besteht bei den Konzentrationsdifferenzen lediglich die Unsicherheit der Prüfgaskonzentration, die $\pm 2 \%$ beträgt.

Bei den gravimetrischen PM_{10} -Bestimmungen geht als systematische Abweichung der Fehler bei der Volumenbestimmung ein. Er wurde im Labor überprüft; er beträgt 1% . Die langfristigen PM_{10} -Mittelwerte sind also mit einer systematischen Unsicherheit von 1% bzw. einer kombinierten Unsicherheit (für die Differenzen) von $1,4 \%$ behaftet.

Die Betrachtungen bis hier betreffen bei den Komponenten NO/NO_x die Messunsicherheit, die sich durch die Messgeräte ergibt. Unsicherheiten durch die Probenahme werden als gering eingestuft. Unsicherheiten, die durch unterschiedliche Querempfindlichkeiten auf Bestandteile der Außenluft auftreten können, wurden hier nicht gesondert untersucht. Sie bewegen sich erfahrungsgemäß im untersten ppb-Bereich und könnten nur bei der Bestimmung ganz niedriger Konzentrationsdifferenzen eine zusätzliche Rolle spielen.

In den dargestellten Unsicherheiten der PM_{10} -Bestimmungen mit den TEOM-Geräten sind durch die gravimetrischen Vergleichsmessungen alle Unsicherheiten der Probenahme und der Umgebungslufteinflüsse enthalten.

Ergebnisunsicherheiten, die sich durch die Wahl der Messstandorte ergeben, unterliegen anderen Einflüssen und sollen nicht Gegenstand der Messunsicherheitsbetrachtungen in diesem Abschnitt sein.

5.4.5 Ergebnisse kontinuierlicher Messungen

Die Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen am Rathaus und an der Hintergrundmessstation sind im **Bild 5-21** bis **Bild 5-29** als Stundenmittelwerte entweder als Strichdiagramme (jeder Stundenwert ist ein senkrechter Strich) oder als Liniendiagramme dargestellt.

Gezeigt sind die Werte der Monate Januar bis März 2008 der Komponenten NO_x und PM_{10} am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), welche die Zusatzbelastung aus den Feuerungsanlagen in Bechtoldsweiler darstellt. Des Weiteren sind die meteorologischen Parameter Luftdruck, Solarstrahlung, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung für beide Monate dargestellt.

Meteorologische Daten liegen von beiden Messstationen vor, außer Luftdruck und Solarstrahlung, die jeweils nur an der Hintergrundstation gemessen wurden. Im Rahmen der Qualitätssicherung wurden die meteorologischen Daten miteinander verglichen. Für die weitere Auswertung wurden die Daten verwendet, die geeigneter erschienen, z.B. die Winddaten von der Hintergrundstation, an der Rathausstation wurde der Wind durch die Häuser beeinflusst und kann nicht als ungestört bezeichnet werden. Die Temperaturen ergaben an beiden Stationen vergleichbare Werte. Die Luftfeuchtemessung zeigte am Rathaus nach der halben Messperiode einen Defekt, so dass die Hintergrundwerte verwendet wurden.

Vom 20. Dezember 2007 bis zum 2. Januar 2008 herrschte eine Hochdruckwetterlage mit viel Sonnenstrahlung und entsprechend warmen Tagestemperaturen. Die Nächte waren bei klarem Himmel in diesem Zeitraum kalt mit ausgeprägten Bodeninversionen. Dementsprechend hoch waren zu dieser Zeit die NO_x - und die PM_{10} -Konzentrationen, allerdings sowohl am Rathaus als auch im Hintergrund. Auf Grund der geringen Windgeschwindigkeiten bewegten sich die schadstoffbeladenen Luftmassen zwischen der Ortsmitte (Rathaus) und dem Hintergrund hin und her, so dass mal an der einen, mal an der anderen Stelle höhere Konzentrationen auftraten und demzufolge einmal positive, ein anderes Mal negative Konzentrationsdifferenzen zwischen dem Rathaus und dem Hintergrund zu beobachten waren. Diese Situation eignet sich daher nicht zur Validierung. Ende Januar herrschte wieder eine ähnliche ungeeignete Situation. An den anderen Januartagen traten für die Validierung besser geeignete Situationen auf. Im Februar herrschte meistens sonniges Wetter mit nächtlichen Minustemperaturen, so dass entsprechende Heizaktivitäten auftraten. Ab 20. Februar wurde es etwas wärmer. Die Windgeschwindigkeiten bewegten sich im Mittel um 2 m/s, es traten aber auch Zeiten mit mehr als 4 m/s und mit weniger als 1 m/s auf, die bei der Auswertung ausgefiltert wurden. Insgesamt lagen im Februar genügend auswertbare Situationen vor. Das Wetter im März war wechselhafter als im Februar. Es herrschten weniger Strahlungstage und weniger kalte Nächte als in den zwei Vormonaten. Bedingt durch häufigere Situationen mit Windgeschwindigkeiten über 4 m/s und einige Schwachwindsituationen unter 1 m/s fielen insgesamt mehr Daten aus dem auswertbaren Datenkollektiv als im Februar.

Der Vergleich aller am Rathaus mit den an der Hintergrundstation gemessenen NO_x -1h-Werten ist in **Bild 5-30 a)** gezeigt. Man erkennt, dass diese NO_x -Werte sehr gut miteinander korrelieren, d.h., wenn am Rathaus die Werte hoch sind, sind sie es auch im Hintergrund. Die Werte liegen am Rathaus insgesamt 21% höher als im Hintergrund, was sehr plausibel erscheint. Der gleiche Vergleich aller 1h-Werte ist für PM_{10} in **Bild 5-30 b)** gezeigt. Hier erkennt man, dass die einzelnen Stundenwerte zwischen Rathaus und Hintergrund überhaupt nicht korrelieren, was an verschiedenen Einflüssen liegen kann, auf die später eingegangen werden soll. Ein Vergleich zwischen modellierten und gemessenen Zusatzbelastungen wird deshalb bei PM_{10} auf Stundenbasis sehr viel schlechter funktionieren als bei der Komponente NO_x , wenn zwischen den Rathaus- und den Hintergrundwerten schon kein Zusammenhang erkennbar ist.

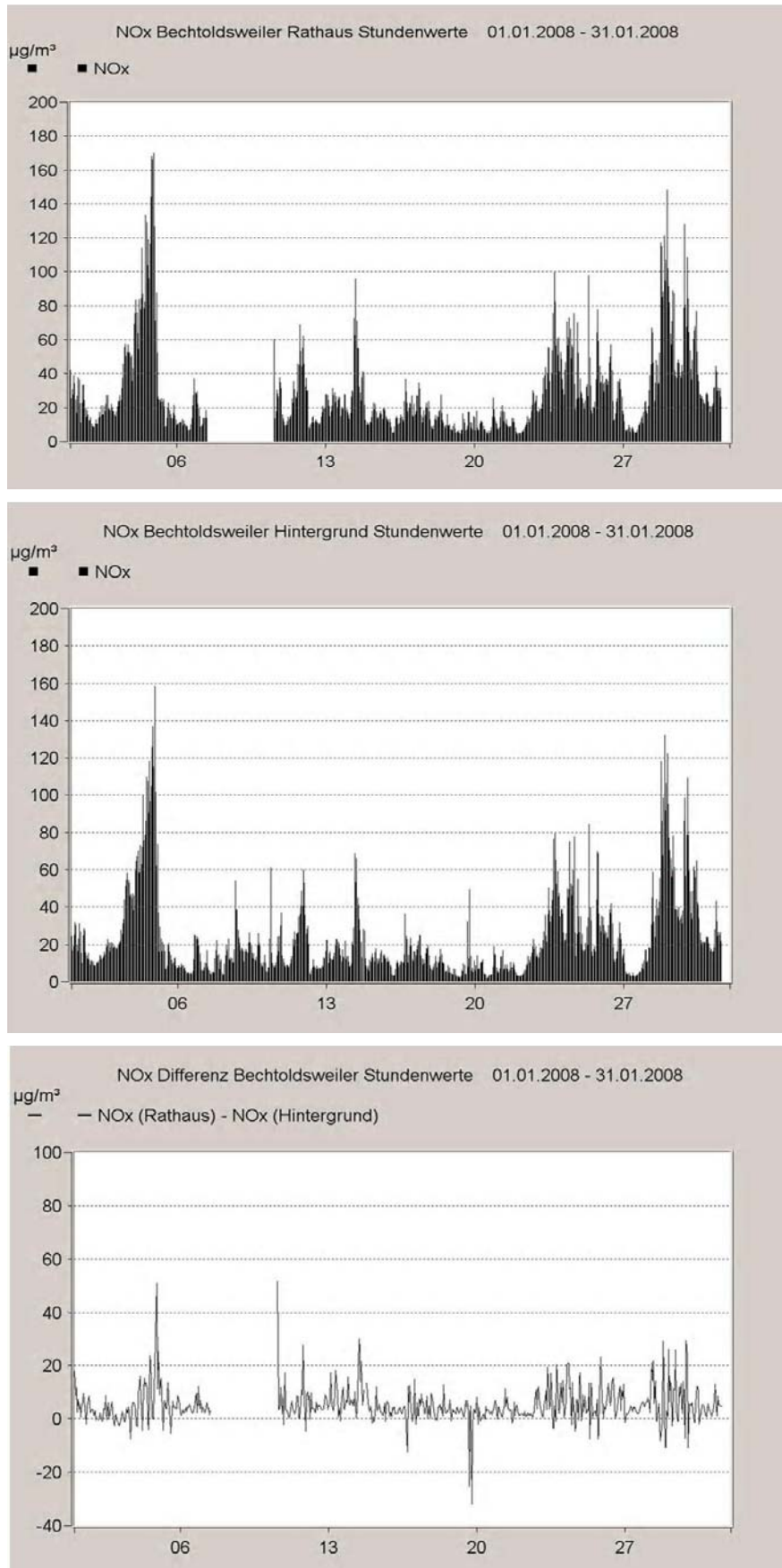


Bild 5-21 Verläufe der NO_x-Konzentrationen am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), Januar 2008

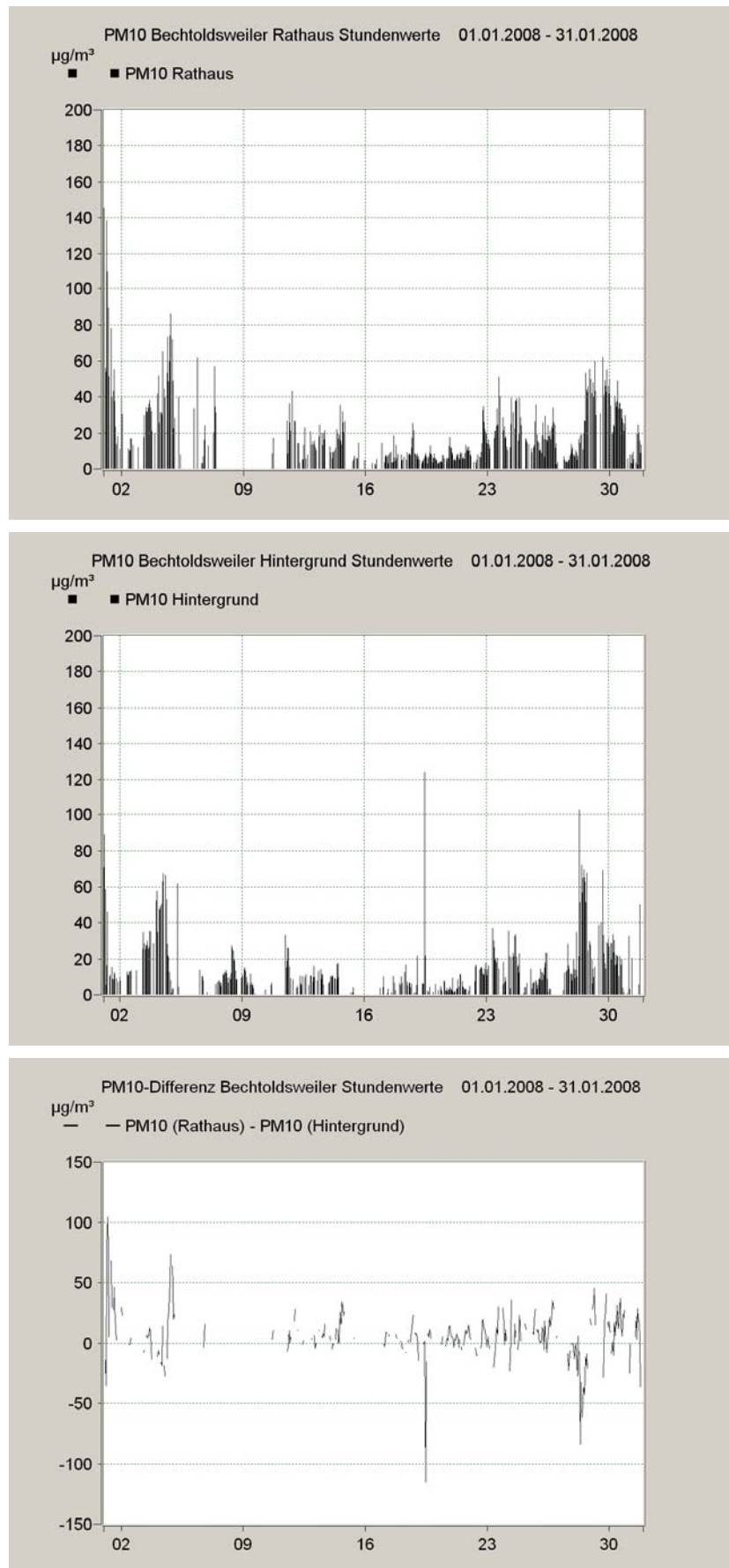


Bild 5-22 Verläufe der PM10-Konzentrationen am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), Januar 2008

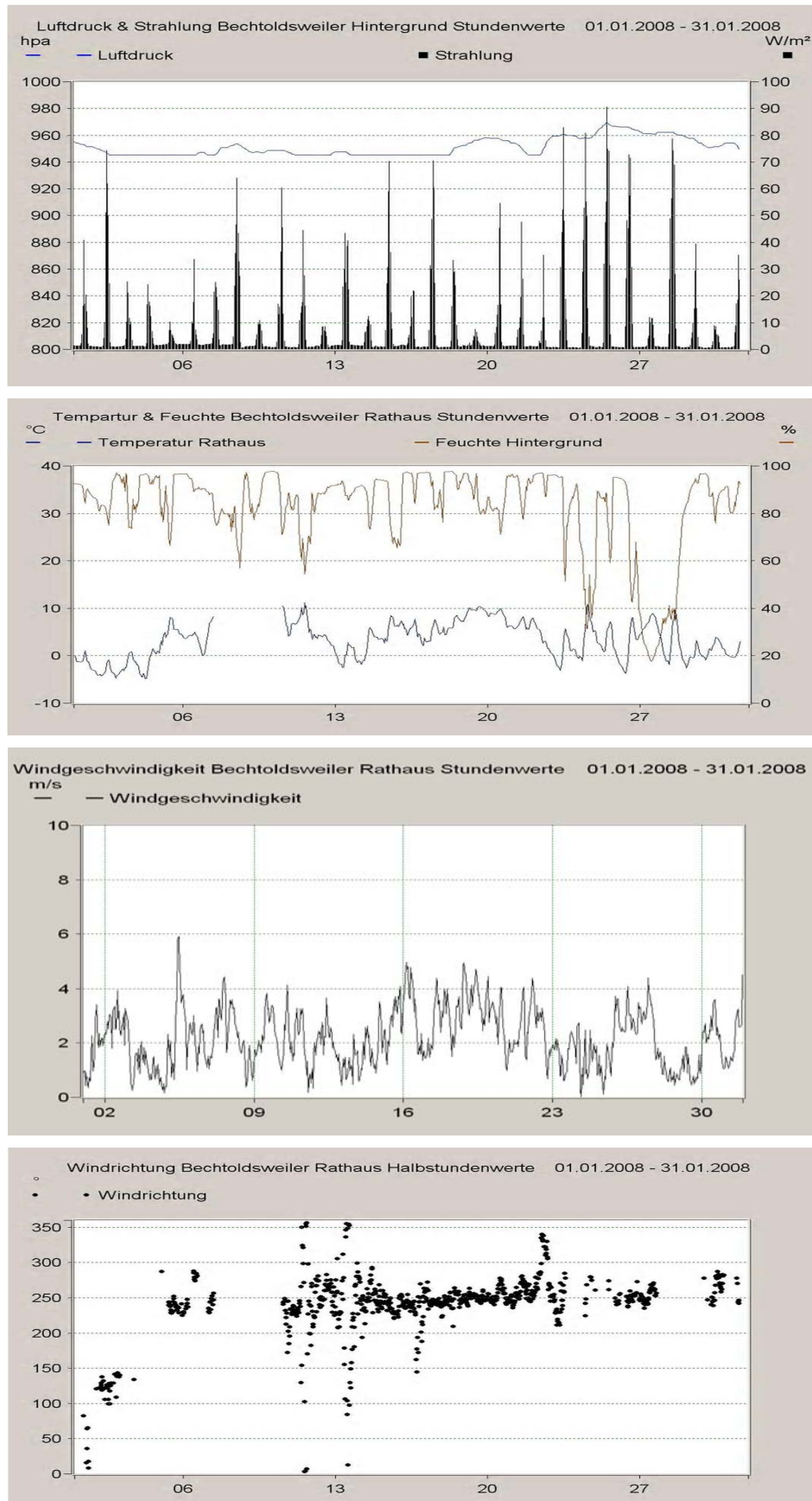


Bild 5-23 Verläufe der meteorologischen Parameter Luftdruck, Solarstrahlung, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung, Januar 2008

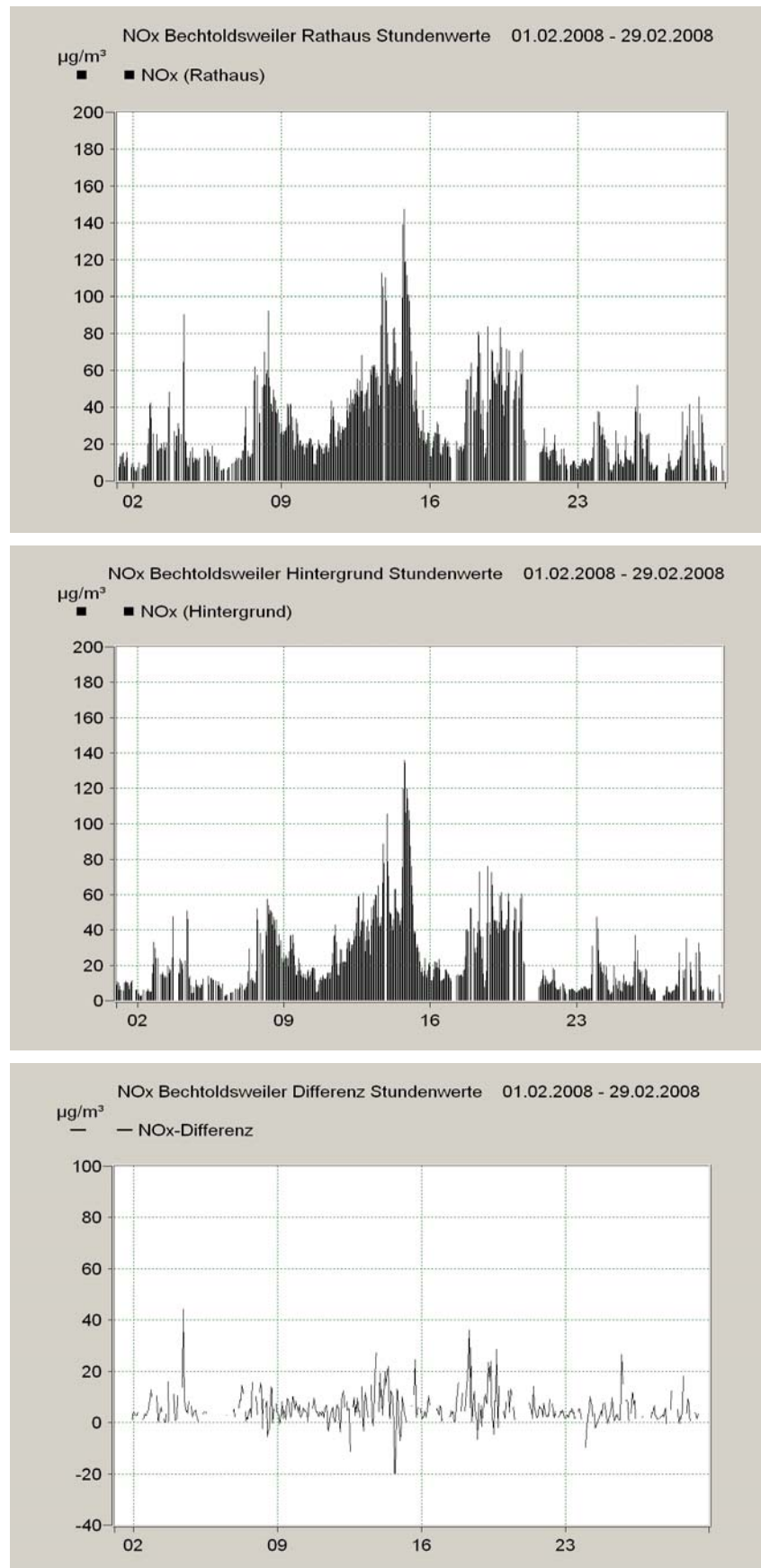


Bild 5-24 Verläufe der NO_x-Konzentrationen am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), Februar 2008

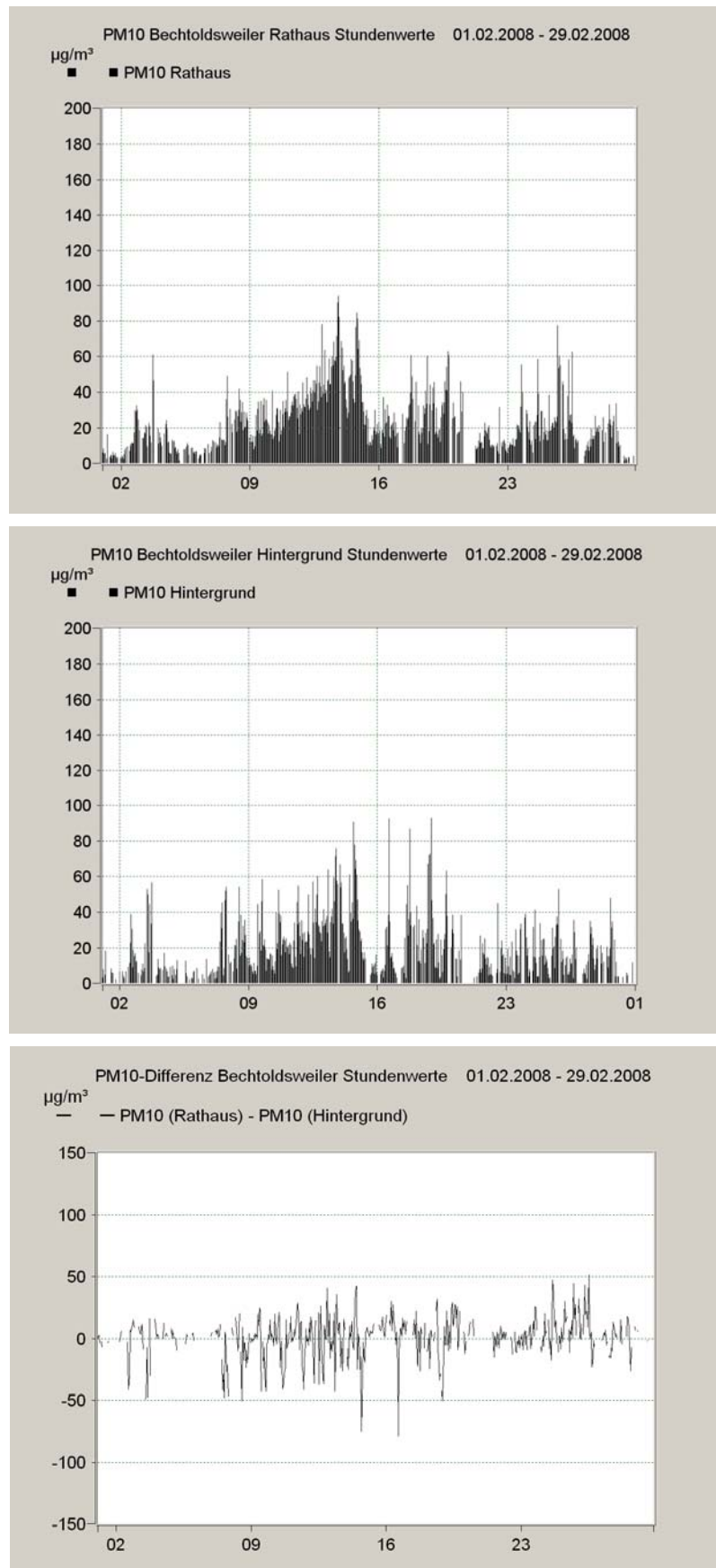


Bild 5-25 Verläufe der PM10-Konzentrationen am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), Februar 2008

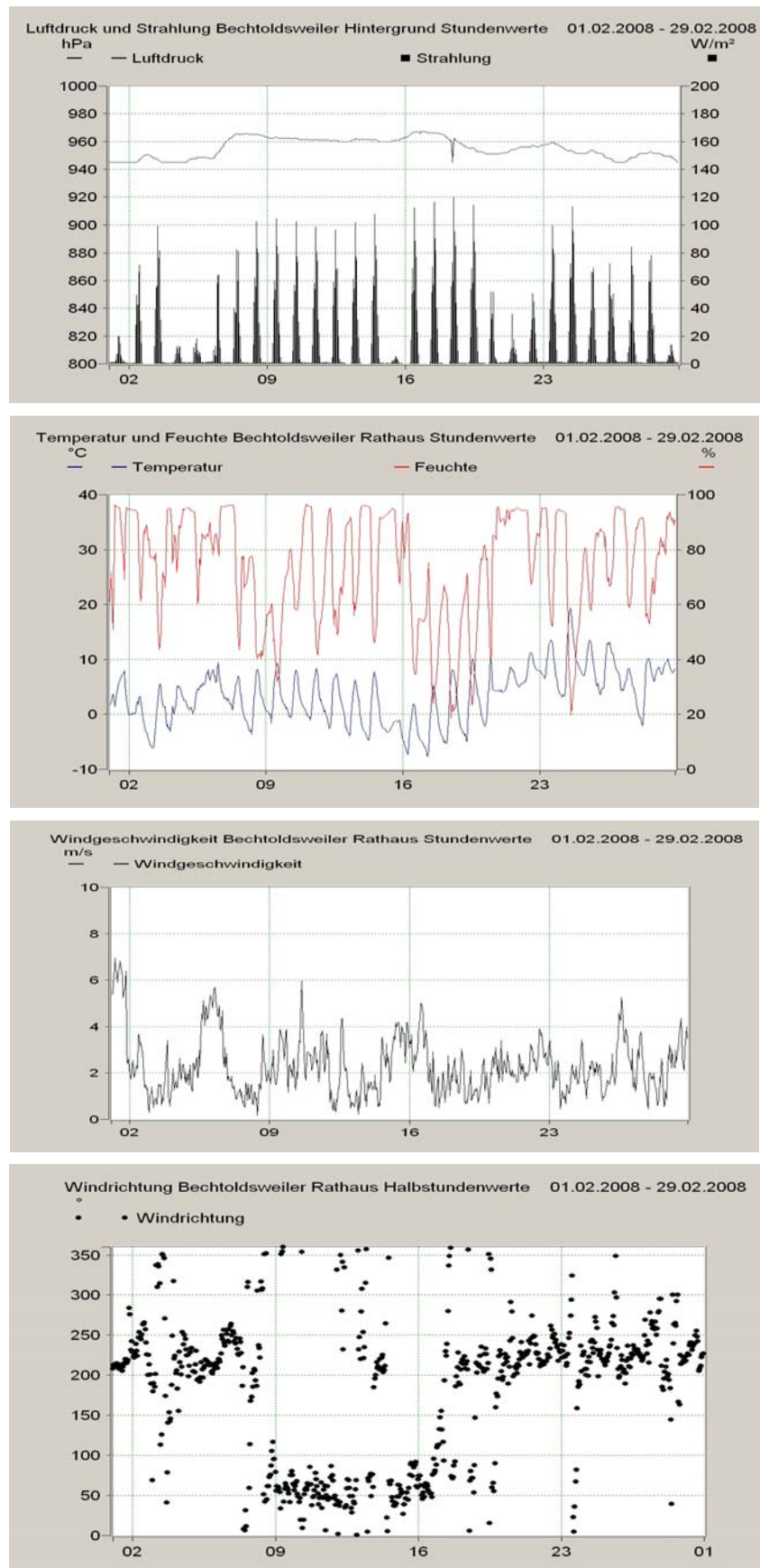


Bild 5-26 Verläufe der meteorologischen Parameter Luftdruck, Solarstrahlung, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung, Februar 2008

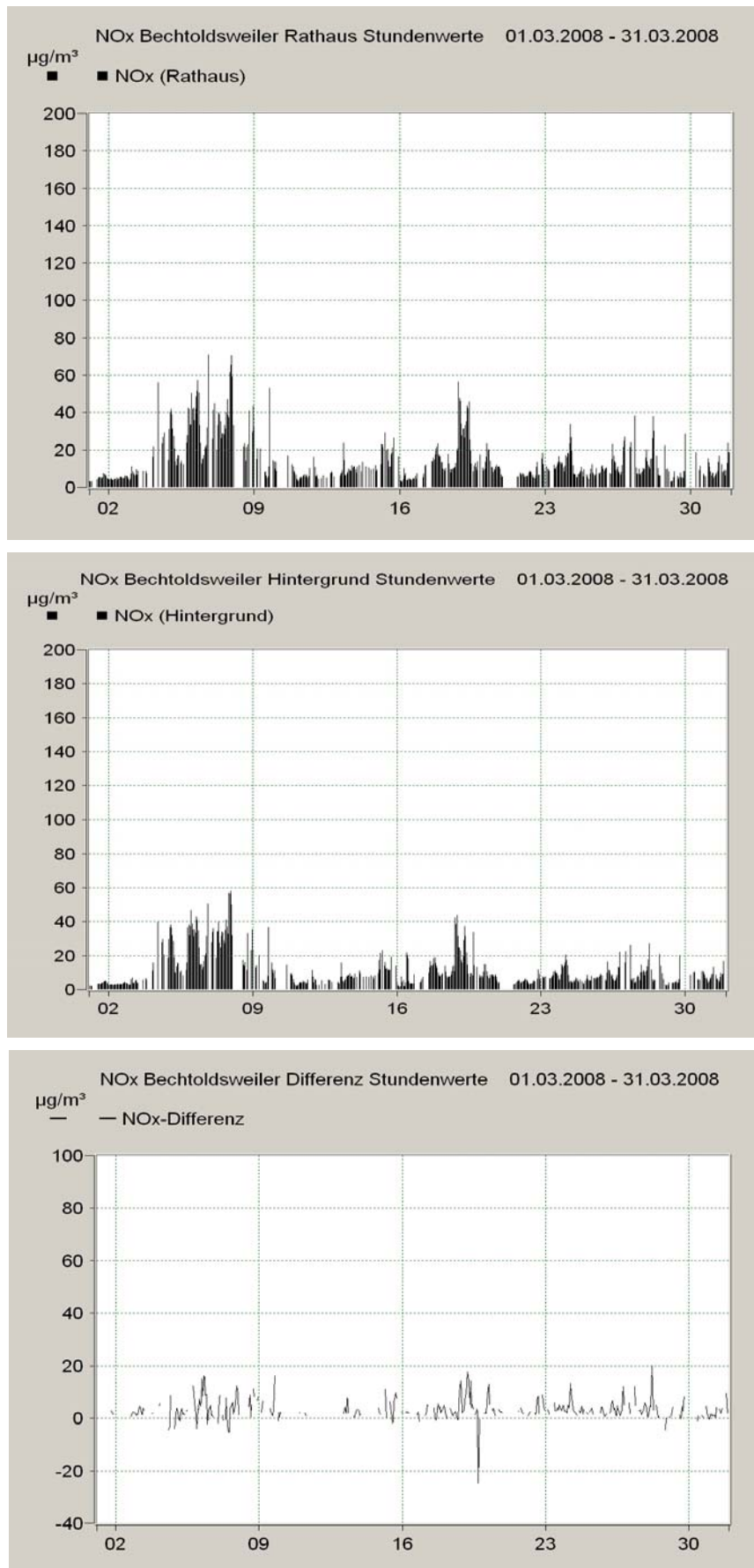


Bild 5-27 Verläufe der NO_x -Konzentrationen am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), März 2008

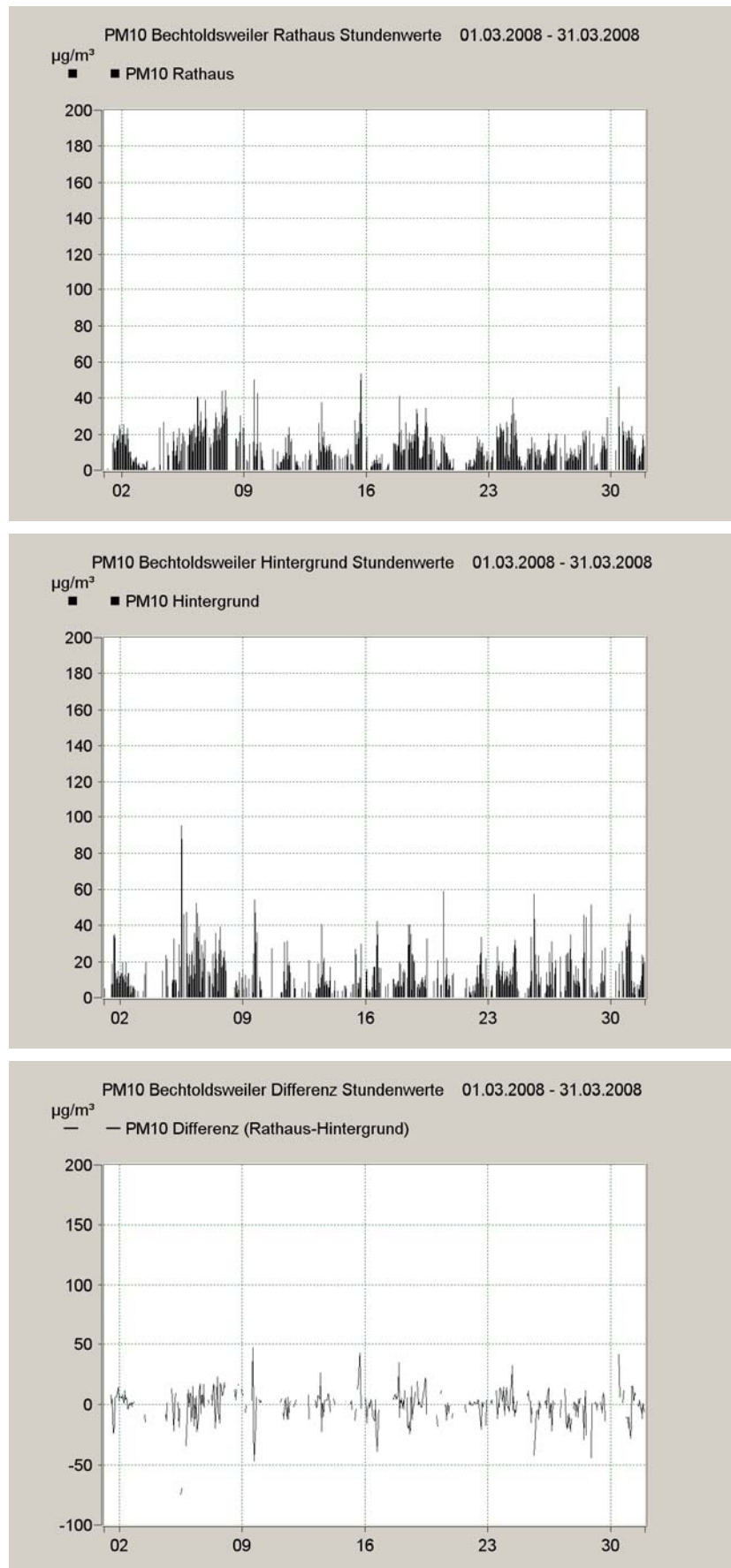


Bild 5-28 Verläufe der PM10 Konzentrationen am Rathaus, im Hintergrund und die Differenz (Rathaus minus Hintergrund), März 2008

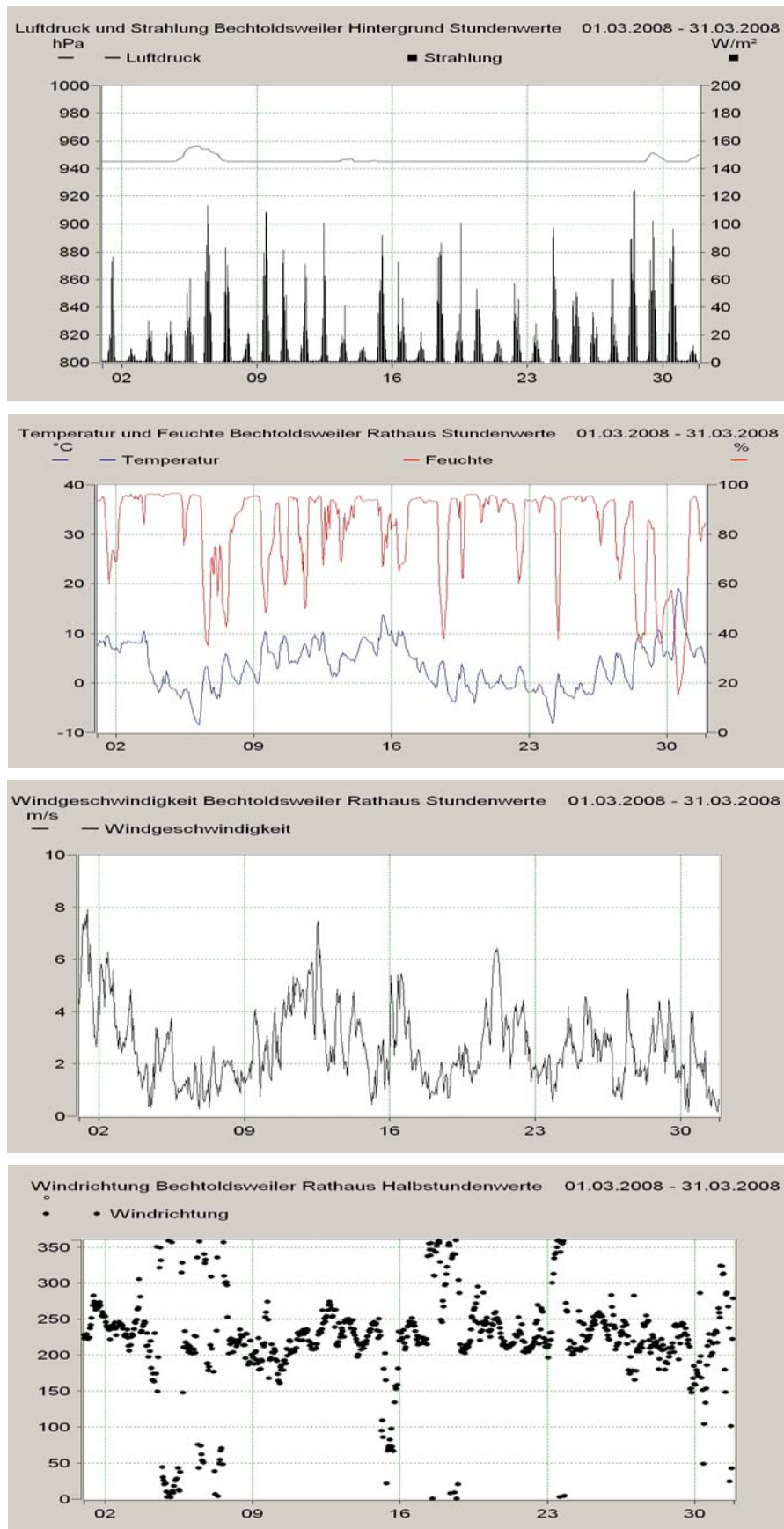


Bild 5-29 Verläufe der meteorologischen Parameter Luftdruck, Solarstrahlung, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung, März 2008

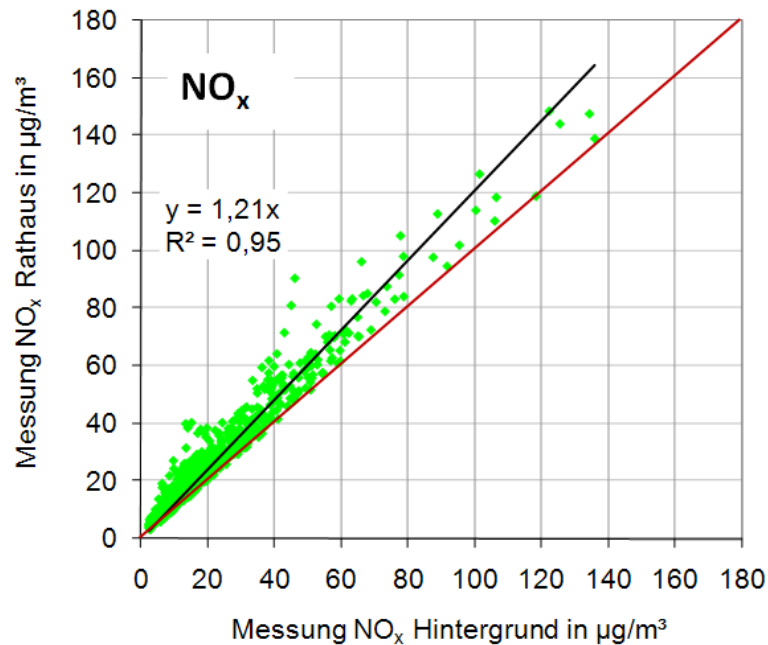
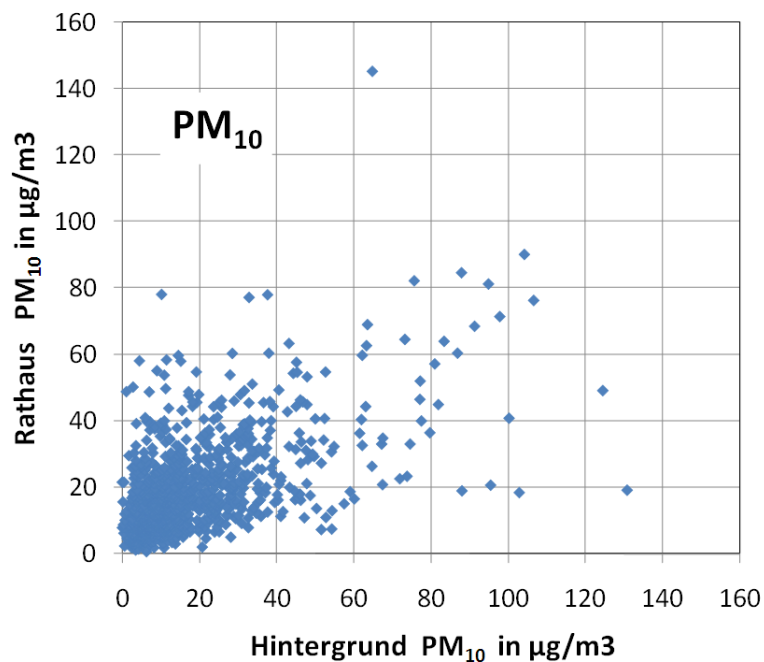
a) NO_x b) PM_{10}

Bild 5-30 Vergleich der NO_x (a) und der PM_{10} (b)-Messergebnisse von der Rathausmessstation mit denen von der Hintergrundstation

Ein Vergleich der am Rathaus und an der Hintergrundmessstation gravimetrisch bestimmten PM_{10} -Werte ist in **Bild 5-31** dargestellt. Teilweise ergeben sich geringe Differenzen, was plausibel ist, wenn die Werte am Rathaus etwas höher sind. Bei der großen Differenz bei den Messwerten 29.12. – 5.1.2009 ist der Rauch des Silvesterfeuerwerks enthalten, der in der Ortsmitte (Rathaus) zu wesentlich höheren PM_{10} -Konzentrationen führte als sie im Hintergrund auftraten.

Bei diesem Vergleich der gravimetrischen Messwerte sind bei zwei Wertepaaren im Hintergrund höhere PM₁₀-Werte registriert als in der Ortsmitte am Rathaus (vom 26. – 29.2. und vom 7. – 10.3. 2008). Eine Erklärung hierfür und ein weiterer Vergleich zwischen Rathaus- und Hintergrundkonzentrationen, der die automatisch mit den TEOM-Geräten bestimmten PM₁₀-Messergebnisse beinhaltet, ist später beim Vergleich von Modellierung und Messung dargestellt.

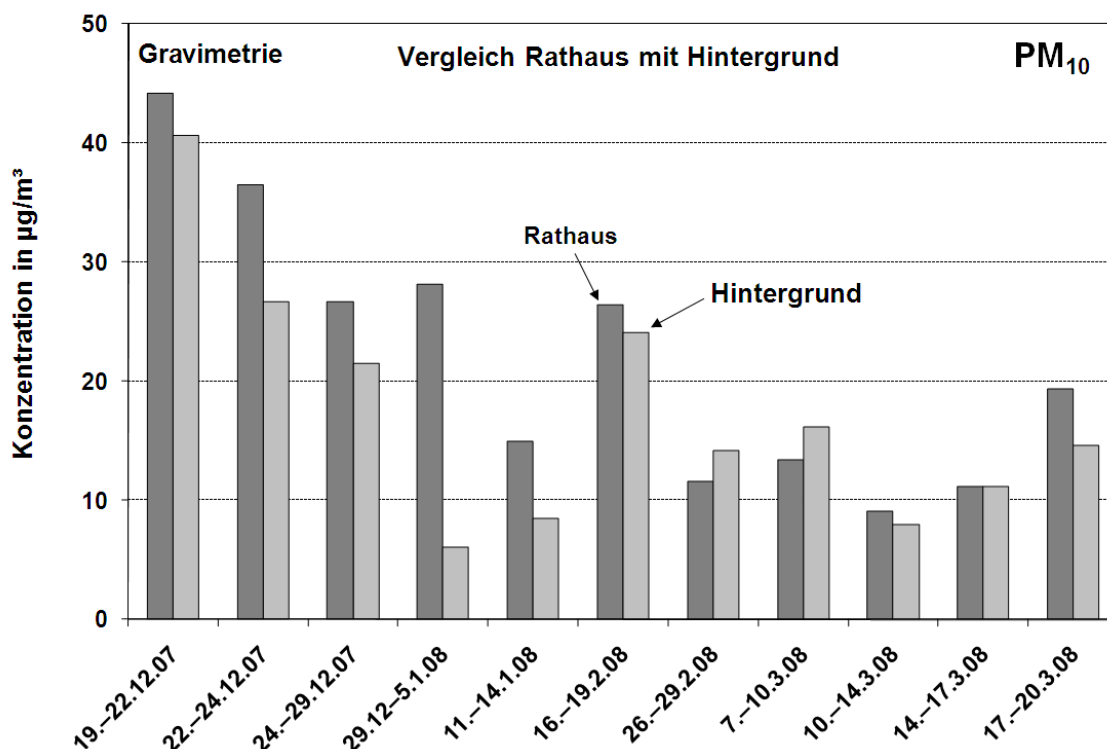


Bild 5-31 Gravimetrisch gemessene PM₁₀-Werte – Vergleich Rathaus – Hintergrund (für vergleichbare Zeiträume; in den fehlenden Zwischenzeiträumen wurden die PM₁₀-Proben entweder an den beiden Messorten nicht zeitgleich gesammelt oder Filter waren aus anderen Gründen nicht auswertbar, z.B. wegen Beschädigungen, Filterwechsel jeweils Nachmittags)

5.5 Vergleich von Modellierung und Messung

5.5.1 Vergleichskriterien

Um nur die Messwerte von für die Validierung geeigneten Situationen herauszufiltern, wurden folgende Kriterien aufgestellt, die erfüllt sein müssen, damit die Messwerte zum Vergleich mit den Modellierungsergebnissen verwendet werden können:

- Ausschluss des Windrichtungssektors, bei dem der Wind vom Ort (Rathaus) zur Hintergrundstation wehte (zwischen 115° und 200°)
- Wegen der Anwendungsgrenzen des Ausbreitungsmodells wurde eine Mindest- und eine maximale Windgeschwindigkeit festgelegt, für die die Auswertungen vor-

genommen wurden. D.h. Messwerte bei Windgeschwindigkeiten < 1 und > 4 m/s wurden von den Vergleichen zwischen Modellierung und Messung ausgeschlossen.

- Daten, bei denen besondere Ereignisse auftraten, z.B. abendliches Grillen mit Holzfeuer am Spielplatz neben der Hintergrundmessstation, Silvesterfeuerwerkstaub, was ganz offensichtlich zu hohen örtlichen PM₁₀-Werten führte, wurden, sofern sie in den Daten oder aus Beobachtungen erkannt wurden, von den Vergleichen ausgenommen.

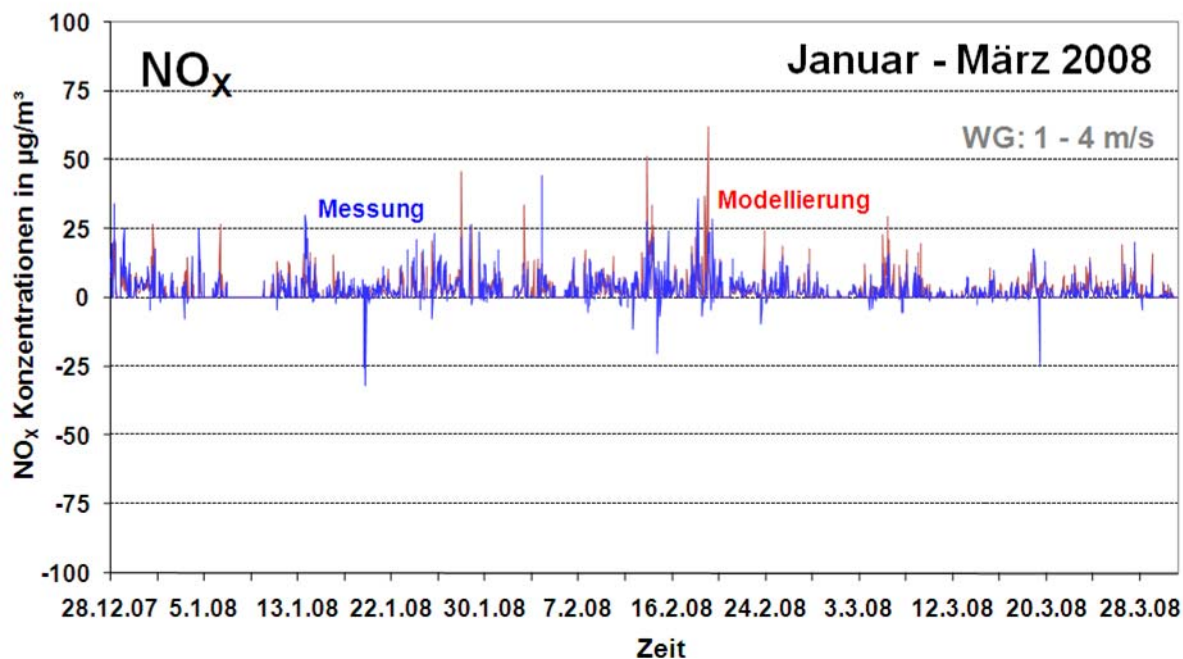
Nachfolgend werden nur die auf diese Weise gefilterten Datensätze für den Vergleich zwischen Modellierung und Messung verwendet.

5.5.2 NO_x-Vergleiche

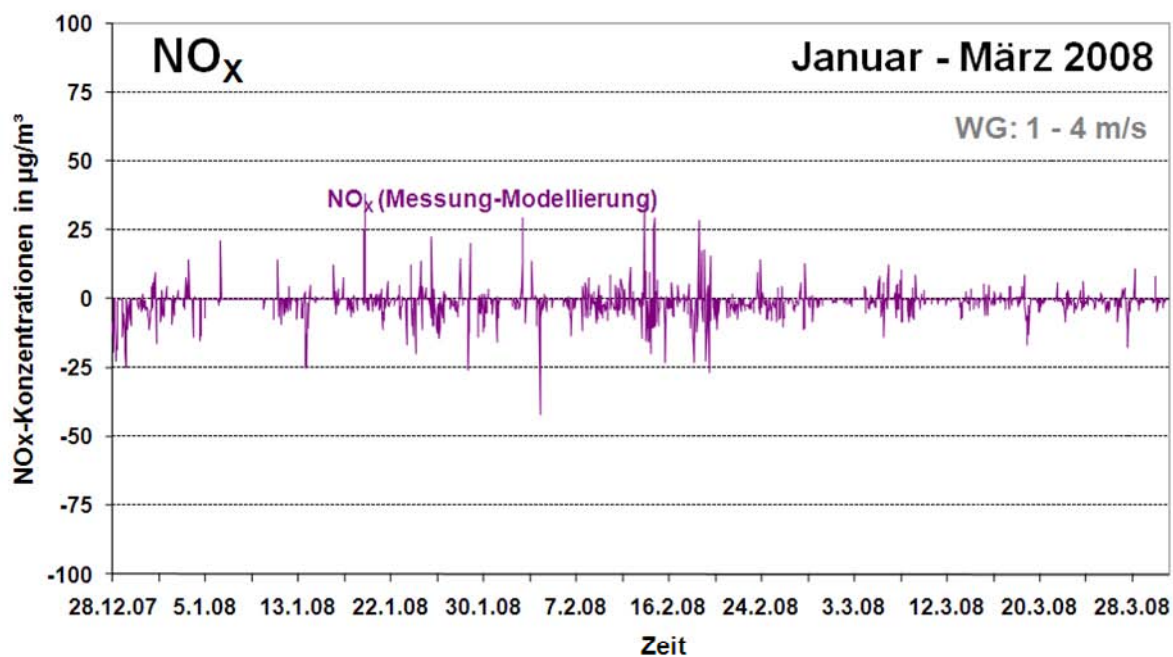
Im **Bild 5-32** sind für die Komponente NO_x sowohl die gefilterten Messwerte (NO_x- Zusatzbelastung = Rathaus minus Hintergrund) als auch die gefilterten modellierten Werte jeweils als Stundenwerte dargestellt. Es wurde NO_x als Summe aus NO + NO₂ gewählt, da bei Verwendung der einzelnen Komponenten die Berücksichtigung der chemischen Umwandlung von NO zu NO₂ sowohl bei der Modellierung als auch bei der Messung zusätzliche Unsicherheiten eingebracht hätte. Im ersten Diagramm (a) sind die gemessenen und die modellierten NO_x-Werte für den gesamten Messzeitraum, gefiltert mit dem Windgeschwindigkeitsbereich 1 bis 4 m/s, gezeigt. Im zweiten Diagramm (b) sind die jeweiligen Differenzen zwischen den gemessenen und den modellierten Werten gezeigt.

Im **Bild 5-33** sind die Diagramme für den ausgewählten Monat Februar 2008 detaillierter dargestellt. Der Februar wurde für diese Darstellung ausgewählt, weil in diesem Monat nach der Filterung noch am meisten Daten vorhanden waren. In den beiden anderen Monaten sind durch die Filterung mehr Daten aussortiert worden.

In den Diagrammen erkennt man, dass teilweise gute Übereinstimmungen zwischen Modellierung und Messung herrschen, teilweise aber auch große Abweichungen. Die Differenzen kommen zum Teil dadurch zustande, dass zwischen den Modellwerten und den Messwerten geringe Zeitdifferenzen auftreten. Schon bei einer halben Stunde Zeitversatz sind die Mess- und Modellwerte gegeneinander verschoben. Diese können durch die zeitlichen Unterschiede zwischen dem realen und dem modellierten Nutzer- und damit dem Emissionsverhalten verursacht sein, das in der Modellierung auf Annahmen basiert, die in der Realität etwas anders ausfallen können. So waren z.B. die genauen Betriebszeiten der (Holz-) Heizungen nicht bekannt. Hinzu kommen Schwankungen in den Hintergrundkonzentrationen, die auch Abweichungen zwischen der Messung und der Modellierung verursachen können. Insgesamt bewegen sich die Differenzen zwischen Modellierung und Messung um Null, so dass keine systematischen Abweichungen erkennbar sind. Allerdings fällt auf, dass die Modellierung die Spitzenkonzentrationen mit höheren Werten wiedergibt als die Messung.

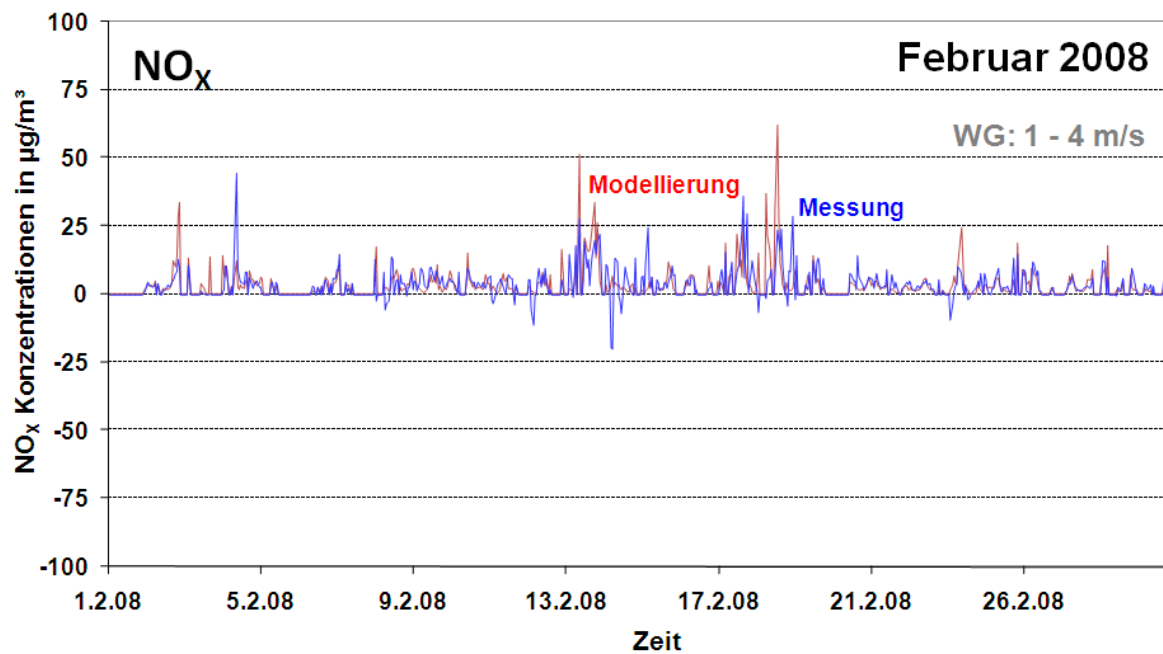


a) Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

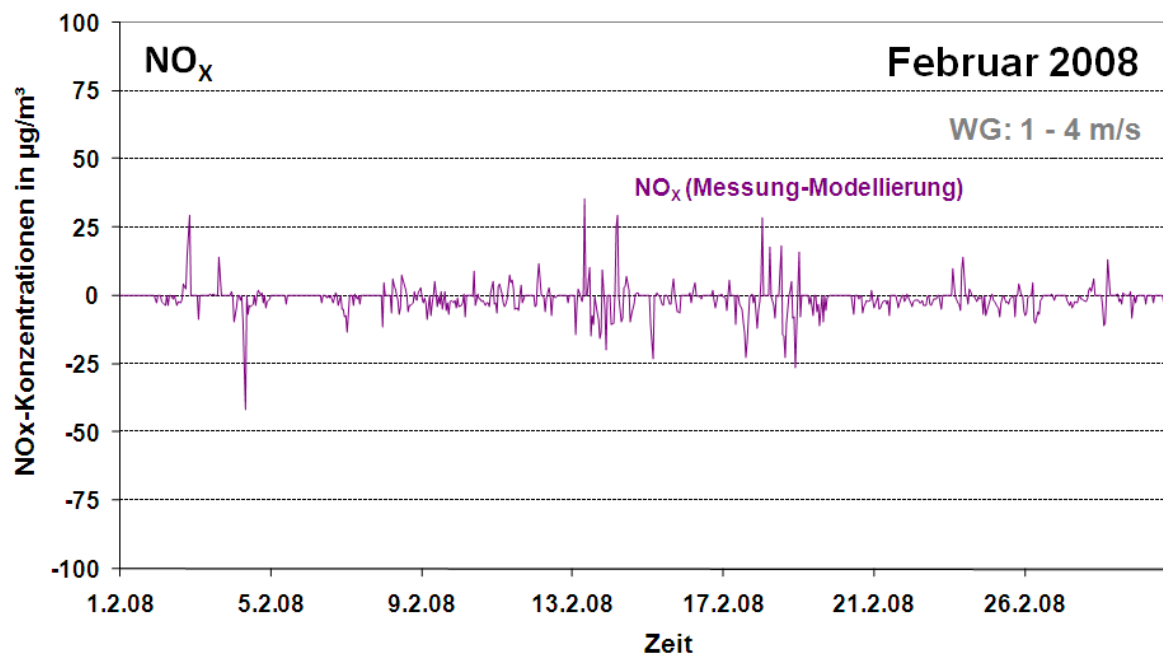


b) Differenzen Messung minus Modellierung (Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s)

Bild 5-32 NO_x-Zusatzbelastung: Vergleich Modellierung mit Messung, gesamter Messzeitraum Januar bis März 2008



a) Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s



b) Differenzen Messung minus Modellierung, Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

Bild 5-33 NO_x-Zusatzbelastung: Vergleich Modellierung mit Messung, ausgewählter Zeitraum: Februar 2008

Vergleiche von NO_x-Mittelwerten

Um die zeitlichen Verschiebungen zwischen Messung und Modellierung und Schwankungen zu kompensieren, bietet sich der Vergleich von Mittelwerten an. Hierbei mitteln sich Verschiebungen zwischen gemessenen und modellierten Werten und andere Schwankungen weitgehend heraus. In **Tabelle 5.7** ist der Vergleich der gemessenen und der modellierten NO_x-Mittelwerte der Zusatzbelastungen der einzelnen Monate und des gesamten Messzeitraumes dargestellt.

Aus diesen Mittelwerten ist zu erkennen, dass im Januar und Februar und im gesamten Zeitraum im Mittel nur ganz minimale Differenzen zwischen Modellierung und Messung auftreten. Im März liefert die Modellierung etwas höhere Werte. Die Abweichungen zwischen Modellierung und Messung liegen im Rahmen der kombinierten Messunsicherheit (s. Tabelle 5.6), so dass die Übereinstimmung zwischen Modellierung und Messung beim NO_x als sehr gut bezeichnet werden kann.

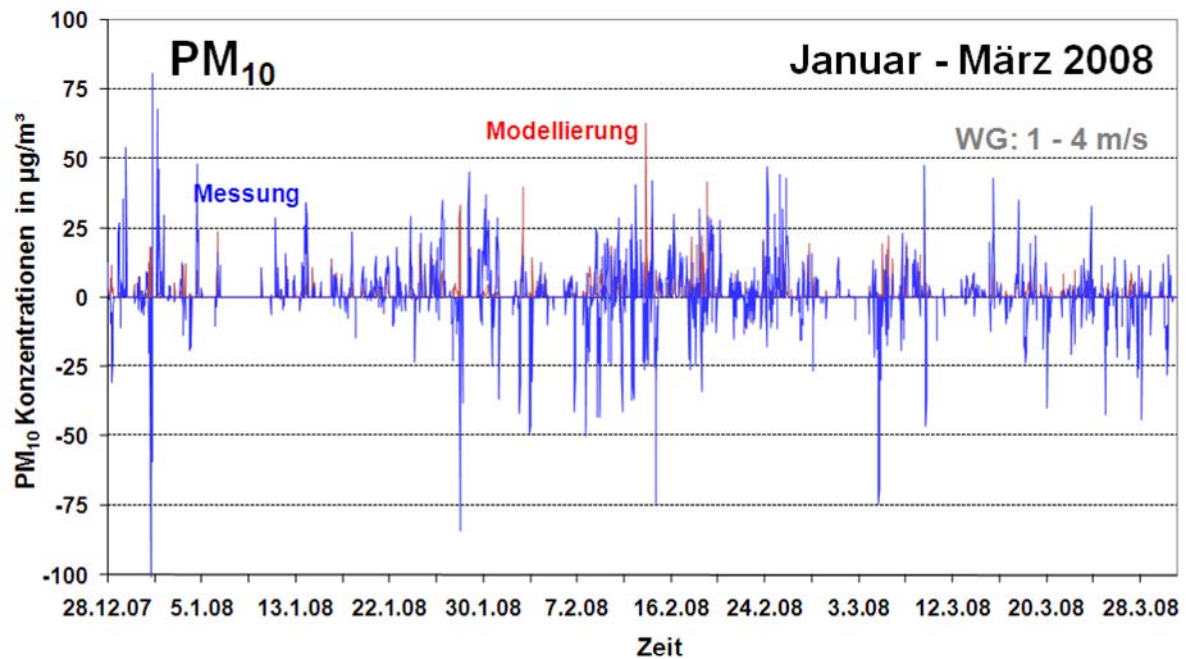
Tabelle 5.7 Vergleich der NO_x- Mittelwerte der modellierten und gemessenen Zusatzbelastungen, Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

Zeitraum	NO _x in µg/m ³		NO _x in µg/m ³ Messung minus Modellierung
	gemessen	modelliert	
Januar	4,8	4,7	0,1
Februar	5,2	5,0	0,2
März	3,2	4,1	-0,9
Januar bis März	4,4	4,7	-0,3

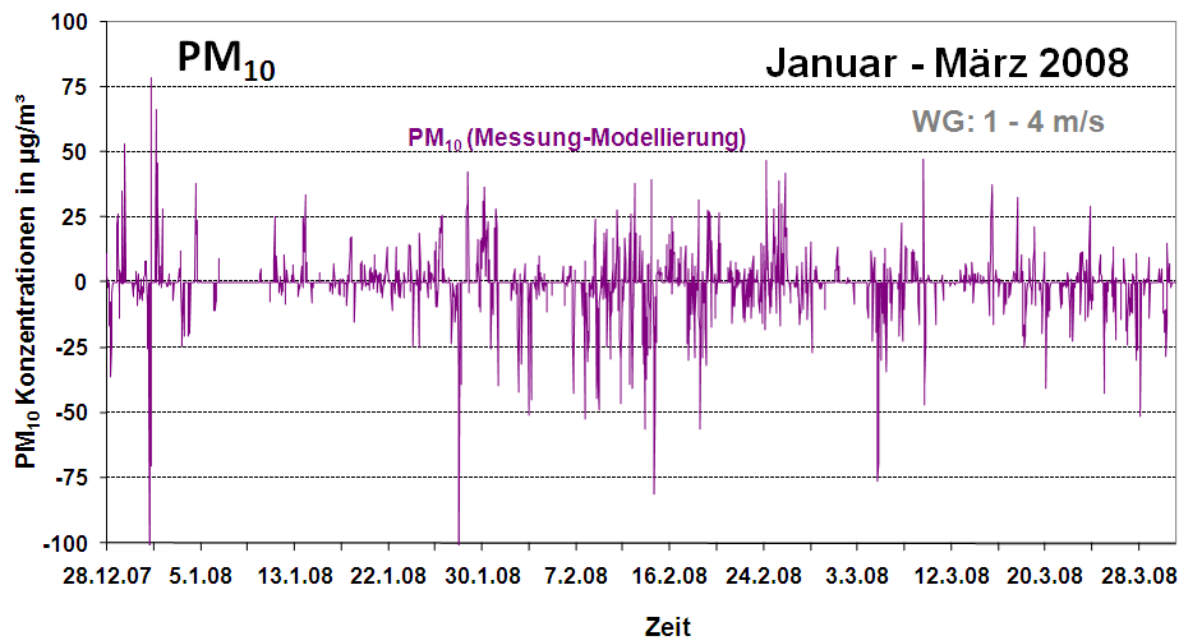
5.5.3 PM10-Vergleiche

In **Bild 5-34 (a)** sind für die Partikel (PM10) die Mess- und Modellierungswerte des gesamten Messzeitraumes gezeigt, und zwar wie bei NO_x für das Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s. In **Bild 5-34 (b)** sind wieder die Differenzen zwischen Messung und Modellierung für PM10 dargestellt. Als detaillierterer Einzelmonat dient wie bei NO_x der Februar 2008, dessen Werte in **Bild 5-35** gezeigt sind.

Bei den Partikeln fällt auf, dass es in der Messung viel mehr negative Zusatzbelastungen gibt als bei der Komponente NO_x. D.h., dass im Hintergrund oft höhere Konzentrationen gemessen wurden als in der Ortsmitte am Rathaus (s. Bild 5-34 a) und Bild 5-35 a)). Diese peakförmigen Konzentrationen, die Werte zwischen 20 und 50 µg/m³ und einzelne Werte sogar bis über 75 µg/m³ aufweisen, und zwar sowohl als negative als auch als positive Zusatzbelastungen, können nicht auf Unsicherheiten der Messung zurückgeführt werden, die entsprechend Tabelle 5.6 für 2 bis 4-tägige Mittelungen maximal 5,9 µg/m³ betragen können (bei 95% Vertrauensbereich). Bei den Stundenwerten können zwar die Unsicherheiten größer sein. Damit können aber nicht die starken Abweichungen zwischen den Hintergrund- und Rathauswerten erklärt werden. Die peakförmigen Zusatzbelastungs-Konzentrationen, besonders die negativen, können auch nicht aus den Holzfeuerungen in Bechtoldsweiler stammen.

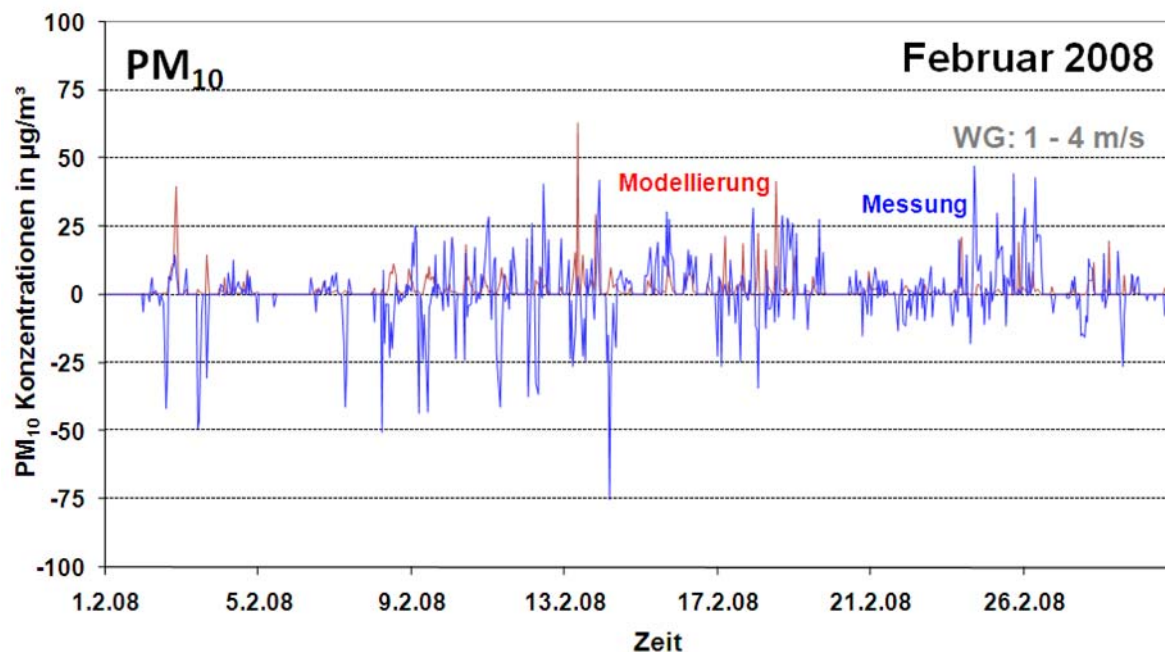


a) Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

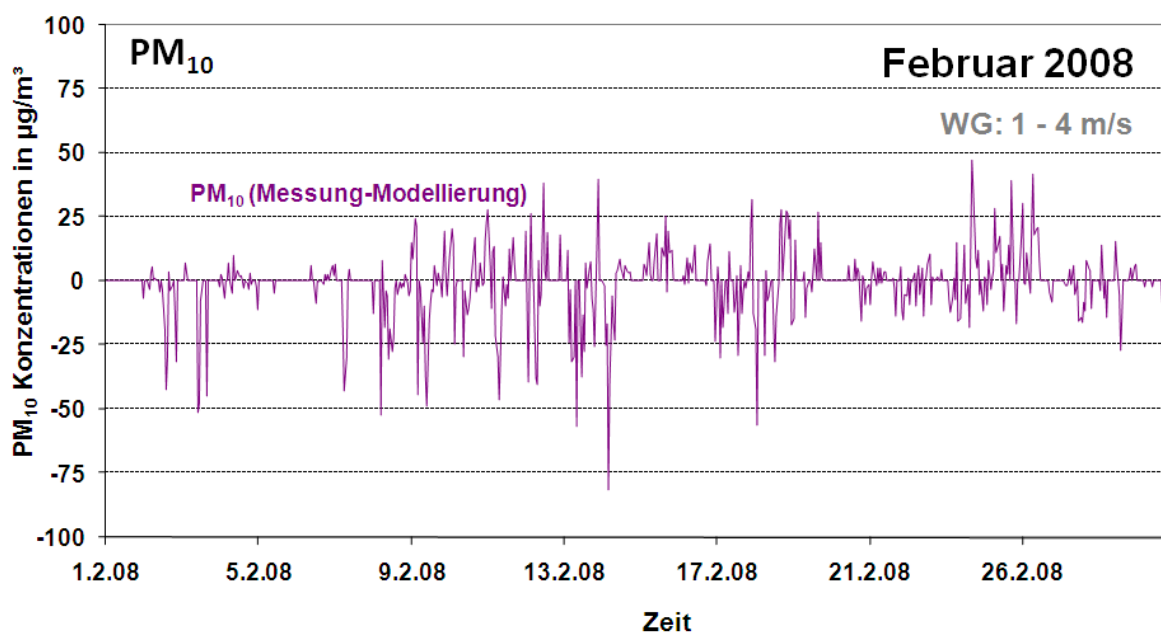


b) Differenzen Messung minus Modellierung, Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

Bild 5-34 PM₁₀-Zusatzbelastung: Vergleich Modellierung mit Messung, gesamter Messzeitraum und Differenzen (Messung minus Modellierung)



a) Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s



b) Differenzen Messung minus Modellierung, Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

Bild 5-35 PM10-Zusatzbelastung: Vergleich Modellierung mit Messung, ausgewählter Zeitraum: Februar 2008

Dies kann nur durch Stäube verursacht sein, die nichts mit den Holzfeuerungen zu tun haben. So treten sowohl mal im Ort als auch mal im Hintergrund höhere PM10-Konzentrationen auf. So wurde z.B. im März beobachtet, dass nicht weit von der Hintergrundmessstation Obstbaumschnitt verbrannt wurde, ein Ereignis, das an der Hintergrundstation zu höheren PM10-Konzentrationen als am Rathaus führte. Solche Situationen traten im März offensichtlich öfters auf, was oft zu negativen Zusatzbelastungen (Rathaus minus Hintergrund) führte.

Des Weiteren treten überörtlich erhöhte Konzentrationen auf, die in Luftmassen enthalten sind, die besonders bei Schwachwinden mal im Ort und mal im Hintergrund zu höheren Konzentrationen führen, deshalb die negativen und positiven Peakkonzentrationen. Bei einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s benötigt eine partikelbeladene Luftmasse von der einen Messstation zur anderen (450 m) mindestens 8 Minuten. Selbst wenn diese Peaks beide Stationen erreichen (was je nach Windrichtung nicht garantiert ist), erscheinen sie durch diesen Versatz schon nicht ganz gleichzeitig an beiden Stationen.

Es treten also sehr unterschiedliche und heterogene Vorbelastungen der Luft mit Partikeln auf, die dazu führen, dass bei den Stundenwerten kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Rathaus- und den Hintergrundwerten besteht (siehe Bild 5-30 b)), und die es sehr schwierig machen, eine Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen im Ort messtechnisch herauszufiltern. Es ist deshalb nicht verwunderlich, dass die Übereinstimmung zwischen Messung und Modellierung bei weitem nicht so gut ausfällt wie bei den NO_x -Werten, wo der Zusammenhang zwischen Rathaus und Hintergrund viel eindeutiger ist (siehe Bild 5-30 a)).

Wenn hohe PM_{10} -Zusatzbelastungen modelliert werden, treten diese i.a. auch bei den gemessenen Zusatzbelastungen auf, allerdings meistens etwas niedriger. Andererseits spiegeln sich viele gemessene Zusatzbelastungspeaks nicht in modellierten Werten wider. Dies bestätigt, dass es sich bei den gemessenen Werten oftmals um Partikelkonzentrationen handeln muss, die nicht aus den Feuerungen von Bechtoldsweiler stammen können. In den Diagrammen Bild 5-34 b) und Bild 5-35 b) sind die Differenzen der gemessenen Zusatzbelastungen minus der modellierten Konzentrationen dargestellt. Ideal ist es, wenn diese Differenzen gleich Null sind. Das bedeutet Messung und Modellierung stimmen überein. Dies ist bei einigen Werten auch der Fall. Es treten aber auch viele positive Werte auf, was bedeutet, dass die Messwerte höher sind als die modellierten. Alle modellierten Werte, die größer sind als die Messwerte, erscheinen als negative Differenzen. Waren die Messwerte von vornherein negativ, dann bleiben sie auch negativ. Werden von diesen negativen Werten noch modellierte Werte abgezogen, dann werden die negativen Werte noch negativer.

Schlussfolgernd muss man sagen, dass die Partikelvorbelastungen (Hintergrundbelastungen) zwischen der Rathaus- und der Hintergrundmessstation so stark schwankten, dass es kaum möglich war, PM_{10} -Differenzwerte, die von den Feststofffeuerungen stammen könnten, auf der Basis von Stundenwerten herauszufiltern.

Bei den im nächsten Abschnitt dargestellten langfristigen Mittelwerten weisen die Messwertdifferenzen durch die Mittelung wesentlich plausiblere Werte und Differenzen auf als die dargestellten Kurzzeitdifferenzen.

Vergleiche von PM_{10} -Mittelwerten

Es wurde gezeigt, dass ein zeitbezogener Vergleich von modellierten und gemessenen PM_{10} -Kurzzeitwerten aufgrund der stark schwankenden PM_{10} -Vorbelastungen schwierig ist. Ein Vergleich von Mittelwerten, bei denen sich Schwankungen zu einem gewissen Maß herausmitteln, erscheint deshalb angebracht. Im Folgenden sind zunächst in **Bild 5-36** für Drei- bis Viertages- PM_{10} -Sammelzeiträume (gravimetrische Methode), die am Rathaus und an der Hintergrundmessstation identisch waren, die gravimetrisch bestimmten, die gemittelten modellierten und die gemittelten mit den TEOM-Geräten bestimmten PM_{10} -Zusatzbelastungen (Rathaus- minus Hintergrundwerte) gegenübergestellt. Einschränkend muss gesagt werden, dass es sich bei Mittelwerten der TEOM-Messungen und der

Modellierungen um gefilterte Werte handelt, während die mit den LVS-Geräten gravimetrisch bestimmten Werte methodenbedingt (Sammlung auf Filtern über die ganze Sammelzeit) alle Werte ungefiltert enthalten. Dies erschwert die Vergleichbarkeit mit diesen Werten.

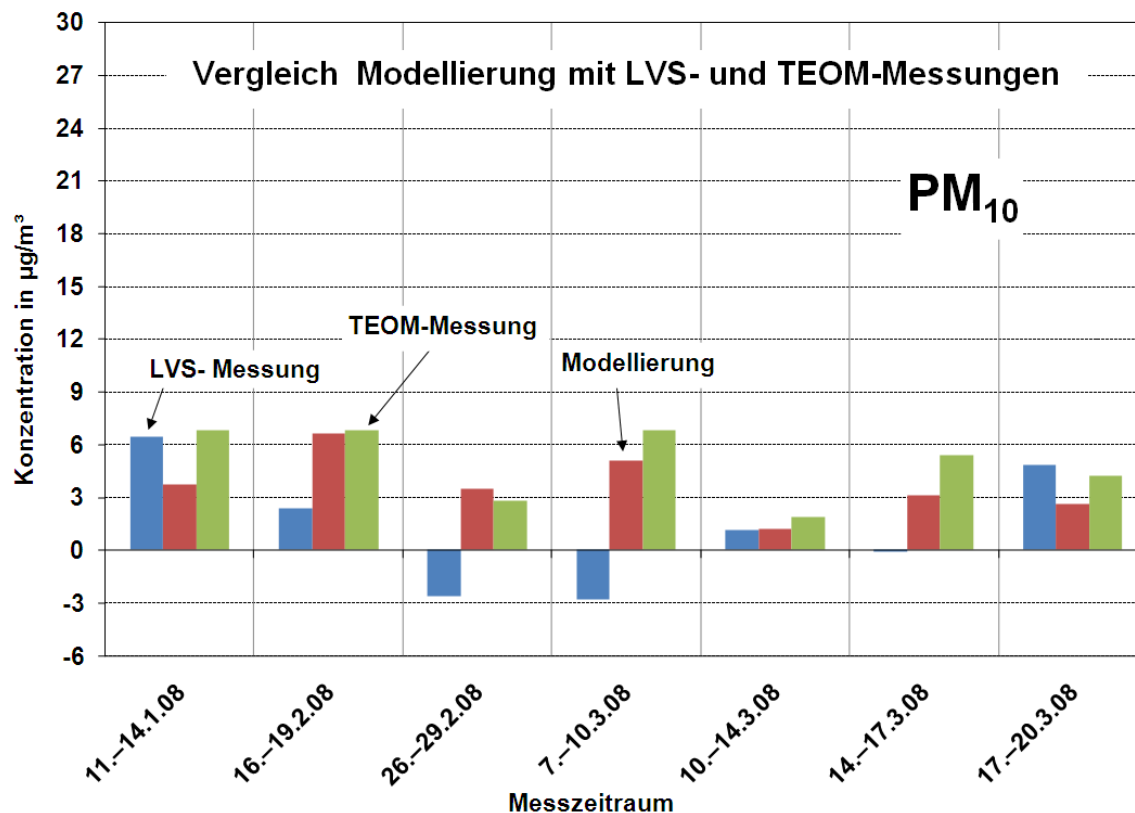


Bild 5-36 Vergleich modellierter, gravimetrisch (mit Low Volume Sammlern – LVS) und mit den TEOM-Geräten bestimmter mittlerer PM₁₀-Zusatzbelastungen. Die Mittelungszeit ist durch gravimetrisch bedingte Sammelzeiten bestimmt: 3 – 4 Tage, Filterwechsel jeweils Nachmittags

Man erkennt an dem ersten Vergleich, vom 11. bis 14. Januar 2008, eine recht gute Übereinstimmung zwischen den Werten aus beiden Messmethoden, während die Modellierung einen niedrigeren Wert ergibt. In den nächsten vier Zeiträumen stimmen die Modellierung und die TEOM-Messungen gut überein, während die LVS-Messungen deutlich niedrigere, auch zwei negative Werte ausweisen. Bei näherer Untersuchung der Messwerte zeigte sich, dass an der Hintergrundstation die Gravimetriewerte gut mit den TEOM-Werten übereinstimmen (s. Bild 5-20 b)). Am Rathaus dagegen liegen für diese beiden Wertepaare die Gravimetriewerte deutlich unter den TEOM-Werten, während sonst eine relativ gute Übereinstimmung zwischen Gravimetrie- und TEOM-Werten herrscht (s. Bild 5-20 a)). Da die TEOM-Werte in sich konsistent sein sollten (es besteht keine Möglichkeit, an dem Gerät etwas zu verstellen), ist der Grund für die Unterschiede bei diesen beiden Werten eher in Ausreißern bei den manuellen gravimetrischen Messungen zu suchen. Die Filter wurden bei jedem Wetter im Freien von einem Mann vor Ort gewechselt. Dabei ist nicht gänzlich auszuschließen, dass mal ein Filter beschädigt wurde und Filtermaterial verloren ging. Filter, bei denen dies ganz offensichtlich der Fall war, wurden von den Auswertungen ausgenommen. Bei diesen beiden Filtern war

optisch keine Beschädigung zu erkennen, es könnte aber trotzdem am Rand etwas Filtermaterial verloren gegangen sein. Für diese Erklärung spricht, dass die späteren PAH-Analysen für eines dieser Filter (7. bis 10.3.2008) am Rathaus deutlich höhere PAH-Werte ergaben als für das zeitgleich beaufschlagte Filter im Hintergrund (bei dem zweiten Filterpaar wurden keine PAH-Analysen durchgeführt). Auch wenn man die Gravimetriewerte außer acht lässt und nur die TEOM-Werte dieser Wertepaare betrachtet, zeigt die Modellierung deutlich höhere Konzentrationen als die Messungen.

Für den Zeitraum 10. bis 14.3.2008 stimmte auf niedrigem Niveau auch das Ergebnis der LVS-Messung mit den Ergebnissen der anderen beiden Methoden gut überein.

In den beiden letzten Zeiträumen vom 14. bis 17.3. 08 und 17.3. bis 20.3.08 weichen die modellierten Werte nicht stark von den TEOM-Messwerten ab, während die Werte der gravimetrischen Messungen mal niedriger und mal höher liegen. Hier ist zu bedenken, dass die gravimetrisch bestimmten LVS-Werte im Gegensatz zu den Werten der anderen Methoden ungefiltert sind, wodurch die Abweichungen bedingt sein können.

Ein weiterer Schritt der Mittelung umfasst ganze Monatszeiträume. Dieser Vergleich ist für PM₁₀ in **Tabelle 5.8** dargestellt. Hier sind zusammenfassend die gemessenen und modellierten Konzentrationsmittelwerte der Zusatzbelastungen von allen Monaten des Messzeitraums und vom gesamten Messzeitraum gegenübergestellt, und zwar wie bei NO_x für das Windgeschwindigkeitsfilter >1 – <4 m/s.

Beim Vergleich der mittleren PM₁₀-Konzentrationen in Tabelle 5.8 ergeben die Messungen im Januar höhere Konzentrationen, während im Februar und März und im gesamten Zeitraum die Modellierung höhere Werte liefert. Bei diesen unterschiedlichen Mittelwerten handelt es sich offensichtlich um systematische Unterschiede, die nicht durch die Messunsicherheit der Einzelwerte erklärt werden können (letztere ergeben sich aus zufälligen Abweichungen, die durch die Mittelung weitgehend kompensiert werden). Systematische Unterschiede können sich dagegen durch eingesetzte Emissionsfaktoren ergeben, die von den Verhältnissen in der Realität abweichen. Hierauf wird später noch eingegangen (siehe Kapitel 5.5.4).

Tabelle 5.8 Vergleich der PM₁₀-Mittelwerte der modellierten und gemessenen Zusatzbelastungen, Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s

Zeitraum	PM ₁₀ in µg/m ³		PM ₁₀ in µg/m ³
	gemessen	modelliert	Messung minus Modellierung
Januar	6,5	3,1	3,4
Februar	1,3	3,2	-1,9
März	-0,5	2,3	-2,8 ¹⁾
Januar bis März	2,1	2,9	-0,8

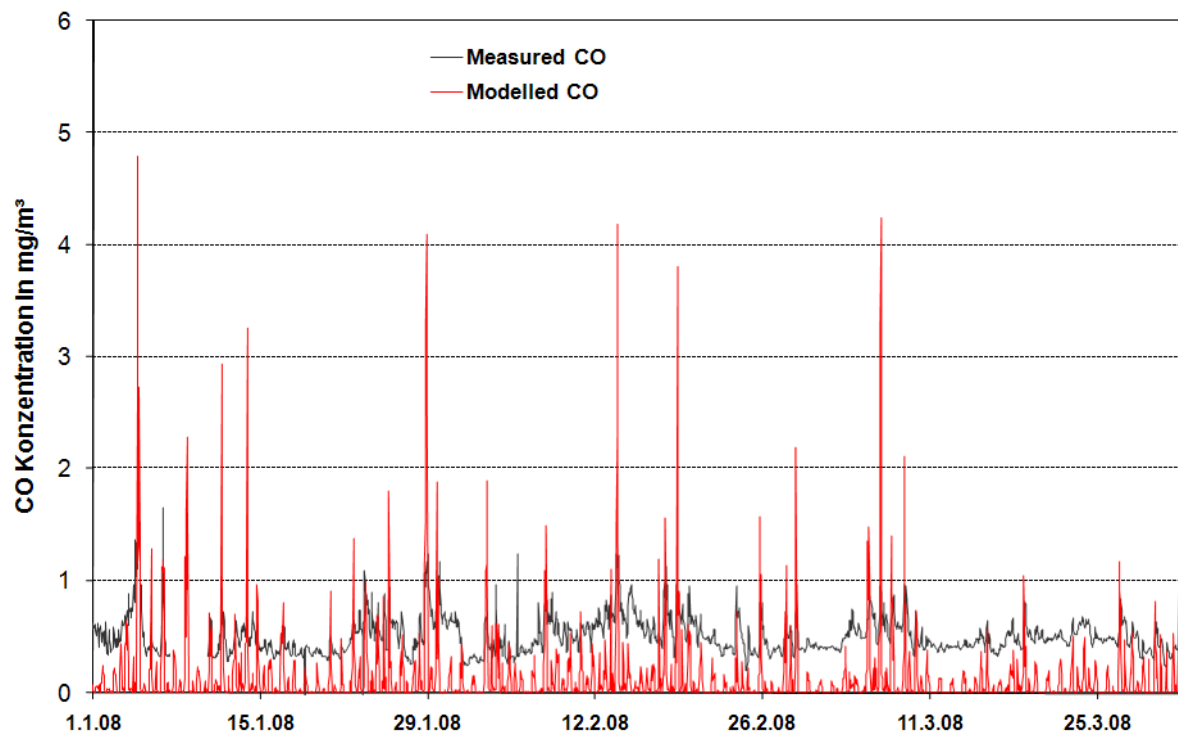
1) viele negative Zusatzbelastungen (höhere PM₁₀-Werte im Hintergrund als am Rathaus)

5.5.4 Kohlenmonoxid-Vergleiche

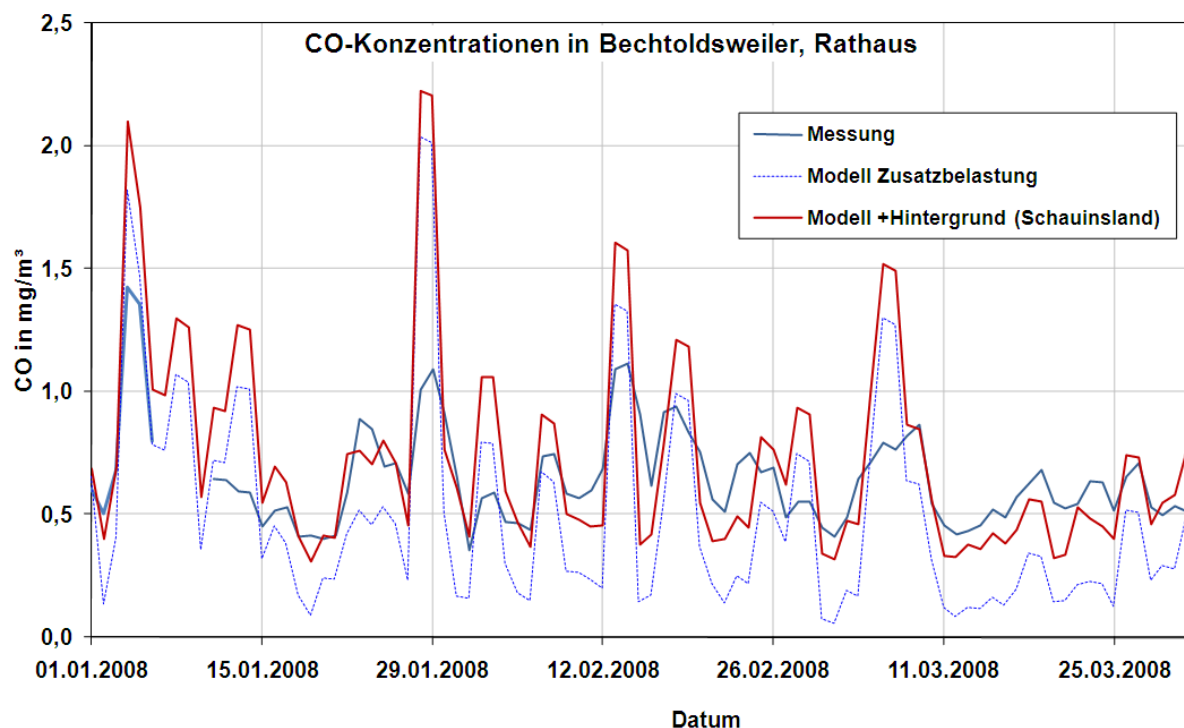
Die Komponente Kohlenmonoxid (CO) wurde sowohl am Rathaus als auch im Hintergrund kontinuierlich gemessen. Es stellte sich jedoch heraus, dass das CO-Messgerät an der Hintergrundmessstation keine belastbaren Messwerte lieferte, so dass nur die Messwerte der Rathausstation für den Vergleich herangezogen werden können. In **Bild 5-37 a)** sind alle Stundenmittelwerte der Messungen am Rathaus und der Modellierungen gegenübergestellt. Hierbei fällt Folgendes auf:

- Die Modellierungswerte beginnen bei Null, während die Messwerte nicht unter einen Wert von ca. $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absinken. Diese Basiswerte geben den CO-Hintergrund wieder, während die aufgesetzten Spitzen aus den lokalen Quellen des Ortes stammen müssen.
- Die Modellierungswerte weisen viel höhere Spitzen auf als die Messwerte.

Um die Verhältnisse näher zu beleuchten, wurden aus den Mess- und den Modellierungswerten gleitende Achtstundenmittelwerte gebildet, wie es die 22. BImSchV für CO vorsieht. Die Modellierungswerte sind in **Bild 5-37 b)** sowohl ohne Zusätze als auch unter Addition der Messwerte von der Schauinsland-Messstation des Umweltbundesamtes dargestellt, die als regionale Hintergrundwerte (für den Bereich Schwarzwald – Schwäbische Alb) angesehen werden. Man sieht, dass die zeitlichen Verläufe von Messung und Modellierung im Achtstundenmittel gut übereinstimmen. Die modellierten Höchstwerte übersteigen allerdings regelmäßig die gemessenen Peakkonzentrationen. Da bei den Partikelkonzentrationen (PM10) die Modellierung zunächst zu niedrige Werte lieferte, wurden die Emissionen als „worst case“-Fall berechnet. Dies ergab auch für CO relativ hohe Modellierungswerte, was im Vergleich zur Praxis offensichtlich doch zu hoch angesetzt war. Eine genaue Nachrechnung der Emissionen für den „Stand der Technik“-Feuerungen war im Rahmen des Projektes nicht mehr möglich. Der Faktor zwischen den „Stand der Technik“- und den „worst case“-Feuerungen, der nicht nur von der Qualität der Verbrennung, sondern auch von der Häufigkeit der Anheizvorgänge abhängt, wird grob mit 2 bis 3 abgeschätzt. Da nicht nur „Stand der Technik“-Feuerungen im Einsatz sind, liegt er eher etwas niedriger, also etwa zwischen 1,5 und 2. Dies ist die Größenordnung, in der die Modellierungswerte über den Messwerten liegen. Die Übereinstimmung zwischen Modellierung und Messung kann deshalb bei einer achtstündigen Mittelung als recht gut bezeichnet werden. Bei der Wahl der Emissionsfaktoren ist allerdings Wert darauf zu legen, dass der Stand der Technik der Feuerungen des betrachteten Gebietes realistisch angesetzt wird.



a) CO-Stundenmittelwerte im Zeitraum Januar bis März 2008 - Vergleich Messung - Modellierung



b) CO- Maximale gleitende Achtstundenmittelwerte im Zeitraum Januar bis März 2008
Vergleich Messung – Modellierung und Modellierung + Hintergrund (Schausinsland)

Bild 5-37 Vergleich von gemessenen und modellierten Kohlenmonoxid-Konzentrationen

5.6 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) entstehen bei der Pyrolyse (= unvollständige Verbrennung) von organischem Material wie Kohle, Heizöl, Kraftstoff, Holz, Tabak und sind daher heutzutage überall in der Umwelt nachzuweisen. In Österreich, wo viel mit Holz geheizt wird, wurden z.B. die Kleinverbraucher (Einzelheizungen) mit 78 Prozent der gesamten PAH-Emissionen (2003) als Hauptquellen ermittelt, gefolgt vom Verkehr (16 Prozent) und der Industrie (4 Prozent) sowie der Landwirtschaft mit 3 Prozent Anteil (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 2008). PAHs werden sowohl partikelgebunden am Schwebstaub als auch in gasförmigem Zustand über die Atmosphäre verbreitet. Niedermolekulare PAHs mit zwei und drei Ringen liegen in der Luft hauptsächlich gasförmig vor. Höhermolekulare PAHs mit vier, auf jeden Fall ab fünf kondensierten Benzolringen liegen in der Luft überwiegend partikelgebunden vor (Hessisches Landesamt, 2006; Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 2008). In der kalten Jahreszeit verschiebt sich das Phasengleichgewicht noch mehr zur Partikelphase.

Aus diesem Grund wurden in diesem Projekt die PAHs ausschließlich partikelgebunden bestimmt. Dazu wurden die auf Filtern gesammelten PM10-Stäube im Labor mit Toluol im Ultraschallbad extrahiert und die PAHs mit GC/MS-Analytik quantitativ bestimmt. **Bild 5-38** zeigt die Ergebnisse mehrerer Messungen, die zeitgleich in der Ortsmitte (Rathaus) und an der Hintergrundstation durchgeführt wurden. Zum Vergleich sind in **Bild 5-39** die zeitlichen Verläufe der PAH- und PM10-Konzentrationen aus den Messungen des Vorjahres in Bechtoldsweiler gezeigt. Hier sieht man, dass hohe PM10-Werte auch zu hohen PAH-Werten führen können. D.h., zumindest ein Teil der PM10-Stäube stammt aus Quellen, von denen PAHs emittiert werden, das sind in dem Fall die Holzfeuerungen in Bechtoldsweiler. In **Bild 5-40** sind die Zusammenhänge zwischen Benzo(a)pyren und Gesamt-PAHs gegenübergestellt. Man sieht die gute Korrelation. D.h., die Gesamt-PAH-Werte können auch zur Beurteilung der BaP-Belastung herangezogen werden. Allerdings kommen nicht alle Stäube aus diesen Quellen, wie das Korrelationsdiagramm PAH / BaP-PM10 zeigt ($R^2 = 0,48$ bzw. $0,69$), siehe **Bild 5-41**.

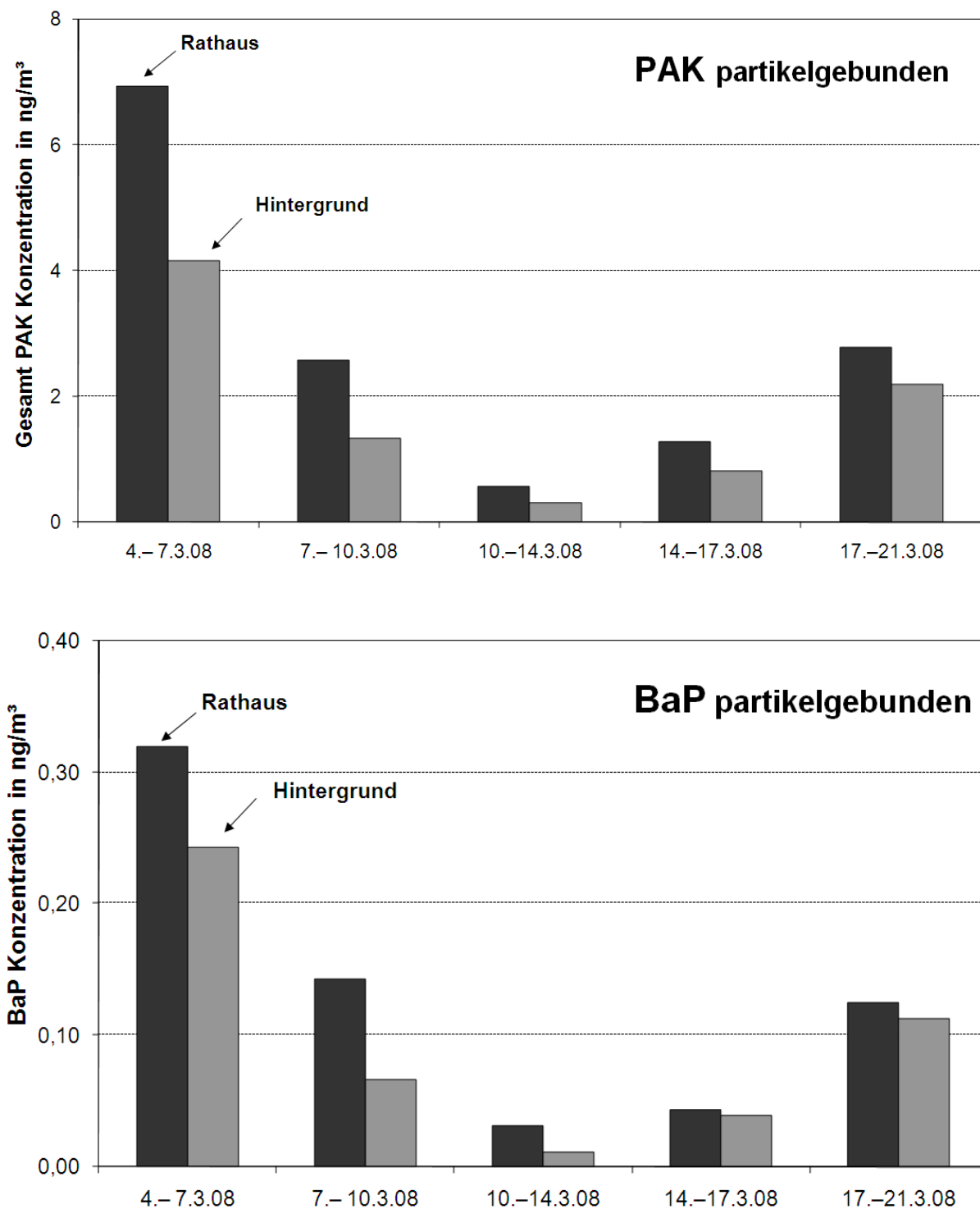


Bild 5-38 Ergebnisse der Analysen Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK bzw. PAH) und des Einzelstoffs Benzo(a)pyren – Vergleich Rathaus – Hintergrund (Filterwechsel jeweils Nachmittags)

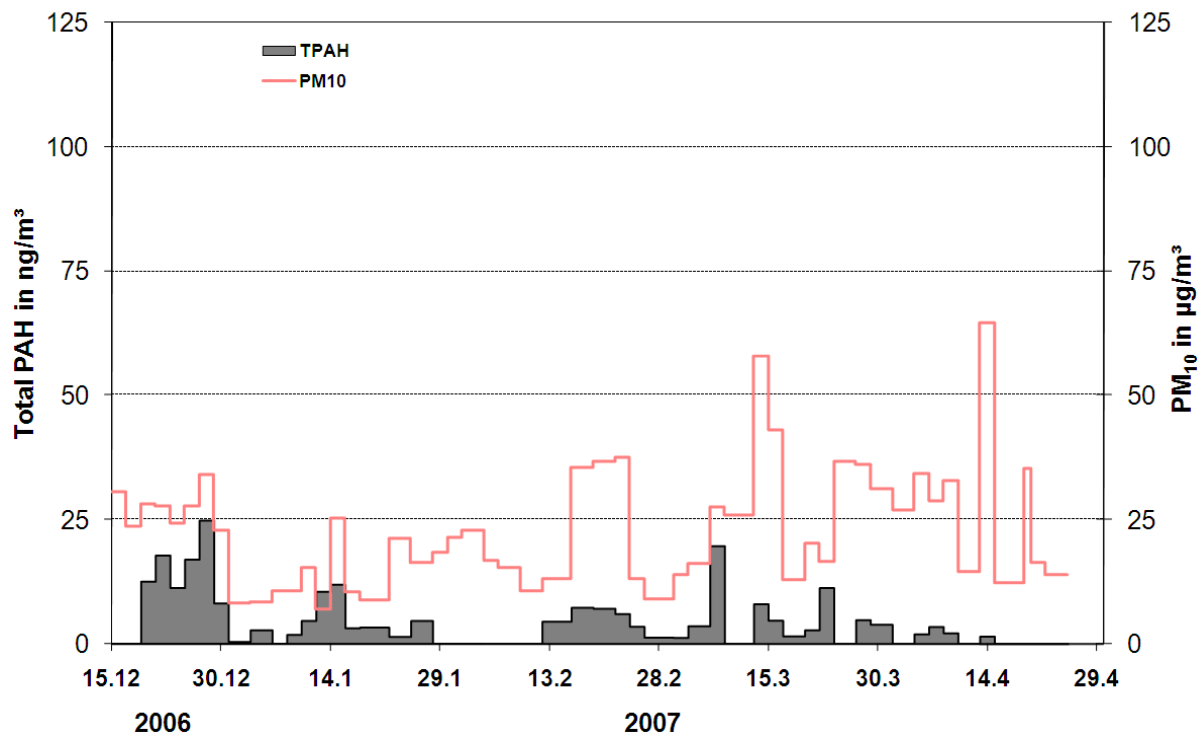


Bild 5-39 Zeitliche Verläufe von Gesamt-PAK bzw. PAH- und PM10-Konzentrationen im Winter 2006/2007 in Bechtoldsweiler

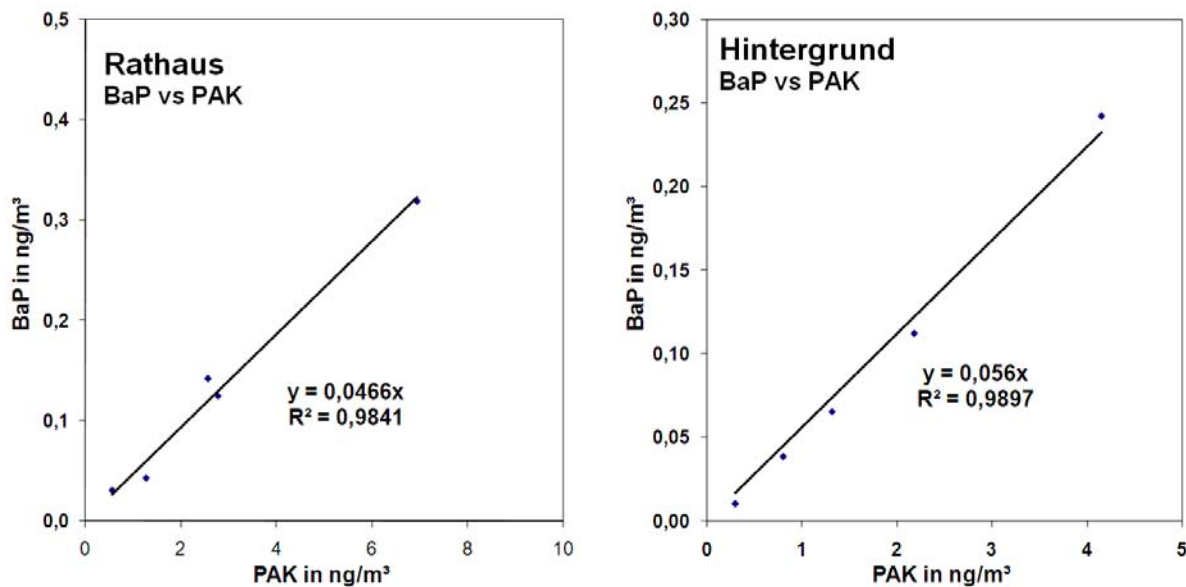


Bild 5-40 Zusammenhänge zwischen BaP und Gesamt-PAKs bzw. PAHs am Rathaus und im Hintergrund (im Winter 2006/2007)

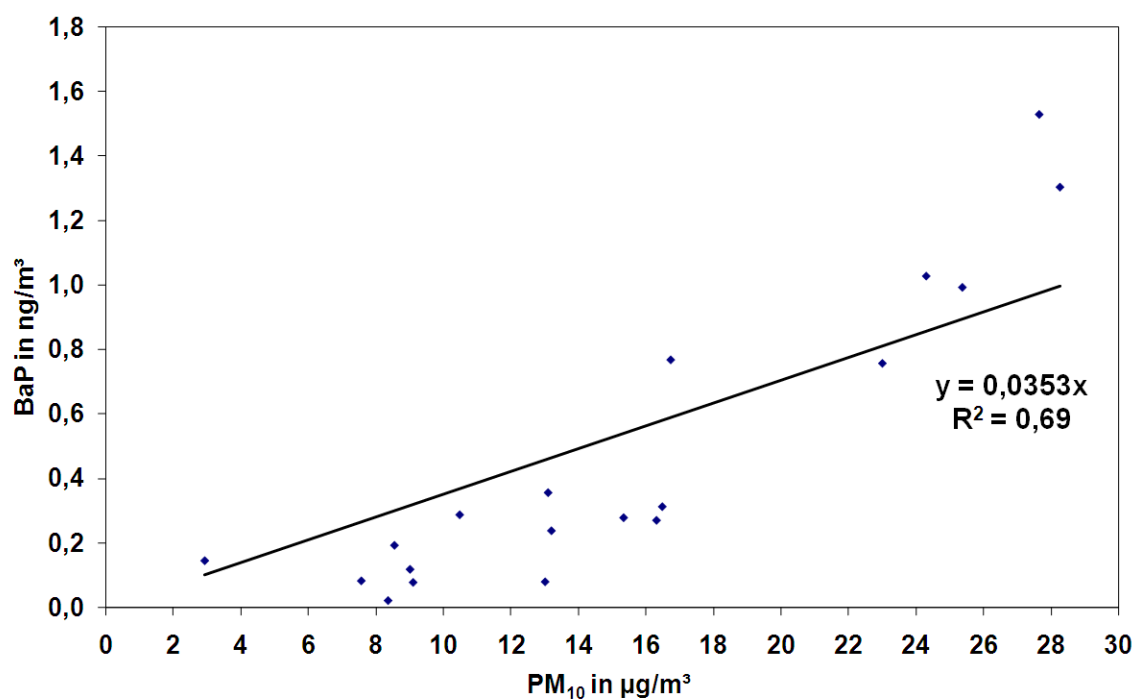
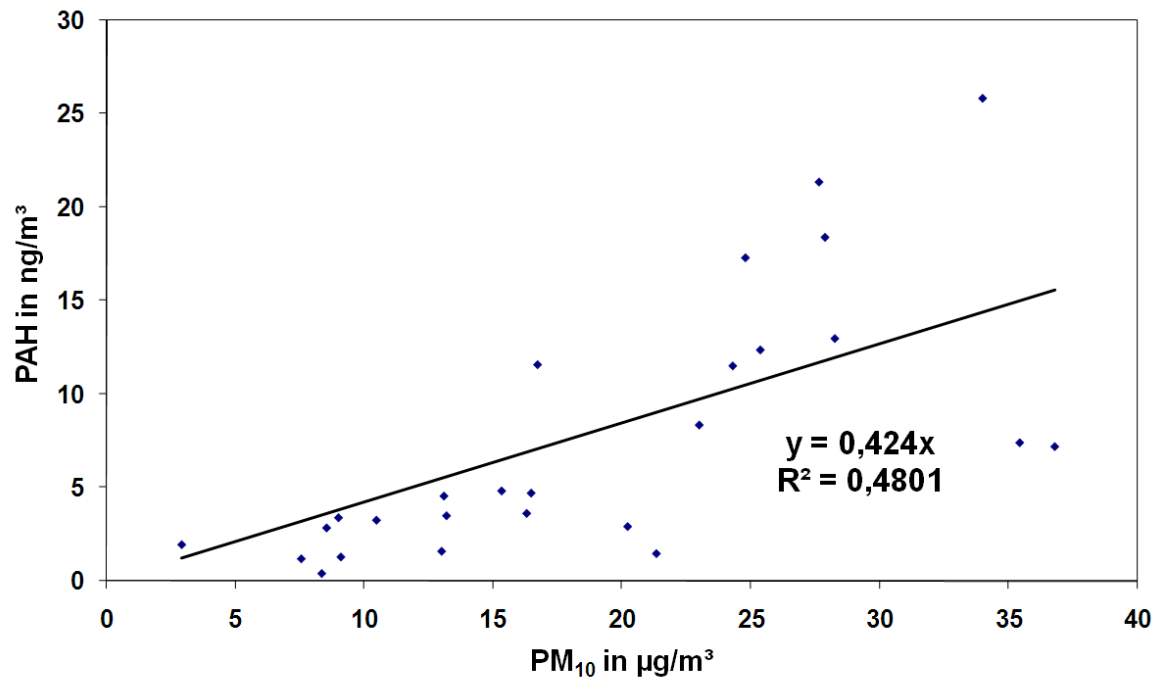


Bild 5-41 Zusammenhänge zwischen PAH, BaP und PM_{10} -Konzentrationen am Rathaus im Winter 2006/2007

Die Konzentrationswerte einschließlich der ermittelten Zusatzbelastungen durch Quellen in Bechtoldsweiler (Differenzen Rathaus minus Hintergrund) sind in **Tabelle 5.9** aufgelistet. Zum Vergleich sind in dieser Tabelle die modellierten BaP-Werte mit aufgeführt. Hier wird allerdings deutlich, dass die Modellierung die BaP-Werte ungefähr um den Faktor 10 überschätzt.

Selbst wenn man die modellierten Werte mit den Rathauswerten, und nicht mit den Differenzen (im Hintergrund fanden durch Grillen und dergleichen zeitweise auch Holzverbrennungen statt, deren Werte durch die integrierende PM10-Sammlung auf Filtern nicht ausgefiltert werden konnten) vergleicht, wird eine Überschätzung deutlich. Möglicherweise traten in Bechtoldsweiler nicht so häufig unvollständige Verbrennungen auf, die zu stärker PAH-beladenen Partikeln geführt hätten. Dies deckt sich mit der Beobachtung, dass wenig Geruch nach Holzfeuerung in Bechtoldsweiler festgestellt wurde. Eine Verringerung der modellierten Werte würde sich ergeben, wenn statt „worst case“-Feuerungen (wie geschehen) „Stand der Technik“-Anlagen eingesetzt worden wären. Eine genaue Nachrechnung konnte hierfür nicht mehr erfolgen. Die Verminderung wird aber nur um einen Faktor von 1,5 grob abgeschätzt. Die modellierten Werte wären demnach immer noch deutlich zu hoch. Dies liegt an der schwachen Datenbasis der Emissionsfaktoren für Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Hier besteht noch Forschungsbedarf, um bessere Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Feuerungsart und den Verbrennungsbedingungen zu generieren und diese dem Stand der Technik anzupassen.

Tabelle 5.9 Polyzyklische Aromatisch Kohlenwasserstoffe (PAH) und Benzo(a)pyren-Konzentrationen und Differenzen (Zusatzbelastung) und modellierte Werte

Zeitraum	Total PAH			Benzo(a)pyren (BaP)			
	Rat- haus ng/m ³	Hinter- grund ng/m ³	Diffe- renz ng/m ³	Rat- haus ng/m ³	Hinter- grund ng/m ³	Diffe- renz ng/m ³	Modellie- rung ng/m ³
4. bis 7.3.08	6,94	4,16	2,78	0,32	0,24	0,08	2,5
7. bis 10.3.08	2,57	1,32	1,25	0,14	0,07	0,08	2,0
10. bis 14.3.08	0,57	0,30	0,27	0,03	0,01	0,02	0,31
14. bis 17.3.08	1,28	0,80	0,47	0,043	0,039	0,004	0,63
17. bis 21.3.08	2,78	2,18	0,59	0,12	0,11	0,01	0,77

5.7 Korrelationen

Um die Zusammenhänge bzw. die Abweichungen zwischen Modellierung und Messungen näher zu untersuchen, wurden Streudiagramme erstellt. **Bild 5-42** zeigt die auf diese Weise dargestellten Korrelationen für alle gefilterten stündlichen Messwerte für NO_x, PM10 und CO. Hierbei ist bei NO_x und PM10 zunächst so gut wie kein Zusammenhang erkennbar, was u.a. an dem zeitlichen Versatz der Ergebnisse zwischen Modellierung und Messung und an schwankenden Hintergrund-Rathaus-Konzentrationsverhältnissen liegen kann. Für die Komponente CO sieht die Korrelation etwas besser aus. Der Zusammenhang ist aber auch hier mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,21$ gering. Selbst wenn die Modellierung mit niedrigeren Emissionsfaktoren runterskaliert würde, würde sich hieran nicht viel ändern.

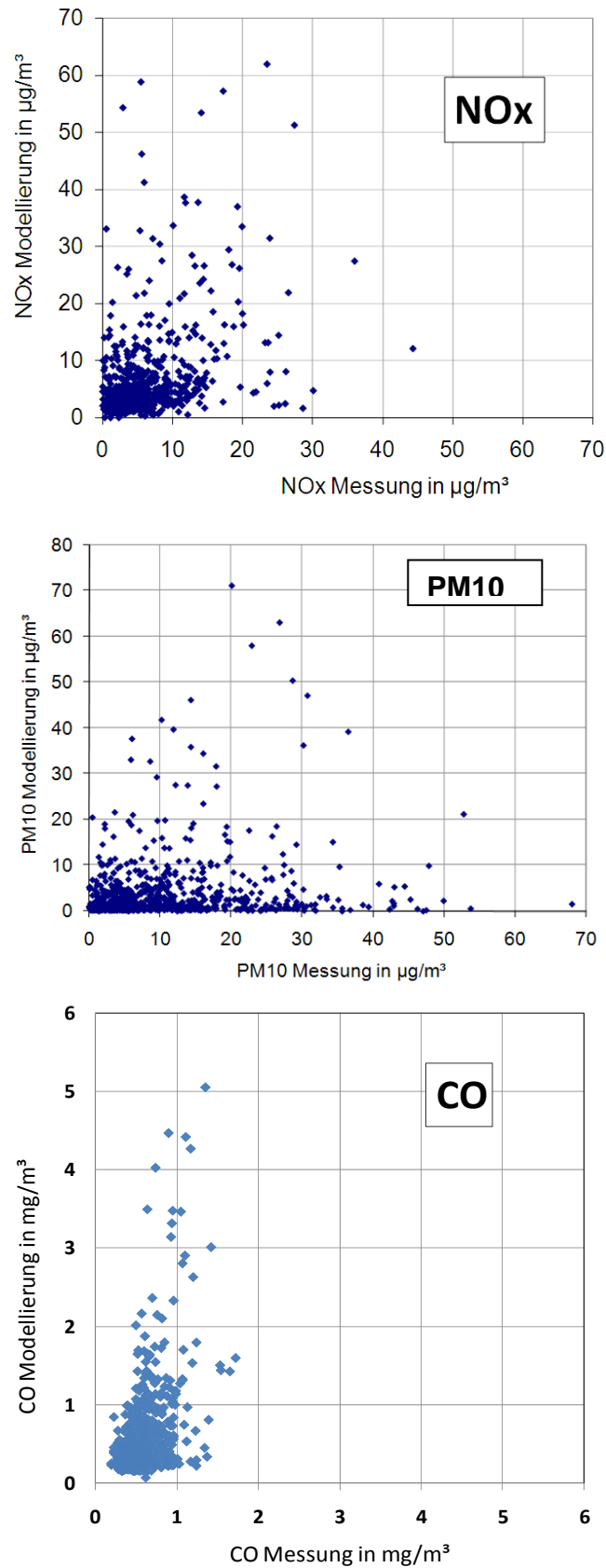


Bild 5-42 Vergleich der ermittelten Zusatzbelastungen durch Modellierung und Messung in Streudiagrammen mit allen gefilterten stündlichen Messwerten (CO: $R^2 = 0,21$)

Dass der zeitliche Versatz zwischen Modellierungs- und Messergebnissen eine Ursache für die ungenügende Korrelation darstellt, zeigt sich, wenn man für CO die gleitenden 8h-Mittelwerte gegenüberstellt, siehe **Bild 5-43**. Hier verbessert sich das Bestimmtheitsmaß auf $R^2 = 0,35$.

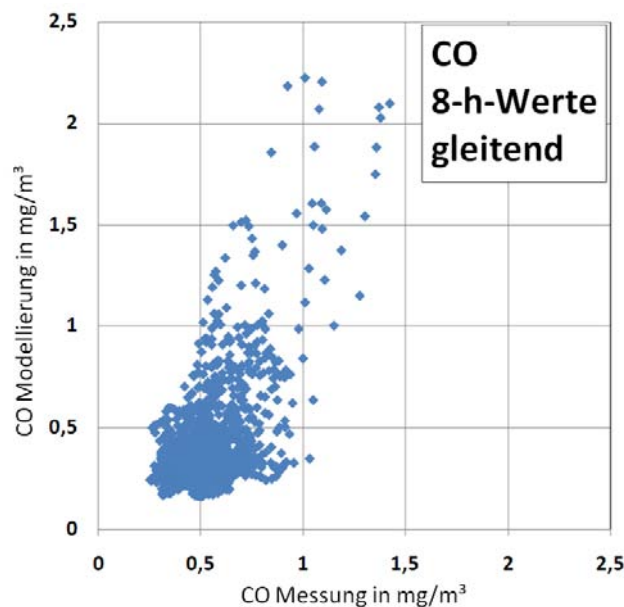


Bild 5-43 Vergleich der ermittelten CO Zusatzbelastungen durch Modellierung und Messung im Streudiagramm mit allen gefilterten gleitenden 8h-Werten ($R^2 = 0,35$)

Um den zeitlichen Versatz zwischen modellierten und gemessenen Werten zu kompensieren, wurden in einem weiteren Diagramm sowohl die NO_x - und PM_{10} -Messwerte als auch die Modellergebnisse unabhängig voneinander nach ihrer Größe sortiert aufgetragen. Während Wertepaare im Streudiagramm jeweils gleichzeitige Messwerte und Modellergebnisse repräsentieren, enthalten die derart sortierten Daten Wertepaare, die jeweils das gleiche Quantil der Messwerte (aufgetragen über der Abszisse) und der Modellergebnisse (aufgetragen über der Ordinate) repräsentieren. Daher wird diese Art der Darstellung als Quantile-Quantile-Plot (Q-Q-Plot) bezeichnet. Das Ergebnis ist in **Bild 5-44** gezeigt.

In diesem Q-Q-Plot zeigt sich beim NO_x im Bereich zwischen 0 – 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modellierung und Messung. Im höheren Konzentrationsbereich ergibt die Modellierung etwas höhere Werte als die Messung. Allerdings sind das nicht viele Werte. Das Hauptkollektiv liegt bei sehr guter Übereinstimmung zwischen 0 und 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die negativen NO_x -Messwerte kommen dadurch zustande, dass im Hintergrund ab und zu höhere Konzentrationen auftraten als am Rathaus. Das sind beim NO_x aber nur wenige Werte. Bei der Modellierung können dagegen prinzipiell keine negativen Werte auftreten.

Bei den Partikelkonzentrationen PM_{10} verhält es sich etwas anders: Hier zeigt die Messung generell höhere Konzentrationen als die Modellierung, und es treten mehr gemessene negative Zusatzbelastungen auf als beim NO_x . Die Abweichungen zwischen Messung und Modellierung bei den PM_{10} -Konzentrationen können am Verhalten der Feuerungsbetreiber liegen.

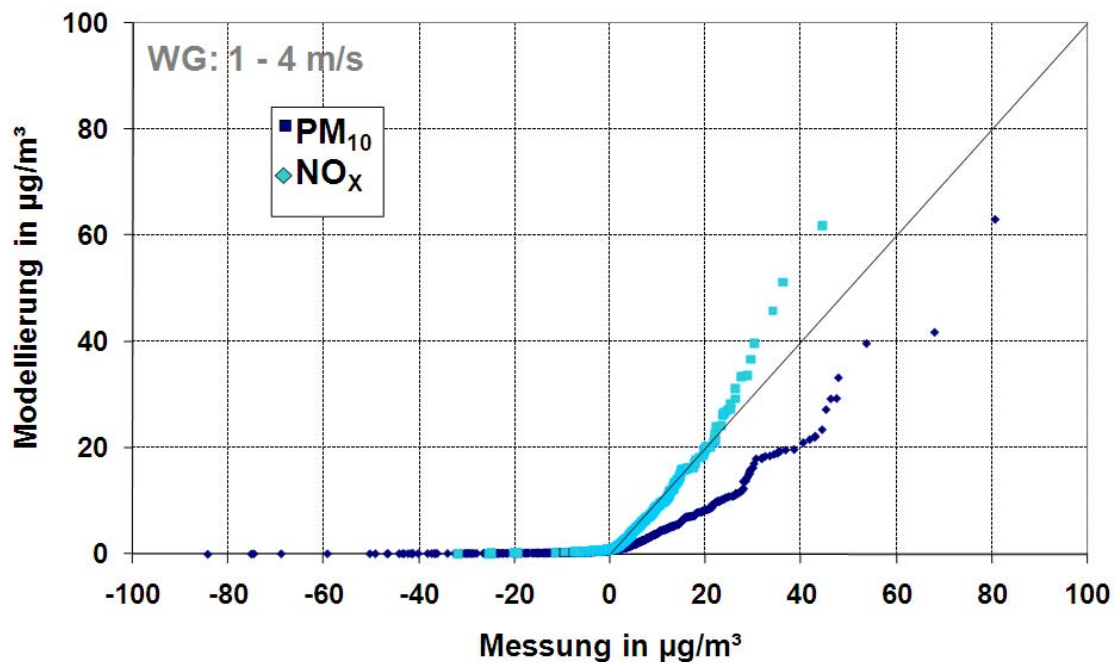


Bild 5-44 Vergleich Modellierung mit Messung: Quantile-Quantile (Q-Q)-Plot der NO_x- und PM₁₀-1h-Werte nach ihrer Größe sortiert; Windgeschwindigkeitsfilter 1 – 4 m/s; Zeitraum: Januar bis März 2008

Das Betreiberverhalten kann insbesondere bei den Holz-Zusatzheizungen, die in Bechtoldsweiler einen großen Anteil haben, in der Realität von den getroffenen Annahmen abweichen. Dies wirkt sich dann bei Schwachwinden mit angenommener zielgerichteter Ausbreitung besonders stark aus. Es können aber auch noch andere Stäube in der Messung erfasst werden, die nichts mit den Holzfeuerungen zu tun haben.

So können sowohl mal im Ort als auch mal im Hintergrund höhere PM₁₀-Konzentrationen gemessen werden. So wurde z.B. im März beobachtet, dass nicht weit von der Hintergrundmessstation Obstbaumschnitt verbrannt wurde, ein Ereignis, das an der Hintergrundstation zu höheren PM₁₀-Konzentrationen als am Rathaus führte. Solche Situationen traten im März offensichtlich öfters auf, was zu weiteren zahlreichen negativen Zusatzbelastungen (Rathaus minus Hintergrund) führte.

5.8 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen aus den Validierungsmessungen

- Für die Validierung der Emissions- und Immissionsmodellierungen wurde als Validierungsgebiet der kleine, 650 Einwohner zählende und zur Stadt Hechingen gehörende Ort Bechtoldsweiler ausgewählt. Der Ort weist keine Durchgangsstraße auf, es gibt nur den geringen Anwohnerverkehr. Außer einigen landwirtschaftlichen Betrieben besteht der Ort nur aus Wohnhäusern.
- Die Gebäudestrukturen und die Arten der Heizanlagen wurden individuell mit Unterstützung des zuständigen Schornsteinfegers erfasst.

- Die Abgasemissionen der Heizanlagen wurden für jede Stunde des Messzeitraumes mit den aktuell gemessenen Temperaturen berechnet, jedoch beruhte die zeitliche Modellierung des Benutzerverhaltens auf Annahmen.
- Mit den im Messzeitraum am Ort gemessenen Windverhältnissen und Turbulenzparametern wurde unter Zugrundelegung der Bebauung des Ortes mit dem Modell MISKAM jeweils das Windfeld berechnet. Die modellierten Emissionen und das jeweilige Windfeld bildeten die Eingangsgrößen für die Ausbreitungsrechnungen, die mit dem Modell AUSTAL2000 durchgeführt wurden.
- Die Ausbreitungsrechnungen wurden für die Schadstoffe NO_x , PM_{10} , CO und Benzo(a)pyren durchgeführt, für die auch Messwerte vorlagen. Es wurden jeweils die Immissionszusatzbelastungen durch die Heizaktivitäten im Ort Bechtoldsweiler in stündlicher Auflösung berechnet bzw. darüber hinaus zum Vergleich mit den Messergebnissen entsprechende Mittelungen vorgenommen. Hierbei wird davon ausgegangen, dass der größte Teil der NO_x -Emissionen aus Ölfeuerungen stammt, die den Hauptanteil der Heizanlagen in Bechtoldsweiler ausmachen. PM_{10} , CO und Benzo(a)pyren stammen vorwiegend aus Holzfeuerungen und treten dort bei unvollständiger Verbrennung auf. Alle Komponenten kommen aber auch überörtlich in sich ändernden Konzentrationen vor. Aufgabe der Validierungsmessungen war es, die im Ort selbst verursachten von den überörtlich auftretenden Konzentrationen zu trennen und auf diese Weise die Zusatzbelastungen zum Vergleich mit den Modellergebnissen zu bestimmen.
- Zur Bestimmung der tatsächlich in Bechtoldsweiler auftretenden Immissionszusatzbelastungen wurden deshalb zwei Messstationen aufgebaut:
 - Zur Bestimmung der Gesamtbelastung (Zusatzbelastung + Hintergrundbelastung) wurde im Ortskern hinter dem Rathaus ein Messwagen aufgestellt.
 - Zur Bestimmung der Hintergrundbelastung wurde etwa 450 m außerhalb des Ortes in nördlicher Richtung ein Spielplatzhaus als Messstation eingerichtet.
 - Die Komponenten NO_x und PM_{10} wurden an beiden Stationen, CO nur an der Rathausstation kontinuierlich gemessen. PM_{10} wurde zusätzlich über mehrere Tage integrierend gesammelt und gravimetrisch bestimmt. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) und speziell Benzo(a)pyren wurden in ausgewählten gesammelten PM_{10} -Proben gaschromatografisch / massenspektrometrisch bestimmt. Das Auswahlkriterium war dabei, dass an beiden Stationen zeitgleich gesammelte Proben vorlagen und dass für die weitere Analyse auf den Filtern genügend Masse für die Analyse gesammelt wurde.
 - Neben der Komponente NO_x wurden zwar auch die Einzelkomponenten NO und NO_2 gemessen. Für den Vergleich mit der Modellierung wurde jedoch nur der Summenparameter NO_x herangezogen. Bei Betrachtung der Einzelkomponenten hätte die NO/NO_2 -Umwandlung in die Validierung einbezogen werden müssen, was zu unnötigen Unsicherheiten geführt hätte.

- Die meteorologischen Parameter – Windrichtung und Windgeschwindigkeit, Turbulenzparameter, Temperatur, Luftdruck, Luftfeuchte und Regendauer – wurden zwar weitgehend an beiden Stationen gemessen. Für die Auswertung wurden jedoch in erster Linie die Werte von der Hintergrundstation verwendet, da hier weniger Beeinflussungen durch umliegende Häuser auftraten.
- Die Messunsicherheiten wurden aus regelmäßigen Kalibrierungen mit Prüfgasen bzw. durch Vergleichsmessungen bestimmt.
- Der Validierungszeitraum ergab sich von Ende Dezember 2007 bis März 2008.
- Zum Vergleich zwischen Modellierung und Messung werden die durch die Heizungen verursachten Zusatzbelastungen betrachtet. Das Ergebnis der Modellierung sind von vornherein nur die Zusatzbelastungen. Bei den Messungen wurden von den am Rathaus ermittelten Werten die an der Hintergrundstation gemessenen Werte abgezogen (= gemessene Zusatzbelastung).
- Die Auswertung und Darstellung der Messergebnisse ergab Folgendes:
 - Im Messzeitraum traten öfters überörtlich relativ hohe NO_x und PM_{10} -Konzentrationen auf. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten bewegten sich diese Luftverunreinigungen enthaltenden Luftmassen zwischen den beiden Messstationen langsam hin und her, wobei einmal an der einen, dann wieder an der anderen Station höhere Konzentrationen auftraten. Solche Situationen waren für die Validierung ungeeignet. Andere ungeeignete Situationen traten auf, wenn an der Hintergrundmessstation auf dem Spielplatz gefeuert und gegrillt wurde, was dort zu erhöhten PM_{10} -Konzentrationen führte. Für den Vergleich zwischen Modellierung und Messung wurden deshalb offensichtlich ungeeignete Situationen ausgefiltert. Hierzu zählten auch Messwerte bei Windrichtungen, die Luftverunreinigungen vom Ort zur Hintergrundstation verfrachteten.
 - Die Betrachtung der grafisch gegenübergestellten modellierten und gemessenen 1-Stunden-Mittelwerte der NO_x - und PM_{10} -Zusatzbelastungen und der Differenzen (Messung minus Modellierung) ergab im zeitlichen Verlauf als auch in der Höhe der Werte teilweise gute, teilweise weniger gute Übereinstimmungen. Hierbei fällt auf, dass die NO_x -Werte generell besser übereinstimmten als die PM_{10} -Werte.
 - Sehr gut stimmten die modellierten und gemessenen CO -Konzentrationen im zeitlichen Verhalten überein, insbesondere, nachdem eine tägliche 8h-Mittelung nach der 22. BImSchV (höchster gleitender Achtstundenmittelwert) vorgenommen und dadurch Unterschiede zwischen angenommenem und tatsächlichem Betreiberverhalten teilweise kompensiert wurden. In der Höhe ergab die Modellierung höhere Konzentrationen, was durch die Annahme von „worst case“-Feuerungen bedingt ist.
 - Um bei NO_x und PM_{10} zeitliche Schwankungen und Abweichungen zwischen Messung und Modellierung zu kompensieren, bot sich der Vergleich von Monatsmittelwerten und Mittelwerten über den gesamten Mess-

zeitraum an. Hierbei mitteln sich Verschiebungen zwischen gemessenen und modellierten Werten und andere Schwankungen weitgehend heraus:

- Bei der Komponente NO_x zeigte sich, dass im Januar und Februar und im gesamten Zeitraum im Mittel nur ganz minimale Differenzen zwischen Modellierung und Messung auftraten. Im März lieferte die Modellierung etwas höhere Werte. Die Abweichungen zwischen Modellierung und Messung liegen im Rahmen der kombinierten Messunsicherheit, so dass die Übereinstimmung zwischen Modellierung und Messung beim NO_x als sehr gut bezeichnet werden kann.
- Beim Vergleich der mittleren PM_{10} -Konzentrationen einzelner Messzeiträume von ein paar Tagen Dauer zeigten sich teilweise gute, teilweise aber auch schlechte Übereinstimmungen zwischen Modellierung und Messung. Für einige der schlechten Übereinstimmungen fanden sich plausible Erklärungen. Beim Vergleich der Monatsmittelwerte ergaben die Messungen im Januar höhere Konzentrationen, während im Februar, im März und im gesamten Zeitraum die Modellierung höhere Werte lieferte. Bei diesen unterschiedlichen Mittelwerten handelt es sich offensichtlich um systematische Unterschiede, die nicht durch die Messunsicherheit der Einzelwerte erklärt werden können, sondern z.B. von Emissionsfaktoren abhängen, die von den Verhältnissen in der Realität abweichen.
- Die direkte Gegenüberstellung der für die gleichen Stunden modellierten und gemessenen stündlichen Zusatzbelastungen in Streudiagrammen ergab für die Komponenten NO_x und PM_{10} praktisch keinen Zusammenhang. Dieser schlechte Zusammenhang kann teilweise daran liegen, dass zeitliche Versätze zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen auftreten. Als Korrelationsmethode, um den zeitlichen Versatz zu kompensieren, wurden für die Komponenten NO_x und PM_{10} in sog. „Quantile-Quantile-Plots“ die Werte nach ihrer Größe sortiert aufgetragen. Hier zeigte sich beim NO_x im unteren Bereich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modellierung und Messung. Im höheren Konzentrationsbereich ergab die Modellierung höhere Werte als die Messung.

Bei den Partikelkonzentrationen PM_{10} verhält es sich anders: Bei niedrigen Konzentrationen zeigt die Messung höhere Werte als die Modellierung. Bei höheren Konzentrationen (ab ca. $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nähern sich die Werte von Messung und Modellierung an. Diese Abweichungen entstanden u.a. dadurch, dass die PM_{10} -Konzentrationen offensichtlich vielfältigen Einflüssen unterliegen, die teilweise nichts mit den Holzfeuerungen zu tun haben. So wurden sowohl mal im Ort als auch mal im Hintergrund höhere PM_{10} -Konzentrationen gemessen. Solche Situationen führten öfters zu negativen Zusatzbelastungen (Rathaus minus Hintergrund), die nicht alle ausgefiltert werden konnten.

- Die Messung der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH) ergab, dass Benzo(a)pyren (BaP) als repräsentativer Vertreter angesehen werden kann. Die Korrelation zwischen PAH und PM10 ergab einen Zusammenhang von etwa 70 %. Das besagt allerdings nicht, dass 70 % der Partikel aus Holzfeuerungen stammen, da an der Hintergrundstation ebenfalls PAHs gemessen wurden. Bei Situationen hoher PM10-Konzentrationen sind aber meistens auch erhöhte PAH- bzw. BaP-Konzentrationen zu beobachten, was auf lokale Quellen hindeutet, siehe Bild 5-39.
- Beim Vergleich der modellierten und gemessenen BaP-Zusatzbelastungen ergibt sich, dass die Modellierung die Konzentrationen etwa um den Faktor 10 überschätzt. Diese PAHs stammen aus Zuständen unvollständiger Verbrennung, die sich generell nicht so gut simulieren lassen wie stationäre Verbrennungszustände. Um die Diskrepanz zwischen Modell- und Messwerten zu verringern, sind weitere Forschungen zur Bestimmung der BaP- und PAH-Emissionsfaktoren für die verschiedenen Holzfeuerungen und Betriebsweisen erforderlich. Da diese instationären Verbrennungsvorgänge auch mit Geruchsemissionen verbunden sind, deren Datenlage ebenfalls sehr gering ist, sollten PAH- und Geruchsuntersuchungen (in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern kombiniert werden.
- Zusammenfassend lassen sich generell folgende Schlüsse ziehen:
 - Die relativ gute Übereinstimmung der mittleren NO_x-Konzentrationen zwischen Modellierung und Messung zeigt, dass der Energieverbrauch gut getroffen wurde. NO_x stammt in erster Linie von den Hauptheizungen in Bechtoldsweiler, nämlich von automatisch arbeitenden Ölfeuerungen, deren Verhalten in erster Linie von der Außentemperatur abhängig ist und sich somit gut modellieren lässt.
 - CO und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe sind dagegen Produkte unvollständiger Verbrennung aus Holzfeuerungen. Der zeitliche Verlauf der CO-Konzentrationen wurde durch die Modellierung recht gut getroffen. Die höheren modellierten Konzentrationen bei diesen beiden Komponenten weisen aber darauf hin, dass die Verbrennung offensichtlich als zu unvollständig modelliert wurde (Einsatz von „worst case“-Emissionsfaktoren). Dass die Feuerungen recht gut brannten und wenig unvollständige Verbrennung auftrat, deckt sich mit den persönlichen Beobachtungen im Messzeitraum: Es konnte nur ganz selten und wenn dann nur ganz geringer Geruch nach Holzfeuerungen festgestellt werden. Hier würde ein Ansatz mit Emissionsfaktoren in Richtung „Stand der Technik“-Anlagen die Situation besser treffen.
 - Auf die PM10-Konzentrationsverhältnisse wirkte sich die Überschätzung der Unvollständigkeit der Verbrennung nur teilweise aus. Staubemissionen aus anderen Quellen und stark schwankende Hintergrundkonzentrationen überdeckten die PM10-Konzentrationen, die aus Holzfeuerungen stammen könnten, oft so stark, dass sich die Einflüsse der Holzfeuerungen nur vereinzelt nachweisen ließen. Nimmt man die Statistik über alle Werte, dann ergab die Modellierung niedrigere Werte als die Messung. Im Einzelfall kann

das Ergebnis aber auch entgegengesetzt ausfallen. Die Datenbasis für Emissionsfaktoren für die Anheizvorgänge bei manuell beschickten Feuerungen müssten durch Emissionsmessungen mit kontinuierlich arbeitenden Messgeräten weiter untersucht werden, wobei eine Unsicherheit durch das individuelle Betreiberverhalten bestehen bleiben wird. Des Weiteren müssen bei der Bestimmung von PM-Emissionsfaktoren Kondensationsvorgänge von Kohlenwasserstoffen auf den Partikeln nach dem Austritt der Abgase aus dem Schornstein durch die Verdünnung mit Umgebungsluft berücksichtigt werden, was zum Teil in den jetzigen Emissionsfaktoren schon berücksichtigt ist. Zum anderen sind bei PM10 weitere ausgeklügelte Validierungsansätze notwendig, die auf den Erfahrungen der bisherigen Validierungsmessungen aufbauen und schwankende Hintergrundkonzentrationen besser ausblenden.

Fazit:

Die Validierungsmessungen haben ergeben, dass sich mit dem Modell der Energieverbrauch und die damit verbundenen Abgasemissionen (NO_x) gut wiedergeben lassen. Die Abgasemissionen aus unvollständiger Verbrennung sind in der Praxis schwierig abzubilden, da die Unvollständigkeit der Verbrennung durch viele Faktoren bestimmt wird, wie Art, Auslegung und Betrieb der Feuerungsanlagen. Insbesondere die manuelle Betriebsweise unterliegt sehr individuellen Einflüssen. Trotzdem hat die Validierung eine gute Übereinstimmung der modellierten und gemessenen CO-Werte ergeben, wobei hier lediglich darauf zu achten ist, dass der Stand der Technik der in dem Gebiet vorhandenen Feuerungen realistisch abgeschätzt wird. Für PAH's sind bei geringer Datenbasis die existierenden Emissionsfaktoren offensichtlich zu hoch angesetzt und bedürfen weiterer Überprüfungen. Für PM10 ergab die Validierung aufgrund verschiedener Einflüsse ein inkonsistentes Bild, das sowohl Unsicherheiten bei der Modellierung als auch beim Validierungsergebnis durch vielfältige Einflüsse auf die PM10-Konzentrationen beinhaltet. Im Prinzip wird die Größenordnung der Konzentrationen durch die Modellierung gut wiedergegeben, was für die Modellierung und Validierung eines so komplexen Parameters ein gutes Ergebnis darstellt.

Eine Konsequenz für die Anwendung von BIOMIS ist hieraus, dass der Nutzer nicht nur eine Rechnung durchführen, sondern verschiedene Qualitätsstufen bezüglich der Unvollständigkeit der Verbrennung durchspielen sollte, um die Bandbreite der PM10-Zusatzbelastung zu erhalten.

6 Anwendung der Ergebnisse

Die Ergebnisse des Projektes sollen für Planungsaufgaben allgemein nutzbar sein und im Rahmen eines Werkzeugs, z.B. für die Erstellung von Bebauungsplänen, genutzt werden können. Hierbei soll eine Abschätzung ermöglicht werden, wie sich der Einsatz verschiedener Brennstoffe und bestimmter Feuerungsanlagen in Wohngebieten auf die Immissionsbelastung auswirkt. Es kann allerdings nur die entstehende Zusatzbelastung abgeschätzt werden. Die bestehende Hintergrundbelastung, die hinzu zu addieren ist, muss bekannt sein oder durch Messungen ermittelt werden. Mit diesem Ziel wurden in dem Arbeitsblatt BIOMIS – Immissionsprognose für die thermische Biomassenutzung – (Software Microsoft® Office Excel) die Ergebnisse der Parameterstudie zusammengefasst und damit für einen breiten Nutzerkreis zugänglich gemacht. In den beiden Kapitel 6.1 und Kapitel 6.2 sind die Grundlagen des Arbeitsblatts BIOMIS ebenso wie nützliche Hintergrundinformationen für den Anwender (z.B. relevante Grenzwerte, Bestimmung der Hintergrundbelastung und Novellierung der 1. BImSchV) beschrieben. Das Arbeitsblatt BIOMIS und seine Nutzeroberfläche werden in Kapitel 6.3 vorgestellt.

Im Auftrag des bayerischen Landesamts für Umwelt wurde etwa zeitgleich das Projekt „Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand“ vom ZAE Bayern durchgeführt. Im Anhang ist ein Vergleich der im vorliegenden Projekt berechneten PM10-Immissionen mit den Ergebnissen dieses Projekts des Bayerischen Landesamts für Umwelt beschrieben.

6.1 Verknüpfung von Emissionsfaktoren und Jahresmittelwert der Immission

6.1.1 Bestimmung des funktionellen Zusammenhangs zwischen Emissionsfaktor und Jahresmittelwert der Immission

Als Voraussetzung für die Erstellung des Arbeitsblatts BIOMIS ist es notwendig, einen funktionellen Zusammenhang zwischen den Emissionsfaktoren, die dem Anwender bekannt sind (siehe Kapitel 2.3.1) und den Jahresemissionssummen bzw. Jahresimmissionsmittelwerten herzustellen. Durch diesen Zusammenhang ist es im Arbeitsblatt möglich, Immissionsprognosen anhand von bestimmten Kriterien, die die Höhe der Emission bzw. die Ausbreitungsbedingungen beschreiben, zu erstellen.

Für die Modellgebiete ländlich und städtisch lassen sich Jahresemissionssummen (kurz: Emissionssummen) für jede betrachtete Emissionskomponente berechnen, die abhängig sind von der Feuerungsanlage und dem eingesetzten Brennstoff, dem Stand der Anlagentechnik („best case“, Stand der Technik und „worst case“) und der Testreferenzjahr-Regionen (TRY):

$$\text{Emissionssumme} = f(\text{Feuerung} / \text{Brennstoff}, \text{Emissionskomponente}, \text{Anlagentechnik}, \text{TRY})$$

Gl. 6-1

Somit lassen sich für die beiden Modellgebiete und jeden betrachteten Feuerungstyp und Brennstoff sowie jeden Stand der Anlagentechnik jeweils für die 15 Testreferenzjahr-Regionen die Jahresemissionssummen berechnen.

Dies ist in **Bild 6-1** beispielhaft für Pelletfeuerungen und die Emissionskomponente PM10 dargestellt. Hierbei sind die Emissionssummen über den dimensionslosen Emissionssummenfaktor X_{PM10} aufgetragen. Durch Einführung des Emissionssummenfaktors ist es möglich, einen Zusammenhang zwischen einer Temperaturzeitreihe und einer Anlagentechnik herzustellen.

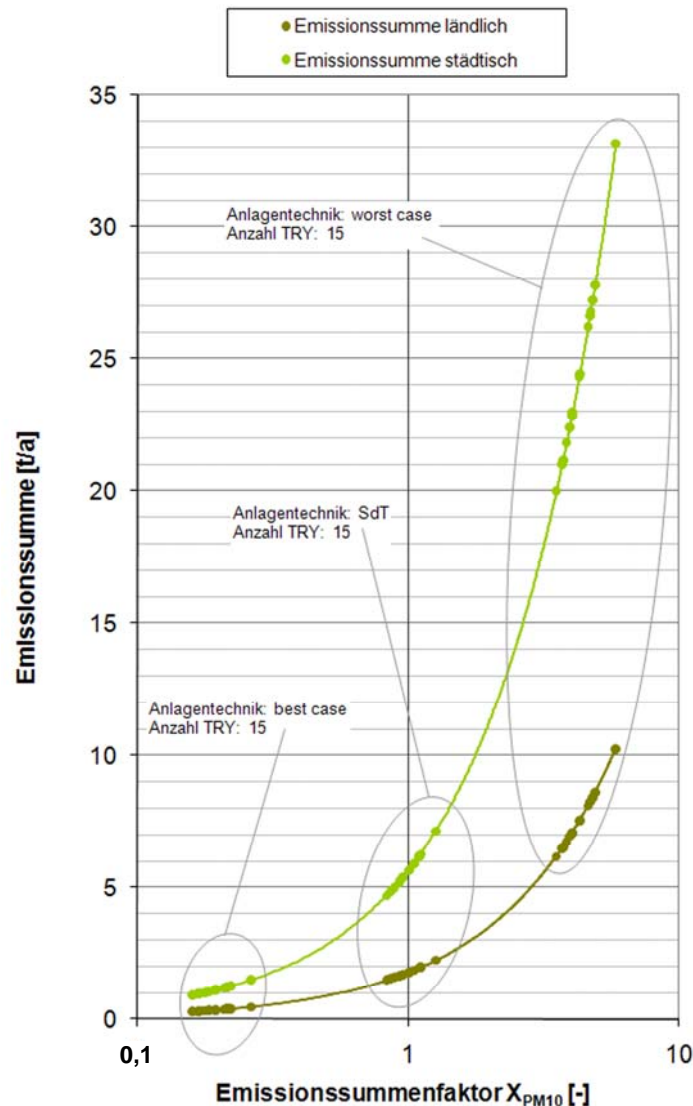


Bild 6-1 Zusammenhang zwischen Jahresemissionssummen für PM10 und Emissionssummenfaktoren für die beiden Modellgebiete am Beispiel Pelletkessel

Dieser Emissionssummenfaktor wird folgendermaßen für einen Stand der Anlagentechnik (z.B. SdT) und jeweils jede Testreferenzjahr-Region gebildet:

$$X_K = \frac{Emissionssumme_K}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Emissionssumme_K (Stand\ der\ Technik)_i} \quad \text{mit } n = 15$$

Gl. 6-2

mit: X_K	Emissionssummenfaktor für eine Emissionskomponente K
Emissionssumme κ	Jahresemissionssumme für eine Emissionskomponente K (z.B. PM10) für einen Stand der Anlagentechnik und einer TRY
n	Anzahl der betrachteten Testreferenzjahr-Regionen, hier TRY 1 bis 15

Der Emissionssummenfaktor gibt den Zusammenhang der Jahresemissionssummen über alle Temperaturregionen und alle Anlagentechniken wieder. Dieser Zusammenhang ist durchgängig von „best“ bis „worst case“ gegeben. Dies gilt im Grundsatz für alle Brennstoffe und Emissionskomponenten. Der Emissionssummenfaktor X_K nimmt z.B. für:

- eine mittlere Region und eine mittlere Anlagentechnik den Wert 1 an
- eine kalte Region und eine mittlere Anlagentechnik oder eine warme Region und eine schlechte Anlagentechnik den Wert größer 1 an
- eine warme Region und eine mittlere Anlagentechnik oder eine kalte Region und zukünftige Anlagentechnik den Wert kleiner 1 an.

Im Arbeitsblatt BIOMIS soll allerdings nicht die Jahresemissionssumme ausgegeben werden, sondern der Jahresmittelwert der Immissionskonzentration einer Komponente, welcher für das jeweilige Modellgebiet basierend auf Ausbreitungsrechnungen bestimmt wurde. Dafür sind weitere Überlegungen notwendig, da Ausbreitungsrechnungen nur für die Standardfälle „best case“, Stand der Technik und „worst case“ durchgeführt wurden. Für die Zwischenwerte der Fälle wurden keine Ausbreitungsrechnungen durchgeführt. Um auch Zwischenwerte der Immissionskonzentrationen berechnen zu können, müssen diese entsprechend skaliert werden.

Die Skalierung der Immissionsmittelwerte mit Hilfe von Emissionsverhältnissen, wurde ausführlich im Kapitel 4 behandelt. Der Zusammenhang zwischen dem Verlauf der Jahresemission und der sich hieraus ergebenden mittleren Immissionskonzentration wird durch folgende Überlegungen erreicht:

- jedem Jahresemissionswert ist ein flächenhaftes Immissionsfeld der Jahresmittelwerte im jeweiligen Modellgebiet zugeordnet
- das Verhältnis von zwei Jahresemissionssummen entspricht im jeweiligen Modellgebiet dem Verhältnis der flächenhaften Immissionsfelder der Jahresmittelwerte der Immission bei gleichen Ausbreitungsbedingungen (AKTerm).

Somit kann für jeden Punkt des Modellgebiets das Verhältnis c mit den Emissionssummen bzw. den Jahresmittelwerten der Immission der Temperaturregionen TRY i und TRY j , bei gleichen Ausbreitungsbedingungen A, berechnet werden. Dies kann für jede Emissionskomponente mit gleicher Feuerung bzw. gleichem Brennstoff durchgeführt werden.

$$c_{\text{Modellgebiet}} = \frac{\text{Emissionssumme}_{\text{TRY } j}}{\text{Emissionssumme}_{\text{TRY } i}} = \frac{\text{Jahresmittelwert Immission}_{\text{TRY } j, A}}{\text{Jahresmittelwert Immission}_{\text{TRY } i, A}}$$

Gl. 6-3

Nach Gleichung 6-1 kann eine Emissionssumme für einen beliebigen Stand der Anlagentechnik und eine beliebige Temperaturregion berechnet werden. Bei einem bekannten Jahresmittelwert der Immission einer Temperaturregion TRY i und einer AKTerm A kann somit ein Jahresmittelwert der Immission eines Modellgebietes für eine Temperaturregion TRY j mit der AKTerm A berechnet werden:

$$\text{Jahresmittelwert Immission}_{\text{TRY } j, A} = c_{\text{Modellgebiet}} \cdot \text{Jahresmittelwert Immission}_{\text{TRY } i, A}$$

Gl. 6-4

Soll der Jahresmittelwert der Immission für einen prozentualen Anteil des Endenergiebedarfs einer Feuerung berechnet werden, so kann dies durch Multiplikation durch $E_{\text{proz.}}$ unter der Voraussetzung erfolgen, dass der Jahresmittelwert der Immission_{TRY i, A} für 100 % des Endenergiebedarfs einer Feuerung berechnet wurde (vgl. Kapitel 4.3.2.2):

$$\text{Jahresmittelwert Immission}_{\text{TRY } j, A} = E_{\text{proz.}} \cdot c_{\text{Modellgebiet}} \cdot \text{Jahresmittelwert Immission}_{\text{TRY } i, A}$$

Gl. 6-5

mit: $E_{\text{proz.}}$ prozentualer Anteil des Endenergieverbrauchs einer Feuerung

In **Bild 6-2** ist der Zusammenhang zwischen Emissionssummenfaktor und Immissionskonzentration für das ländliche und das städtische Gebiet, 100% Endenergiebedarf gedeckt durch Pelletfeuerungen, für die meteorologischen Daten von Hannover, Stuttgart, Garmisch-Partenkirchen, bei Freisetzung auf Firsthöhe, grafisch dargestellt.

Es wird vorausgesetzt, dass der Anwender des Arbeitsblattes den Emissionsfaktor der Feuerungsanlage bei stationärem Betrieb bei Nennwärmeleistung kennt (siehe Kapitel 2.3.1), der im Folgenden als Eingangsemissionsfaktor bezeichnet wird. Für die Ermittlung des Zusammenhangs von Eingangsemissionsfaktor zu Jahresemissionen bzw. zu dem Emissionssummenfaktor werden folgende Überlegungen angestellt:

- Jedem Jahresemissionswert ist ein Emissionsfaktor zugeordnet und
- für jeden Jahresemissionswert kann nach Gl. 6-2 ein Emissionssummenfaktor berechnet werden.

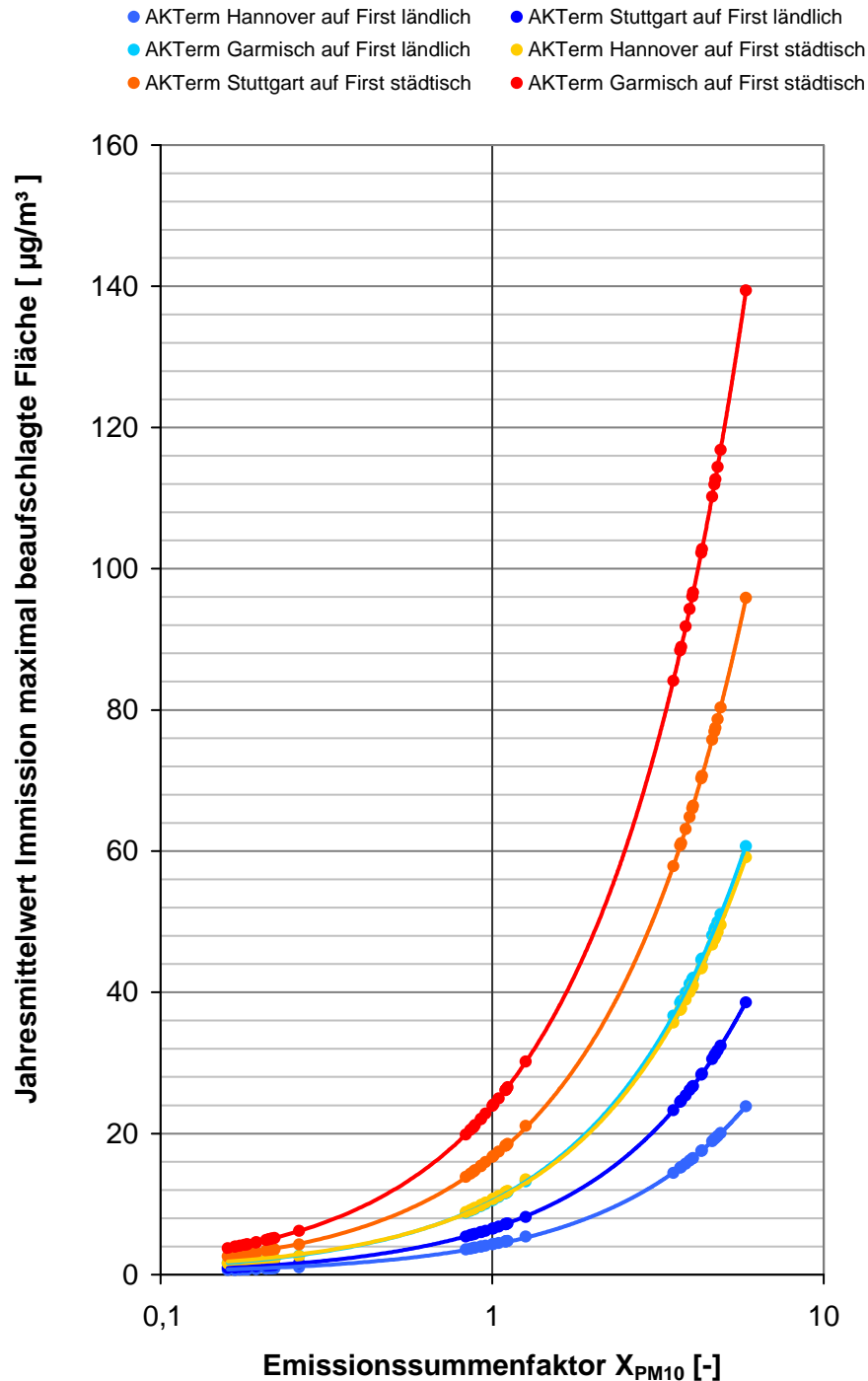


Bild 6-2 Zusammenhang zwischen Jahresimmissionswert für PM10 und Emissionssummenfaktoren für das ländliche und städtische Modellgebiet am Beispiel Pelletkessel

In **Bild 6-3** sind am Beispiel der Pelletfeuerungen die Zusammenhänge zwischen den Eingangsemissionsfaktoren für PM10 (als Eingangswerte für die Berechnung der Jahresemissionssumme) über den Emissionssummenfaktoren für die Temperaturregionen 3 (grün), 8 (blau) und 12 (rot) aufgetragen. Durch Hinzufügen einer Ausgleichskurve kann auch der Zusammenhang zwischen den Anlagenzuständen aufgezeigt werden. Die rote Kurve repräsentiert die wärmste und die blaue Kurve die kälteste Temperaturregion. Alle anderen Temperaturregionen liegen zwischen diesen beiden Kurven.

Die in die Kurven eingezeichneten Kreise repräsentieren den PM10-Eingangsemissionsfaktor für Pelletfeuerungen nach dem hier definierten Stand der Technik, welcher als Berechnungsgrundlage für Pellets im Emissionsmodell implementiert ist (siehe Kapitel 2.3.2). Unterhalb der Kreise repräsentieren die Kurven der PM10-Eingangsemissionsfaktoren, welche besser als Stand der Technik sind. Oberhalb der Kreise geben die Kurven der PM10-Eingangsemissionsfaktoren wieder, welche schlechter als Stand der Technik sind. Da der Emissionsfaktor unabhängig von der Temperaturregion ist, liegen alle Kreise auf einer Horizontalen.

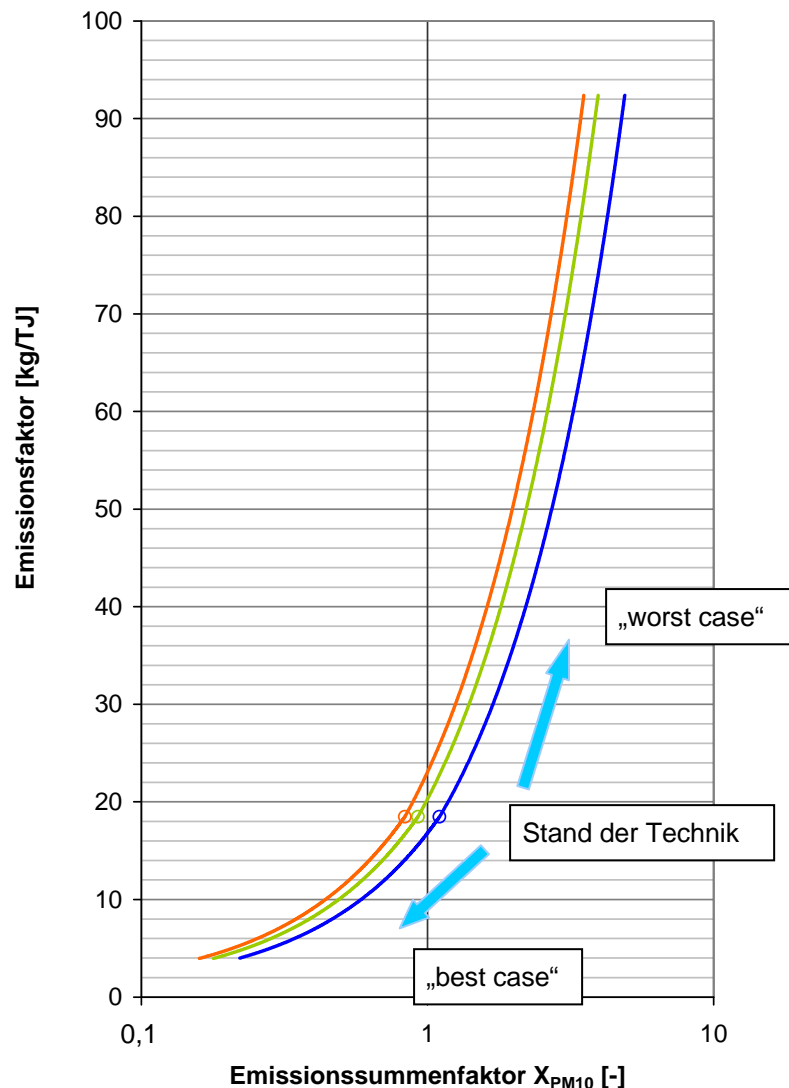


Bild 6-3 Zusammenhang zwischen Eingangsemissionsfaktor bei stationärem Betrieb bei Nennwärmeleistung für PM10 und Emissionssummenfaktor am Beispiel der Pelletfeuerungen für die Temperaturregion 3 (grün), 8 (blau) und 12 (rot)

Außerdem besteht, wie bereits gezeigt, ein Zusammenhang zwischen Emissionssummenfaktor und Immissionskonzentration. Somit besteht auch ein Zusammenhang zwischen Immissionskonzentration und Emissionsfaktor, was an Hand eines Beispiels gezeigt wird.

Im Bild 6-1 bzw. Bild 6-2 und Bild 6-3 wurden die Zusammenhänge zwischen den Eingangs-emissionsfaktoren und den Jahresemissionssummen bzw. den Mittelwerten der Jahresimmissionen bereits grafisch dargestellt. Diese Zusammenhänge sollen beispielhaft für die Emissionskomponente PM₁₀ und für Pelletfeuerungen (weitere Randbedingungen: ländliches Modellgebiet, Quellhöhe auf First, Temperaturzeitreihe TRY12 und Windverteilung von Stuttgart) erklärt werden (vgl. **Bild 6-4**).

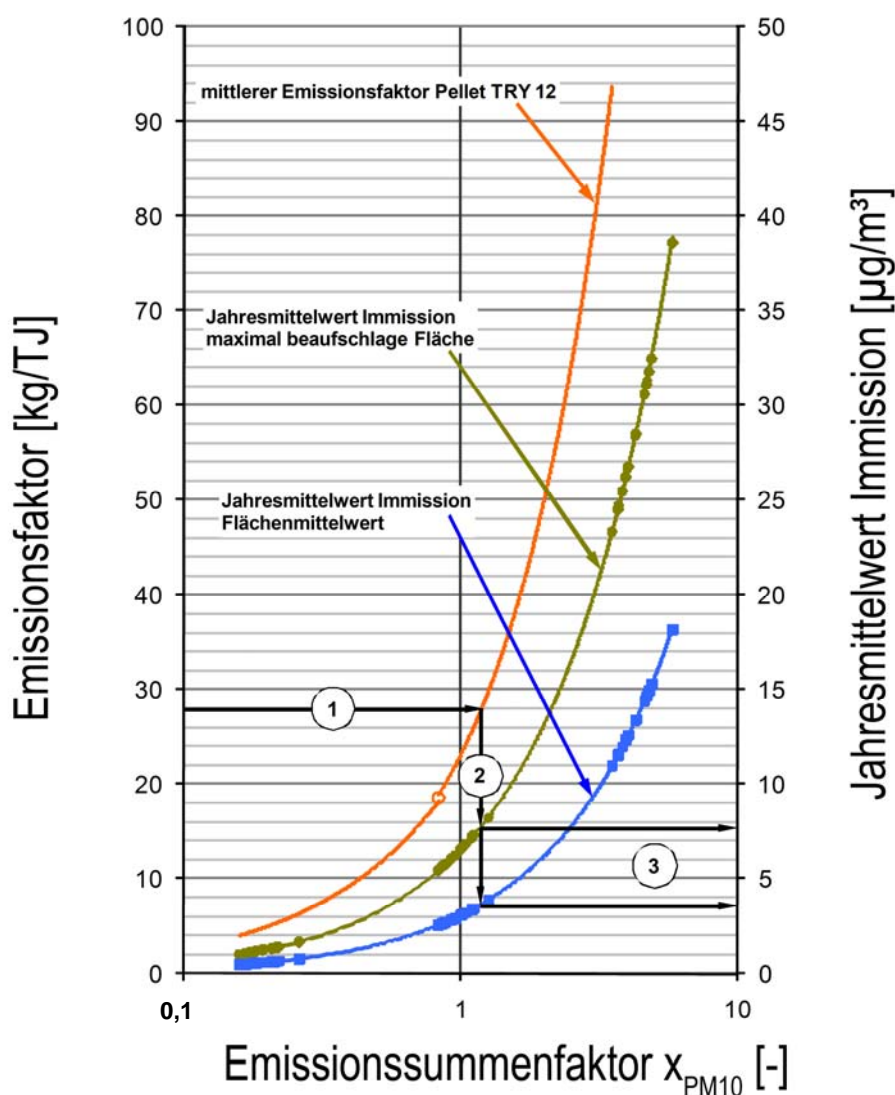


Bild 6-4 Zusammenhang zwischen Emissionssummenfaktor und Eingangs-emissionsfaktor sowie Immissionsjahresmittelwert für PM₁₀ am Beispiel der Pelletfeuerungen für die Temperaturregion TRY 12 (weitere Randbedingungen: ländliches Modellgebiet, Quellhöhe auf First und AKTerm Stuttgart, Endenergiebedarf zu 100 % mit Pellets gedeckt)

Auf der x-Achse ist der Emissionssummenfaktor aufgetragen. Dieser beschreibt das relative Emissionsaufkommen zum einen der einzelnen Temperaturregionen (Testreferenzjahr-Regionen TRY) und zum anderen den Stand der Anlagentechnik zwischen den Fällen best case, Stand der Technik und worst case.

Auf der primären y-Achse wird ein beliebiger Emissionsfaktor für stationären Betrieb unter Volllast, z.B. ermittelt durch Messungen an Feuerungsanlagen oder aus der Literatur, angesetzt. Speziell ist hier für PM10 bei einem Wert eine Linie horizontal in das Diagramm eingetragen (1). Diese Linie schneidet die Kurve für den im Modell berechneten mittleren Emissionsfaktor (orange Kurve) oberhalb des auf dieser Kurve eingezeichneten Punktes.

Dieser Punkt gibt Anlagen wieder, die dem hier definierten Stand der Technik entsprechen. In diesem Fall weisen die Feuerungsanlagen einen mittleren Anlagenzustand auf, welcher schlechter als Stand der Technik ist.

Dieser Schnittpunkt wird durch eine vertikale Linie (2) ergänzt. Dadurch entsteht ein Schnittpunkt mit der grünen bzw. blauen Kurve. Die grüne Kurve beschreibt den Jahresmittelwert der maximal beaufschlagten Fläche, die blaue Kurve den Flächenmittelwert der Immission im Modellgebiet. An den Schnittpunkten können jetzt die Jahresmittelwerte der Immissionskonzentrationen an der sekundären y-Achse abgelesen werden (3).

Somit gilt allgemein für das ländliche und städtische Modellgebiet, dass abhängig von der Quellhöhe (z.B. auf First) und den Ausbreitungsbedingungen (z.B. AKTerm Stuttgart) jeweils für eine Kombination von Feuerungstyp und Brennstoff (z.B. Zentralheizkessel für Pellets) und jede Temperaturregion (z.B. TRY 12) anhand eines Eingangsemissionsfaktors ein Emissionssummenfaktor und damit ein Jahresemissionswert und die Jahresmittelwerte der Immissionskonzentrationen abgelesen werden können.

6.1.2 Ermittlung von Zusatzbelastungen für PM10

Im vorherigen Kapitel konnte der Zusammenhang zwischen dem Eingangsemissionsfaktor einer Emissionskomponente und der Jahresemissionssumme hergestellt werden. Des Weiteren konnte ein direkter Zusammenhang zwischen Jahresemissionssumme und Immissionswert bei gleicher Bebauung und gleichen Ausbreitungsverhältnissen gefunden werden. Diese Zusammenhänge wurden weiter entwickelt, um für verschiedene Regionen und für bestimmte Emissionskonzentrationen Immissionswerte bestimmen zu können. Zu diesem Zweck wurden beispielhaft für PM10 diese Zusammenhänge zwischen Eingangsemissionsfaktor und Jahresmittelwert der Immission in anschauliche Diagramme umgesetzt. Zum Vergleich mit Grenzwerten der 1. BImSchV werden die Eingangsemissionsfaktoren in diesem Abschnitt als Emissionskonzentrationen des Staubs im Abgas angegeben (Einheit mg/m^3).

In **Bild 6-5** ist ein solches Diagramm beispielhaft für PM10 dargestellt. Dieses Diagramm kann z.B. zur Bestimmung der Zusatzbelastung auf Grund von 10 % Holzfeuerungen für ein ländliches Wohngebiet in einer kalten, windarmen Region verwendet werden. Anhand der Emissionskonzentration kann die mittlere und die maximale PM10-Zusatzbelastung als Jahresmittelwert der Immission abgeschätzt werden. Pelletfeuerungen nach Stand der Technik weisen im Mittel derzeit eine Emission von ca. $28 \text{ mg}/\text{m}^3$ bei 13 Vol. % O_2 auf. Dies ergibt eine mittlere Zusatzbelastung über das gesamte Untersuchungsgebiet von ca. $0,5 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen maximalen Jahresmittelwert von ca. $1,2 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf der höchst beaufschlagten Beurteilungsfläche.

Für Stückholzkessel mit einer PM10-Emissionskonzentration bei Volllast von $60 \text{ mg}/\text{m}^3$ (bei 13 Vol% O_2) und einem Anteil der Stückholzkessel von 10% am Endenergiebedarf wäre in einer kalten, windarmen, ländlichen Region ein Jahresmittelwert des gesamten Unter-

suchungsgebiets von ca. $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen Jahresmittelwert der maximal beaufschlagten Fläche von ca. $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erwarten.

Die Flächen (grün und braun) zwischen den Geraden für Pelletkessel und Stückholzkessel repräsentieren die Bandbreiten der Feuerungsanlagen. Dabei wird der Pelletkessel als untere (gute) und Stückholzkessel als obere (schlechte) Anlagentechnik beschrieben. Dadurch kann bei gleicher Eingangskonzentration ein fließender Übergang zwischen den unterschiedlichen Anlagentechniken aufgezeigt werden.

Es wurde ein eigenes Diagramm zu den Immissionen aus Stückholzkesseln mit und ohne Pufferspeicher erstellt. Da keine statistischen Angaben über die Anzahl der Stückholzkessel mit und ohne Pufferspeicher vorliegen, wird folgende Abschätzung gemacht. Zur Zeit ist in der 1. BImSchV ein Betrieb der Feuerungsanlage mit Puffer nicht vorgeschrieben, allerdings ist für eine Anlagenförderung ein Pufferspeicher von min. 50 l/kW vorgeschrieben BAFA (2007). Deshalb wird angenommen: bei insgesamt einem Anteil von 10% Holzenergie und davon wiederum einen Anteil von 40% Stückholzkesseln, wobei 50% ohne Pufferspeicher ausgeführt sind, ergibt sich ein Endenergieanteil von 2% für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher. Die PM10-Zusatzbelastung durch Stückholzkessel ohne Pufferspeicher bei einem Endenergieanteil von 2% ist in **Bild 6-6** dargestellt.

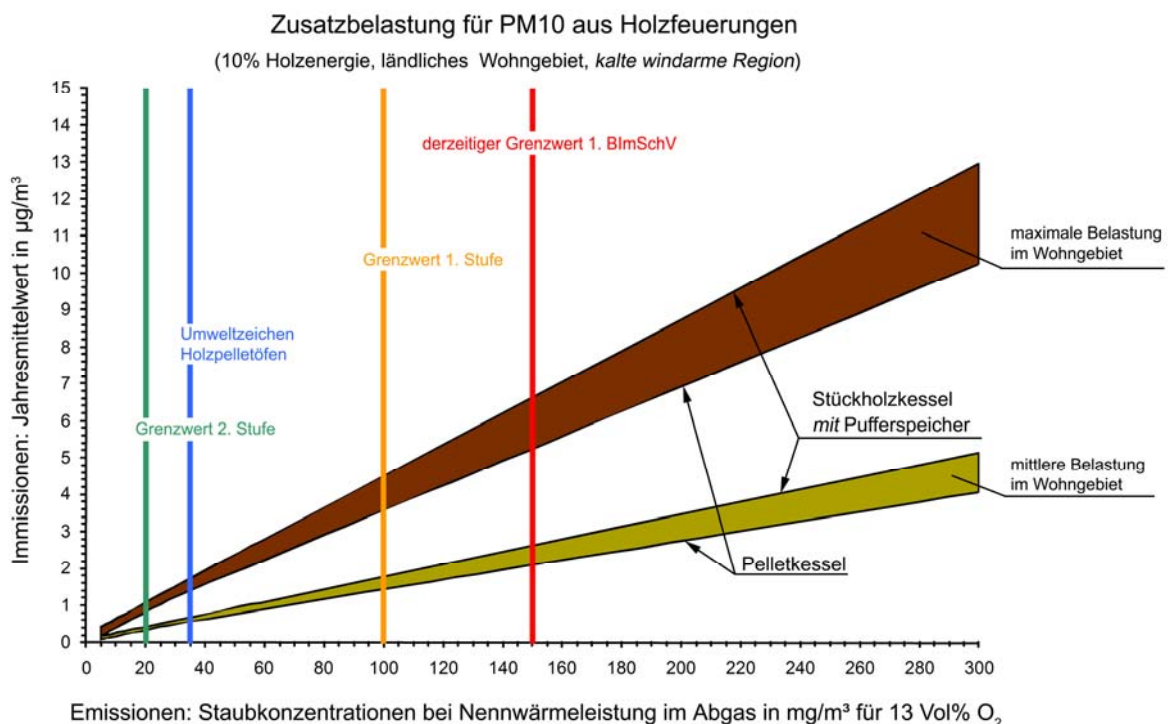


Bild 6-5 Zusatzbelastung für PM10 aus Holzfeuerungen, 10% Endenergie, ländliches Wohngebiet, kalte windarme Region

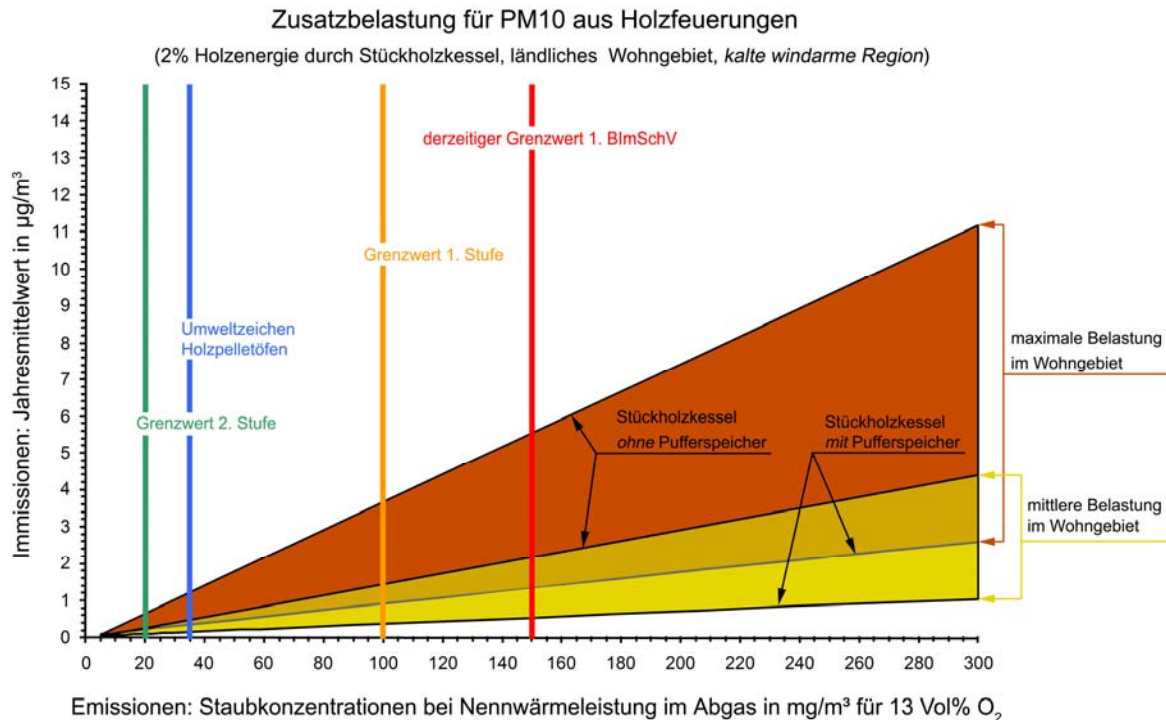


Bild 6-6 Zusatzbelastung für PM10 aus Stückholzfeuerungen mit und ohne Pufferspeicher, 2% Endenergie, ländliches Wohngebiet, kalte windarme Region

Da diese Bilder immer nur für eine meteorologische Region (Temperatur und Wind), für ein Endenergieszenario und ein Modellgebiet gültig sind, wurden diese beispielhaft nur für PM10, ländliches Gebiet, kalte windarme Region erstellt. Grundsätzlich können diese Art von Grafiken für jeden beliebigen Fall und für jede Emissionskomponente erstellt werden.

6.2 Einordnung der ermittelten Ergebnisse in ihren gesetzlichen Rahmen und Bestimmung der hierzu notwendigen Gesamtbelastungen

Im Rahmen des Projektes wurde die Zusatzbelastung auf Grund einer vermehrten Verfeuerung von fester Biomasse untersucht. Um diese berechneten Immissionskonzentrationen mit gesetzlichen Grenzwerten vergleichen zu können, ist immer eine Bestimmung der Gesamtbelastung, d.h. eine Addition von Zusatzbelastung und Hintergrundbelastung notwendig. In Kapitel 6.2.1 wird ein Überblick über die Schadstoffhintergrundbelastung in Deutschland gegeben.

Das Kapitel 6.2.2 gibt einen Überblick über die relevanten Immissionsgrenzwerte bzw. die Ziel- und Beurteilungswerte für die im Projekt betrachteten Schadstoffe.

In Kapitel 6.2.3 werden die schadstoffspezifischen Kennwerte für NO_2 , PM10 und CO, sowie ihre Bestimmung im Rahmen des Projektes beschrieben.

Im Rahmen der Novellierung der 1. BImSchV wurden Teilergebnisse des Projekts für die Abschätzung der Auswirkungen der geplanten Altanlagenregelung verwendet. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 6.2.4 vorgestellt.

Bundesweite Maßnahmen, wie die Novellierung der 1. BImSchV, wirken sich auch auf die Hintergrundbelastung aus. Derartige Einflüsse bundesweiter Maßnahmen auf die Hintergrundbelastung werden in einem anderen Projekt des Umweltforschungsplans untersucht (PAREST – Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung, 2009), dessen Ergebnisse voraussichtlich im Jahre 2010 veröffentlicht werden. Zum Vergleich der hier untersuchten Einflüsse auf die lokale Zusatzbelastung mit dem Einfluss großräumiger Maßnahmen auf die regionale Hintergrundbelastung werden in Kapitel 6.2.5 vorläufige Zwischenergebnisse des Projekts PAREST referiert.

6.2.1 Schadstoffhintergrundbelastung

Die Werte der Hintergrundbelastung bzw. Vorbelastung variieren sehr stark und können nicht für alle Gebiete Deutschlands allgemein angegeben werden. Es liegen Karten vor, die die flächenhafte Immissionsbelastung für ganz Deutschland für bestimmte Jahre oder auch Tage anhand bestimmter Verfahren (siehe z.B. Optimale Interpolation nach Stern et al. (2006)) berechnen oder aber tagesaktuelle Karten, wie sie z.B. beim Umweltbundesamt unter der Internetadresse <http://www.env-it.de/luftdaten/pollutants.fwd> abzurufen sind. Diese Karten basieren auf einer weiträumigen Betrachtung (z.B. Mittelungsflächen von 15 km x 15 km) und sind deshalb für kleinräumige Betrachtungen nicht direkt geeignet.

Bei der hier vorliegenden Problemstellung handelt es sich aber primär um kleinräumige Betrachtungen. Hierfür sind die Vorbelastungswerte örtlich zu bestimmen und z.B. aus nahegelegenen Messwerten abzuleiten.

Dies gilt auch für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Hintergrundimmissionen (vgl. auch Kapitel 6.2.5). Die vorliegenden, allgemein verfügbaren Prognosen basieren auf weiträumigen Betrachtungen. Örtlich können die Werte stark von den großräumigen Entwicklungen abweichen. Wird z.B. in einem Ort stark mit Holz geheizt während in einem benachbarten Ort Erdgasversorgung angeboten wird, können auch schon kleinräumig große Unterschiede in den Immissionsbelastungen und damit auch in der anzusetzenden Hintergrundbelastung auftreten.

Aus diesen Gründen werden in Absprache mit dem Auftraggeber in dem bereitgestellten Excel-Arbeitsblatt BIOMIS keine Hintergrundwerte angeboten, sondern diese sind von den Anwendern selbst einzugeben.

Bei den meisten Schadstoffen handelt es sich dabei um einen additiven Term, d.h. die Vorbelastung wird zu der aus dem Excel-Arbeitsblatt BIOMIS abgeschätzten Zusatzbelastung addiert.

Beim Luftschadstoff NO₂ ist die anzusetzende Umwandlungsrate von NO_x in NO₂ von der Gesamtbelastung, also Hintergrund- und Zusatzbelastung abhängig. Setzt man keine Hintergrundbelastung an, erhält man in der Regel zu hohe Werte für die NO₂-Zusatzbelastung. Es sollte deshalb zur realitätsnahen Abschätzung für NO₂ eine Hintergrundbelastung berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 6.2.3).

6.2.2 Immissionsgrenzwerte

Für eine Bewertung der Ergebnisse ist ein Bezug zwischen der sich ergebenden Gesamtbelastung und bestehenden Grenz- oder Beurteilungswerten für die einzelnen Schadstoffe herzustellen.

Ein Immissionsgrenzwert im Sinne der 22. BImSchV ist eine Immissionskonzentration für einen Schadstoff, die ab einem in der 22. BImSchV vorgeschriebenen Zeitpunkt einzuhalten ist und nicht überschritten werden darf. In der 22. BImSchV liegen Immissionsgrenzwerte für die in diesem Projekt betrachteten Schadstoffe PM₁₀, NO₂, Benzol und CO vor.

Die 22.BImSchV definiert ferner „Zielwerte“ als „die nach Möglichkeit in einem bestimmten Zeitraum zu erreichende Immissionskonzentration, die mit dem Ziel festgelegt wird, die schädlichen Einflüsse auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt zu vermeiden, zu verhindern oder zu verringern“. In der 22.BImSchV wird ein Zielwert für Benzo(a)pyren festgelegt.

In **Tabelle 6.1** sind für die untersuchten Stoffe die Grenz- oder Zielwerte zusammengestellt. Für VOC liegen derzeit keine Immissionsgrenz- oder Zielwerte vor.

Tabelle 6.1 Grenz- oder Zielwerte und ihre Quellen für die untersuchten Stoffe

Stoffe	Grenz- oder Zielwerte			
	Immissionskonzentration	Bezugsquelle	Zeitbezug	Bemerkung
PM₁₀	40 µg/m ³	22. BImSchV	Jahresmittelwert	Grenzwert
	50 µg/m ³	22. BImSchV	Tagesmittelwert, mit 35 zulässigen Überschreitungen im Jahr	Kurzzeitwert Grenzwert
NO₂	40 µg/m ³	22. BImSchV	Jahresmittelwert	ab 01.01.2010 Grenzwert
	200 µg/m ³	22. BImSchV	Stundenmittelwert, mit 18 zulässigen Überschreitungen im Jahr	Kurzzeitwert, ab 01.01.2010 Grenzwert
	200 µg/m ³	22. BImSchV	98-Perzentilwert des Stundenmittelwertes	Kurzzeitwert, bis 2009 Grenzwert
Benzol	5 µg/m ³	22. BImSchV	Jahresmittelwert	ab 01.01.2010, Grenzwert
CO	10 mg/m ³	22. BImSchV	Höchster 8h Wert	Grenzwert
Benzo(a)pyren	1 ng/m ³	22. BImSchV, LAI	Jahresmittelwert	Zielwert, ab dem 31.12.2012
PAK	1 ng/m ³	22. BImSchV LAI	Jahresmittelwert	Der Zielwert bezieht sich auf Benzo(a)pyren als Leitsubstanz der PAK
Dioxine	150 fg/m ³	LAI	Jahresmittelwert	WHO-TEQ/m ³ Zielwert

Benzo(a)pyren ist partikelgebunden und wird in der 22. BImSchV als Bestandteil der PM₁₀-Fraktion behandelt. Bei Benzo(a)pyren handelt es sich um die Leitsubstanz der Stoffgruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).

Der Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) gibt in LAI (2004) Empfehlungen für Beurteilungswerte für Immissionen von Schadstoffen, für die keine Immissionsgrenzwerte festgelegt sind. Dort werden u.a. auch Dioxine betrachtet. Der in Tabelle 6.1 angegebene Zielwert für Dioxine ist diesem Bericht entnommen.

Für NO₂, PM10 und CO werden die schadstoffspezifischen Kennwerte, d.h. die Grenz- oder Zielwerte, im nachfolgenden Kapitel 6.2.3 näher betrachtet.

6.2.3 Schadstoffspezifische Kennwerte

6.2.3.1 NO-NO₂-Konversion

Im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen liegt ein Gemisch aus NO und NO₂ vor, wobei NO den weitaus größeren Anteil bildet. Die Umwandlung von NO in NO₂ in der Atmosphäre ist durch das Angebot an Ozon limitiert. In der 22. BImSchV ist ein Immissionsgrenzwert für den NO₂-Jahresmittelwert von 40 µg/m³ (ab 2010) und ein Kurzzeitwert festgelegt, der max. 18 Überschreitungen eines Stundenmittelwertes von 200 µg NO₂/m³ im Jahr erlaubt. Die Praxis zeigt, dass es sich bei dem Jahresmittelwert um den empfindlicheren der beiden Werte handelt. Die Berechnung der NO₂-Immissionen wurde im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtungen näher untersucht, wobei zwei unterschiedliche Verfahren näher betrachtet wurden.

Die Stickstoffoxid-Emissionen können in dem Ausbreitungsprogramm AUSTAL2000 als Summenparameter NO_x und/oder getrennt als NO₂- und NO-Emissionen eingegeben werden. Als Ergebnis erhält man im ersten Fall Immissionen der Zusatzbelastung für NO_x, im zweiten Fall Immissionen der Zusatzbelastung für NO₂. Für den Vergleich mit Beurteilungswerten benötigt man die Gesamtbelastung, also die Summe aus Zusatzbelastung und Hintergrundbelastung. Als Beurteilungswerte liegen z.B. in der 22. BImSchV die oben genannten Werte für NO₂ vor.

Die Bestimmung der Gesamtbelastung kann auf zwei verschiedenen Wegen erfolgen. Bei der ersten Vorgehensweise berechnet man mit AUSTAL2000, wie oben beschrieben, die Werte der NO₂-Zusatzbelastung. Dieser Zusatzbelastung wird die Hintergrundbelastung NO₂ überlagert und es ergibt sich aus der Summe die Gesamtbelastung. Bei der zweiten Vorgehensweise kann man mit AUSTAL2000 die NO_x-Immissionen an den Aufpunkten berechnen. Man überlagert diese NO_x-Immissionen der Zusatzbelastung mit entsprechenden NO_x-Werten der Hintergrundbelastung und erhält NO_x-Immissionen der Gesamtbelastung. Unter Zuhilfenahme einer Umrechnungsfunktion z.B. nach Romberg et al. (1996) kann man daraus die NO₂-Konzentrationen berechnen. In **Bild 6-7** sind die Zusammenhänge zwischen NO_x- und NO₂-Jahresmittelwerten nach Romberg et al. (1996) dargestellt.

Der Vergleich der beiden Verfahren wurde an einer Beispielrechnung durchgeführt. Hierfür wurde das städtische Gebiet betrachtet, für das die NO₂-Immissionen mit beiden Verfahren bestimmt wurden. Für das untersuchte Gebiet betrug die mittels AUSTAL2000 errechnete NO_x-Zusatzbelastung des Jahresmittelwertes über alle Flächen des Gebiets 26.7 µg/m³. Die entsprechende NO₂-Zusatzbelastung erreichte bei einem Verhältnis von 97:3 für NO zu NO₂ bei der Freisetzung am Kamin mit dem in AUSTAL2000 integrierten Konversionsmodell 2.5 µg NO₂/m³ im Mittel.

Da der Ansatz nach Romberg et al. (1996) für die Ermittlung einer Gesamtbelastung aus Zusatzbelastung und Hintergrundbelastung entwickelt wurde, erscheint ein gestaffeltes Vorgehen sinnvoll, welches von einer bestimmten Hintergrundbelastung ausgeht und mittels der Summe aus Hintergrund- und Zusatzbelastung, d.h. für die Gesamtbelastung die Konversion bestimmt. Setzt man beispielsweise eine Hintergrundbelastung von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ an, lässt sich die dazugehörige NO_x -Konzentration mit $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus dem Ansatz nach Romberg et al. (1996) abschätzen. Die Summe aus Zusatz- und Hintergrundbelastung beträgt $26.7+31 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$, d.h. $57.7 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$. Nach Romberg et al. (1996) entspricht dies einer NO_2 -Konzentration von $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Zieht man nun von der Gesamtbelastung die Vorbelastung wieder ab, bleiben $12 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ -Zusatzbelastung.

Die NO_2 -Zusatzbelastung nach TA Luft und die nach Romberg unterscheiden sich im hier betrachteten Beispiel um ca. den Faktor fünf, d.h. die Werte nach TA Luft liegen bei ca. 20% derer nach Romberg et al (1996). Bei der Annahme einer niedrigeren Hintergrundbelastung nimmt die NO_2 -Zusatzbelastung nach dem Romberg-Ansatz weiter zu. Höhere Vorbelastungen würden zu niedrigeren Faktoren führen.

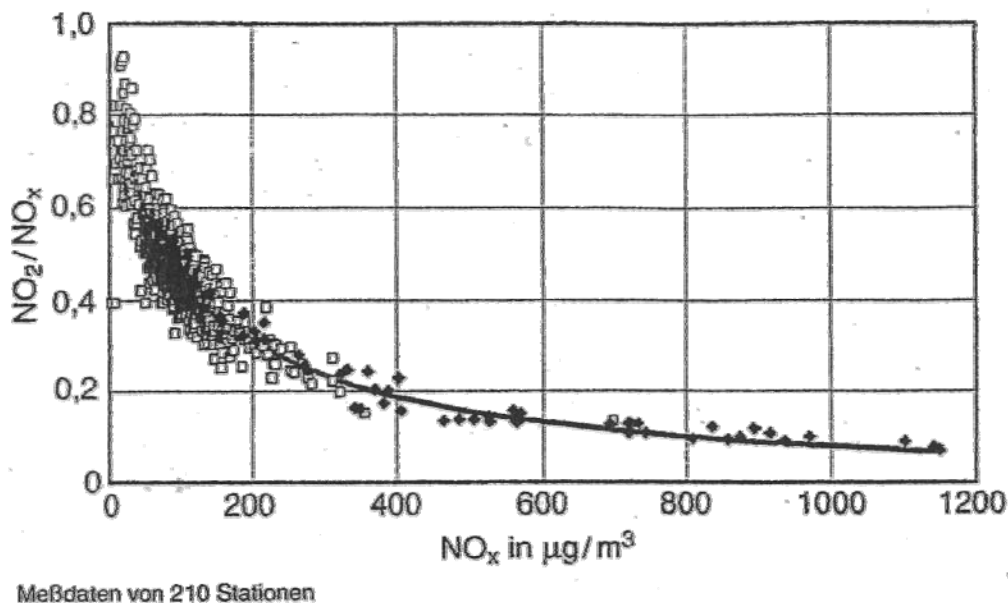


Bild 6-7 Zusammenhang zwischen NO_x - und NO_2 -Jahresmittelwerten nach Romberg et al. (1996)

Prinzipiell hängt die NO - NO_2 -Konversion von einer Vielzahl von Parametern ab, u.a. spielen die verfügbare Ozonkonzentration, die Strahlungs- und Witterungsbedingungen, die Art der Durchmischung und die Temperatur eine Rolle. Das TA-Luft-Modell resultiert aus Messungen an Kraftwerksfahnen und gilt auch für größere Entfernungen verglichen mit den Abmessungen der hier vorliegenden Untersuchungsgebiete.

Der Romberg-Ansatz als statistisch empirisches Verfahren weist in sich eine gewisse Bandbreite auf und gilt daher für ein Spektrum an bodennahen Situationen. Um den doch sehr niedrigen Wert der Zusatzbelastung nach TA Luft besser einordnen zu können, wurde zusätzlich eine Ausbreitungsrechnung für eine Punktquelle (Höhe 13 m) in einem Gebiet von 200 m mal 200 m mit einem großen Emissionsmassenstrom bei einer bestimmten Windrichtung für einen Tag durchgeführt.

Im TA-Luft-Ansatz ist zunächst eine Abhängigkeit der Konversion von den Ausbreitungs-klassenverhältnissen gegeben. Je labiler die Verhältnisse sind, desto schneller kommt es zu einer Umwandlung von NO zu NO₂. Weiterhin zeigt die Windgeschwindigkeit einen deutlichen Einfluss auf die Umsetzung in einem Modellgebiet, je niedriger die Geschwindigkeit, desto länger sind die einzelnen Partikel im Gebiet und desto höher ist der Anteil an NO₂. Ein wichtiger Faktor ist das bei der Emission angesetzte Verhältnis von NO zu NO₂, dieses hat einen großen Einfluss auf die NO₂-Zusatzbelastung, da der als NO₂ emittierte Anteil des NO_x als inertes Gas eingeht, die oben beschriebenen Faktoren aber die NO-NO₂-Konversion beeinflussen.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde als geeignete Vorgehensweise das Verfahren ausgewählt, bei dem zunächst die NO_x-Immissionen der Zusatzbelastung berechnet, diese mit der NO_x-Vorbelastung überlagert und daraus die NO₂-Gesamtbelastung nach der Konversionsformel von Romberg et al. (1996) ermittelt werden. Dieser Konversionsansatz wurde von Bächlin et al. (2006) auf Basis neuerer Messdaten überprüft.

Der verwendete Ansatz nach Romberg et al. (1996) basiert auf einem empirischen Ansatz, der auf Grund von Jahreskennwerten abgeleitet wurde. Es galt daher im Rahmen der vorliegenden Studie zu überprüfen, ob dieser Ansatz hier auch uneingeschränkt verwendet werden kann oder ob auf Grund der vorwiegend im Winterhalbjahr freigesetzten Emissionen eine Differenzierung nach Jahreszeiten vorgenommen werden muss.

Für diese Überprüfung wurden vom Umweltbundesamt die Messdaten der Ländermessnetze der Jahre 2000 bis 2005 zur Verfügung gestellt.

Zunächst wurde eine Auswertung entsprechend den Arbeiten von Romberg et al. (1996) bzw. Bächlin et al. (2006) vorgenommen. Dabei wurden Regressionskurven mit dem Ansatz

$$U([NO_x]) = \frac{A}{([NO_x] + B)} + C = \frac{[NO_2]}{[NO_x]} \quad \text{Gl. 6-6}$$

nach der Methode der kleinsten Quadrate z.B. nach Bronstein et al. (1991) bestimmt. Die Anpassung wurde für die Gleichung der Form $[NO_2] = f([NO_x])$ mit

$$[NO_2] = \frac{A \cdot [NO]_x}{([NO_x] + B)} + C \cdot [NO_x] \quad \text{Gl. 6-7}$$

durchgeführt.

Die Ergebnisse sind in **Bild 6-8** dargestellt. Es zeigt sich, dass auch die Daten 2000 bis 2005 durch den Fit nach Bächlin et al. (2006), der für die Jahre 2000 bis 2003 abgeleitet wurde, gut beschrieben werden. Der Ansatz nach Romberg et al. (1996) liefert über große Bereiche größere Umwandlungsraten.

Die Daten der Jahre 2000 bis 2005 wurden nun für Winter und Sommer getrennt betrachtet. Es wurden die Mittelwerte für die Winterperiode (15. Oktober bis 14. April) und für die Sommerperiode (15. April bis 14. Oktober) berechnet und ähnlich den Arbeiten von Romberg et al. (1996) bzw. Bächlin et al. (2006) grafisch aufbereitet. Die Ergebnisse sind in **Bild 6-9** dargestellt. Es zeigt sich erwartungsgemäß, dass die Umwandlungsraten im Winterhalbjahr niedriger sind als im Sommerhalbjahr.

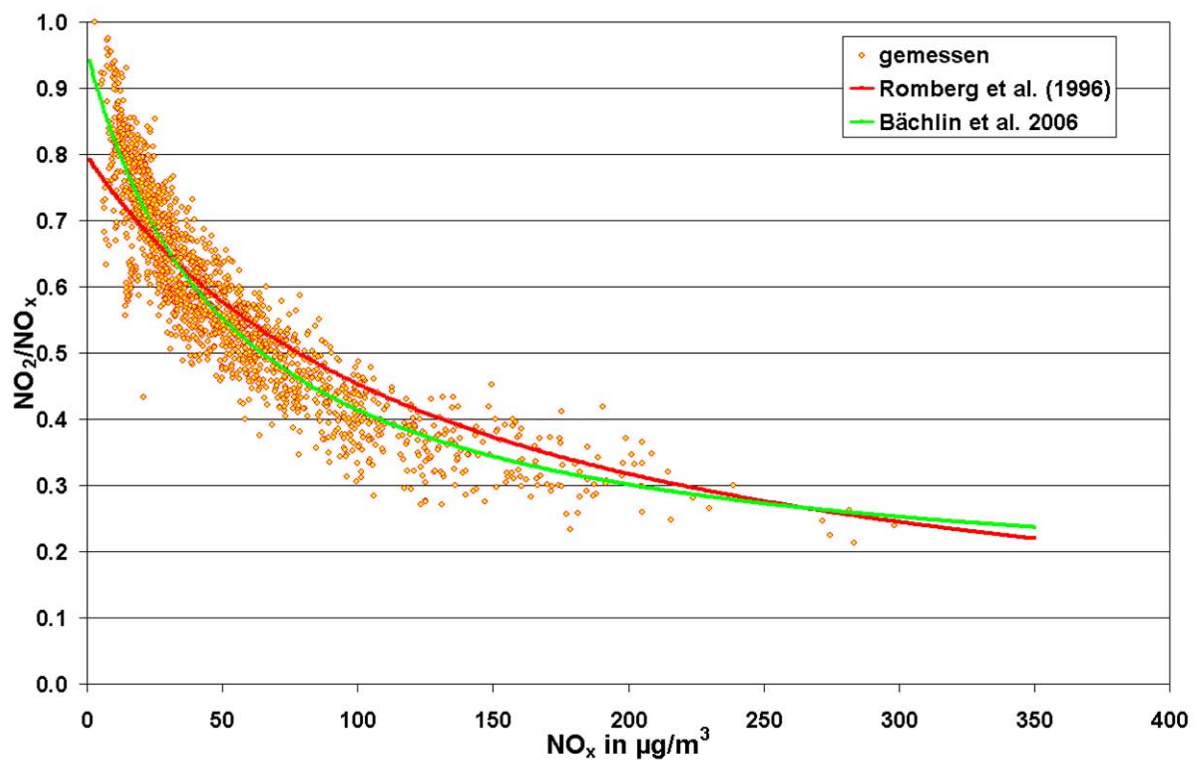


Bild 6-8 Messdaten der Jahre 2000 bis 2005 und Vergleich mit den Ansätzen nach Romberg et al. (1996) und Bächlin et al. (2006)

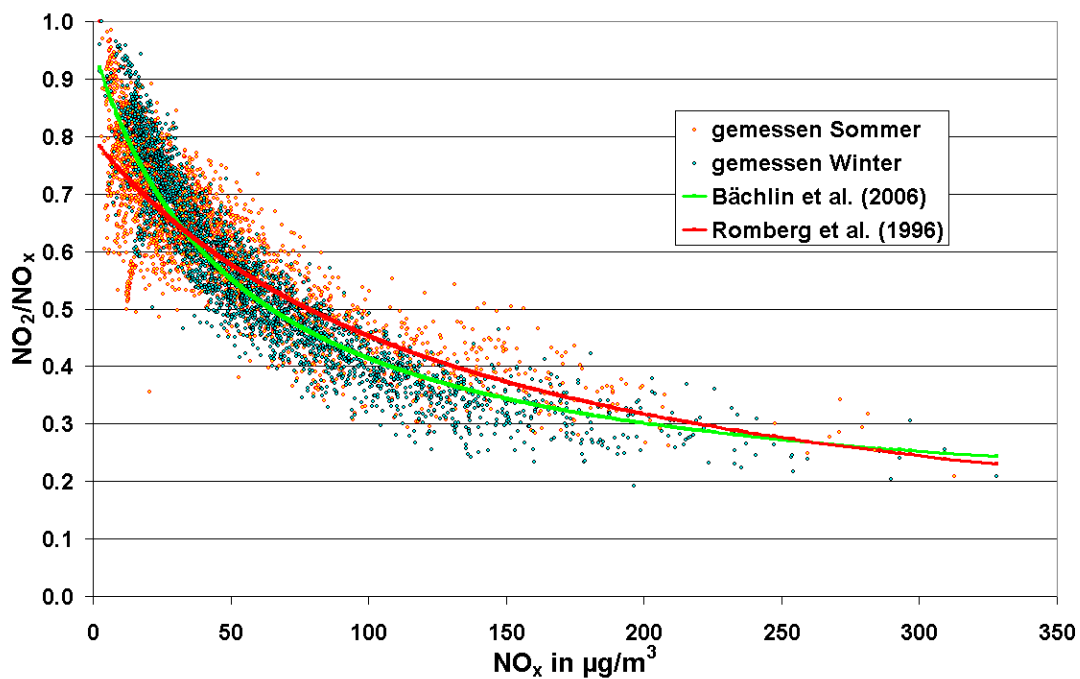


Bild 6-9 Messdaten der Jahre 2000 bis 2005 getrennt für Winter- und Sommerperiode dargestellt

In **Bild 6-10** sind die NO_2 -Werte direkt über NO_x aufgetragen. Die niedrigeren NO_2 -Werte im Winterhalbjahr gegenüber dem Sommerhalbjahr bei gleichen NO_x -Werten sind zu erkennen.

Aus den für die Jahre 2000 bis 2005 gelieferten Daten wurden die Regressionskurven nach obigem Ansatz für das Winterhalbjahr und für das Sommerhalbjahr berechnet. Die Ergebnisse zeigt das **Bild 6-11**. Es ist zu erkennen, dass die Regressionskurve für das Sommerhalbjahr nahe der Kurve nach Romberg et al. (1996) liegt während für das Winterhalbjahr die Regressionskurve über weite Bereiche unterhalb dieser beiden Linien liegt.

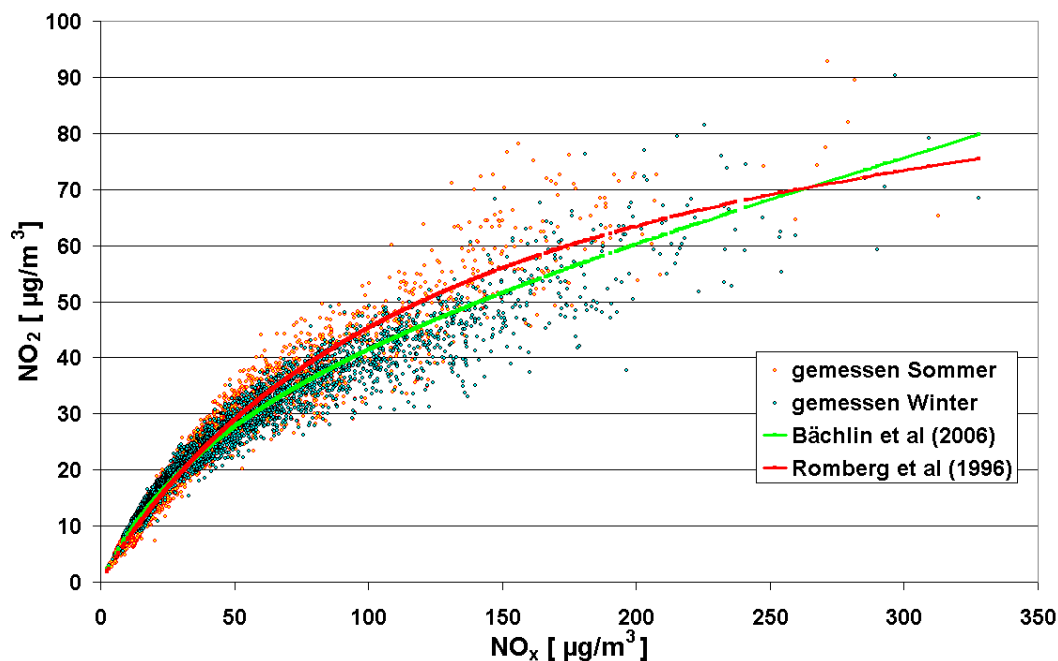


Bild 6-10 NO_2 -Messwerte in Abhängigkeit von den NO_x -Werten für die Jahre 2000 bis 2005

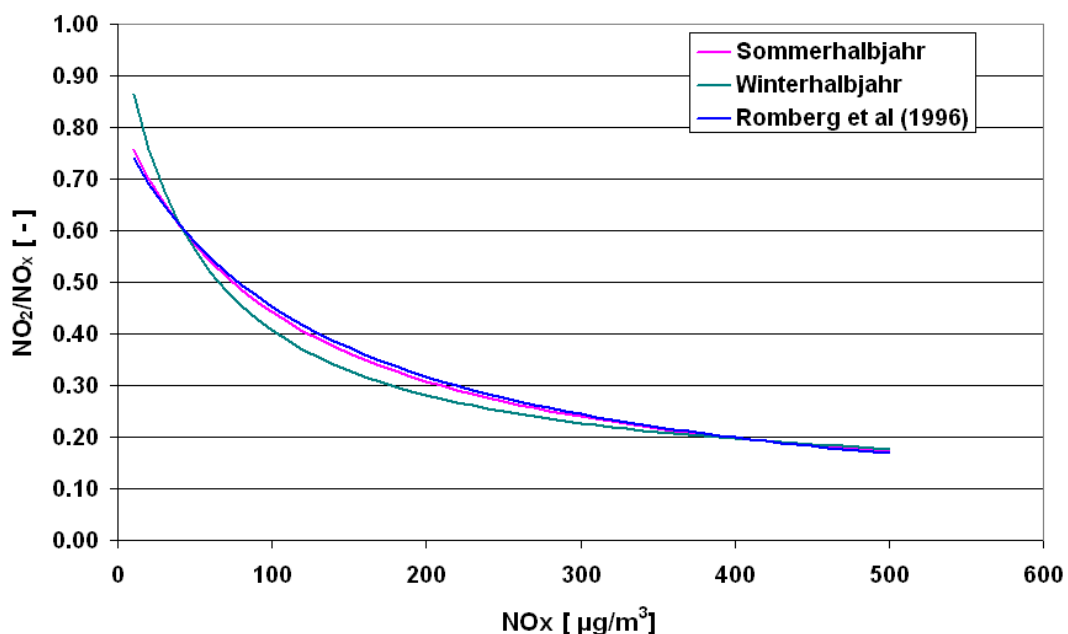


Bild 6-11 Regressionskurven für Sommer- und Winterhalbjahr und nach Romberg et al. (1996)

Das **Bild 6-12** zeigt die entsprechenden Regressionskurven in der Darstellungsform NO_2 über NO_x . Bei dieser Darstellungsform können die NO_2 -Werte direkt abgelesen werden. Den Grenzwert von $40 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ würde man im Winterhalbjahr auf Grund von ca. $97 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ erreichen, im Sommer würden $40 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ bereits bei einem NO_x -Wert von ca. $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht. Die Ergebnisse zeigen erwartungsgemäß Unterschiede in den Umwandlungsraten für das Winter- und das Sommerhalbjahr.

Da die Emissionen der Holzfeuerungen im Mittel nur zu ca. 75% im Winterhalbjahr und zu ca. 25% im Sommerhalbjahr freigesetzt werden und damit die Unterschiede noch geringer ausfallen, wird im Rahmen des vorliegenden Projektes bei der Berücksichtigung der NO - NO_2 -Konversion auf eine Differenzierung zwischen Winter- und Sommerhalbjahr verzichtet und somit eine konservative Abschätzung vorgenommen. In Anlehnung an die in Bächlin et al. (2006) dargelegten Gründe wird der in Romberg et al. (1996) aufgestellte Ansatz beibehalten und auf eine Modifikation auf Grund der neueren Regressionskurven im Sinne einer konservativen Vorgehensweise verzichtet.

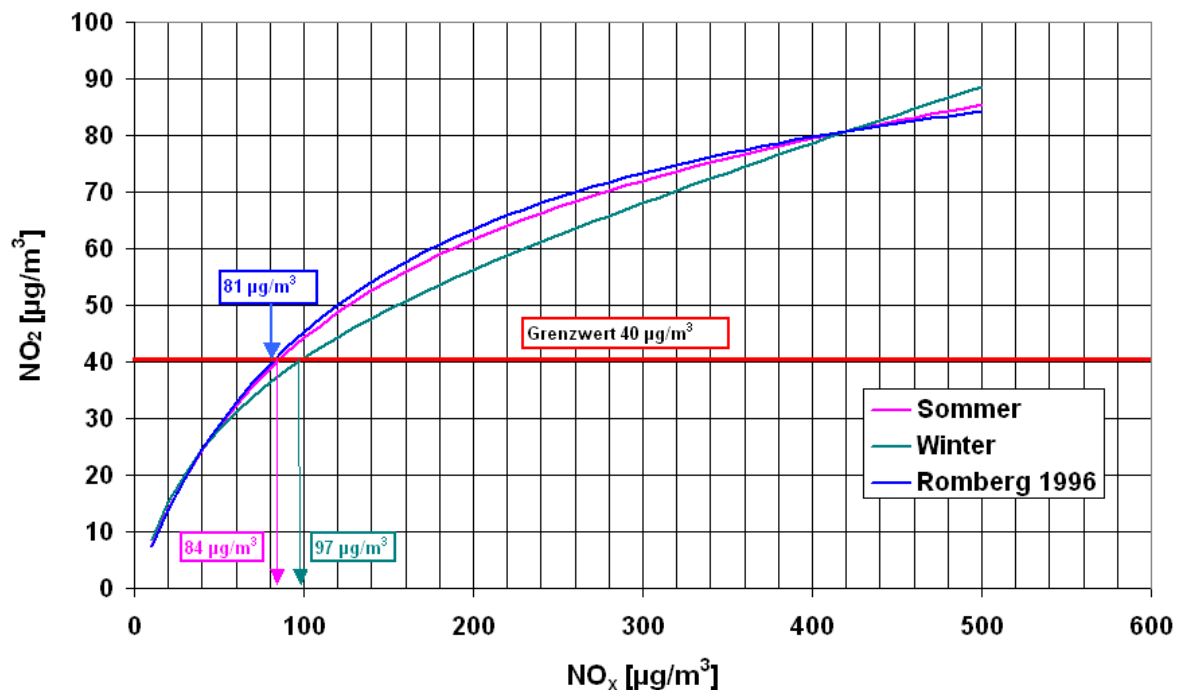


Bild 6-12 Regressionskurven der NO_2 -Werte in Abhängigkeit von den NO_x -Werten aus Messdaten für die Jahre 2000 bis 2005 und der Ansatz nach Romberg et al. (1996)

6.2.3.2 PM10-Überschreitungshäufigkeiten

Für die Bewertung der Feinstaubimmissionen PM10 gibt es in der 22. BImSchV als Beurteilungswerte den Jahresmittelwert ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und einen Kurzzeitwert, der besagt, dass ein Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ im Jahr maximal 35 mal überschritten werden darf. Die Erfahrung zeigt, dass der Kurzzeitwert die strengere Größe darstellt.

In der Praxis wird bei der Erstellung von Immissionsprognosen der Kurzzeitwert PM10 meistens aus dem Jahresmittelwert abgeschätzt. Der aus Messwerten abgeleitete Zusammenhang zwischen Jahresmittelwert und Kurzzeitwert ist nach BAST (2005) in **Bild 6-13** dargestellt.

Für die Bestimmung der Anzahl der Überschreitungstage wird immer die Gesamtbelastung benötigt. Die Auswirkungen einer erhöhten Zusatzbelastung auf die Anzahl der Überschreitungen kann aus der Steigung der Funktion in Bild 6-13 abgeleitet werden. So würden sich beispielsweise bei einer Gesamtbelastung von ca. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einer Erhöhung der Zusatzbelastung um $1 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ zusätzlich ca. 3,8 Überschreitungen ergeben.

Die Zusatzbelastung PM10 auf Grund von Hausfeuerungen tritt vorwiegend in den Wintermonaten auf. Da in den Wintermonaten auch die PM10-Belastung insgesamt höher ist, gilt es zu überprüfen, ob die obigen Zusammenhänge auch für das Winterhalbjahr zutreffen.

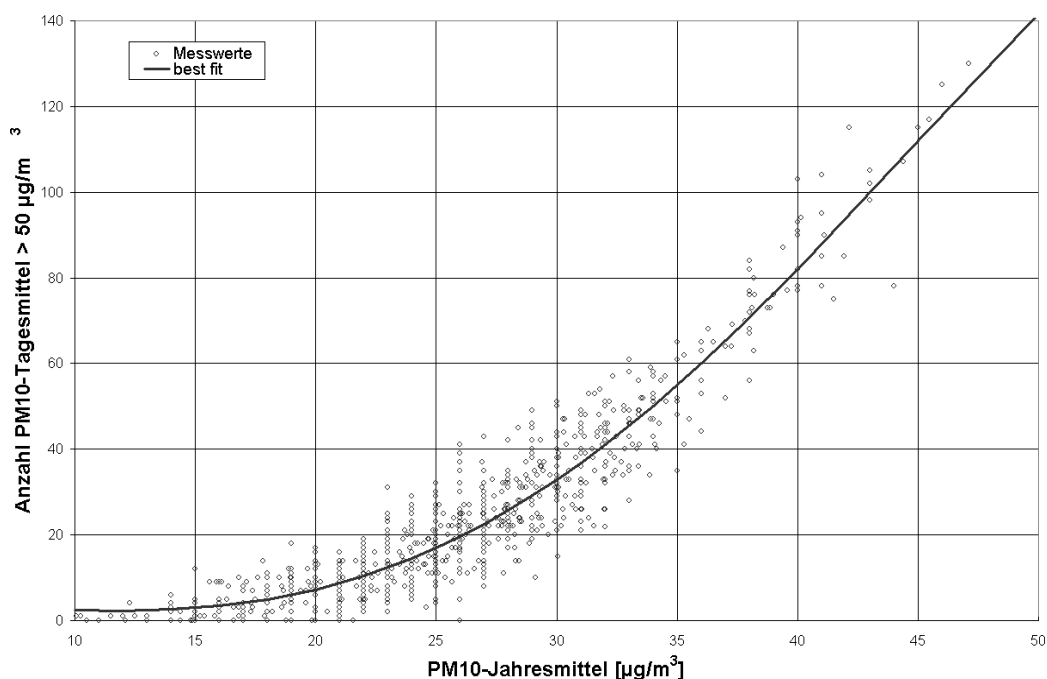


Bild 6-13 Anzahl der Tage mit mehr als $50 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ im Tagesmittel in Abhängigkeit vom PM10-Jahresmittelwert für Messstationen der Länder und des Umweltbundesamtes (1999-2003) sowie die daraus abgeleitete Funktion (BAST, 2005)

Als Datengrundlage für diese Überprüfung wurden von Seiten des Umweltbundesamtes ca. 1 800 Messdatensätze für die Jahre 2001 bis 2005 zur Verfügung gestellt. Diese Daten wurden analysiert und mit Blick auf obige Fragestellung ausgewertet. Das **Bild 6-14** zeigt den Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert PM10 und dem Mittelwert PM10 des Winterhalbjahres, das für die Monate Oktober bis März definiert wurde. Der Mittelwert im Winter liegt somit im Mittel um ca. 7,6% höher als der Jahresmittelwert.

Die entsprechenden Werte für den Vergleich der Sommermonate mit dem Jahresmittelwert finden sich in **Bild 6-15**. Der Mittelwert für die Sommermonate April bis September ist somit im Mittel ca. 7,5% niedriger als der Jahresmittelwert.

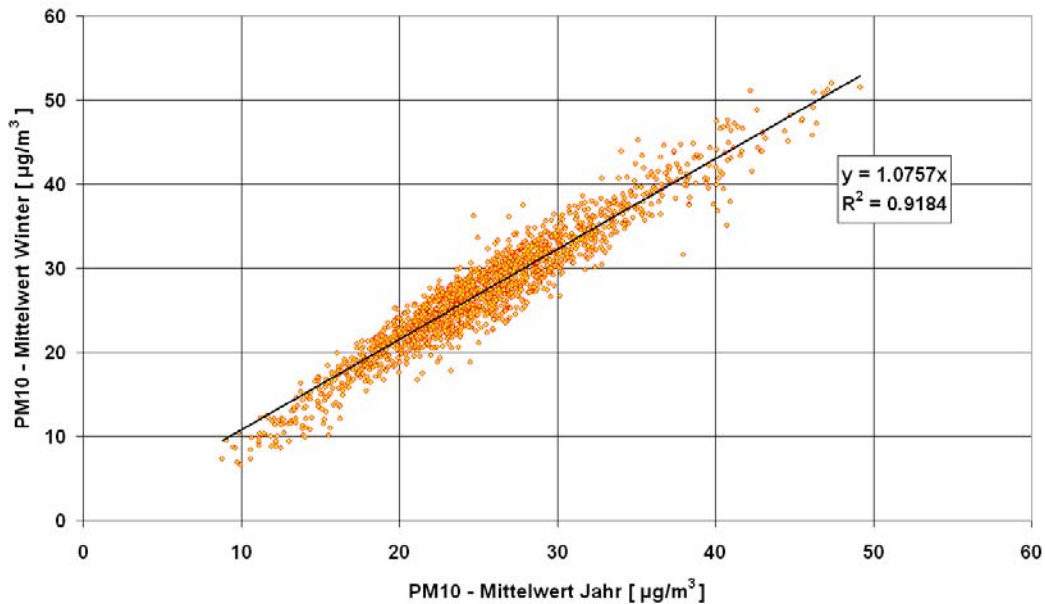


Bild 6-14 Vergleich der Jahresmittelwerte PM10 mit den Mittelwerten für die Wintermonate Oktober bis März der Jahre 2001 bis 2005

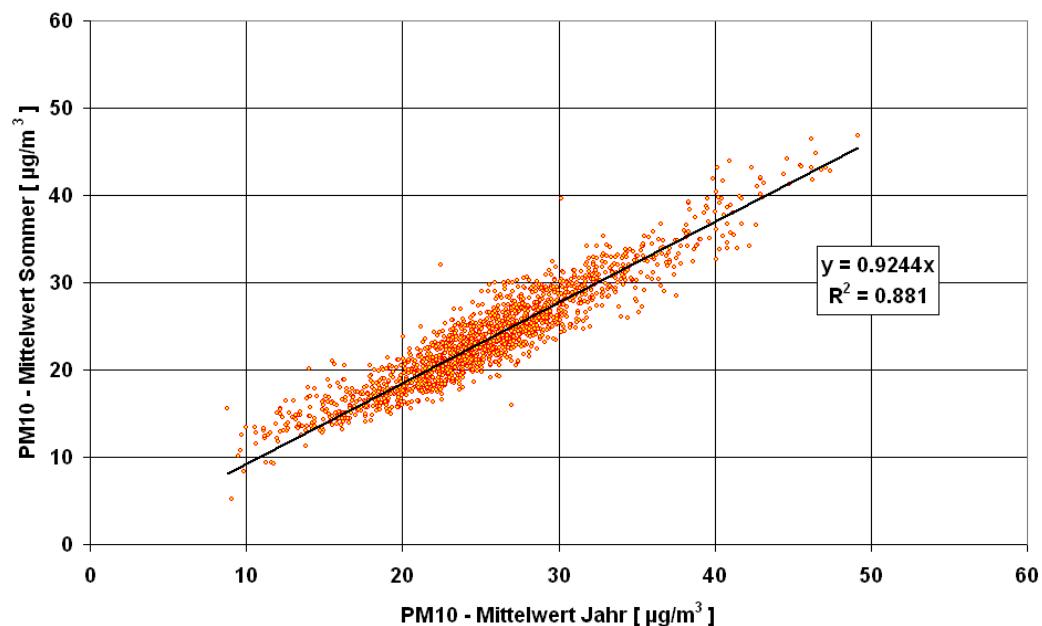


Bild 6-15 Vergleich der Jahresmittelwerte mit den Mittelwerten für die Sommermonate April bis September der Jahre 2001 bis 2005

Diese Differenz zwischen den Winter- und Sommermonaten führt dazu, dass ca. 70% der Tage mit Überschreitungen von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel im Winter und ca. 30% der Überschreitungen im Sommer auftreten. Die entsprechende Auswertung ist in **Bild 6-16** dargestellt. Aufgrund der erhöhten PM10-Werte im Winter gegenüber im Sommer nimmt die Anzahl der Überschreitungen bei Erhöhung der Zusatzbelastung im Winter stärker zu. Wie viele Überschreitungen eine Erhöhung der PM10-Immission auf Grund von Hausbrand bewirkt, hängt von dem Niveau der Umgebungskonzentration ab.

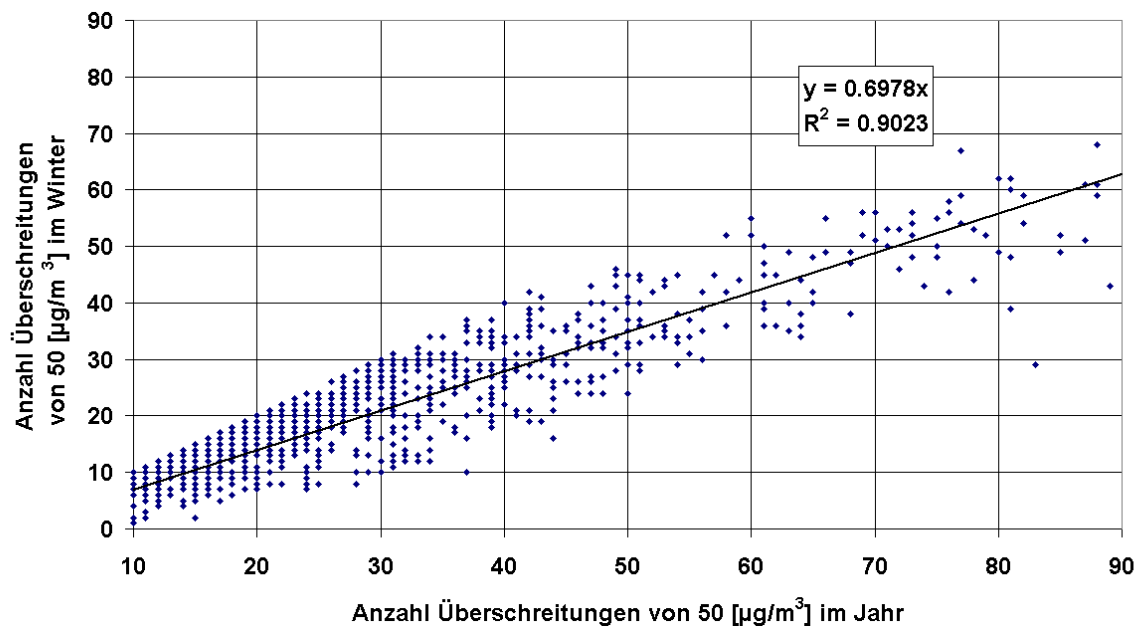


Bild 6-16 Anzahl der Tage mit mehr als 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Winter im Vergleich zu Anzahl der Tage im Jahresmittel für die Jahre 2001 bis 2005

Bild 6-17 verdeutlicht diesen Zusammenhang. Aus dem Diagramm kann in Abhängigkeit von dem Jahresmittelwert der PM10-Konzentration die Anzahl der zusätzlichen Überschreitungen bei einer Erhöhung des Mittelwertes durch die vermehrte Verfeuerung von fester Biomasse um 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ abgelesen werden. Das Diagramm setzt voraus, dass die Biomassefeuerungen nur im Winterhalbjahr betrieben werden.

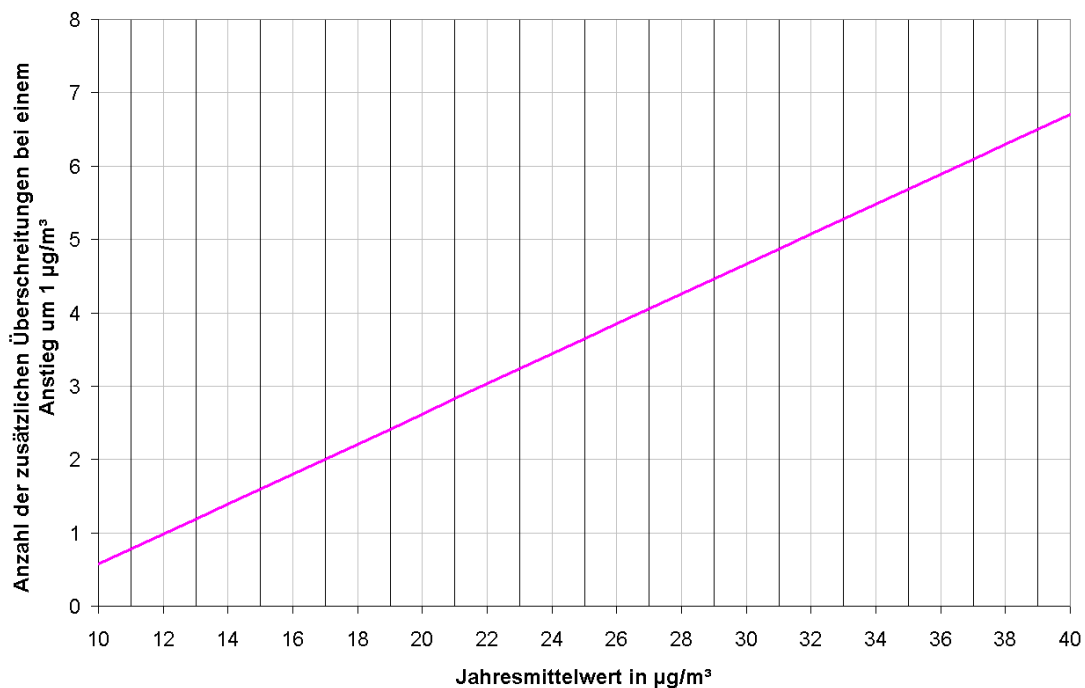


Bild 6-17 Zunahme der Anzahl der Überschreitungen bei Anstieg des Jahresmittelwerts um 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Abhängigkeit von der absoluten Höhe des Jahresmittelwerts

Es handelt sich hierbei um einen linearen Zusammenhang. Für beispielsweise einen Jahresmittelwert von $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben sich bei einem Anstieg des Jahresmittelwertes um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ca. 4 Überschreitungen mehr.

6.2.3.3 Beispielhafte Auswertung für PM10-Kurzzeitwerte an Monitorpunkten

AUSTAL2000 bietet in der hier verwandten Version die Möglichkeit, zehn Monitorpunkte im Modellgebiet zu positionieren. Für diese zehn Monitorpunkte sind die punktuell dort auftretenden Immissionskonzentrationen für jeden Schadstoff in einer stündlichen Auflösung verfügbar. Dies ermöglicht für diese Punkte zeitlich höher aufgelöste Auswertungen als für das übrige Modellgebiet, für das Jahresmittelwerte und stoffspezifische Kennwerte ausgegeben werden.

Für die Monitorpunkte im städtischen Untersuchungsgebiet wurde eine beispielhafte Auswertung dieser stündlich vorliegenden PM10-Immissionen für folgendes Szenario durchgeführt:

- 10% Pelletfeuerung
- Ausbreitungsklassenzeitreihe Stuttgart
- Temperaturzeitreihe TRY03, mittleres Jahr
- Standard-Emission und Standard-Quellhöhe.

Die Verteilung und Lage der Monitorpunkte ist **Bild 6-18** zu entnehmen, die für eine weitergehende Auswertung ausgewählten Monitorpunkte sind mit roten Kreisen markiert. Die in stündlicher Auflösung verfügbaren Werte an den Monitorpunkten wurden zu Tagesmittelwerten zusammengefasst, damit liegt eine einjährige Zeitreihe der PM10-Zusatzbelastung bei zehn Prozent Holzfeuerungen im städtischen Gebiet vor.

Mit dem Ziel, wie in Kapitel 6.2.3.2 beschrieben, die Zunahme der Anzahl der Überschreitungen des Kurzzeitgrenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufgrund von Holzfeuerungen exemplarisch zu bestimmen, ist eine Betrachtung der Gesamtbelastung notwendig. Hierzu wird die Zeitreihe der Zusatzbelastung zu einer Zeitreihe der Hintergrundbelastung addiert. Anhand des Ergebnisses, d.h. der Zeitreihe der Gesamtbelastung lassen sich die Tage mit Überschreitungen des Tagesmittelwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auszählen. Als Zeitreihe der Hintergrundbelastung konnte der zeitlich zur Ausbreitungszeitreihe passende PM10-Messdatensatz der städtischen Hintergrundstation in Reutlingen verwendet werden, er wurde vom UBA zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse dieser beispielhaften Auswertung der Gesamtbelastung sind in **Tabelle 6.2** für die fünf ausgewählten Monitorpunkte zusammengestellt.

Die Erhöhung des Jahresmittelwertes der PM10-Gesamtbelastung um ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durch die Zusatzbelastung auf Grund von 10% Pelletfeuerungsanlagen führt je nach Monitorpunkt zu 1 bis 2 Überschreitungen mehr. Damit kann der im vorherigen Kapitel beschriebene Zusammenhang zwischen Jahresmittelwert und Zunahme der Überschreitungen durch Erhöhung des Jahresmittelwerts um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die ausgewerteten Monitorpunkte bestätigt werden.

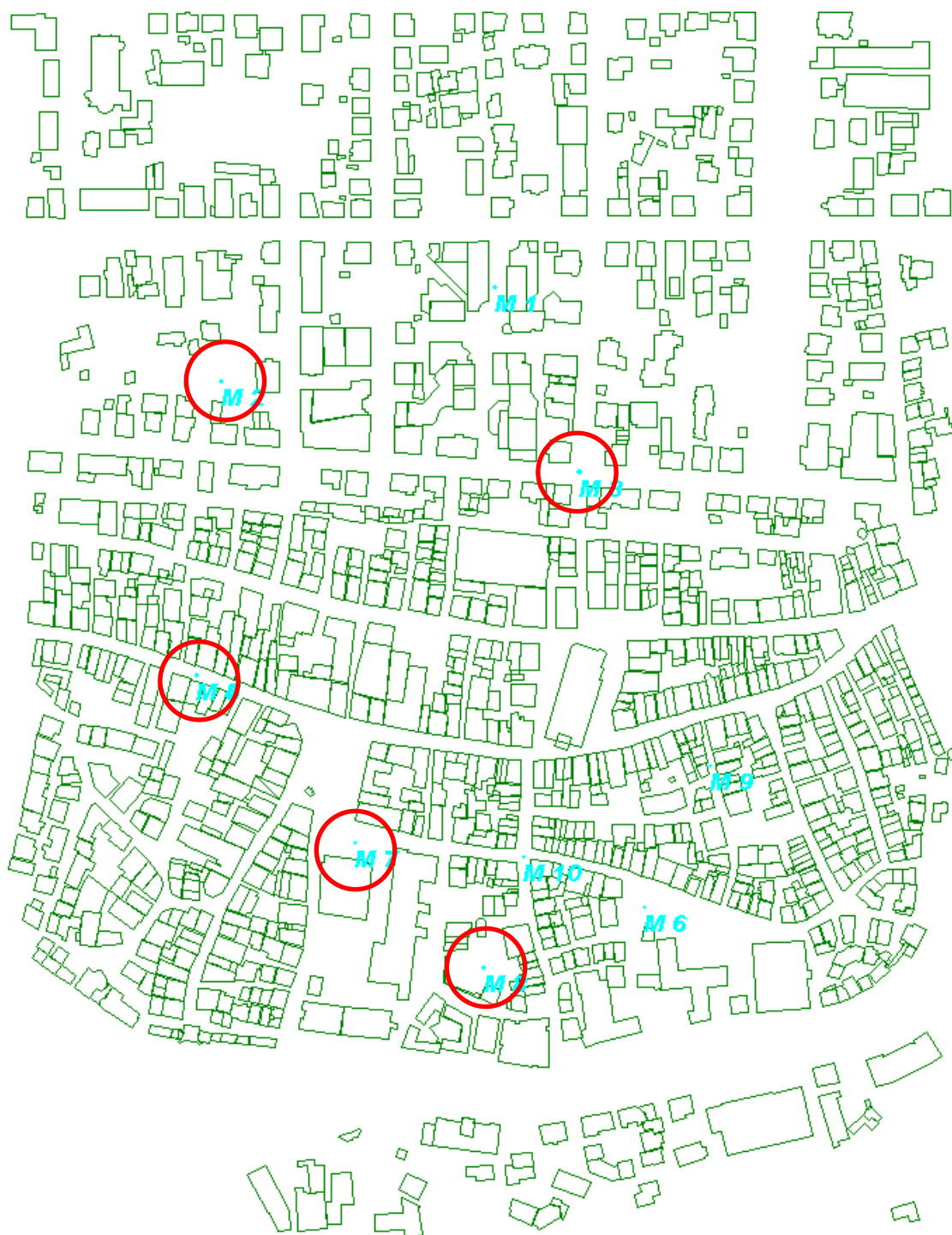


Bild 6-18 **Verteilung der Monitorpunkte im städtischen Gebiet**

Tabelle 6.2 Beispielhafte Kennwerte für die Monitorpunkte im städtischen Gebiet

	Hintergrundstation Messung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gesamtbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
		MP2	MP3	MP5	MP7	MP8
Jahresmittelwert	19.1	19.6	20.0	20.1	20.0	20.0
Anzahl der Überschreitungen	12	13	13	14	14	14

6.2.3.4 CO

Die 22. BImSchV legt für CO einen gleitenden, höchsten 8h-Mittelwert von $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ als Immissionsgrenzwert fest. Das Ausbreitungsmodell AUSTAL2000, das primär für Anwendungen der TA Luft (2002) ausgelegt ist, bietet als direkt zu rechnenden Schadstoff CO und den dazugehörigen Kurzzeitwert nicht an. Im vorliegenden Projekt wurden Testrechnungen derart durchgeführt, dass CO als SO_2 in AUSTAL2000 behandelt wurde. Dafür werden als Kurzzeitwerte von AUSTAL2000 bei Zeitreihenrechnungen das maximale Tagesmittel mit drei Überschreitungen, das höchste Tagesmittel, das maximale Stundenmittel, das maximale Stundenmittel mit 24 Überschreitungen und der stündliche Verlauf der Konzentration an den Monitorpunkten ausgegeben. Eine standardmäßige Ausgabe des gleitenden, höchsten 8h-Mittelwertes ist damit aber nicht möglich.

Exemplarisch wurde der stündliche Verlauf der Konzentration an Monitorpunkten ausgewertet. Hierzu wurden die möglichst ungünstigsten Situationen betrachtet. Es wurde das städtische Gebiet mit der Ausbreitungssituation von Garmisch-Partenkirchen betrachtet, diese Kombination ist auch im Jahresmittel mit den höchsten Immissionen belastet. Weiterhin erfolgte die Abschätzung für Stückholzkessel mit Pufferspeicher mit worst case-Emissionen, die Stückholzkessel ohne Pufferspeicher und die Einzelfeuerstätten mit worst case-Emissionen und damit für die Feuerungsanlagen mit den höchsten CO-Emissionen, die im Rahmen der vorliegenden Studie untersucht wurden.

Für diese Fälle wurde jeweils ausgehend von einem Feuerungsanteil von 10% an der gesamten Wärmeerzeugung für die zehn Monitorpunkte im Gebiet anhand der stündlich aufgelösten Zeitreihe der maximale gleitende 8h-Wert (bezogen auf die Gitterbox in dem der Monitorpunkt liegt) bestimmt. Es wurde zu jedem Monitorpunkt die dazugehörige Beurteilungsfläche herausgesucht und für diese der maximale 1h-Mittelwert, der maximale 24h-Mittelwert und der maximale 1h-Wert mit 24 Überschreitungen berechnet. Weiterhin wurden diese Kennwerte für die maximal belastete Fläche den Ergebnisfiles entnommen. Anhand der Verhältnisse von den Kennwerten für die maximal belastete Fläche und den Werten für die Flächen mit Monitorpunkten und anhand der gleitenden 8h-Mittelwerten für die Monitorpunkte wurde eine Bandbreite des maximalen gleitenden 8h-Wertes für das Gesamtgebiet abgeschätzt. Da die Auswertung für den 8h-Wert nur bezogen auf die Rechengitterboxen und nicht als Flächenmittel bezogen auf die 256 m^2 -Beurteilungsflächen möglich ist, handelt es sich um grobe punktuelle pessimistische Abschätzungen.

Der CO-Kurzzeitimmissionswert lässt sich bei 10% Stückholzkesseln ohne Pufferspeicher als weniger als ein Drittel des Kurzzeitgrenzwertes abschätzen. Das selbe gilt auch für 10% Stückholzkessel mit Pufferspeicher bei worst case-Emissionen.

Diese sehr hohen Immissionen im Vergleich zu den anderen Feuerungsanlagen lassen sich auch anhand eines Vergleichs der jeweils errechneten Jahresmittelwerte bestätigen (vgl. Anhang). Betrachtet man statt der worst case-Situation den Stand der Technik liegen die Kurzzeitwerte für CO bei einem Fünftel des Werts für worst case, dies entspricht auch den Relationen der jeweiligen Jahresmittelwerte für CO. Die Kurzzeitwerte von CO wurden nur exemplarisch betrachtet.

6.2.4 Die 1. BImSchV und ihre Novellierung, sowie Auswirkungen einer Altanlagenregelung

Nicht genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen für Heizöl EL, Brenngas sowie Holz- und andere Biomassebrennstoffe liegen im Geltungsbereich der 1. BImSchV (2003), die den Betrieb, die Emissionsbegrenzung und die Überwachung der Anlagen regelt. Hierin sind für Feuerungsanlagen für Heizöl EL und Brenngase mit einer Nennwärmeleistung > 4 kW und für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe mit einer Nennwärmeleistung > 15 kW Wirkungsgrad- bzw. Emissionsanforderungen festgelegt. Beim Einsatz von Biomassen in den betreffenden Feuerungsanlagen sind Grenzwerte für CO und Staub einzuhalten. Diese Grenzwerte gelten für Feuerungsanlagen für naturbelassene Hölzer sowie Resthölzer bis zu einer Feuerungswärmeleistung von 1 MW, für andere Biomassen (Stroh und ähnliche pflanzliche Stoffe) lediglich bis zu einer Feuerungswärmeleistung der Anlage bis 100 kW. Liegt die Leistung der Feuerungsanlage darüber, sind die erhöhten Anforderungen von genehmigungsbedürftigen Anlagen einzuhalten. Welche Anlagen im Einzelnen genehmigungsbedürftig sind, wird in der 4. BImSchV (2007, Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen) geregelt.

Die Überwachung der Emissionsanforderungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV, sowie die Überprüfung der Betriebs- und Brandsicherheit der Feuerungsanlagen, erfolgt durch das Schornsteinfegerhandwerk. Die Einhaltung der Emissionsanforderungen wird durch einmalige oder wiederkehrende Messung überprüft. Öl- und Gasfeuerungen über 11 kW und mechanisch beschickte Anlagen mit einer Nennwärmeleistung über 15 kW unterliegen einer jährlichen Messpflicht. Zur Begrenzung des Überwachungsaufwandes wird hierzu eine relativ einfache und der Aufgabe angemessene Messtechnik eingesetzt.

Die CO-Grenzwerte in der 1. BImSchV für Biomassefeuerungsanlagen unterscheiden sich je nach eingesetztem Brennstoff und nach der Nennwärmeleistung der Feuerungsanlage. Für Staub gilt bisher ein einheitlicher Grenzwert von $0,15 \text{ g/m}^3$ (bei 13 Vol% O_2). **Tabelle 6.3** enthält eine Zusammenstellung der Anforderungen und der Überwachungsregelungen der 1. BImSchV für Biomassen.

Tabelle 6.3 Anforderungen an Feuerungsanlagen für Biomassen bezüglich der CO- und Staubemissionen und Überwachungsregelungen in der 1. BImSchV (2003)

Brennstoffe nach § 3 (1. BImSchV)		Nennwärmeleistung in kW	Anforderung in g/m ³ für	
Nr.	Beschreibung		CO *	Staub *
4 bis 5a **	naturbelassenes stückiges und nichtstückiges Holz sowie Preßlinge aus naturbelassenem Holz	>15-<50 >50-150 >150-500 >500	4 2 1 0,5	0,15
6 und 7 ***	Resthölzer	50-<100 >100-500 >500	0,8 0,5 0,3	0,15
8 **	Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe	>15-<100	4	0,15
Überwachung der Anlagen mit Messung:		einmalig bei neuer und wesentlich geänderter Feuerungsanlage mit festgelegten Emissionsanforderungen für CO und Staub jährlich wiederkehrend bei mechanisch beschickter Feuerungsanlage für Brennstoffe Nr. 4 bis 5a und 8 mit einer NWL von >15 kW oder Feuerungsanlage für Brennstoffe Nr. 6 und 7 mit einer NWL ab 50 kW		

NWL Nennwärmeleistungen

* die Anforderungen gelten bei einem Bezugssauerstoffgehalt von 13 Vol%

** Betrieb von handbeschickten Anlagen mit diesen Brennstoffen nur bei Volllast, wozu meist ein ausreichend bemessener Wärmespeicher notwendig ist. Hierauf kann verzichtet werden, wenn Anforderungen auch im Teillastbetrieb eingehalten werden

*** Brennstoffe dürfen nur in Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von mindestens 50 kW und nur in Betrieben der Holzbearbeitung und Holzverarbeitung eingesetzt werden

Die derzeitigen Emissionsanforderungen für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe wurden im Wesentlichen bei der Novellierung im Jahr 1988 festgelegt und entsprechen nicht mehr dem Stand der Technik. Deshalb ist bei der anstehenden Novellierung der 1. BImSchV auch mit einer deutlichen Verschärfung der CO- und Staubgrenzwerte zu rechnen (1. BImSchV, Entwurf 2007). Nach dem vorliegenden Entwurf ist geplant, die Emissionsanforderungen in 2 Stufen zu verschärfen.

Die 1. Stufe würde für Anlagen gelten, die nach Inkrafttreten der Verordnung errichtet werden, die 2. Stufe für Anlagen die nach dem 31.12.2014 errichtet werden. Wesentliche Anforderungen des Novellierungsentwurfs sind in **Tabelle 6.4** aufgelistet.

Nach diesem Entwurf wären unter Brennstoff Nr. 8 Stroh und ähnliche pflanzliche Stoffe, Getreideganzpflanzen, Getreidekörner und -bruchkörner, Pellets aus Getreideganzpflanzen oder Getreidekörnern, Getreideausputz, Getreidespelzen und -halmreste als Brennstoffe zulässig, dürfen aber vorläufig nur von einem eingeschränkten Betreiberkreis genutzt werden.

Darüber hinaus sollen auch für Einzelraumfeuerstätten (Einzelraumfeuerungsanlagen) Emissionsanforderungen eingeführt werden, die allerdings nur bei der Typprüfung der Heizgeräte auf dem Prüfstand unter definierten Randbedingungen erfüllt werden müssen. Auch hier sollen die Anforderungen an CO- und Staubemissionen in 2 Stufen begrenzt werden. Die Anforderungen unterscheiden sich je nach Feuerstättenart und liegen in der 1. Stufe für CO zwischen 0,40 (Pelletöfen) bis 3,5 g/m³ (Heizungsherde) sowie für Staub zwischen 0,03 (Pel-

letöfen) bis 0,10 g/m³ (alle anderen Bauarten), jeweils bei 13 Vol% O₂. In Stufe 2 liegen für die Einzelraumfeuerungen die Anforderungen für CO zwischen 0,25 (Pelletöfen) bis 1,5 g/m³ (Heizungsherde) sowie für Staub zwischen 0,02 (Pelletöfen) bis 0,04 g/m³ (alle anderen Bauarten), jeweils bei 13 Vol% O₂. Außerdem bestehen ab Stufe 1 auch Anforderungen an den Mindestwirkungsgrad der Feuerstätten.

Tabelle 6.4 Anforderungen an Feuerungsanlagen für Biomassen bezüglich der CO- und Staubemissionen und Überwachungsregelungen nach Entwurf 1. BImSchV (2007)

Stufe 1				
Brennstoffe nach § 3 (1. BImSchV)		Nennwärmeleistung in kW	Anforderung in g/m ³ für	
Nr.	Beschreibung		CO *	Staub *
4 bis 5	naturbelassenes stückiges und nichtstückiges Holz	≥ 4 - 500 > 500	1,0 0,5	0,10 0,10
5a	Preßlinge aus naturbelassenem Holz	≥ 4 - 500 > 500	0,8 0,5	0,06 0,06
6 und 7	Resthölzer	≥ 50 - 100 > 100 - 500 > 500	0,8 0,5 0,3	0,10 0,10 0,10
8	Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe	≥ 4 - 100	1,0	0,10

Stufe 2				
Brennstoffe nach § 3 (1. BImSchV)		Nennwärmeleistung in kW	Anforderung in g/m ³ für	
Nr.	Beschreibung		CO *	Staub *
4 bis 5a	naturbelassenes stückiges und nichtstückiges Holz und Preßlinge aus naturbelassenem Holz	≥ 4	0,4	0,02
6 und 7	Resthölzer	≥ 50 - 500 > 500	0,4 0,3	0,02 0,02
8	Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe, sowie Getreidekörner	≥ 4 - <100	0,4	0,02

* die Anforderungen gelten bei einem Bezugssauerstoffgehalt von 13 Vol%

Mit enthalten in diesem Entwurf ist eine Übergangsregelung für Einzelraumfeuerungsanlagen. Demnach müssen die Betreiber dieser Anlagen bis zum 31.12.2012 den Nachweis erbringen, dass die Feuerungen zumindest die Anforderungen der Stufe 1 einhalten. Ist dieser Nachweis nicht möglich, sind die bestehenden Einzelraumfeuerungsanlagen in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Typenprüfung außer Betrieb zu nehmen oder mit einer bauartzugelassenen Einrichtung zur Reduzierung der Staubemissionen nach dem Stand der Technik nach zu rüsten. In **Tabelle 6.5** sind die betreffenden Übergangsfristen aufgeführt.

Tabelle 6.5 Übergangsfristen für Einzelraumfeuerungsanlagen in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Typenprüfung nach Entwurf 1. BImSchV (2007)

Zeitpunkt der Typenprüfung (lt. Typenschild)	Zeitpunkt der Nachrüstung bzw. Außerbetriebnahme
Vor dem 01.01.1975 oder Jahr der Typenprüfung nicht mehr feststellbar	31.12.2014
01.01.1975 - 31.12.1984	31.12.2017
01.01.1985 – 31.12.1994	31.12.2020
01.01.1995 bis zum Inkrafttreten der Verordnung	31.12.2024

Durch die vorgeschlagenen Altanlagenregelungen bei Einzelraumfeuerungsanlagen und für die anderen Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe wird erwartet, dass ältere emissions-trächtige Anlagen schneller durch moderne Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe ersetzt werden, was zu einer deutlichen Minderung der Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung (CO, VOC) und Feinstaub führen würde. Eine Prognose des Emissionsaufkommens für Staub mit und ohne Altanlagenregelung in einer novellierten Fassung der 1. BImSchV ist in **Bild 6-19** dargestellt (UBA, 2007).

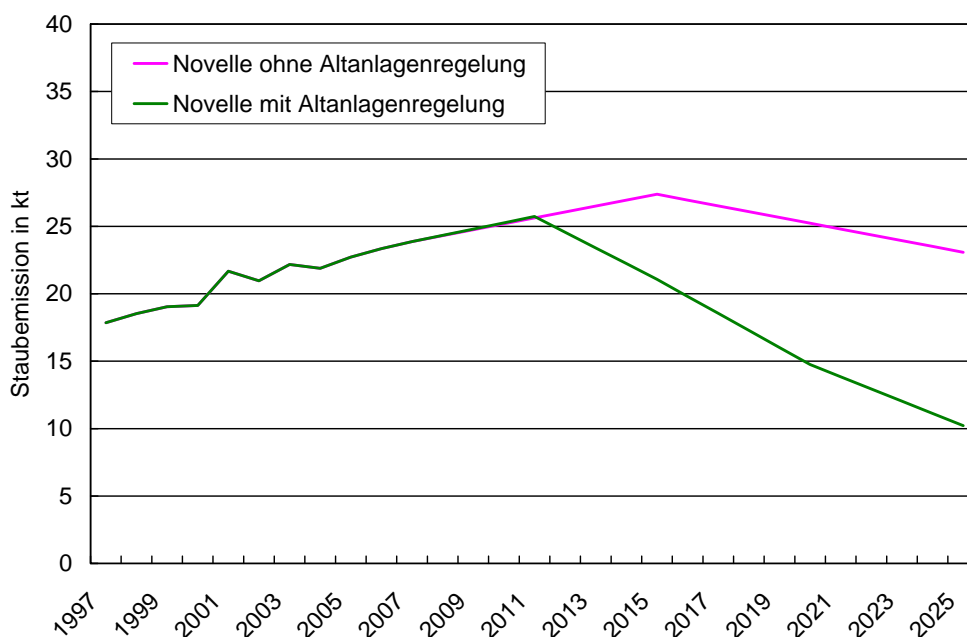


Bild 6-19 Prognose der Staubemissionen aus Holzfeuerungen bei einer Novellierung der 1. BImSchV ohne und mit Altanlagenregelung (UBA, 2007)

Im Rahmen des Projektes wurden Abschätzungen bzgl. der Auswirkungen der Novellierung der 1. BImSchV auf die Immissionssituation ohne Altanlagenregelung und bei Umsetzung einer Altanlagenregelung vorgenommen.

Dazu wurden für zukünftige Immissionsbelastungen durch Holzfeuerungen anhand des damaligen Projektstandes Immissionsprognosen für die Jahre 2015, 2020 und 2025 erstellt. Da Immissionsberechnungen von Einzelfeuerstätten noch nicht vorlagen, wurden die Immissionsmittelwerte an Hand der Jahresemissionssummen skaliert. Abschätzungen für den Holzeinsatz und die zu erwartenden Emissionsfaktoren für Staub (Holzfeuerungen der Haushalte in Deutschland) wurden vom UBA geliefert.

Für die Modellgebiete wurden mit den eigenen Berechnungsansätzen mittlere Emissionsfaktoren berechnet, die dann mit den UBA-Emissionsfaktoren abgeglichen wurden. In der Prognose wurde zum einen der mittlere Emissionsfaktor durch bessere Anlagentechnik reduziert, zum anderen der Holzanteil am Endenergieeinsatz erhöht. Es wurde ein Mix aus 60% Einzelraumfeuerstätten (Zusatzfeuerungen) und 40% Stückholzkessel angenommen.

In **Tabelle 6.6** ist für das ländliche Gebiet mit mittleren Temperatur- und Ausbreitungsverhältnissen die Entwicklung der maximalen Immissionsbelastung (Jahresmittelwerte der maximal beaufschlagten Beurteilungsfläche) mit und ohne Altanlagenregelung zu sehen. Somit würden bei den hier betrachteten Beispielen im Jahre 2015 im ländlichen Gebiet zusätzlich 4 Überschreitungen auftreten, wenn weiterhin Bestandsschutz für Altanlagen gilt. Ohne Altanlagenregelung würden im städtischen Gebiet für das Jahr 2015 zusätzlich 11 Überschreitungen hinzukommen.

Eine entsprechende Prognose für das städtische Modellgebiet enthält **Tabelle 6.7**.

Tabelle 6.6 Prognose der maximalen PM10-Jahresmittelwerte als Zusatzbelastung durch Holzfeuerungsanlagen in einem ländlichen Gebiet mit mittlerer Ausbreitungsklasse

Jahr	Reduktion der Staubemissionen durch Altanlagenregelung	Holzeinsatz	Prognose ohne Altanlagenregelung	Prognose mit Altanlagenregelung	Zusätzliche Überschreitungen ohne Altanlagenregelung
2005	-	10%	3,6 µg/m ³	-	-
2015	23%	12%	3,9 µg/m ³	3,0 µg/m ³	4
2020	42%	14%	3,7 µg/m ³	2,2 µg/m ³	7
2025	56%	15%	3,3 µg/m ³	1,5 µg/m ³	8

Tabelle 6.7 Prognose der maximalen PM10-Jahresmittelwerte als Zusatzbelastung durch Holzfeuerungsanlagen in einem städtischen Gebiet mit mittlerer Ausbreitungsklasse

Jahr	Reduktion der Staubemissionen durch Altanlagenregelung	Holzeinsatz	Prognose ohne Altanlagenregelung	Prognose mit Altanlagenregelung	Zusätzliche Überschreitungen ohne Altanlagenregelung
2005	-	10%	9,7 µg/m ³	-	-
2015	23%	12%	10,5 µg/m ³	8,1 µg/m ³	11
2020	42%	14%	9,9 µg/m ³	5,8 µg/m ³	18
2025	56%	15%	8,9 µg/m ³	3,9 µg/m ³	22

Die in den beiden Tabellen zusammengestellten Ergebnisse beschreiben charakteristische Situationen. Die tatsächlichen Auswirkungen der Altanlagenregelung hängen jedoch stark von den lokalen Bedingungen ab. Daher sind bei der Interpretation dieser Szenarien die Voraussetzungen zu berücksichtigen, unter denen sie berechnet wurden:

- Kritisch für die Einhaltung des PM10-Tagesgrenzwerts ist die Situation, in der ein Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gerade 35 mal im Kalenderjahr überschritten wird, was nach Bild 6-13 einem PM10-Jahresmittelwert von rund $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entspricht. Für diesen Jahresmittelwert wurde die Zahl der zusätzlichen Überschreitungen bestimmt. Ergebnisse für andere PM10-Jahresmittelwerte können anhand der Regressionsgeraden in Bild 6-17 berechnet werden.
- Zum Einfluss des Klimas und der Ausbreitungsbedingungen auf die Zusatzbelastung siehe Kapitel 4.3. Für diese Rechnung wurde die Temperaturzeitreihe der TRY-Region 9 (z.B. Chemnitz) und die AKTerm für Stuttgart verwendet, die jeweils mittlere Bedingungen repräsentieren.
- Es wurde angenommen, dass der Anteil des Brennstoffs Holz an der Endenergie von 2005 bis 2025 um 50% zunimmt.
- Als Ausgangswert der Szenarien wurde für das Jahr 2005 ein Holzeinsatz von 10% angenommen, was etwa dem Mittelwert in Deutschland entspricht. Dieser Anteil weist jedoch große regionale Unterschiede auf, und außerdem ist der durchschnittliche Holzeinsatz im ländlichen Raum höher als in Städten. Siehe dazu die Diskussion im folgenden Kapitel 6.2.5.

6.2.5 Auswirkungen der geplanten Novellierung der 1.BImSchV (inklusive Altanlagenregelung) auf die PM10-Hintergrundbelastung

Die im vorigen Abschnitt betrachteten Auswirkungen der Novellierung der 1. BImSchV auf die Immissionsbelastung wurden mit der in diesem Vorhaben entwickelten Methodik berechnet. Sie betreffen daher die Zusatzbelastung, also die zusätzliche Immissionsbelastung innerhalb eines Wohngebiets, die durch die Emissionen im selben Wohngebiet verursacht wird. Verschiedene Luftverunreinigungen, unter anderem PM10, werden jedoch durch den Wind über große Entfernungen transportiert und tragen somit auch fern der Quellen zur Immissionsbelastung bei. Die PM10-Hintergrundbelastung in einer Gemeinde wird demnach unter anderem durch die PM10-Emissionen der Holzfeuerungen in anderen Gemeinden der näheren und weiteren Umgebung verursacht. Ändern sich die PM10-Emissionen von Holzfeuerungen in allen Gemeinden Deutschlands aufgrund der Novellierung der 1. BImSchV systematisch, so hat dies auch einen systematischen Einfluss auf die von ihnen verursachte PM10-Hintergrundbelastung. Im diesem Abschnitt wird untersucht, wie groß dieser Einfluss auf die regionale Hintergrundbelastung ist, um ihn mit dem oben betrachteten Einfluss auf die lokale Zusatzbelastung zu vergleichen.

Die hier vorgestellten Modellrechnungen zur Hintergrundbelastung wurden im Rahmen eines anderen, im Jahre 2009 noch nicht abgeschlossenen Projekts des Umweltforschungsplans des BMU durchgeführt (PAREST – Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung, FKZ 206 43 200/01). Für eine umfassende Dokumentation der dort untersuchten Fragestellung,

der dort verwendeten Methodik und der Ergebnisse wird auf den Abschlussbericht des Projekts PAREST verwiesen, der voraussichtlich im Jahre 2010 beim Umweltbundesamt erscheinen wird. Hier werden dagegen lediglich zwei von über hundert Szenarien des PAREST-Projekts betrachtet: Im Basisszenario wird die räumliche Verteilung des PM10-Jahresmittelwerts in Deutschland auf der Grundlage der tatsächlichen Emissionsdaten und der meteorologischen Daten des Jahres 2005 modelliert (Stern, 2008 und Stern, 2009). Das dazu alternative „Ölszenario“ setzt dagegen voraus, dass die Emissionen der Quellgruppe „Kleinf Feuerungsanlagen in Privathaushalten mit einer Feuerungswärmeleistung < 50 MW und dem Energieträger naturbelassenes Brennholz“ in ganz Deutschland ersetzt werden durch Emissionen entsprechender Feuerungsanlagen mit dem Energieträger Heizöl EL. Unterschiede zwischen den Wirkungsgraden von Holz- und Ölfeuerungen wurden in dieser Vergleichsrechnung vernachlässigt. Deutschlandweit wurde in dieser Quellgruppe ein Endenergieeinsatz von insgesamt 204 PJ pro Jahr vorausgesetzt. Je nach Energieträger und zugehörigen Emissionsfaktoren ergeben sich für die betrachtete Quellgruppe unterschiedliche jährliche Emissionsfrachten, die in **Tabelle 6.8** einerseits absolut und andererseits relativ, d.h. in Prozent der gesamten deutschen Emissionen des jeweiligen Schadstoffs dargestellt sind.

Tabelle 6.8 Emissionsfaktoren und jährliche Emissionsfrachten der Quellgruppe „Kleinf Feuerungsanlagen in Privathaushalten mit einer FWL < 50 MW und dem Energieträger naturbelassenes Brennholz“ in zwei Szenarien des PAREST-Projekts (Thiruchittampalam, 2008).

		Stoffe				
		NO _x (als NO ₂)	NM VOC	SO _x (als SO ₂)	NH ₃	PM10
Basisszenario (Daten für das Bezugsjahr 2005)	Emissionsfaktor (kg/TJ)	50,9	332,4	6,6	0,5	107,8
	Emissionsfracht absolut (kt/a)	10,4	67,7	1,3	0,1	22,0
	Emissionsfracht relativ	0,7%	4,7%	0,2%	0,0%	10,5%
Ölszenario (Holzfeuerungen ersetzt durch Öl- feuerungen)	Emissionsfaktor (kg/TJ)	40,4	1,5	59,3	2,5	1,5
	Emissionsfracht absolut (kt/a)	8,2	0,3	12,1	0,5	0,3
	Emissionsfracht relativ	0,5%	0,0%	2,1%	0,1%	0,2%

Eine realistische Modellierung der Hintergrundbelastung erfordert die wirklichkeitsgetreue räumliche Verteilung der Emissionsdaten. Das Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart stützte sein Modell der räumlichen Verteilung auf eine Studie von Mantau und Sörgel (2006), in der über 11.000 Haushalte in Deutschland zu ihrem Energieholzverbrauch befragt wurden. Folgende Eckdaten aus dieser Studie wurden bei der räumlichen Verteilung der Emissionsdaten berücksichtigt (Köble, 2008a; Köble, 2008b):

- Das in Privathaushalten verwendete Brennholzsortiment von insgesamt 20,7 Mio. Festmeter (Fm) bestand 2005 überwiegend (zu 68,7 %) aus Wald-Scheitholz (Mantau und Sörgel, 2006, Tabelle 2-1). Dieser Gesamtverbrauch entspricht für lufttrockenes Holz je nach Baumart einem Heizwert (LWF, 2007) von insgesamt 130-210 PJ und liegt damit in der gleichen Größenordnung wie der oben genannte Endenergieeinsatz von 204 PJ.
- Der Wald-Scheitholzverbrauch im Jahre 2005 betrug in Norddeutschland (Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Bremen und Hamburg) 1,358 Mio. Fm, in Westdeutschland (Nordrhein-Westfalen) 1,280 Mio. Fm, in Ostdeutschland (den fünf neuen Bundesländern) 1,954 Mio. Fm und in der Region Mitte (Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland) 1,962 Mio. Fm. Am höchsten war der Verbrauch mit 7,660 Mio. Fm in Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern). Damit ergibt sich ein deutliches Nord-Süd-Gefälle (Mantau und Sörgel, 2006, Abbildung 2-6).
- Die Ortsgrößenklasse hat sowohl einen Einfluss auf den Anteil der Haushalte mit Holzfeuerstätten (Mantau und Sörgel, 2006, Tabelle 2-11) als auch auf die jeweiligen durchschnittlichen Scheitholz-Verbrauchsmengen pro Haushalt (Mantau und Sörgel, 2006, Tabelle 2-3). In Orten mit weniger als 5.000 Einwohnern wird demnach in einem höheren Anteil der Haushalte mehr Brennholz pro Haushalt verbraucht als in Orten mit 5.000 bis 50.000 Einwohnern oder gar in Orten mit mehr als 50.000 Einwohnern.

Als Parameter für die räumliche Verteilung der Emissionsdaten wurde daher der Wald-Scheitholzverbrauch pro Haushalt verwendet, unterteilt in fünf Regionen (Norddeutschland, Westdeutschland, Ostdeutschland, Region Mitte und Süddeutschland) und innerhalb der Regionen in Ortsgrößenklassen. Zusätzlich wurde der Wald-Scheitholzverbrauch im Modell nach den beiden unten beschriebenen Verfahren in Abhängigkeit von der Waldfläche variiert.

In einem ersten Ansatz (Köble 2008a) wurde der Wald-Scheitholzverbrauch in jeder der fünf Regionen zunächst proportional zur Waldfläche pro Landkreis auf die Landkreise verteilt, anschließend innerhalb der Landkreise anhand der Einwohnerzahl auf die drei Ortsgrößenklassen. Nach dieser Methode wird den Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg und kreisfreien Städten wie beispielsweise München wegen deren kleinen Waldflächen nur ein äußerst geringer Wald-Scheitholzverbrauch zugerechnet, vgl. **Bild 6-20** rechts, alte Methode. Da sich die Angaben von Mantau und Sörgel auf den Holzverbrauch pro Haushalt beziehen, vernachlässigt die Verteilung des Verbrauchs über die Einwohnerzahl außerdem die Abnahme der durchschnittlichen Haushaltgröße mit zunehmender Ortsgröße.

Um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass auch große Städte Brennholz aus dem Umland beziehen, wurde die Methode in einem zweiten Ansatz modifiziert (Köble, 2008b). Nach wie vor wurde die Waldfläche als Parameter verwendet, um Variationen des Holzverbrauchs innerhalb der fünf Regionen zu modellieren. Allerdings wurde die Waldfläche nicht mehr auf die Landkreise bezogen, sondern in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen auf die Regierungsbezirke oder Direktionsbezirke, in Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen-Anhalt und Thüringen auf die ganzen Bundesländer. Die Stadtstaaten wurden jeweils einem benachbarten Bundesland zugeordnet: Berlin zu Brandenburg, Bremen zu Niedersachsen, Hamburg zu Schleswig-Holstein. So wurde auch den großen Städten jeweils ein Umland mit Waldflächen zugeordnet.

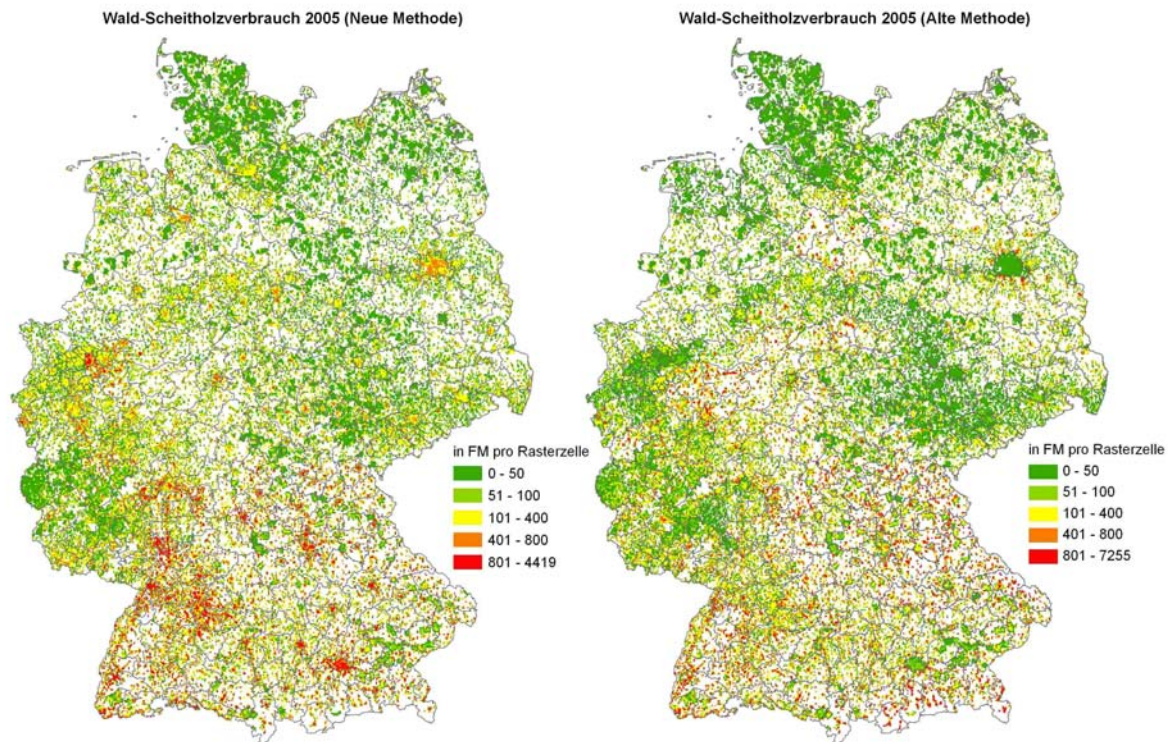


Bild 6-20 Räumliche Verteilung des Wald-Scheitholzverbrauchs in Festmetern pro Rasterzelle berechnet nach zwei Methoden (siehe Text). Darstellung übernommen aus Köble (2008b).

Die Ortsgrößenklasse über 50.000 Einwohner wurde zusätzlich unterteilt in mittelgroße Städte (50.000 bis 500.000 Einwohner) und Großstädte über 500.000 Einwohnern. Die Zuordnung des Holzverbrauchs zu den Gemeinden in den nunmehr vier Ortsgrößenklassen erfolgte nicht mehr nach Einwohnerzahl, sondern nach der Anzahl der Haushalte, um die Abhängigkeit der durchschnittlichen Haushaltsgröße von der Ortsgröße zu berücksichtigen.

Im Vergleich zur ersten Methode errechnet sich mit dem modifizierten Verfahren vor allem ein höherer Wald-Scheitholzverbrauch in Städten (vgl. Bild 6-20 links, neue Methode). Ein Vergleich mit lokalen Datenerhebungen in Augsburg, Berlin, Dresden, Köln, München und Stuttgart stützt die Annahme, dass diese räumliche Verteilung den Brennholzverbrauch in Städten realistisch abbildet (Köble, 2008b). Durch die Verteilung der Emissionsdaten auf Siedlungsflächen einer detaillierten Landnutzungskarte (Keil et al., 2005) wurde rechnerisch eine hohe räumliche Auflösung erzeugt:

Eine Rasterzelle hat eine Fläche von einer Bogenminute geografischer Länge mal einer Bogenminute geografischer Breite (ca. 2 km²). Diese räumliche Auflösung sollte jedoch nicht überinterpretiert werden, da der Brennholzverbrauch pro Haushalt beispielsweise innerhalb der Städte nicht nach Wohnlagen (Innenstadt, Stadtrand) differenziert wurde. Die Unterschiede zwischen den beiden Karten in Bild 6-20 vermitteln einen Eindruck von der möglichen Bandbreite des lokalen Wald-Scheitholzverbrauchs.

Auf Grundlage der solchermaßen räumlich verteilten Emissionsdaten wurden am Meteorologischen Institut der Freien Universität Berlin Ausbreitungsrechnungen durchgeführt (Stern,

2008 und Stern, 2009). Die Modellierung der Ausbreitung und der chemischen Umwandlung von Schadstoffen in der Atmosphäre erfolgte mit dem chemischen Transportmodell REM-CALGRID (RCG) (Stern, 2004), wobei zunächst zur Beschreibung des grenzüberschreitenden Transports von Luftschadstoffen eine Modellrechnung für Mitteleuropa durchgeführt und anschließend darin eine Modellrechnung für Deutschland mit etwas höherer räumlicher Auflösung eingebettet wurde.

Für das Basisszenario verwendete Stern (2008) in der ersten Modellrechnung einen noch vorläufigen Emissionsdatensatz des PAREST-Projekts. Die Unterschiede zum endgültigen Datensatz betreffen unter anderem die direkten Feinstaubemissionen des Straßenverkehrs und des Schüttgutumschlags. Außerdem wurden die Emissionsdaten aus Holzfeuerungen privater Haushalte nach der oben beschriebenen alten Methode (Köble, 2008a) räumlich verteilt. Die zweite Modellrechnung (Stern, 2009) beruht im Basisszenario auf dem endgültigen Emissionsdatensatz des PAREST-Projekts, einschließlich der nach der neuen Methode (Köble, 2008b) verteilten Emissionsdaten aus Holzfeuerungen privater Haushalte. Außerdem wurde für die zweite Modellrechnung im RCG-Modell die räumliche Auflösung erhöht und die Parametrisierung des Vertikalaustauschs nachjustiert, was zu einer etwas stärkeren vertikalen Durchmischung während austauscharmer Wetterlagen führt. Dadurch wurden die modellierten Immissionen insgesamt etwas gesenkt. In beiden Durchgängen wurde dem Basisszenario jeweils ein alternatives Ölszenario gegenübergestellt, bei dem die Emissionsdaten der Holzfeuerungen entsprechend den Werten in Tab. 6.8 durch Emissionsdaten von Ölfeuerungen ersetzt wurden.

In beiden Durchgängen wurde mit dem RCG-Modell für beide Szenarien die räumliche Verteilung der gesamten PM₁₀-Konzentration (Jahresmittelwert 2005) berechnet, also sowohl des direkt emittierten primären Feinstaubs als auch des aus den Emissionen von Vorläufergasen in der Atmosphäre gebildeten sekundären Feinstaubs. Im Basisszenario ist die so berechnete PM₁₀-Belastung überall größer als im Ölszenario. Die Differenz der in den beiden Szenarien berechneten PM₁₀-Konzentrationsfelder beschreibt den Einfluss der Emissionsdifferenzen zwischen beiden Szenarien auf die regionale PM₁₀-Hintergrundbelastung (**Bild 6-21**).

Die räumliche Konzentrationsverteilung in Bild 6-21 gibt offensichtlich die Annahmen über die Verteilung des Brennholzverbrauchs aus Bild 6-20 wieder. Während die alte Rechnung (rechts im Bild) den größten Beitrag der Holzfeuerungen zur Hintergrundbelastung wegen des höheren Waldanteils im ländlichen Raum lokalisiert, konzentriert sich diese Belastung nach der neuen Rechnung (links) wegen der größeren Bevölkerungsdichte in den Städten und den sie umgebenden Verdichtungsräumen. Wegen solcher Unsicherheiten der räumlichen Zuordnung kann Bild 6-21 nicht als tatsächliche Kartierung der durch Holzfeuerungen verursachten PM₁₀-Hintergrundbelastung verwendet werden, wohl aber als Hinweis auf die regionale Verteilung und als Grundlage für eine orientierende statistische Auswertung. So beträgt die in Bild 6-21 dargestellte Differenz der PM₁₀-Hintergrundbelastung nach der neuen Rechnung im Mittel $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, auf 10% der Fläche (das entspricht etwa der Größe von Baden-Württemberg) jedoch über $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (im Mittel $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wegen des eingeschränkten vertikalen Austauschs in der früheren Version des RCG-Modells sind die Konzentrationen in der alten Rechnung im Mittel höher. Diese alten Ergebnisse werden im Folgenden nicht weiter betrachtet.

Die Differenzen zwischen den modellierten PM₁₀-Belastungen von Basisszenario und Ölszenario werden verursacht von den Differenzen der deutschlandweiten Emissionen in Tabelle 6.8. Ursächlich sind vor allem die Unterschiede zwischen den direkten PM₁₀-Emissionen der beiden Szenarien, in geringem Maße auch die Unterschiede der NMVOC-Emissionen, während die Unterschiede der Emissionen anorganischer Gase keinen wesentlichen Einfluss auf die berechneten PM₁₀-Konzentrationen haben (Stern, 2009). Die NMVOC-Emissionen verhalten sich als Produkte unvollständiger Verbrennung bei Holzfeuerungen zudem gleichsinnig wie die PM₁₀-Emissionen: Schlechte, veraltete Anlagentechnik führt zu hohen und gute, moderne Anlagentechnik zu geringen Emissionen, vgl. die Angaben in Kapitel 3.5.6.

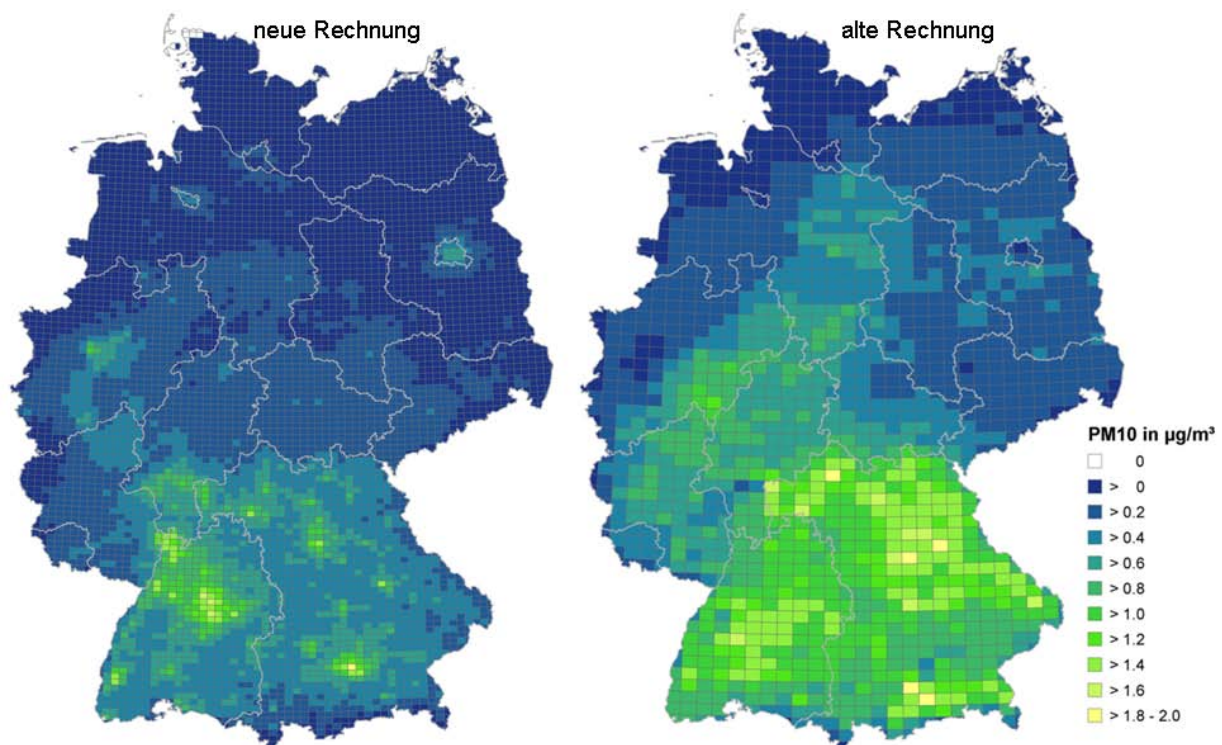


Bild 6-21 Differenz der PM₁₀-Hintergrundbelastung (Jahresmittelwert) zwischen den beiden Szenarien nach Tabelle 6.8: links nach Stern (2009) und rechts nach Stern (2008)

Somit kann für eine orientierende Betrachtung das Ölszenario als Ersatz für ein Szenario mit besonders emissionsarmen Holzfeuerungen betrachtet und durch die Differenz der PM₁₀-Emissionen zwischen beiden Szenarien (21,7 kt/a) charakterisiert werden. Diese Differenz kann ins Verhältnis gesetzt werden zu der Differenz zwischen den beiden Kurven in Bild 6-19, die beispielsweise im Jahre 2020 10,5 kt beträgt. Durch entsprechende Skalierung der Karte in Bild 6-21 folgt, dass die regionale PM₁₀-Hintergrundbelastung durch Holzfeuerungen im ländlichen Raum etwa 12% der maximalen lokalen Zusatzbelastung beträgt, auf die sich Tabelle 6.6 bezieht. Dieses Verhältnis sollte – auf unterschiedlichem absolutem Niveau – in erster Näherung sowohl für Gebiete mit geringem als auch für Gebiete mit hohem Brennholzverbrauch gelten.

Die räumliche Auflösung der Modellrechnung von Stern beträgt $1/8^\circ$ geografischer Länge (ca. 9 km) in Ost-West- und $1/16^\circ$ geografischer Breite (ca. 7 km) in Nord-Süd-Richtung. Damit repräsentiert die berechnete Konzentration eine regionale Hintergrundbelastung.

Somit kann die lokale Analyse der Zusatzbelastungen durch Kleinfeuerungsanlagen unter Anwendung der Altanlagenregelung bei Novellierung der 1. BImSchV von Tabelle 6.6 auf der Grundlage der hier diskutierten Zusammenhänge um eine Schätzung der Reduktion der regionalen Hintergrundbelastung aufgrund der Altanlagenregelung bei Novellierung der 1. BImSchV ergänzt werden. In **Tabelle 6.9** sind die zu erwartenden Reduktionen durch die Novellierung der 1. BImSchV (inklusive Altanlagenregelung) sowohl der Zusatzbelastung als auch der Hintergrundbelastung zusammengefasst. Die Reduktion der Gesamtbelastung durch die Novellierung der 1. BImSchV (inklusive Altanlagenregelung) ist dort als Summe aus der Reduktion der Zusatzbelastung und der Reduktion der Hintergrundbelastung abgeschätzt. Bei den Zahlenwerten in Tabelle 6.9 wurde das Verhältnis zwischen dem Mittelwert für Deutschland und dem Mittelwert für die höchst belasteten 10% aus Bild 6-21 (7:17) auch auf die lokale Zusatzbelastung übertragen. Folglich ist eine Abschätzung der Reduktionswirkung durch Novellierung der 1. BImSchV (inklusive Altanlagenregelung) sowohl als Mittelwert über Deutschland als auch als Mittelwert für die höchst belasteten 10% der Fläche Deutschlands möglich.

Tabelle 6.9 Erwartete Reduktion des PM₁₀-Jahresmittelwerts in ländlichen Gebieten durch Umsetzung der geplanten Altanlagenregelung: Einflüsse auf die maximale lokale Zusatzbelastung, die regionale Hintergrundbelastung und die maximale Gesamtbelastung.

Abgeschätzte Reduktion des PM ₁₀ -Jahresmittelwerts im ländlichen Gebiet aufgrund der Novellierung der 1. BImSchV (inklusive Altanlagenregelung)		Jahr		
		2015	2020	2025
Mittelwert für Deutschland ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Zusatzbelastung (entnommen aus Tabelle 6.6)	0,9	1,5	1,8
	Hintergrundbelastung (s.o. 12 % der Zusatzbelastung)	0,1	0,2	0,2
	Gesamtbelastung	1,0	1,7	2,1
Mittelwert für die höchst belasteten 10% der Fläche Deutschlands ($\mu\text{g}/\text{m}^3$): 243% des Mittelwerts	Zusatzbelastung	2,2	3,7	4,5
	Hintergrundbelastung	0,3	0,4	0,5
	Gesamtbelastung	2,5	4,2	5,0

6.3 Arbeitsblatt BIOMIS

6.3.1 Energiebedarf und Emissionen bei gutem Wärmestandard

In diesem Forschungsvorhaben wurden die Rechnungen für Gebäude mit dem derzeitigen Baustandard durchgeführt (siehe Kapitel 3.4.1). Für Neubausiedlungen oder Wohngebiete, die eine umfassende Sanierung erfahren haben, können die Ergebnisse nur beschränkt bzw. nicht angewandt werden. Daher wurden für die Temperaturregionen TRY 12 und TRY 15 vergleichende Emissionsrechnungen mit Gebäuden durchgeführt, die einen niedrigen spezi-

fischen Endenergiebedarf aufweisen. **Tabelle 6.10** gibt den spezifischen Endenergiebedarf für Wohngebäude mit gutem Wärmestandard wieder.

Wohngebäude mit gutem Wärmestandard weisen einen mittleren spezifischen Endenergiebedarf im ländlichen Gebiet von 140 kWh/(m² • a) und im städtischen Gebiet von 102 kWh/(m² • a) auf. In ländlichen Gebieten dominieren mit ca. 62 % die Einfamilienhäuser und Reihenhäuser/Doppelhaushälften. Gegenüber dem in IWU Bayern (2006) genannten spezifischen Endenergiebedarf für sanierte EFH/RH mit 110 kWh/(m² • a) wird der spezifische Endenergiebedarf im ländlichen Gebiet für Gebäude vor 1978 mit 165 kWh/(m² • a) überschätzt, für Gebäude nach 1978 mit 88 kWh/(m² • a) unterschätzt. Der spezifische Endenergiebedarf für Gebäude vor 1978 mit gutem Wärmestandard ist mit den in Optimus (2005) genannten spezifischen Endenergiebedarf von 161 kWh/(m² • a) für Gebäude ab 1995 zu vergleichen. Gemessene mittlere spezifische Endenergieverbräuche für EFH nach 1995 wurden in Optimus mit 117 kWh/(m² • a) ermittelt.

Das städtische Gebiet weist einen niedrigeren mittleren spezifischen Endenergiebedarf als das ländliche Gebiet auf. Im städtischen Gebiet dominiert der Gebäudetyp Wohn- und Geschäftshaus (Typ 6) mit einem Anteil von ca. 58 %. Dieser Gebäudetyp setzt sich aus 2/3-Wohnhaus und 1/3-Geschäftshaus zusammen, mit einem mittleren U-Wert wie Gebäudetyp 4 (Mehrfamilienhaus). Im städtischen Gebiet weisen Wohngebäude mit gutem Wärmestandard im Mittel einen spezifischen Endenergiebedarf von 102 kWh/(m² • a), für Gebäude vor 1978 von 113 kWh/(m² • a) und Gebäude nach 1978 von 56 kWh/(m² • a) auf. Diese sind mit dem in Optimus (2005) und IWU Bayern (2006) genannten spezifischen Endenergiebedarf für Mehrfamilienhäuser zu vergleichen.

Tabelle 6.10 Vergleich des spezifischen Endenergiebedarfs für Wohngebäude mit gutem Wärmestandard (Gradtagszahl bereinigt).

	spez. Endenergiebedarf (Theorie) in kWh/(m ² • a)				spez. Endenergieverbrauch (gemessen) in kWh/(m ² • a)
	alle	vor 1978	nach 1978	ab 1995	ab 1995
Emissionsmodelle ländlich	140	165	88		
Emissionsmodelle städtisch	102	113	56		
Optimus EFH				161	117
Optimus MFH				127	147
IWU Bayern EFH/RH		110			
IWU Bayern MFH		112			

Im ländlichen Gebiet ergibt sich ein Verhältnis des Endenergiebedarfs für Gebäude mit einem Wärmestandard, wie er im Bestand zu finden ist, mit Gebäuden mit gutem Wärmestandard für die Temperaturregionen TRY 12 von 0,533 und für TRY 15 von 0,513 (vgl. **Tabelle 6.11**). Für das städtische Gebiet ergeben sich Verhältnisse für TRY 12 von 0,531 und für TRY 15 von 0,509. Im Mittel ändert sich der Endenergiebedarf für Gebiete mit einem Wärmestandard, wie er im Bestand zu finden ist, zu Gebieten mit gutem Wärmestandard um 48 %.

Tabelle 6.11 Verhältnis des Endenergiebedarfs für Gebäude im Bestand zu Neubau bzw. sanierten Gebäude

Endenergiebedarf	Mittel	TRY 12	TRY 15
ländlich	0,52	0,533	0,513
städtisch	0,52	0,531	0,509

Die Änderung Jahresemissionssumme im Modellgebiet bei gutem Wärmestandard gibt **Tabelle 6.12** wieder. Im Mittel wird bei einer Verringerung des Endenergiebedarfs um 48 % eine Reduktion der Jahresemission um 47 % erreicht. Bei der Variation von unterschiedlichen Baustandards (Bestand oder Neubau/saniert) im BIOMIS-Arbeitsblatt werden die Immissionskonzentrationen entsprechend des Faktors von 0,53 reduziert.

Tabelle 6.12 Verhältnis der Jahresemissionssummen für Gebäude im Bestand zu Neubau bzw. sanierten Gebäude

	Mittelwert	Mittelwert	TRY 12	TRY 15
HEL ländlich	0,53	0,53	0,54	0,52
HEL städtisch		0,52	0,53	0,52
Pellets ländlich	0,53	0,54	0,55	0,53
Pellets städtisch		0,53	0,53	0,52

6.3.2 Allgemeine Vorstellung

BIOMIS Immissionsprognose für die thermische Biomassenutzung

Mit den Ergebnisse dieses Projektes wurde ein Arbeitsblatt erstellt, das es Planern und Behörden erlaubt, Immissionsprognosen für die thermische Biomassenutzung zu erstellen. Damit sich dieses Werkzeug für den praktischen Einsatz eignet, wurde folgende Zielsetzung für das Arbeitsblatt BIOMIS definiert:

- übersichtliches und einfach zu bedienendes Werkzeug,
- nahezu selbsterklärende Eingabemaske,
- lauffähig auf allen Windowsrechnern mit MS-Office, ohne Makros,
- Erstellung von Immissionsprognosen für einen Istzustand und für ein zu untersuchendes Szenario.

Das Arbeitsblatt berechnet jeweils für den Basisfall und das Szenario folgende Ausgaben:

- Jahresmittelwert sowohl der maximal beaufschlagten Fläche als auch des Flächenmittelwerts des gesamten Untersuchungsgebiets
- grafische Darstellung der Energieanteile der einzelnen Energieträger,
- grafische Darstellung der Anteile der Immissionsmittelwerte der einzelnen Energieträger.

Das BIOMIS-Arbeitsblatt soll als Prognosetool zur Abschätzung von Immissionskonzentrationen in Wohngebieten dienen. Es können zu Vergleichszwecken zwei Fälle gleichzeitig betrachtet werden, ein Basisfall (z.B. derzeitiger Zustand) und ein Szenariofall (z.B. zukünftig geplante Biomassenutzung). Die Ergebnisse gelten nur für die im Forschungsvorhaben betrachteten Modellgebiete. Für andere Gebiete muss nach eigenem Ermessen gehandelt werden. Inhaltswerte für dieses Ermessen können gewonnen werden, indem mit dem Arbeitsblatt Szenarien mit unterschiedlichen Parametern betrachtet werden. Das Arbeitsblatt kann nur in Kombination mit dem Endbericht richtig genutzt und interpretiert werden, der Hinweise auf die Voraussetzungen der durchgeführten Modellrechnungen und auf die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich einer Variation der Eingangsparameter enthält. In **Bild 6-22** ist der prinzipielle Aufbau des BIOMIS-Arbeitsblattes zu sehen. Das Arbeitsblatt ist in einzelne Bereiche eingeteilt, die in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben werden.

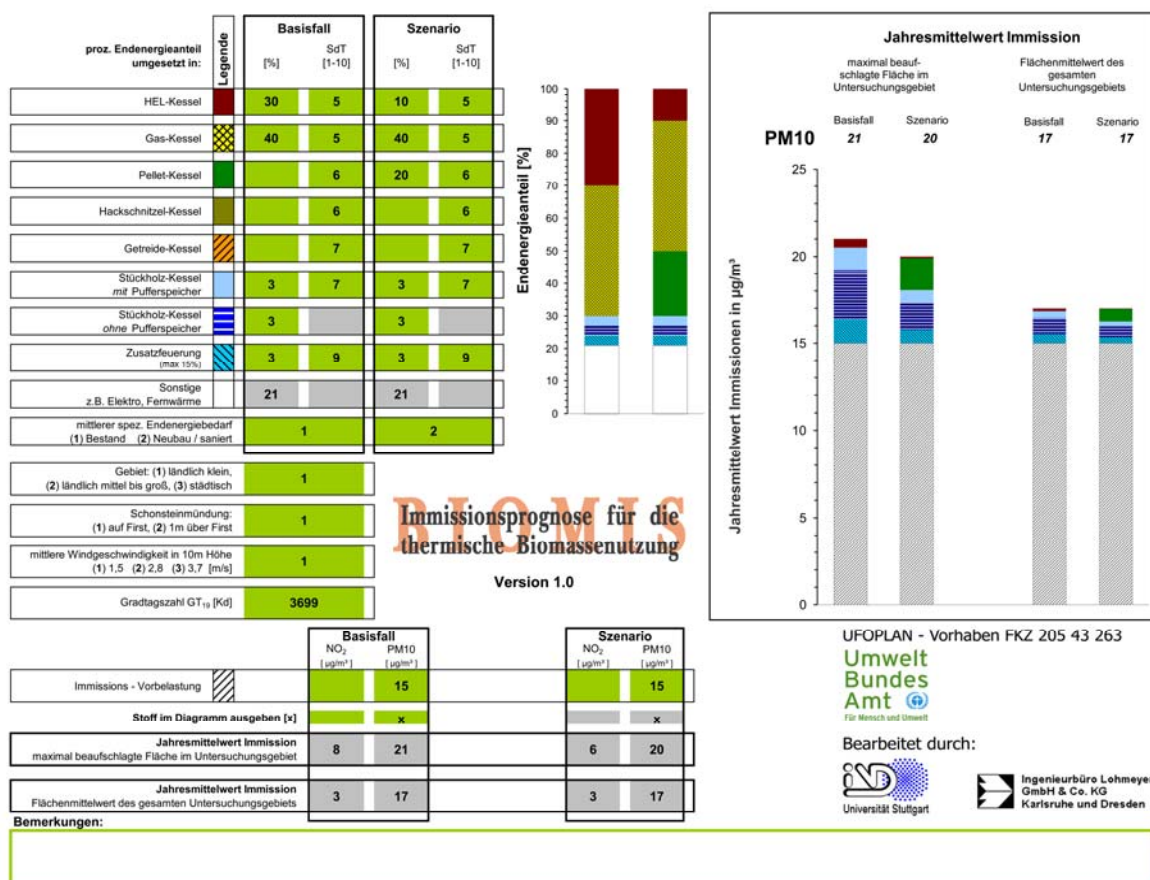


Bild 6-22 Oberfläche des Arbeitsblattes BIOMIS

Ein- und Ausgabe

Eingabefelder sind jeweils grün, für die Eingabe gesperrte Felder jeweils grau hinterlegt. Grau hinterlegte Felder mit Zahlenwerten sind Ausgabefelder und enthalten die Rechenergebnisse des Arbeitsblattes. Neben dieser numerischen Ausgabe erzeugt das Arbeitsblatt eine grafische Darstellung der Ergebnisse in Säulendiagrammen.

Eingabe des prozentualen Endenergiebedarfs und des Stands der Technik der Feuerung, sowie des mittleren spezifischen Endenergiebedarfs im Untersuchungsgebiet

In den beiden Eingabetabellen Basisfall und Szenario wird der prozentuale Anteil des Endenergiebedarfs des jeweiligen Feuerungsanlagentyps bzw. des Brennstoffes am gesamten Endenergiebedarf im zu betrachtenden Gebiet jeweils in der linken Spalte eingegeben. Diese Eingabe kann getrennt für den Basisfall und für das Szenario getätigt werden. Das Diagramm rechts zeigt grafisch die prozentuale Verteilung der Endenergieanteile. Diese Eingabe kann getrennt für den Basisfall und für das Szenario getätigt werden. Es sind ganze Zahlen zwischen 0-100 als Eingabe möglich. Alternativ kann auch anstatt einer 0 das Feld leer gelassen werden. Das Diagramm rechts zeigt grafisch die prozentuale Verteilung der Endenergieanteile.

Des weiteren kann ein mittlerer spezifischer Endenergiebedarf für den *Bestand* (1) oder für einen *Neubau bzw. für sanierte* (2) Objekte, jeweils für den Basisfall und das Szenario eingegeben werden. Der spezifische Endenergiebedarf im Bestand wird im ländlichen Gebiet mit 251 kWh/(m² a) und im städtischen Gebiet mit 182 kWh/(m² a) angegeben (vgl. Kapitel 3.4.1). Im Neubau/saniert wird ein spez. Endenergiebedarf im ländlichen Gebiet mit 140 kWh/(m² a) und im städtischen Gebiet mit 102 kWh/(m² a) erreicht (vgl. Kapitel 6.3.1). Es sind nur die Zahlen 1 und 2 als Eingabe möglich.

Als weitere Eingabemöglichkeit kann jeweils in der rechten Spalte der Stand der Technik (SdT) in den Stufen 1-10 für jeden Feuerungsanlagentyp bzw. Brennstoff für den Basisfall und das Szenario getrennt eingegeben werden, siehe **Bild 6-23**.

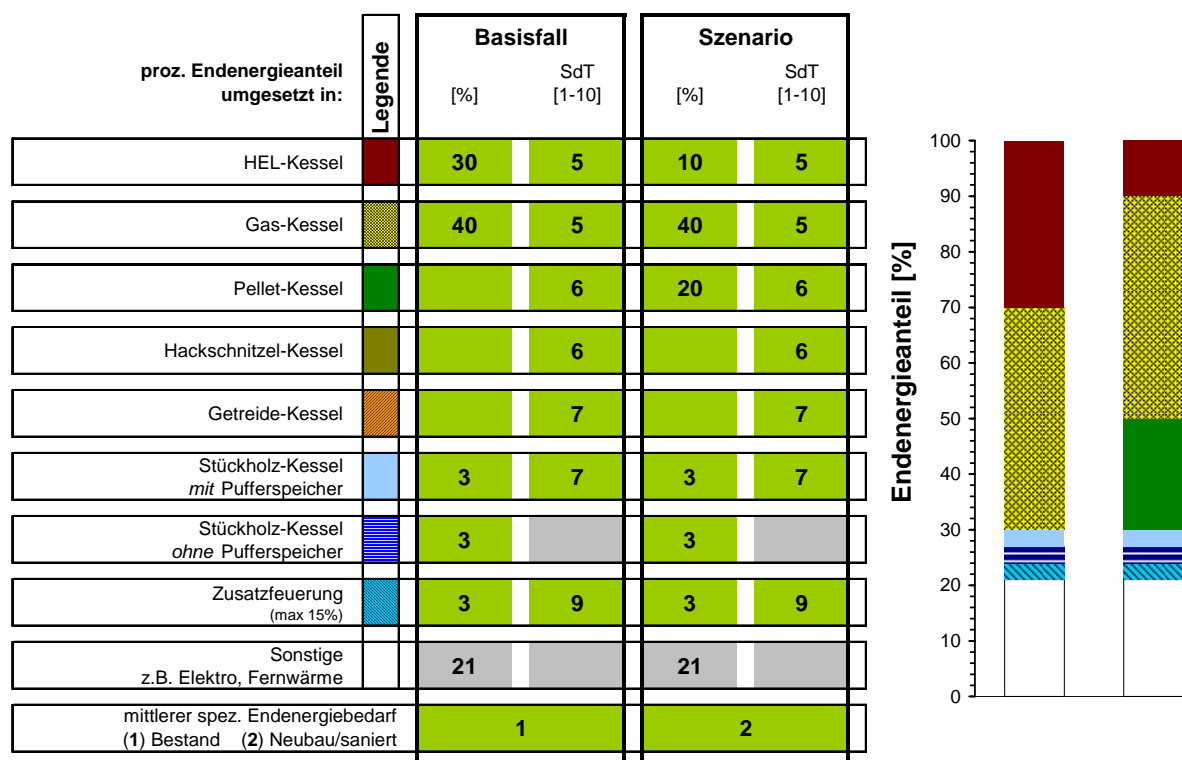


Bild 6-23 Eingabe Feuerungsanlagen

In **Tabelle 6.13** bis **Tabelle 6.20** kann für die jeweiligen Feuerungstypen und den jeweiligen Schieberstand [1-10] (Stand der Anlagentechnik) der Emissionsfaktor im stationären Betrieb bei Vollast bzw. Nennwärmeleistung (Eingangsemissionsfaktor) abgelesen werden (vgl. Kapitel 2.3.1). Die grau hinterlegten Zeilen entsprechen den Emissionsfaktoren, die zur Zeit im Bestand erreicht werden (Struschka et. al., 2007).

Tabelle 6.13 Eingangsemissionsfaktoren für Ölfeuerungen (Heizöl EL) in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Ölfeuerungen SdT	NO _x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	36	0,11
2	39	0,17
3	41	0,23
4	43	0,28
5	45	0,34
6	47	0,61
7	48	0,89
8	49	1,16
9	50	1,43
10	51	1,70

Tabelle 6.14 Eingangsemissionsfaktoren für Gasfeuerungen in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Gasfeuerungen SdT	NO _x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	9,5	0,002
2	11,3	0,003
3	13,1	0,004
4	14,9	0,005
5	16,7	0,006
6	17,1	0,010
7	17,5	0,014
8	17,9	0,019
9	18,3	0,023
10	18,8	0,028

Tabelle 6.15 Eingangsemissionsfaktoren für Pelletfeuerungen in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Pelletfeuerungen SdT	NO_x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	58	4
2	62	8
3	65	11
4	69	15
5	73	18
6	74	33
7	76	48
8	78	63
9	80	78
10	82	92

Tabelle 6.16 Eingangsemissionsfaktoren für Hackschnitzelfeuerungen in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Hackschnitzelfeuerungen SdT	NO_x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	72	6
2	77	11
3	82	16
4	86	21
5	91	27
6	93	48
7	95	70
8	98	91
9	100	113
10	102	135

Tabelle 6.17 Eingangsemissionsfaktoren für Getreidefeuerungen in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Getreidefeuerungen SdT	NO_x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	410	14
2	436	33
3	461	52
4	487	72
5	512	91
6	525	165
7	538	238
8	551	311
9	564	385
10	577	458

Tabelle 6.18 Eingangsemissionsfaktoren für Stückholzkessel *mit Pufferspeicher* in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Stückholzkessel (mit Pufferspeicher) SdT	NO _x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	72	4
2	75	13
3	78	22
4	81	31
5	84	40
6	86	55
7	88	71
8	90	87
9	92	103
10	94	119

Tabelle 6.19 Eingangsemissionsfaktoren für Stückholzkessel *ohne Pufferspeicher*

Stückholzkessel (ohne Pufferspeicher) SdT	NO _x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
5	84	40

Tabelle 6.20 Eingangsemissionsfaktoren für Zusatzfeuerungen in Abhängigkeit vom Stand der Anlagentechnik - SdT [1-10]

Zusatzfeuerungen SdT	NO _x [kg/TJ]	PM 10 [kg/TJ]
1	67	16
2	71	24
3	75	32
4	80	40
5	84	48
6	86	67
7	88	87
8	90	106
9	92	125
10	94	144

Bei Stückholzkesseln ohne Pufferspeicher wurde für die Eingangsemissionsfaktoren bei stationärem Betrieb mit Volllast bzw. Nennwärmeleistung nur ein SdT festgelegt, dieser unterscheidet sich nicht von den Faktoren für Stückholzkessel mit Pufferspeicher (für den SdT = 5). Bei Stückholzkesseln die ohne Pufferspeicher betrieben werden, ergeben sich insgesamt für alle Betriebszustände, gegenüber Stückholzkesseln mit Pufferspeichern, höhere Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung durch die höheren Anteile des Teillastbetriebs

und durch höhere Mehremissionen instationärer Betriebszustände. Ein Stand der installierten Technik (grau hinterlegte Zellen) kann für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher nicht angegeben werden.

Da der in den Tabellen definierte Stand der Technik bei einer Feuerungsanlage nicht unbedingt für alle Emissionskomponenten identisch sein muss, z.B. könnte eine Feuerungsanlage für PM₁₀ mit dem Schieberstand 5 und beim NO_x mit dem Schieberstand 6 einzuordnen sein, müssen ggf. die Rechenvorgänge für jede Komponente separat durchgeführt werden.

Eingabe des Modellgebiets, der Schornsteinmündung und der Meteorologie (AKTerm und Gradtagszahl)

Die Gebietsauswahl findet anhand der Kriterien statt, welche in Kapitel 2.3.3 und 4.2.2 für die einzelnen Modellgebiete zu Grunde gelegt wurden. Hier kann zwischen einem ländlichen (1), einem ländlich mittel bis groß (2) und einem städtischen (3) Gebiet gewählt werden.

Bei der Schornsteinmündung kann zwischen auf First (1) oder 1 m über First (2) gewählt werden.

Es stehen drei mittlere Windgeschwindigkeiten in 10m Höhe zur Auswahl:

- AKTerm Hannover: 3,7 m/s (1)
- AKTerm Stuttgart: 2,8 m/s (2)
- AKTerm Garmisch: 1,5 m/s (3).

Diese mittleren Windgeschwindigkeiten sind die Jahresmittelwerte aus den AKTerms, welche in den Modellrechnungen herangezogen wurden. Weitere Informationen zu den AKTerms befinden sich im Kapitel 2.3.2.2.

Die Gradtagszahl wird für das zu betrachtende Gebiet entweder durch eigene Daten aus einer Wetterstation oder durch langjährige Mittelwerte nach VDI-Richtlinie 4710 Blatt 2 bestimmt. Als Alternative kann unter <http://www.iwu.de> eine Excel-Anwendung heruntergeladen werden, die Gradtagszahlen für einzelne Standorte und Jahre sowohl im langjährigen Mittel, als auch für einzelne Jahre zur Verfügung stellt.

Bild 6-24 zeigt die Eingabefelder für Gebietsauswahl, Schornsteinmündung, mittlere Windgeschwindigkeit und Gradtagszahl im Arbeitsblatt.

Gebiet: (1) ländlich klein, (2) ländlich mittel bis groß, (3) städtisch	1
Schornsteinmündung: (1) auf First, (2) 1m über First	1
mittlere Windgeschwindigkeit in 10m Höhe (1) 1,5 (2) 2,8 (3) 3,7 [m/s]	1
Gradtagszahl GT ₁₉ [Kd]	3699

**Immissionsprognose für die
thermische Biomassenutzung**

Version 1.0

Bild 6-24 Eingabefelder für Gebietsauswahl, Schornsteinmündung, mittlere Windgeschwindigkeit und Gradtagszahl

Eingabe der Vorbelastung und Anzeige der Ergebnisse

Da das Arbeitsblatt die Zusatzbelastung durch Feuerungsanlagen berechnet, muss für die Ermittlung der gesamten Immissionsbelastung eine Vorbelastung eingegeben werden. Die Vorbelastung kann aus Messwerten von geeigneten Hintergrundmessstationen hergeleitet werden. Des Weiteren sind Hintergrundbelastungen für Deutschland in Kapitel 6.2.5 beschrieben.

Es werden zwei Ergebnisse für jede Immissionskonzentration ausgegeben, beide als Jahresmittelwerte. Zum einen die Immission auf der maximal belasteten Fläche im Untersuchungsgebiet, zum anderen der Flächenmittelwert des gesamten Untersuchungsgebiets. Weitere Informationen zu den Auswerteflächen sind in Kapitel 4.3.2 beschrieben.

Durch einfügen eines „x“ wird die entsprechende Immissionskonzentration im Diagramm grafisch dargestellt. Das grün gerahmte Textfeld am unteren Rand des Arbeitsblattes dient zur Eingabe von Bemerkungen, mit denen die Rechnung charakterisiert werden kann. Denkbare Einträge: Name des betrachteten Wohngebiets, Name, ggf. Version der Szenarienrechnung, Hinweis auf Hintergrunddokumente, Name des Bearbeiters, Datum, siehe **Bild 6-25**.

	Basisfall		Szenario	
	NO ₂ [µg/m³]	PM10 [µg/m³]	NO ₂ [µg/m³]	PM10 [µg/m³]
Immissions - Vorbelastung	15	15	15	15
Stoff im Diagramm ausgeben [x]	x	x	x	x
Jahresmittelwert Immission maximal beaufschlagte Fläche im Untersuchungsgebiet	8	21	6	20
Jahresmittelwert Immission Flächenmittelwert des gesamten Untersuchungsgebiets	3	17	3	17
Bemerkungen:				

UFOPLAN - Vorhaben FKZ 205 43 263

Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

Bearbeitet durch:

 **Ingenieurbüro Lehmeyer**
GmbH & Co. KG
Karlsruhe und Dresden

 **Universität Stuttgart**

Bild 6-25 Eingabefelder für Vorbelastung und Auswahl der darzustellenden Immissionskomponente

Grafische Darstellung der Ergebnisse

Wird ein „x“ bei der entsprechenden Immission eingegeben, wird diese im Diagramm grafisch dargestellt. Des Weiteren wird im Diagramm die prozentuale Verteilung der Immissionskonzentration durch den jeweiligen Brennstoff bzw. den jeweiligen Feuerungstyp dargestellt, siehe **Bild 6-26**.

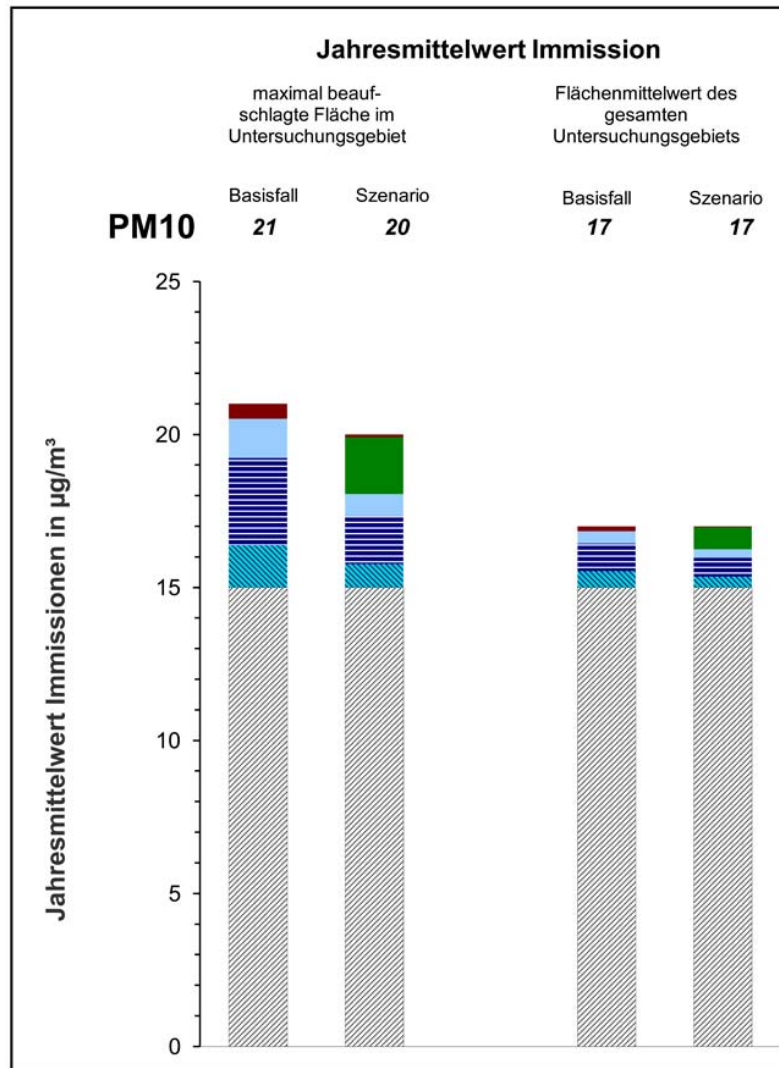


Bild 6-26 Grafische Darstellung der Ergebnisse

6.3.3 FAQs zum BIOMIS-Arbeitsblatt

Kann in „Prozentuale Endenergieanteil umgesetzt in:“ die prozentuale Verteilung des Anlagenbestandes im Untersuchungsgebiet eingegeben werden?

Nein. Hier muss der prozentuale Endenergieanteil eingegeben werden. Die prozentuale Verteilung des Anlagenbestandes würde zum Beispiel bei einem großen Anlagenbestand von Einzelfeuerstätten, die aber nur einen geringen Anteil an Wärme bereitstellen, zu verfälschten Ergebnissen führen!

Welche Feuerungen bzw. Brennstoffe sind im Arbeitsblatt hinterlegt?

Es sind Zentralheizungen für die Brennstoffe Öl, Gas, Pellets, Hackschnitzeln, Getreide sowie Stückholzkessel als Zentralheizung mit oder ohne Pufferspeicher hinterlegt. Als Zusatzfeuerung ist eine mittlere Holzfeuerung aus Kaminofen, Kachelofen, Kamin, Heizeinsatz hinterlegt (nur biogene Festbrennstoffe). Diese werden nur zu den

Abendstunden als Zusatzheizung betrieben (siehe Kapitel 3.3.3). Alle anderen Feuerungsarten können nicht im Arbeitsblatt eingegeben bzw. abgebildet werden.

Können Zusatzfeuerungen als Hauptheizung abgebildet werden?

Nein. Als Zusatzfeuerung ist eine mittlere Feuerung aus Kaminofen, Kachelofen, Kamin und Heizeinsatz hinterlegt. Diese werden nur zu den Abendstunden als Zusatzheizung betrieben (siehe Kapitel 3.3.3).

Warum können max. 15% als prozentualer Endenergieanteil für Zusatzfeuerungen angegeben werden?

Als Zusatzfeuerung ist eine mittlere Feuerung aus Kaminofen, Kachelofen, Kamin und Heizeinsatz hinterlegt. Diese werden nur zu den Abendstunden als Zusatzheizung betrieben (siehe Kapitel 3.3.3). Daher ist ein maximaler Anteil von 15% am Endenergiebedarf des gesamten Untersuchungsgebiets möglich.

Was bedeutet SdT [1-10] ?

In Tabelle 6.13 bis Tabelle 6.20 kann für die jeweiligen Feuerungstypen im stationären Betrieb für Volllast und dem Stand der Technik der Emissionsfaktor für den jeweiligen Schieberstand [1-10] abgelesen werden. Da ein definierter Stand der Technik bei einer Feuerungsanlage nicht unbedingt für alle Emissionskomponenten identisch sein muss, z.B. könnte eine Feuerungsanlage für PM₁₀ mit dem Schieberstand 5 und beim NO_x mit dem Schieberstand 6 einzuordnen sein, müssen ggf. die Rechenvorgänge für jede Komponente separat mit den zutreffenden Schieberständen durchgeführt werden.

Warum kann für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher kein SdT eingegeben werden?

Stückholzkessel ohne Pufferspeicher stellt ein spezieller Fall von „worst case“ für Stückholzkessel dar. Bei Stückholzkesseln ohne Pufferspeicher wurde für die Eingangsemissionsfaktoren bei stationärem Betrieb mit Volllast bzw. Nennwärmeleistung nur ein SdT festgelegt, dieser unterscheidet sich nicht von den Faktoren für Stückholzkessel mit Pufferspeicher (für den SdT = 5). Bei Stückholzkesseln die ohne Pufferspeicher betrieben werden ergeben sich insgesamt für alle Betriebszustände, gegenüber Stückholzkesseln mit Pufferspeichern, höhere Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung durch die höheren Anteile des Teillastbetriebs und durch höhere Mehremissionen instationären Betriebszustände. Einen Stand der installierten Technik (grau hinterlegte Zellen) kann für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher nicht angegeben werden.

Können für die einzelnen Stoffe unterschiedliche SdT angenommen werden?

Nein. Es werden immer alle Stoffe (Emissionskomponenten) mit dem gleichen SdT gerechnet.

Sind für „Sonstige“ ebenfalls Emissionen bzw. Immissionen berechnet?

Nein. Sonstige Endenergieanteile werden z.B. durch Elektroheizungen oder durch Fernwärme bereitgestellt, die keine Emissionen im Untersuchungsgebiet emittieren.

Können eigene Gebiete bzw. Ortschaften im Arbeitsblatt abgebildet werden und was muss beachtet werden, wenn das zu betrachtende Gebiet bzw. die zu betrachtende Ortschaft anders ist?

Die Ergebnisse gelten für die in diesem Forschungsvorhaben gerechneten Gebiete mit einer Aufteilung von Nutzertypen, Verteilung der Gebäudetypen und Gebäudealter und Gebäudehöhen, siehe Kapitel 2.3.3. Bei der Übertragung auf andere als die untersuchten Gebiete müssen die Ergebnisse nach eigenem Ermessen interpretiert werden. Anhaltswerte für dieses Ermessen können gewonnen werden, indem mit dem Arbeitsblatt Szenarien mit unterschiedlichen Parametern betrachtet werden.

Was muss ich bei der Auswahl der mittleren Windgeschwindigkeit in 10m Höhe beachten und können auch andere Windgeschwindigkeiten eingegeben werden?

Die Windverhältnisse können aus drei beispielhaften Situationen ausgewählt werden. Hier ist entscheidend, welche Windverhältnisse zu dem zu untersuchenden Gebiet bzw. der zu untersuchenden Ortschaft am besten passen, siehe hierzu Kapitel 2.3.2. Die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich der Windverhältnisse kann durch Vergleich der Ergebnisse für die drei zur Wahl stehenden Situationen abgeschätzt werden.

Was ist die Gradtagszahl GT_{19} und wo bekomme ich diese her?

Die Gradtagszahl GT_{19} wird nach VDI Richtlinie 4710 Blatt 2 bestimmt und ist die Summe der Temperaturdifferenz zwischen Außen- und Innentemperatur von 19°C, für alle Tage mit einer mittleren Außentemperatur von kleiner als 15°C. Für das zu betrachtende Gebiet kann die Gradtagszahl GT_{19} entweder durch eigene Temperaturdaten aus einer Wetterstation nach VDI-Richtlinie 4710 Blatt 2 bestimmt werden oder es können die in VDI-Richtlinie 4710 Blatt 2 genannten langjährigen Mittelwerte herangezogen werden. Als Alternative kann unter <http://www.iwu.de> eine Excel-Anwendung heruntergeladen werden, die Gradtagszahlen für einzelne Standorte sowohl im langjährigen Mittel, als auch für einzelne Jahre zur Verfügung stellt.

Kann der mittlere spezifische Endenergiebedarf geändert werden?

Nein. Es wurden Immissionsberechnungen für Gebäude durchgeführt, die einen Wärmestandard aufweisen, wie er im Bestand zu finden ist. Für einen mittleren spezifischen Endenergiebedarf für Neubauten oder sanierte Gebäude wurden die Immissionen anhand der Emissionen skaliert. Siehe Kapitell 6.3.1

Wie wird die Immissionsvorbelastung bestimmt?

Da das Arbeitsblatt die Zusatzbelastung durch Feuerungsanlagen berechnet, muss für die Ermittlung der gesamten Immissionsbelastung eine Vorbelastung eingegeben werden (siehe Kapitel 6.2.1). Die Vorbelastung kann aus Messwerten von geeigneten Hintergrundstationen des jeweiligen Bundeslandes abgeleitet werden. Im Zweifelsfall sollte die für die Überwachung der Luftqualität zuständige Behörde des jeweiligen Bundeslandes um Unterstützung gebeten werden. Es sind nur ganze Zahlen als Eingabe möglich.

Was wird als Ergebnis im Arbeitsblatt ausgegeben?

Das vom Arbeitsblatt ausgegebene Ergebnis ist vor dem Hintergrund des folgenden Konzeptes zu verstehen: Die Gesamtbelastung (also die tatsächliche Konzentration

von Schadstoffen in der Außenluft) setzt sich zusammen aus der Vorbelastung (verursacht durch alle anderen Emissionsquellen) und der Zusatzbelastung (verursacht durch die im Arbeitsblatt betrachteten Feuerungsanlagen). Falls die Vorbelastung vom Benutzer eingegeben wird, so wird als Ergebnis die Gesamtbelastung ausgegeben; andernfalls wird nur die Zusatzbelastung ausgegeben.

Es werden zwei Jahresmittelwerte der Immission ausgegeben.

Es wird als Ergebnis der Jahresmittelwert der maximal beaufschlagten Fläche im Untersuchungsgebiet ausgegeben. Des Weiteren wird der Jahresmittelwert des Flächenmittels des gesamten Untersuchungsgebiets ausgegeben, siehe hierzu auch Kapitel 4.3.2.

Der Jahresmittelwert der maximal beaufschlagten Fläche ändert sich nicht.

Die Jahresmittelwerte der *maximal* beaufschlagten Fläche für die Gebiete ländlich klein und ländlich mittel bis groß sind gleich. In der Modellierung wurde nur ein ländliches Gebiet gerechnet. Für eine weitere Variation wurde die Auswerteflächen verkleinert, sodass die Ränder mit niedrigen Immissionen abgeschnitten werden. Daher ändert sich der Jahresmittelwert des gesamten Untersuchungsgebiets, aber nicht der Jahresmittelwert der maximal beaufschlagten Fläche, siehe Kapitel 4.3.2.

Es wird nichts im Diagramm ausgegeben

Entweder wurde eine falsche Eingabe gemacht (rot markierte Felder) oder es wurde kein Stoff für das Diagramm ausgewählt (kein „x“ in Zeile 39) oder die Immissionen sind kleiner als 1 µg/m³.

Bei der Kombination städtisch und Getreide werden die Felder rot markiert

Im städtischen Gebiet ist es nicht möglich Getreide zu rechnen.

Felder sind rot unterlegt

Falsche Eingabe in den rot markierten Feldern.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Die Auswirkungen einer verstärkten Biomassenutzung in Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV werden qualitativ und quantitativ durch Modellrechnungen für verschiedene Modellgebiete sowohl emissions- als auch immissionsseitig abgeschätzt.

Hierzu wurde ein Emissionsmodell entwickelt, welches den charakteristischen und praxisnahen Betrieb der Heizanlagen beschreibt. Im Emissionsmodell wird das Emissionsverhalten der Anlagen im Voll- und Teillastbetrieb sowie bei instationären Zuständen (z.B. Start-, Stopp- und Anfeuerungsvorgänge) berücksichtigt.

Als Emissionskomponenten wurden NO_x , Feinstäube (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$), CO, VOC (flüchtige organische Verbindungen einschließlich Methan - als Gesamt-C berechnet), Benzol und die (vorwiegend) staubgebundenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons), wobei Benzo(a)pyren (BaP) extra ausgewiesen wurde, sowie polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF) betrachtet. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Untersuchung der Feinstaub- sowie Stickstoffdioxid-Belastung und für die Validierung zusätzlich auf der CO- und BaP-Belastung. Für Geruchsemissionen wurden orientierende Berechnungen durchgeführt.

Bei den Modellrechnungen wurden die Brennstoffe Heizöl extra leicht (HEL), Gas (Erdgas H), Holzpellets, Hackschnitzel aus naturbelassenem Holz, Stückholz und Getreidekörner betrachtet. Diese Brennstoffe wurden, entsprechend ihrer Eignung, in Ölzentralheizungen (Heizkessel), Gaszentralheizungen (Heizkessel, Gasthermen), mechanisch beschickten Biomassefeuerungen ≤ 100 kW, mechanisch beschickten Biomassefeuerungen > 100 kW (Nahwärmenetze), handbeschickten Stückholzkesseln mit und ohne Pufferspeicher und handbeschickten Einzelraumfeuerstätten (z.B. Kaminöfen als Zusatzheizung) eingesetzt. Bei der Emissionsmodellierung wurde jeweils unterschieden nach Feuerungsanlagen, die einem guten Stand der Technik entsprechen, fachgerecht installiert sind und auch richtig betrieben werden, des weiteren die konstruktions-, installations-, betreiber- oder brennstoffbedingt stark erhöhte Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung aufweisen oder die einen zukünftigen Stand der Technik widerspiegeln.

Neben dem typischen Betriebsverhalten der verschiedenen Feuerungsanlagen wurde im Emissionsmodell auch der Wirkungsgrad der Anlagen berücksichtigt. Anhand der Gebäudestruktur und Formen wurde der Heizenergiebedarf der Gebäude in Abhängigkeit von der Außentemperatur berechnet. Der Warmwasserbedarf und unterschiedliches Heizverhalten (Dauer und Innentemperatur) wurden ebenfalls berücksichtigt. Die Emissionsdaten werden als Jahres-Emissionszeitreihen in Abhängigkeit von der Außentemperatur in stündlicher Auflösung berechnet.

Mit den im Modell berechneten Emissionsszenarien wurden umfangreiche Ausbreitungsrechnungen für zwei Modellgebiete durchgeführt. Die beiden Gebiete repräsentieren eine ländliche und eine städtische Bebauungsstruktur. Als Ausbreitungsmodell kam das Modell AUSTAL2000 zum Einsatz, wobei das detaillierte, gebäudeauflösende Strömungsfeld mit dem Modell MISKAM berechnet wurde. Der eigentlichen Parameterstudie vorgeschaltet wurde eine umfangreiche Sensitivitätsanalyse. Im Rahmen dieser Betrachtungen wurden die Auswirkungen auf das berechnete Immissionsfeld bei freier Strömung, d.h. keine explizite Berücksichtigung der Bebauung, im Vergleich zur detaillierten Strömungsfeldmodellierung mit dem dreidimensionalen Strömungsmodell MISKAM untersucht. Der Einfluss der jeweiligen

Temperaturregion, in der sich das Untersuchungsgebiet befindet, sowie der Einfluss der Windgeschwindigkeits- und Windrichtungsverteilung und des Stabilitätszustandes der Atmosphäre auf die berechneten Immissionsfelder wurden näher betrachtet. Als weiterer wichtiger Parameter ergab sich die Schornsteinhöhe, der bei der Ausbreitung von Abgasen aus häuslichen Kaminen eine große Bedeutung zukommt. Als ein wichtiges Ergebnis der Modellierungen ist hervorzuheben, dass die Schornsteinhöhen einen großen Einfluss auf die Immissionskonzentrationen in den Wohngebieten haben. Zu niedrige, den First nicht überragende Schornsteine können die Immissionssituation erheblich verschlechtern.

Die oben genannten Parameter und deren Einflüsse auf die zu erwartenden Immissionen wurden detailliert betrachtet und beschrieben.

In der systematischen Parameterstudie wurden für die beiden ausgewählten Untersuchungsgebiete für jeweils drei meteorologische Zeitreihen, repräsentativ für verschiedene Regionen in Deutschland, Ausbreitungsrechnungen für die untersuchten Brennstoff- und Feuerungsarten durchgeführt. Die gelieferten Emissionszeitreihen wie auch die meteorologischen Zeitreihen wurden in stündlicher Auflösung berücksichtigt. Als Beurteilungsflächen wurden in Anlehnung an die 22. BImSchV Flächen von 256 m² ausgewertet. Die Ergebnisse wurden als mittlere Immissionswerte über alle Flächen des jeweiligen Untersuchungsgebietes und zusätzlich als Immissionswert der maximal beaufschlagten Fläche im Untersuchungsgebiet angegeben.

Die vielfältigen möglichen Kombinationen zwischen Stand der Anlagentechnik (3 Fälle), Feuerungsanlagen und Brennstoffen, Temperaturregionen und Untersuchungsgebieten führten zu einer hohen Anzahl von Rechendurchgängen, sowohl für die Emissionsmodellierung als auch die Immissionsmodellierung. Die Ergebnisse dieser Modellrechnungen und damit auch die Abhängigkeiten der Immissionsbelastungen von den genannten Einflussgrößen sind in den Tabellen im Anhang dokumentiert. Dort wird jeweils vorausgesetzt, dass 10 % der Endenergie zur Deckung des Wärmebedarfs aus Biomasse stammen. Die Größenordnung der berechneten lokalen PM₁₀-Belastung liegt dann im Jahresmittelwert typischerweise bei 1 µg/m³, mit einer Bandbreite von etwa 0,1 µg/m³ bis 10 µg/m³. In geringerem Maße tragen die Holzfeuerungen außerdem zur Hintergrundbelastung bei.

Zur Überprüfung der Modellrechnungen wurden Validierungsmessungen durchgeführt. Hierfür wurde ein ländliches Wohngebiet ausgewählt, in dem hauptsächlich Heizanlagen als Emissionsquellen existieren. Als weitere Auswahlkriterien wurden eine für die Ausbreitungsmodellierung geeignete Topografie, eine möglichst geringe Zusatzbelastung durch Verkehr oder industrielle Quellen und die Kooperationsbereitschaft des örtlichen Schornsteinfegers berücksichtigt. Als Ergebnis einer Standortbesichtigung und unter Beachtung der genannten Kriterien wurde der Ort Bechtoldsweiler, ein Stadtteil von Hechingen im Zollern-Alb-Kreis, als Validierungsgebiet gewählt.

Für die Messung der Immissionen und der meteorologischen Parameter im Winter 2007/2008 wurden zwei Messstationen aufgebaut und betrieben, eine mitten im Wohngebiet und eine außerhalb des Ortes zur Bestimmung der Hintergrundbelastung.

Für die Immissionsmodellierung wurden direkt die im Validierungszeitraum vor Ort gemessenen Windverhältnisse zugrunde gelegt. Die Modellierungen und Messungen wurden für die Schadstoffe NO_x, PM₁₀, CO und Benzo(a)pyren durchgeführt und jeweils die Immissionszusatzbelastungen durch die Heizaktivitäten im Ort in stündlicher Auflösung berechnet bzw. darüber hinaus zum Vergleich mit den Messergebnissen entsprechende Mittelungen vor-

genommen. Alle Komponenten stammten nicht nur aus den Feuerungsanlagen des Validierungsortes, sondern kamen auch in der Hintergrundbelastung mit sich ändernden Konzentrationen vor. Aufgabe der Validierungsmessungen war es, die im Ort selbst verursachten von den überörtlich auftretenden Konzentrationen zu trennen und auf diese Weise die Zusatzbelastungen zum Vergleich mit den Modellergebnissen zu bestimmen. Für den Vergleich zwischen Modellierung und Messung wurden offensichtlich ungeeignete Situationen ausgefiltert und von der Auswertung ausgeschlossen.

Die Betrachtung der grafisch gegenübergestellten modellierten und gemessenen Stunden-Mittelwerte der NO_x - und PM_{10} -Zusatzbelastungen und der Differenzen (Messung minus Modellierung) ergab im zeitlichen Verlauf als auch in der Höhe der Werte teilweise gute, teilweise weniger gute Übereinstimmungen. Hierbei fiel auf, dass die NO_x -Werte generell besser übereinstimmten als die PM_{10} -Werte. Sehr gut stimmten die modellierten und gemessenen CO -Konzentrationen im zeitlichen Verhalten überein, insbesondere, nachdem eine tägliche 8h-Mittelung nach der 22. BImSchV (höchster gleitender Achtstundenmittelwert) vorgenommen und dadurch Unterschiede zwischen angenommenem und tatsächlichem Betreiberverhalten teilweise kompensiert wurden. In der Höhe ergab die Modellierung höhere Konzentrationen, was durch die Annahme von „worst case“-Feuerungen bedingt ist.

Der Vergleich von Monatsmittelwerten der NO_x -Konzentrationen ergab, dass die Abweichungen zwischen modellierten und gemessenen Werten im Bereich der kombinierten Messunsicherheit lagen. Beim Vergleich der mittleren PM_{10} -Konzentrationen einzelner Messzeiträume von ein paar Tagen Dauer zeigten sich teilweise gute, teilweise aber auch schlechte Übereinstimmungen zwischen Modellierung und Messung. Für einige der schlechten Übereinstimmungen fanden sich plausible Erklärungen. Beim Vergleich von Monatsmittelwerten ergaben sich teilweise positive und teilweise negative Abweichungen zwischen modellierten und gemessenen PM_{10} -Werten. Hierbei handelte es sich offensichtlich um systematische Unterschiede, die nicht durch die Messunsicherheit der Einzelwerte erklärt werden konnten.

Es wurden noch weitere verschiedenartige Vergleiche zwischen modellierten und gemessenen Werten angestellt, die zur Erklärung von Übereinstimmungen und Nicht-Übereinstimmungen beitrugen. Generell lässt sich folgern:

- Die relativ gute Übereinstimmung der mittleren NO_x -Konzentrationen zwischen Modellierung und Messung zeigt, dass der Energieverbrauch gut getroffen wurde. NO_x stammt in erster Linie von den Hauptheizungen in Bechtoldsweiler, nämlich von automatisch arbeitenden Ölfeuerungen, deren Verhalten in erster Linie von der Außentemperatur abhängig ist und sich somit gut modellieren lässt.
- CO und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind dagegen Produkte unvollständiger Verbrennung aus Holzfeuerungen. Der zeitliche Verlauf der CO -Konzentrationen wurde durch die Modellierung recht gut getroffen. Höhere modellierte Konzentrationen bei diesen beiden Komponenten weisen aber darauf hin, dass die Verbrennung offensichtlich als zu unvollständig modelliert wurde. Aufgrund der Bestands- und Altersstruktur der installierten Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe wurde ein sehr schlechter Stand der Technik („worst case“), angesetzt, was so nicht in vollem Umfang für dieses Gebiet zuzutreffen scheint. Dass die Feuerungen recht gut brannten und wenig unvollständige Verbrennung auftrat, deckte sich mit den persönlichen Beobachtungen im Messzeitraum: Es

konnte nämlich nur ganz selten und wenn, dann nur ganz geringer Geruch nach Holzfeuerungen festgestellt werden.

- Auf die PM10-Konzentrationsverhältnisse wirkte sich die Überschätzung der Unvollständigkeit der Verbrennung nur teilweise aus. Staubemissionen aus anderen Quellen und stark schwankende Hintergrundkonzentrationen überdeckten die PM10-Konzentrationen, die aus Holzfeuerungen stammen könnten, oft so stark, dass sich die Einflüsse der Holzfeuerungen nur schwer nachweisen ließen.
- Mit dem Modell können also der Energieverbrauch und die damit verbundenen Abgasemissionen gut wiedergegeben werden. Die Abgasemissionen aus unvollständiger Verbrennung sind aber in der Praxis schwierig abzubilden, da die Unvollständigkeit der Verbrennung durch viele Faktoren bestimmt wird, wie Art, Auslegung und Betrieb der Feuerungsanlagen. Insbesondere die manuelle Betriebsweise unterliegt sehr individuellen Einflüssen, die sich schwierig modellieren lassen, da z.B. über das wirkliche Betreiberverhalten keine Angaben vorliegen.

Aufbauend auf den Berechnungen im Projekt wurde das Arbeitsblatt BIOMIS entwickelt, mit dem für beliebige Wohngebiete aus der bestehenden Feuerungszusammensetzung ein Basisfall definiert werden kann. In einem Vergleichsfall, dem Szenario-Fall, kann die zukünftige Zusatz- bzw. Gesamtmissionsbelastung bei verstärkter Biomassenutzung auf Grundlage der Ergebnisse aus der hinterlegten Parameterstudie berechnet und mit dem Basisfall verglichen werden. Mit den Ergebnissen des Projektes kann auf diese Weise bei Bebauungsplanvorhaben oder bei geplanten Änderungen von Heizungsstrukturen die durch solche Maßnahmen zu erwartende zukünftige Immissionsbelastung vorab geschätzt werden, und es können darauf aufbauend ggf. Anforderungen zur Erhaltung oder Verbesserung der Luftqualität vorgesehen werden.

Da die Validierungsmessungen ergaben, dass mit dem Modell der Energieverbrauch und die damit verbundenen Abgasemissionen gut wiedergegeben werden können, die Abgasemissionen aus unvollständiger Verbrennung in der Praxis aber schwierig abzubilden sind, da die Unvollständigkeit der Verbrennung durch viele Faktoren bestimmt wird, ist eine Konsequenz für die Anwendung von BIOMIS, dass der Nutzer nicht nur eine Rechnung durchführen, sondern verschiedene Qualitätsstufen bezüglich der Unvollständigkeit der Verbrennung durchspielen sollte, um die Bandbreite der möglichen PM10-Zusatzbelastung zu erhalten.

Bei der Entwicklung des Emissionsmodells ergaben sich Ansätze für weitere Forschungsarbeiten: z.B. die Berechnung des Gebäudeenergiebedarfs (Bilanzierung von Lüftungsverlusten sowie internen und solaren Gewinnen), der Berücksichtigung eines differenzierteren Nutzerverhaltens und Verteilung der Anlagentechnik im Modellgebiet, der mehrtägigen Bilanzierung des Endenergieverbrauchs (z.B. bei Heizanlagen mit Pufferspeichern), des Einflusses vom Nutzerverhalten oder Änderungen des Baustandards auf das Emissionsaufkommen, der Optimierung von Heizungssystemen in Bezug auf Energieeffizienz und Emissionsminderung sowie der Integration von Solaranlagen mit Heizungsunterstützung.

Außerdem wäre es dringend notwendig, die Datenbasis bei Biomassefeuerungen für einige Emissionskomponenten (z.B. Benzo(a)pyren) und für Geruchsemissionen zu verbessern. Geruchsemissionen, die immer häufiger zu Nachbarschaftsbeschwerden führen, konnten im Projekt aufgrund der mangelhaften Datenbasis nur orientierend modelliert werden. Hier sollte

in zukünftigen Untersuchungen auch die immissionsseitige Quantifizierung verbessert werden. Des Weiteren wird empfohlen, die Identifikation von Tracersubstanzen der Holzverbrennung näher zu untersuchen, wie z.B. Levoglukosan, Reten und „PAH-Fingerprints“. Hierbei sollte z.B. untersucht werden, aus welchen Holzbestandteilen und unter welchen Verbrennungsbedingungen diese einzelnen Stoffe gebildet werden und wie sich derartige Tracersubstanzen bei der Verbrennung unterschiedlicher Holzsorten unterscheiden. Die Ergebnisse solcher Untersuchungen könnten dazu beitragen, bei Immissionsuntersuchungen, die Beiträge verschiedener Holz- bzw. Biomasseverbrennungsvorgänge besser zu quantifizieren und ggf. einzelne Quellbereiche (z.B. alte Stückholzkessel) zu identifizieren.

8 Literatur

1. BImSchV (2003): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen). In: BGBl. I S.490 vom 14.03.1997, zuletzt geändert am 14.08.2003. BGBl. I S. 1614.
 1. BImSchV (Entwurf 2007): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). Entwurf zur Novelle der Verordnung vom Juli 2007.
 4. BImSchV (2007): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftigen Anlagen). In: BGBl. I S.504 vom 14.03.1997, zuletzt geändert am 23.10.2007. BGBl. I S. 2470.
 22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte). In: BGBl. I, Nr.66 vom 17.09.2002. S. 3626, zuletzt geändert am 04.06.2007. BGBl. I S. 1006.
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (2008): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Internet: <http://www.ooe.gv.at> (Umwelt > Luft,Klima), Linz, Österreich.
- Bächlin W. et al. (2000): Vergleich von Modellanwendungen zur Berechnung von Immissionswerten innerhalb eines beidseitig bebauten Straßenquerschnitts. Forschungsvorhaben für BWPLUS, Forschungszentrum Karlsruhe, Postfach 3640, 76021 Karlsruhe. Internet: <http://www.bwplus.fzk.de>.
- Bächlin W. et al. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft. Band 66, Heft4, S.154-157.
- BAFA (2007): Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle – Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien im Wärmemarkt. Vom 5. Dezember 2007. Internet: <http://www.bafa.de>.
- BASt (2005): PM10-Emissionen an Außerortsstraßen – mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM10-Konzentrationen aus Messungen an der A1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen. Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V125, Bergisch-Gladbach.
- Bronstein I. N., Semendjajew K.A. (1991): Taschenbuch der Mathematik. 25 Auflage, B.G. Teubner, Leipzig.
- Christoffer J., Deutschländer T., Webs M. (2004): Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere und extreme Witterungsverhältnisse TRY. Hrsg.: Deutscher Wetterdienst. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach a. Main.
- DESTATIS (2002): Statistisches Bundesamt Deutschland (DESTATIS) „Die Wohnsituation 2002 in Deutschland“. Internet: <http://www.destatis.de>.
- DWD (2006): AKTERM Garmisch-Partenkirchen, AKTERM Stuttgart-Echterdingen, AKTERM Hannover. Deutscher Wetterdienst Abteilung Klima- und Umweltberatung. Zentrales Gutachterbüro.

- DIN 4702, Blatt 8 (März 1990): Heizkessel; Ermittlung des Norm-Nutzungsgrades und des Norm-Emissionsfaktors. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 12831, (August 2003): Heizungsanlagen in Gebäuden - Verfahren zur Berechnung der Norm-Heizlast sowie Nationaler Anhang NA (April 2004). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 13229 (Oktober 2005): Kamineinsätze einschließlich offene Kamine für feste Brennstoffe - Anforderungen und Prüfungen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN V 4701, Blatt 10 (August 2003): Vornorm: Energetische Bewertung heiz- und raumlufttechnischer Anlagen - Teil 10: Heizung, Trinkwassererwärmung, Lüftung. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN V 4108, Blatt 6 (Juni 2003): Vornorm: Wärmeschutz und Energieeinsparung in Gebäuden - Teil 6: Berechnung des Jahresheizwärme- und des Jahresheizenergiebedarfs, Lüftung. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN V 18599, Blatt 1 bis 10 (Februar 2007): Vornorm: Energetische Berechnung, Bilanzierung, Bewertung von Gebäuden und Erstellung von Energieausweisen. Beuth Verlag, Berlin.
- Dittmann, H.-J. (2004): Öl- und Gasfeuerungen - Wärmetechnik, Alfons W. Gentner Verlag, Stuttgart.
- Eichhorn, J. (1989): Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklima-Modells. Dissertation, Johannes-Gutenberg-Universität Mainz.
- Ellenberg (1990): siehe Institut für Landeskunde (Hrsg.) (2004)
- EnEV (2007): Verordnung über energiesparenden Wärmeschutz und energiesparende Anlagentechnik bei Gebäuden (Energieeinsparverordnung - EnEV). Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 34, S. 1519-1563 vom 26. Juli 2007.
- EPBD (2002): Gebäude-Effizienz-Richtlinie. Richtlinie 2002/91/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16.12.2002.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Bösinger, R., Blazek, R., Schädler, G., Lohmeyer, A. (1996): Einfluss der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für Kfz-Abgase - Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe. Internet: <http://bwplus.fzk.de>.
- FNR (2007): Seminarveranstaltung Alternative Biobrennstoffe am 21. Juni 2007 in Berlin. Vortrag Th. Hering: Kleinf Feuerungsanlagen mit Getreide und halmgutartigen Biobrennstoffen im Feldtest. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Gülzow.
- Gemeinde Linkenheim-Hochstetten (2006): Luftbild und ALK-Daten in digitaler Form.
- Glasius et al. (2006): Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. Atmospheric Environment 40. 7115-7124.
- Greiselis-Bailer, S., Kemper, B.-M. (2006): Ermittlung und Minderung der Emissionen krebs erzeugender und weiterer besonders gesundheitsgefährdender Stoffe bei Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, Bericht im Auftrag des Umweltbundesamts: UBA-FB 203 44 358, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- Hering, Th., Peisker, D., Vetter, A. (2006): Energetische Verwertung von Getreide und Halmgutpellets. Endbericht zum Vorhaben 220 08 401 der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR). Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2006): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Internet: <http://atlas.umwelt.hessen.de> (Luft: Immissionskataster), Wiesbaden.
- Institut für Landeskunde (Hrsg.) (2004): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland – Unser Land in Karten, Texten und Bildern, Sonderausgabe: Dörfer und Städte. Mithrsg.: Friedrich K., Hahn B., Popp H. Spektrum Akademischer Verlag, Elsevier GmbH, München.
- IVD (2005): siehe in Greiselis-Bailer et al. (2006)
- IWU (2003): Deutsche Gebäudetypologie – Systematik und Datensätze der Deutschen Gebäudetypologie, Stand Dezember 2003; Wohnen und Umwelt GmbH, Darmstadt. Internet: <http://www.iwu.de>.
- IWU Bayern: Hinz, E. (2006): Gebäudetypologie Bayern – Entwicklung von 11 Hausdatenblättern zu typischen Gebäuden aus dem Wohngebäudebestand Bayerns. Institut Wohnen und Umwelt GmbH, Darmstadt. Internet: <http://www.iwu.de>.
- IWU Hessen: Born, R., Diefenbach, N., Loga, T. (2003): Energieeinsparung durch Verbesserung des Wärmeschutzes und Modernisierung der Heizungsanlage für 31 Musterhäuser der Gebäudetypologie – Studie im Auftrag des Impulsprogramms Hessen. Institut Wohnen und Umwelt GmbH, Darmstadt. Internet: <http://www.iwu.de>.
- Janicke, L., Janicke, U. (2004): Die Entwicklung des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000G, Berichte zur Umweltphysik, Nr. 5, Auflage 1, ISSN 1439-8222.
- Janicke (2005): AUSTAL2000 Programmbeschreibung zu Version 2.2 (Stand 2005-03-23) Ingenieurbüro Janicke. Dunum.
- Kaminsiki U. et al. (2007): Feinstaubkonzentrationen (PM_{2.5}) in deutschen Kurorten – Quellen und Minderungspotentiale. Deutscher Wetterdienst. Abteilung Medizin Meteorologie. Beitrag auf der DACH 2007 in Hamburg.
- Keil, M., Kiefl, R., Strunz, G. (2005): CORINE Land Cover 2000 – Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben UBA FKZ 201 12 209. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum. Oberpfaffenhofen, 83 Seiten.
- Klippel, N., Nussbaumer, T. (2007): Wirkung von Verbrennungspartikeln. Bundesamt für Energie, Bern. ISBN 3-908705-16-9. Internet: <http://www.verenum.ch/Publikationen/SBPartikelw.pdf>
- Köble, R. (2008a): Wald-Scheitholzverbrauch in Deutschland als Verteilparameter für Emissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen (<50 MW), Energieträger ‚naturbelassenes Brennholz‘, in Privathaushalten (SNAP 020202). Sachstandsbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (FKZ 206 43 200/01) vom 16.10.2008. Universität Stuttgart, IER, 6 Seiten.

- Köble, R. (2008b): Wald-Scheitholzverbrauch in Deutschland als Verteilparameter für Emissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen (<50 MW), Energieträger ‚naturbelassenes Brennholz‘, in Privathaushalten (SNAP 020202). Neue Methode. Sachstandsbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (FKZ 206 43 200/01) vom 31.10.2008. Universität Stuttgart, IER.
- Kreč, K. (2004): Skriptum Gebäude-Wärmebilanz. Büro für Bauphysik, Schönberg am Kamp, Österreich.
- LAI (2004): Bewertung von Schadstoffen, für die keine Immissionswerte festgelegt sind - Orientierungswerte für die Sonderfallprüfung und für die Anlagenüberwachung sowie Zielwerte für die langfristige Luftreinhalteplanung unter besonderer Berücksichtigung der Beurteilung krebserzeugender Luftschadstoffe; Bericht des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI).
- LAI (2004a): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie GIRL) vom 13. Mai 1998 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 21. September 2004 (Basis: Beschluss des LAI vom September 2004). Hrsg: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- LfU Bayern (Hrsg.) (2007): Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand. Endbericht zum Forschungsvorhaben. Durchführung ZAE Bayern Abteilung 1: Technik für Energiesysteme und erneuerbare Energien. Augsburg.
- LWF (2007): Der Energieinhalt von Holz und seine Bewertung. Merkblatt 12 der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF). Freising, Dezember 2007. Internet: <http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-merkblatt/12.php>.
- Mantau, U., Sörgel, C. (2006): Energieholzverwendung in privaten Haushalten. Marktvolumen und verwendete Holzsortimente – Abschlußbericht. Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft. 23 Seiten.
- Meyen E., Schmithüßen J. (Hrsg.) (1955): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Zweite Lieferung. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde. Remagen.
- Optimus (2005): Jagnow, K, Wolf; D.: Abschlussbericht „Umweltkommunikation in der mittelständischen Wirtschaft am Beispiel der Optimierung von Heizungssystemen durch Information und Qualifikation zur nachhaltigen Nutzung von Energieeinsparpotenzialen“ Teil 2: Technische Optimierung und Energieeinsparung; Gefördert durch Deutsche Bundesstiftung Umwelt – Fördernummer DBU-AZ 18315. Internet: <http://www.optimus-online.de>.
- Ortschaftsverwaltung Hechingen (2006): Luftbild und ALK-Daten in digitaler Form
- PAREST (2009): **P**artikel-**R**eduktions-**S**trategien - Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Nr. 206 43 200/01 des Umweltforschungsplans des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, vergeben durch das Umweltbundesamt. Internet: <http://www.parest.de>.

- Pfeiffer, F.; Struschka, M.; Baumbach, G. (2000): Ermittlung der mittleren Emissionsfaktoren zur Darstellung der Emissionsentwicklung aus Feuerungsanlagen im Bereich Haushalte und Kleinverbraucher. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 295 46 364. Erschienen in der Reihe UBA-TEXTE als Nr. 14-00. Umweltbundesamt, Berlin.
- Prévôt A. et al. (2006) : Zwischenbericht AEROWOOD-Projekt. Paul Scherrer Institut 5232 Villingen PSI 03.2006.
- QM Holzheizwerke (2004): Arbeitsgemeinschaft QM Holzheizwerke: QM Holzheizwerke Band 1: Q-Leitfaden; Band 2: Standard-Schaltungen Teil I; Band 3: Muster-Aus-schreibung Holzkessel; Band 4: Planungshandbuch; Band 5: Standard-Schaltungen Teil II. C.A.R.M.E.N. e.V., Straubing.
- Richter, C.-J., Röckle, R. (2000): Recherche zur Ermittlung von Emissionsfaktoren für Geruch aus Hackschnitzelfeuerungsanlagen. Untersuchungen im Auftrag der LfU Baden-Württemberg in Karlsruhe. iMA Richter & Röckle, Freiburg.
- Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen -. Abschlussbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe. Internet: <http://bwplus.fzk.de>.
- Romberg et al. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für KFZ-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft. Band 56, Heft6, S.215-218.
- Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg (FZKA-PEF 138). Internet: <http://bwplus.fzk.de>.
- Schnelle-Kreis J. et al. (2007): Einfluss der Gebäudeheizungen auf die Feinstaub-Immissionen im Raum Augsburg. Beitrag auf der Fachtagung „Feinstaubbelastung im Umfeld von Holz-Kleinfeuerungen und mögliche Emissionsminderungsmaßnahmen“ am 13.11.2007 im Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg.
- Schornsteinfegermessungen (2005): Eigene Auswertung der Erhebungsdaten des Schornsteinfegerhandwerks über Emissionsmessungen im Jahr 2005. Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks - Zentralinnungsverband. Sankt Augustin.
- Stadt Reutlingen (2005): Luftbild und ALK-Daten in digitaler Form.
- Stern, R. (2004): Weitere Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“ (FKZ 201 43 250). UBA-FB 000843/CD. Berlin, 159 Seiten.
- Stern R., Fath J. (2006): Kartographische Darstellung der flächenhaften Immissionsbelastung in Deutschland mit Hilfe der Optimalen Interpolation: OI für das Jahr 2004, OI Einzeltermine aus dem Jahre 2003. F+E-Vorhaben FKZ 20442203/03 „Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte“ im Auftrag des Umweltbundesamt, Institut für Meteorologie, Freie Universität Berlin.

- Stern, R. (2008): Der Beitrag der Holzfeuerungen in Deutschland zu den PM10-Konzentrationen. Sachstandsbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (FKZ 206 43 200/01) vom 15.09.2008. FU Berlin, Institut für Meteorologie, 12 Seiten.
- Stern, R. (2009): Der Beitrag der Holzfeuerungen in Deutschland zu den PM10-Konzentrationen. Sachstandsbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (FKZ 206 43 200/01) vom 09.06.2009. FU Berlin, Institut für Meteorologie, 12 Seiten.
- Struschka, M., Pfeiffer, F., Lepel, F. von, Baumbach, G. (2000): Start- und Stopp-Emissionen von Öl- und Gasfeuerungen. Erdöl Erdgas Kohle, Heft 3, S. 121-122.
- Struschka, M., Zuberbühler, U., Dreiseidler, A., Dreizler, D., Baumbach, G. (2003): Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 299 44 140. Erschienen in der Reihe UBA-TEXTE als Nr. 41-03. Umweltbundesamt, Berlin.
- Struschka, M., Emich, O., M., Baumbach, G. (2004): Untersuchungen an einem Stückholzkessel mit und ohne Wärmespeicher zur Ermittlung optimaler Speichergrößen. Abschlussbericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Universität Stuttgart.
- Struschka, M., Kilgus, D., Springmann, M., Baumbach, G. (2007): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 205 42 322 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Universität Stuttgart.
- Struschka, M., Kiess, J., Zieba, M., Rieder, A., Juschka, W., Schuster, A., Hammer, F., Turrowski, P., Roßmann, P., Hartmann, H., Marks, A. (Mai 2008): Dezentrale energetische Nutzung von Getreide und Stroh. Entwicklung neuer genehmigungsfähiger Verbrennungsanlagen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 220 189 03 im Auftrag des Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR). Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Universität Stuttgart.
- Struschka, M., Springmann, M., Schuster, A., Baumbach, G.: (Juli 2008): Messungen an Pilotanlagen zur Getreideverbrennung in Hessen - Messbericht für die Heizperioden 2005/06, 2006/07 und 2007/08. Messbericht im Auftrag des Hessischen Bauernverbandes e.V. in Friedrichsdorf. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Universität Stuttgart.
- TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum BImSchG (2002; 24.7.): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Gemeinsames Ministerialblatt vom 30.07.2002, Heft 25-29, S. 511-605, Carl Heymanns Verlag KG. Köln.
- Thiruchittampalam, B. (2008): Oil-Szenario: Aktivitäten, E-Faktoren, Emissionen. Persönliche Mitteilung. E-Mail vom 28.11.2008.

- UBA (2007): Prognose der Staubemissionen aus Holzfeuerungsanlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV. Persönliche Mitteilung Frau Behnke, Fachgebiet III 2.3, Umweltbundesamt, Dessau.
- UMEG (2003): PAK-Immissionsmessungen im Zusammenhang mit Holzfeuerungen im Winter 2002/2003. Bericht-Nr.31/32-2003.
- VDI-Richtlinie 2067 Blatt 4 (Februar 1982): Berechnung der Kosten von Wärmeversorgungsanlagen; Warmwasserversorgung. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4 (1980): Bestimmung der Schornsteinhöhe für kleinere Feuerungsanlagen. Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre, VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft Band 1. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 3783 Blatt 9 (Nov. 2005): Umweltmeteorologie – Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle – Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 3807 Blatt 1 (März 2007): Energie- und Wasserverbrauchskennwerte für Gebäude - Grundlagen. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 4219 (2005): Ermittlung der Unsicherheiten von Emissionsmessungen mit diskontinuierlichen Messverfahren; Entwurf 10.2005. Beuth Verlag, Berlin.
- VDI-Richtlinie 4710 Blatt 2 (Mai 2007): Meteorologische Daten in der technischen Gebäudeausrüstung - Gradtage. Beuth Verlag, Berlin.

Anhang

A.1 Berechnete Immissionskonzentrationswerte

Tab. 10-1 Immissionskonzentrationen für Heizöl

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Heizöl TRY03														
gerechnet														
best case	ländliches Gebiet - klein													
	Emission		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
			Schornstein auf Firsthöhe				Schornstein 1m über First							
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	6.7	0.02	0.01	0.02	0.01	0.04	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01	0.03	0.01
	NOx	216.2	0.5	0.2	0.8	0.4	1.3	0.5	0.4	0.2	0.7	0.4	1.1	0.5
	Benzol	0.07	1.6E-04	7.2E-05	2.5E-04	1.2E-04	4.1E-04	1.6E-04	1.3E-04	6.6E-05	2.1E-04	1.1E-04	3.5E-04	1.5E-04
	CO	24.6	0.06	0.03	0.09	0.04	0.15	0.06	0.05	0.02	0.08	0.04	0.13	0.06
	Dioxine	1.6E-08	3.6E-11	1.7E-11	5.6E-11	2.7E-11	9.5E-11	3.8E-11	3.1E-11	1.6E-11	4.8E-11	2.5E-11	8.0E-11	3.5E-11
	VOC	8.4	0.02	0.01	0.03	0.02	0.05	0.02	0.02	0.01	0.03	0.01	0.04	0.02
	PAK	1.9E-03	4.3E-06	2.0E-06	6.8E-06	3.2E-06	1.1E-05	4.5E-06	3.7E-06	1.9E-06	5.7E-06	3.0E-06	9.5E-06	4.1E-06
	Benzoapyren	1.2E-04	2.8E-07	1.3E-07	4.4E-07	2.1E-07	7.3E-07	2.9E-07	2.3E-07	1.2E-07	3.7E-07	1.9E-07	6.1E-07	2.6E-07
	städtisches Gebiet													
	Emission		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
		Schornstein auf Firsthöhe				Schornstein 1m über First								
Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	21.6	0.04	0.02	0.06	0.04	0.09	0.07	0.03	0.02	0.06	0.04	0.09	0.06	
NOx	713.3	1.3	0.8	2.1	1.3	3.2	2.3	1.2	0.8	1.9	1.2	3.0	2.1	
Benzol	0.2	3.8E-04	2.5E-04	6.4E-04	4.0E-04	9.7E-04	6.8E-04	3.5E-04	2.3E-04	5.8E-04	3.7E-04	9.0E-04	6.4E-04	
CO	80.2	0.15	0.09	0.24	0.15	0.37	0.26	0.13	0.09	0.22	0.14	0.34	0.24	
Dioxine	5.3E-08	9.0E-11	5.9E-11	1.5E-10	9.3E-11	2.3E-10	1.6E-10	8.3E-11	5.6E-11	1.4E-10	8.7E-11	2.1E-10	1.5E-10	
VOC	27.4	0.05	0.03	0.08	0.05	0.12	0.09	0.05	0.03	0.07	0.05	0.12	0.08	
PAK	6.1E-03	1.1E-05	6.9E-06	1.8E-05	1.1E-05	2.6E-05	1.8E-05	9.8E-06	6.5E-06	1.6E-05	1.0E-05	2.4E-05	1.7E-05	
Benzoapyren	3.9E-04	6.8E-07	4.4E-07	1.1E-06	7.0E-07	1.7E-06	1.2E-06	6.3E-07	4.2E-07	1.0E-06	6.5E-07	1.6E-06	1.1E-06	
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein													
	Emission		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
			Schornstein auf Firsthöhe				Schornstein 1m über First							
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	25.6	0.06	0.03	0.09	0.04	0.15	0.06	0.05	0.03	0.08	0.04	0.13	0.06
	NOx	270.2	0.6	0.3	1.0	0.5	1.7	0.7	0.5	0.3	0.8	0.4	1.4	0.6
	Benzol	0.25	6.1E-04	2.8E-04	9.5E-04	4.5E-04	1.6E-03	6.3E-04	5.1E-04	2.6E-04	8.1E-04	4.2E-04	1.3E-03	5.8E-04
	CO	90.8	0.22	0.10	0.34	0.16	0.57	0.23	0.18	0.09	0.29	0.15	0.48	0.21
	Dioxine	1.6E-08	3.6E-11	1.7E-11	5.6E-11	2.7E-11	9.5E-11	3.8E-11	3.1E-11	1.6E-11	4.8E-11	2.5E-11	8.0E-11	3.5E-11
	VOC	33.5	0.08	0.04	0.13	0.06	0.21	0.08	0.07	0.03	0.11	0.06	0.18	0.08
	PAK	7.4E-03	1.7E-05	7.9E-06	2.7E-05	1.3E-05	4.5E-05	1.8E-05	1.4E-05	7.3E-06	2.3E-05	1.2E-05	3.8E-05	1.6E-05
	Benzoapyren	4.7E-04	1.1E-06	5.1E-07	1.7E-06	8.1E-07	2.9E-06	1.1E-06	9.2E-07	4.7E-07	1.4E-06	7.4E-07	2.4E-06	1.0E-06
	städtisches Gebiet													
	Emission		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
		Schornstein auf Firsthöhe				Schornstein 1m über First								
Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	83.1	0.14	0.09	0.24	0.15	0.36	0.25	0.13	0.09	0.22	0.14	0.33	0.24	
NOx	891.6	1.6	1.0	2.6	1.7	4.1	2.8	1.5	1.0	2.4	1.5	3.7	2.7	
Benzol	0.8	1.5E-03	9.7E-04	2.5E-03	1.5E-03	3.8E-03	2.6E-03	1.4E-03	9.1E-04	2.3E-03	1.4E-03	3.5E-03	2.5E-03	
CO	295.4	0.53	0.35	0.89	0.55	1.36	0.94	0.49	0.33	0.81	0.52	1.25	0.89	
Dioxine	5.3E-08	9.0E-11	5.9E-11	1.5E-10	9.3E-11	2.2E-10	1.6E-10	8.3E-11	5.6E-11	1.4E-10	8.7E-11	2.1E-10	1.5E-10	
VOC	108.8	0.20	0.13	0.33	0.20	0.50	0.35	0.18	0.12	0.30	0.19	0.46	0.33	
PAK	2.4E-02	4.2E-05	2.7E-05	7.0E-05	4.3E-05	1.0E-04	7.2E-05	3.8E-05	2.6E-05	6.3E-05	4.0E-05	9.5E-05	6.8E-05	
Benzoapyren	1.5E-03	2.7E-06	1.7E-06	4.5E-06	2.7E-06	6.6E-06	4.6E-06	2.5E-06	1.6E-06	4.0E-06	2.6E-06	6.1E-06	4.4E-06	
worse case	ländliches Gebiet - klein													
	Emission		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
			Schornstein auf Firsthöhe				Schornstein 1m über First							
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	58.1	0.13	0.06	0.21	0.10	0.35	0.14	0.11	0.06	0.18	0.09	0.29	0.13
	NOx	327.9	0.8	0.4	1.2	0.6	2.0	0.8	0.6	0.3	1.0	0.5	1.7	0.8
	Benzol	1.5	3.5E-03	1.6E-03	5.6E-03	2.6E-03	9.3E-03	3.7E-03	3.0E-03	1.5E-03	4.7E-03	2.4E-03	7.8E-03	3.4E-03
	CO	251.0	0.60	0.28	0.94	0.45	1.57	0.63	0.50	0.25	0.80	0.41	1.33	0.57
	Dioxine	1.8E-08	4.1E-11	1.9E-11	6.3E-11	3.0E-11	1.1E-10	4.3E-11	3.4E-11	1.8E-11	5.3E-11	2.8E-11	8.9E-11	3.9E-11
	VOC	73.6	0.18	0.08	0.28	0.13	0.46	0.18	0.15	0.07	0.23	0.12	0.39	0.17
	PAK	1.7E-02	3.9E-05	1.8E-05	6.0E-05	2.9E-05	1.0E-04	4.0E-05	3.2E-05	1.6E-05	5.1E-05	2.6E-05	8.5E-05	3.7E-05
	Benzoapyren	1.1E-03	2.5E-06	1.1E-06	3.9E-06	1.8E-06	6.4E-06	2.5E-06	2.1E-06	1.1E-06	3.3E-06	1.7E-06	5.4E-06	2.3E-06
	städtisches Gebiet													
	Emission		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
		Schornstein auf Firsthöhe				Schornstein 1m über First								
Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	189.0	0.33	0.21	0.54	0.34	0.82	0.57	0.30	0.20	0.50	0.31	0.75	0.53	
NOx	1079.2	1.9	1.3	3.2	2.0	4.9	3.5	1.8	1.2	2.9	1.9	4.5	3.2	
Benzol	4.8	8.7E-03	5.6E-03	1.4E-02	9.0E-03	2.2E-02	1.5E-02	8.0E-03	5.3E-03	1.3E-02	8.4E-03	2.0E-02	1.4E-02	
CO	818.9	1.48	0.96	2.43	1.53	3.77	2.62	1.36	0.90	2.24	1.43	3.46	2.46	
Dioxine	5.9E-08	1.0E-10	6.6E-11	1.7E-10	1.0E-10	2.5E-10	1.8E-10	9.2E-11	6.2E-11	1.5E-10	9.7E-11	2.3E-10	1.7E-10	
VOC	239.3	0.43	0.28	0.71	0.45	1.11	0.76	0.40	0.26	0.66	0.42	1.01	0.72	
PAK	5.4E-02	9.4E-05	6.1E-05	1.6E-04	9.7E-05	2.3E-04	1.6E-04	8.7E-05	5.8E-05	1.4E-04	9.0E-05	2.2E-04	1.5E-04	
Benzoapyren	3.5E-03	6.1E-06	3.9E-06	1.0E-05	6.7E-06	1.5E-05	1.0E-05	5.6E-06	3.7E-06	9.2E-06	5.9E-06	1.4E-05	9.9E-06	

Tab. 10-2 Immissionskonzentrationen für Gas

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Gas TRY03													
gerechnet													
best case	ländliches Gebiet - klein												
	AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch												
	Emission Schornstein auf Firsthöhe Schornstein 1m über First												
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max
	PM10	3.0E-02	8.0E-05	3.4E-05	1.2E-04	5.5E-05	2.0E-04	7.4E-05	6.7E-05	3.1E-05	1.0E-04	5.1E-05	1.7E-04
	NO _x	46.4	1.1E-01	5.1E-02	1.7E-01	8.3E-02	2.9E-01	1.2E-01	9.2E-02	4.7E-02	1.4E-01	7.6E-02	2.4E-01
	Benzol	2.06E-03	5.6E-06	2.4E-06	8.8E-06	3.9E-06	1.4E-05	5.2E-06	4.7E-06	2.2E-06	7.4E-06	3.6E-06	1.2E-05
	CO	41.8	1.1E-01	4.8E-02	1.7E-01	7.8E-02	2.8E-01	1.1E-01	9.4E-02	4.4E-02	1.5E-01	7.2E-02	2.4E-01
	Dioxine	1.6E-08	3.6E-11	1.7E-11	5.5E-11	2.7E-11	9.4E-11	3.8E-11	3.0E-11	1.5E-11	4.6E-11	2.5E-11	7.9E-11
	VOC	35.7	1.0E-01	4.3E-02	1.6E-01	7.0E-02	2.6E-01	9.1E-02	8.7E-02	3.9E-02	1.4E-01	6.4E-02	2.2E-01
	PAK	6.0E-05	1.6E-07	6.8E-08	2.4E-07	1.1E-07	4.0E-07	1.5E-07	1.3E-07	6.2E-08	2.1E-07	1.0E-07	3.3E-07
	Benzoapyren	3.8E-06	1.0E-08	4.3E-09	1.6E-08	6.9E-09	2.5E-08	9.3E-09	8.5E-09	4.0E-09	1.3E-08	6.4E-09	2.1E-08
	städtisches Gebiet												
	AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch												
	Emission Schornstein auf Firsthöhe Schornstein 1m über First												
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max
Stand der Technik	PM10	8.8E-02	1.9E-04	1.1E-04	2.9E-04	1.7E-04	4.0E-04	2.8E-04	1.7E-04	1.0E-04	2.7E-04	1.6E-04	3.7E-04
	NO _x	152.3	2.7E-01	1.8E-01	4.5E-01	2.8E-01	7.1E-01	4.9E-01	2.5E-01	1.7E-01	4.2E-01	2.7E-01	6.5E-01
	Benzol	5.9E-03	1.3E-05	7.5E-06	2.1E-05	1.2E-05	2.9E-05	2.0E-05	1.2E-05	7.1E-06	1.9E-05	1.1E-05	2.7E-05
	CO	123.3	2.6E-01	1.5E-01	4.1E-01	2.5E-01	5.9E-01	4.1E-01	2.4E-01	1.4E-01	3.7E-01	2.3E-01	5.4E-01
	Dioxine	5.2E-08	9.0E-11	5.8E-11	1.5E-10	9.1E-11	2.3E-10	1.6E-10	8.2E-11	5.5E-11	1.4E-10	8.6E-11	2.1E-10
	VOC	97.5	2.5E-01	1.3E-01	3.9E-01	2.1E-01	5.0E-01	3.3E-01	2.3E-01	1.2E-01	3.6E-01	1.9E-01	4.6E-01
	PAK	1.7E-04	3.7E-07	2.1E-07	5.8E-07	3.3E-07	7.9E-07	5.4E-07	3.4E-07	2.0E-07	5.3E-07	3.1E-07	7.3E-07
	Benzoapyren	1.1E-05	2.4E-08	1.3E-08	3.7E-08	2.1E-08	5.1E-08	3.4E-08	2.2E-08	1.3E-08	3.4E-08	2.0E-08	4.6E-08
	ländliches Gebiet - klein												
	AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch												
	Emission Schornstein auf Firsthöhe Schornstein 1m über First												
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max
	PM10	1.1E-01	2.9E-04	1.2E-04	4.4E-04	1.9E-04	7.1E-04	2.6E-04	2.4E-04	1.1E-04	3.7E-04	1.8E-04	5.9E-04
worse case	NO _x	87.6	2.1E-01	9.7E-02	3.2E-01	1.6E-01	5.5E-01	2.2E-01	1.7E-01	8.9E-02	2.7E-01	1.4E-01	4.6E-01
	Benzol	7.4E-03	2.1E-05	8.7E-06	3.2E-05	1.4E-05	5.2E-05	1.9E-05	1.7E-05	8.0E-06	2.7E-05	1.3E-05	4.3E-05
	CO	147.6	4.0E-01	1.7E-01	6.3E-01	2.8E-01	1.0E+00	3.7E-01	3.4E-01	1.6E-01	5.3E-01	2.6E-01	8.5E-01
	Dioxine	1.6E-08	3.6E-11	1.7E-11	5.6E-11	2.7E-11	9.4E-11	3.8E-11	3.0E-11	1.5E-11	4.7E-11	2.5E-11	7.9E-11
	VOC	141.0	4.1E-01	1.7E-01	6.4E-01	2.8E-01	1.0E+00	3.6E-01	3.4E-01	1.5E-01	5.4E-01	2.5E-01	8.5E-01
	PAK	2.2E-04	6.0E-07	2.5E-07	9.3E-07	4.1E-07	1.5E-06	5.4E-07	5.0E-07	2.3E-07	7.8E-07	3.7E-07	1.2E-06
	Benzoapyren	1.4E-05	3.8E-08	1.6E-08	5.9E-08	2.6E-08	9.5E-08	3.5E-08	3.2E-08	1.5E-08	5.0E-08	2.4E-08	8.0E-08
	städtisches Gebiet												
	AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch												
	Emission Schornstein auf Firsthöhe Schornstein 1m über First												
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max
	PM10	3.0E-01	6.8E-04	3.7E-04	1.0E-03	5.9E-04	1.4E-03	9.5E-04	6.2E-04	3.5E-04	9.6E-04	5.5E-04	1.3E-03
worse case	NO _x	287.8	5.2E-01	3.4E-01	8.6E-01	5.4E-01	1.4E+00	9.2E-01	4.8E-01	3.2E-01	7.9E-01	5.0E-01	1.2E+00
	Benzol	2.1E-02	4.9E-05	2.7E-05	7.6E-05	4.3E-05	1.0E-04	7.1E-05	4.5E-05	2.5E-05	7.0E-05	4.1E-05	9.6E-05
	CO	429.0	9.4E-01	5.4E-01	1.5E+00	8.6E-01	2.1E+00	1.4E+00	8.6E-01	5.0E-01	1.3E+00	8.1E-01	1.9E+00
	Dioxine	5.2E-08	9.1E-11	5.8E-11	1.5E-10	9.1E-11	2.3E-10	1.6E-10	8.4E-11	5.5E-11	1.4E-10	8.6E-11	2.1E-10
	VOC	384.4	1.0E+00	5.0E-01	1.6E+00	8.2E-01	2.0E+00	1.3E+00	9.2E-01	4.7E-01	1.4E+00	7.7E-01	1.8E+00
	PAK	6.3E-04	1.4E-06	7.8E-07	2.2E-06	1.2E-06	2.9E-06	2.0E-06	1.3E-06	7.3E-07	2.0E-06	1.2E-06	2.7E-06
	Benzoapyren	4.1E-05	9.1E-08	5.0E-08	1.4E-07	7.9E-08	1.9E-07	1.3E-07	8.4E-08	4.7E-08	1.3E-07	7.4E-08	1.7E-07
	ländliches Gebiet - klein												
	AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch												
	Emission Schornstein auf Firsthöhe Schornstein 1m über First												
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max
	PM10	3.25E-01	8.3E-04	3.6E-04	1.3E-03	5.8E-04	2.1E-03	7.9E-04	7.0E-04	3.3E-04	1.1E-03	5.3E-04	1.8E-03
worse case	NO _x	106.8	2.5E-01	1.2E-01	3.9E-01	1.9E-01	6.7E-01	2.7E-01	2.1E-01	1.1E-01	3.3E-01	1.7E-01	5.6E-01
	Benzol	4.38E-02	1.2E-04	5.1E-05	1.9E-04	8.4E-05	3.1E-04	1.1E-04	1.0E-04	4.7E-05	1.6E-04	7.7E-05	2.6E-04
	CO	493.4	1.3E+00	5.6E-01	2.0E+00	9.1E-01	3.3E+00	1.2E+00	1.1E+00	5.1E-01	1.7E+00	8.3E-01	2.7E+00
	Dioxine	1.8E-08	4.1E-11	1.9E-11	6.3E-11	3.0E-11	1.1E-10	4.2E-11	3.4E-11	1.7E-11	5.3E-11	2.8E-11	8.9E-11
	VOC	333.4	9.4E-01	3.9E-01	1.5E+00	6.4E-01	2.4E+00	8.5E-01	7.9E-01	3.6E-01	1.2E+00	5.9E-01	2.0E+00
	PAK	6.8E-04	1.7E-06	7.6E-07	2.7E-06	1.2E-06	4.4E-06	1.7E-06	1.5E-06	7.0E-07	2.3E-06	1.1E-06	3.7E-06
	Benzoapyren	4.4E-05	1.1E-07	4.9E-08	1.7E-07	7.8E-08	2.8E-07	1.1E-07	9.4E-08	4.5E-08	1.5E-07	7.2E-08	2.4E-07
	städtisches Gebiet												
	AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch AKTerm Hannover AKTerm Stuttgart AKTerm Garmisch												
	Emission Schornstein auf Firsthöhe Schornstein 1m über First												
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max
	PM10	9.76E-01	1.9E-03	1.2E-03	3.0E-03	1.8E-03	4.3E-03	3.0E-03	1.8E-03	1.1E-03	2.7E-03	1.7E-03	4.0E-03
worse case	NO _x	350.8	6.3E-01	4.1E-01	1.0E+00	6.5E-01	1.6E+00	1.1E+00	5.8E-01	3.9E-01	9.6E-01	6.1E-01	1.5E+00
	Benzol	1.25E-01	2.9E-04	1.6E-04	4.5E-04	2.6E-04	6.2E-04	4.2E-04	2.7E-04	1.5E-04	4.2E-04	2.4E-04	5.7E-04
	CO	1509.2	2.9E+00	1.8E+00	4.7E+00	2.9E+00	7.0E+00	4.9E+00	2.7E+00	1.7E+00	4.3E+00	2.8E+00	6.4E+00
	Dioxine	5.8E-08	1.0E-10	6.5E-11	1.7E-10	1.0E-10	2.5E-10	1.8E-10	9.2E-11	6.1E-11	1.5E-10	9.6E-11	2.3E-10
	VOC	937.2	2.3E+00	1.2E+00	3.6E+00	1.9E+00	4.7E+00	3.2E+00	2.1E+00	1.1E+00	3.3E+00	1.8E+00	4.3E+00
	PAK	2.0E-03	4.0E-06	2.4E-06	6.3E-06	3.9E-06	9.1E-06	6.4E-06	3.7E-06	2.3E-06	5.8E-06	3.6E-06	8.4E-06
	Benzoapyren	1.3E-04	2.6E-07	1.6E-07	4.0E-07	2.5E-07	5.8E-07	4.1E-07	2.4E-07	1.5E-07	3.7E-07	2.3E-07	5.4E-07

Tab. 10-3 Immissionskonzentrationen für Pellets

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Pellet TRY03																		
gerechnet																		
best case	ländliches Gebiet - klein																	
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Schadstoffe	Emission in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First									
			max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel		
	PM10	3.1E+01	7.3E-02	3.4E-02	1.1E-01	5.3E-02	1.8E-01	7.3E-02	6.4E-02	3.2E-02	9.6E-02	5.0E-02	1.6E-01	6.7E-02				
	NOx	453.1	1.1E+00	5.0E-01	1.7E+00	8.0E-01	2.8E+00	1.1E+00	9.3E-01	4.6E-01	1.4E+00	7.4E-01	2.4E+00	1.0E+00				
	Benzol	9.65E-02	2.3E-04	1.1E-04	3.6E-04	1.7E-04	6.0E-04	2.4E-04	2.0E-04	1.0E-04	3.1E-04	1.6E-04	5.1E-04	2.2E-04				
	CO	295.8	7.1E-01	3.3E-01	1.1E+00	5.3E-01	1.9E+00	7.4E-01	6.1E-01	3.0E-01	9.4E-01	4.9E-01	1.6E+00	6.7E-01				
	Dioxine	2.3E-07	5.2E-10	2.4E-10	8.1E-10	3.9E-10	1.4E-09	5.5E-10	4.5E-10	2.2E-10	6.8E-10	3.6E-10	1.2E-09	5.0E-10				
	VOC	12.8	3.1E-02	1.4E-02	4.8E-02	2.3E-02	8.0E-02	3.2E-02	2.7E-02	1.3E-02	4.1E-02	2.1E-02	6.8E-02	2.9E-02				
	PAH	3.1E-01	7.2E-04	3.3E-04	1.1E-03	5.3E-04	1.8E-03	7.3E-04	6.3E-04	3.1E-04	9.5E-04	4.9E-04	1.6E-03	6.7E-04				
	Benzoapyren	1.3E-02	3.1E-05	1.4E-05	4.8E-05	2.2E-05	7.9E-05	3.1E-05	2.7E-05	1.3E-05	4.0E-05	2.1E-05	6.6E-05	2.8E-05				
	Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein																
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
Schadstoffe		Emission in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First									
			max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel		
PM10		1.6E+02	4.0E-01	1.8E-01	6.0E-01	2.8E-01	9.8E-01	3.8E-01	3.4E-01	1.7E-01	5.0E-01	2.6E-01	8.1E-01	3.5E-01				
NOx		566.4	1.3E+00	6.2E-01	2.1E+00	1.0E+00	3.6E+00	1.4E+00	1.2E+00	5.7E-01	1.8E+00	9.2E-01	3.0E+00	1.3E+00				
Benzol		3.3E-01	8.1E-04	3.7E-04	1.3E-03	5.9E-04	2.1E-03	8.1E-04	6.9E-04	3.4E-04	1.1E-03	5.4E-04	1.7E-03	7.4E-04				
CO		1355.0	3.3E+00	1.5E+00	5.1E+00	2.4E+00	8.5E+00	3.4E+00	2.8E+00	1.4E+00	4.3E+00	2.2E+00	7.2E+00	3.1E+00				
Dioxine		2.3E-07	5.2E-10	2.4E-10	8.1E-10	3.9E-10	1.4E-09	5.5E-10	4.5E-10	2.2E-10	6.8E-10	3.6E-10	1.2E-09	5.0E-10				
VOC		73.8	1.8E-01	8.3E-02	2.8E-01	1.3E-01	4.6E-01	1.8E-01	1.5E-01	7.6E-02	2.4E-01	1.2E-01	3.9E-01	1.7E-01				
PAH		1.1E+00	2.7E-03	1.2E-03	4.2E-03	2.0E-03	6.9E-03	2.7E-03	2.3E-03	1.1E-03	3.5E-03	1.8E-03	5.7E-03	2.5E-03				
Benzoapyren		4.9E-02	1.2E-04	5.3E-05	1.8E-04	8.4E-05	2.9E-04	1.2E-04	1.0E-04	4.9E-05	1.5E-04	7.7E-05	2.5E-04	1.1E-04				
worse case		ländliches Gebiet - klein																
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Schadstoffe	Emission in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First									
			max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel		
	PM10	6.94E+02	1.6E+00	7.5E-01	2.6E+00	1.2E+00	4.1E+00	1.6E+00	1.4E+00	7.1E-01	2.1E+00	1.1E+00	3.4E+00	1.5E+00				
	NOx	882.4	1.6E+00	7.5E-01	2.5E+00	1.2E+00	4.3E+00	1.7E+00	1.4E+00	6.9E-01	2.1E+00	1.1E+00	3.6E+00	1.6E+00				
	Benzol	1.98E+00	4.9E-03	2.2E-03	7.6E-03	3.6E-03	1.2E-02	4.9E-03	4.2E-03	2.1E-03	6.4E-03	3.3E-03	1.0E-02	4.5E-03				
	CO	6643.6	1.6E+01	7.3E+00	2.5E+01	1.2E+01	4.2E+01	1.7E+01	1.4E+01	6.8E+00	2.1E+01	1.1E+01	3.5E+01	1.5E+01				
	Dioxine	2.5E-07	5.7E-10	2.7E-10	9.0E-10	4.3E-10	1.5E-09	6.0E-10	5.0E-10	2.5E-10	7.5E-10	3.9E-10	1.3E-09	5.5E-10				
	VOC	281.1	6.8E-01	3.1E-01	1.1E+00	5.0E-01	1.8E+00	7.0E-01	5.9E-01	2.9E-01	9.0E-01	4.6E-01	1.5E+00	6.4E-01				
	PAH	5.2E+00	1.2E-02	5.6E-03	1.9E-02	8.9E-03	3.1E-02	1.2E-02	1.1E-02	5.2E-03	1.6E-02	8.2E-03	2.6E-02	1.1E-02				
	Benzoapyren	2.2E-01	5.2E-04	2.4E-04	8.1E-04	3.8E-04	1.3E-03	5.3E-04	4.5E-04	2.2E-04	6.9E-04	3.5E-04	1.1E-03	4.8E-04				
	städtisches Gebiet																	
		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
Schadstoffe	Emission in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First										
		max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel			
PM10	2.24E+03	4.0E+00	2.6E+00	6.5E+00	4.0E+00	9.4E+00	6.7E+00	3.8E+00	2.5E+00	6.0E+00	3.8E+00	9.1E+00	6.4E+00					
NOx	2237.8	4.0E+00	2.6E+00	6.7E+00	4.2E+00	1.0E+01	7.2E+00	3.8E+00	2.5E+00	6.1E+00	3.9E+00	1.0E+01	6.8E+00					
Benzol	6.33E+00	1.2E-02	7.6E-03	2.0E-02	1.2E-02	2.9E-02	2.0E-02	1.1E-02	7.2E-03	1.8E-02	1.1E-02	2.8E-02	1.9E-02					
CO	21596.8	3.9E+01	2.5E+01	6.5E+01	4.0E+01	9.9E+01	6.9E+01	3.7E+01	2.4E+01	6.0E+01	3.8E+01	9.6E+01	6.5E+01					
Dioxine	8.2E-07	1.4E-09	9.3E-10	2.4E-09	1.5E-09	3.5E-09	2.5E-09	1.3E-09	8.7E-10	2.2E-09	1.4E-09	3.4E-09	2.4E-09					
VOC	909.5	1.7E+00	1.1E+00	2.8E+00	1.7E+00	4.2E+00	2.9E+00	1.6E+00	1.0E+00	2.5E+00	1.6E+00	4.0E+00	2.8E+00					
PAH	1.7E+01	3.0E-02	1.9E-02	4.9E-02	3.0E-02	7.2E-02	5.1E-02	2.8E-02	1.8E-02	4.5E-02	2.9E-02	7.0E-02	4.8E-02					
Benzoapyren	7.2E-01	1.3E-03	8.2E-04	2.1E-03	1.3E-03	3.1E-03	2.2E-03	1.2E-03	7.8E-04	1.9E-03	1.2E-03	3.0E-03	2.1E-03					

Tab. 10-4 Immissionskonzentrationen für Hackschnitzel

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Hackschnitzelkessel TRY03														
gerechnet														
best case	ländliches Gebiet - klein													
		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe	Emission in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	5.3E+01	1.2E-01	5.8E-02	1.9E-01	9.0E-02	3.1E-01	1.2E-01	1.1E-01	5.4E-02	1.6E-01	8.4E-02	2.6E-01	1.1E-01
	NOx	569.7	1.3E+00	6.3E-01	2.1E+00	1.0E+00	3.5E+00	1.4E+00	1.1E+00	5.8E-01	1.8E+00	9.3E-01	2.9E+00	1.3E+00
	Benzol	8.25E-02	2.0E-04	9.3E-05	3.1E-04	1.5E-04	5.2E-04	2.0E-04	1.7E-04	8.8E-05	2.7E-04	1.4E-04	4.4E-04	1.9E-04
	CO	385.8	9.6E-01	4.4E-01	1.5E+00	7.0E-01	2.4E+00	9.6E-01	8.3E-01	4.2E-01	1.3E+00	6.5E-01	2.0E+00	8.8E-01
	Dioxine	2.4E-07	5.4E-10	2.5E-10	8.3E-10	4.0E-10	1.4E-09	5.7E-10	4.5E-10	2.3E-10	7.1E-10	3.7E-10	1.2E-09	5.2E-10
	VOC	14.1	3.5E-02	1.6E-02	5.4E-02	2.6E-02	8.9E-02	3.5E-02	3.0E-02	1.5E-02	4.7E-02	2.4E-02	7.5E-02	3.2E-02
	PAK	3.4E-01	8.0E-04	3.7E-04	1.2E-03	5.9E-04	2.0E-03	8.1E-04	6.9E-04	3.5E-04	1.1E-03	5.5E-04	1.7E-03	7.4E-04
	Benzoapyren	1.5E-02	3.4E-05	1.6E-05	5.3E-05	2.5E-05	8.7E-05	3.4E-05	3.0E-05	1.5E-05	4.5E-05	2.3E-05	7.3E-05	3.2E-05
	städtisches Gebiet													
		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe	Emission in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
PM10	1.7E+02	3.1E-01	2.0E-01	4.9E-01	3.1E-01	7.2E-01	5.1E-01	2.9E-01	1.9E-01	4.5E-01	2.9E-01	6.6E-01	4.8E-01	
NOx	1869.7	3.3E+00	2.2E+00	5.5E+00	3.5E+00	8.6E+00	6.0E+00	3.1E+00	2.1E+00	5.0E+00	3.2E+00	8.0E+00	5.6E+00	
Benzol	2.7E-01	5.0E-04	3.2E-04	8.2E-04	5.1E-04	1.2E-03	8.5E-04	4.7E-04	3.1E-04	7.5E-04	4.8E-04	1.1E-03	8.1E-04	
CO	1237.4	2.4E+00	1.5E+00	3.8E+00	2.4E+00	5.7E+00	4.0E+00	2.2E+00	1.5E+00	3.5E+00	2.3E+00	5.3E+00	3.8E+00	
Dioxine	7.8E-07	1.3E-09	8.8E-10	2.2E-09	1.4E-09	3.4E-09	2.4E-09	1.2E-09	8.3E-10	2.0E-09	1.3E-09	3.1E-09	2.2E-09	
VOC	45.6	8.5E-02	5.5E-02	1.4E-01	8.7E-02	2.1E-01	1.5E-01	8.1E-02	5.3E-02	1.3E-01	8.3E-02	1.9E-01	1.4E-01	
PAK	1.1E+00	2.0E-03	1.3E-03	3.2E-03	2.0E-03	4.7E-03	3.3E-03	1.9E-03	1.2E-03	3.0E-03	1.9E-03	4.4E-03	3.1E-03	
Benzoapyren	4.7E-02	8.5E-05	5.4E-05	1.4E-04	8.5E-05	2.0E-04	1.4E-04	8.0E-05	5.2E-05	1.3E-04	8.1E-05	1.9E-04	1.3E-04	
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein													
		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe	Emission in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	3.0E+02	7.4E-01	3.4E-01	1.1E+00	5.3E-01	1.8E+00	7.1E-01	6.2E-01	3.1E-01	9.4E-01	4.9E-01	1.5E+00	6.6E-01
	NOx	712.6	1.7E+00	7.8E-01	2.6E+00	1.3E+00	4.4E+00	1.8E+00	1.4E+00	7.2E-01	2.2E+00	1.2E+00	3.7E+00	1.6E+00
	Benzol	4.2E-01	1.1E-03	4.9E-04	1.7E-03	7.7E-04	2.7E-03	1.0E-03	8.9E-04	4.5E-04	1.4E-03	7.1E-04	2.2E-03	9.6E-04
	CO	2254.4	5.8E+00	2.6E+00	8.9E+00	4.2E+00	1.4E+01	5.6E+00	4.9E+00	2.4E+00	7.5E+00	3.8E+00	1.2E+01	5.1E+00
	Dioxine	2.4E-07	5.4E-10	2.5E-10	8.4E-10	4.0E-10	1.4E-09	5.7E-10	4.5E-10	2.3E-10	7.1E-10	3.7E-10	1.2E-09	5.2E-10
	VOC	63.1	1.6E-01	7.3E-02	2.5E-01	1.2E-01	4.0E-01	1.6E-01	1.3E-01	6.7E-02	2.1E-01	1.1E-01	3.3E-01	1.4E-01
	PAK	1.6E+00	3.8E-03	1.8E-03	5.9E-03	2.8E-03	9.5E-03	3.7E-03	3.2E-03	1.6E-03	5.0E-03	2.5E-03	8.0E-03	3.4E-03
	Benzoapyren	6.8E-02	1.6E-04	7.6E-05	2.5E-04	1.2E-04	4.1E-04	1.6E-04	1.4E-04	6.9E-05	2.1E-04	1.1E-04	3.4E-04	1.5E-04
	städtisches Gebiet													
		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe	Emission in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
PM10	9.7E+02	1.8E+00	1.2E+00	2.9E+00	1.8E+00	4.1E+00	2.9E+00	1.7E+00	1.1E+00	2.6E+00	1.7E+00	3.8E+00	2.8E+00	
NOx	2338.6	4.2E+00	2.7E+00	6.9E+00	4.3E+00	1.1E+01	7.5E+00	3.8E+00	2.6E+00	6.3E+00	4.1E+00	1.0E+01	7.0E+00	
Benzol	1.4E+00	2.6E-03	1.7E-03	4.2E-03	2.6E-03	6.3E-03	4.4E-03	2.4E-03	1.6E-03	3.8E-03	2.5E-03	5.8E-03	4.1E-03	
CO	7153.6	1.4E+01	9.0E+00	2.2E+01	1.4E+01	3.3E+01	2.3E+01	1.3E+01	8.5E+00	2.0E+01	1.3E+01	3.1E+01	2.2E+01	
Dioxine	7.8E-07	1.3E-09	8.8E-10	2.2E-09	1.4E-09	3.4E-09	2.4E-09	1.2E-09	8.3E-10	2.0E-09	1.3E-09	3.1E-09	2.2E-09	
VOC	201.4	3.9E-01	2.5E-01	6.2E-01	3.9E-01	9.4E-01	6.5E-01	3.6E-01	2.3E-01	5.7E-01	3.7E-01	8.6E-01	1.6E-01	
PAK	5.1E+00	9.4E-03	6.0E-03	1.5E-02	9.3E-03	2.2E-02	1.5E-02	8.6E-03	5.6E-03	1.4E-02	8.7E-03	2.0E-02	1.4E-02	
Benzoapyren	2.2E-01	4.0E-04	2.6E-04	6.4E-04	4.0E-04	9.4E-04	6.6E-04	3.7E-04	2.4E-04	5.9E-04	3.7E-04	8.7E-04	6.2E-04	
worse case	ländliches Gebiet - klein													
		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe	Emission in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	1.15E+03	2.7E+00	1.3E+00	4.1E+00	2.0E+00	6.7E+00	2.7E+00	2.3E+00	1.2E+00	3.6E+00	1.8E+00	5.7E+00	2.5E+00
	NOx	855.5	2.0E+00	9.4E-01	3.2E+00	1.5E+00	5.3E+00	2.1E+00	1.7E+00	8.7E-01	2.7E+00	1.4E+00	4.4E+00	2.0E+00
	Benzol	2.11E+00	5.4E-03	2.5E-03	8.3E-03	3.9E-03	1.3E-02	5.2E-03	4.4E-03	2.2E-03	6.9E-03	3.5E-03	1.1E-02	4.8E-03
	CO	8454.4	2.1E+01	9.6E+00	3.3E+01	1.5E+01	5.3E+01	2.1E+01	1.8E+01	9.1E+00	2.8E+01	1.4E+01	4.5E+01	1.9E+01
	Dioxine	2.6E-07	6.0E-10	2.8E-10	9.3E-10	4.4E-10	1.5E-09	6.3E-10	5.0E-10	2.6E-10	7.8E-10	4.1E-10	1.3E-09	5.8E-10
	VOC	212.9	5.3E-01	2.4E-01	8.2E-01	3.9E-01	1.3E+00	5.3E-01	4.5E-01	2.3E-01	7.0E-01	3.6E-01	1.1E+00	4.9E-01
	PAK	6.5E+00	1.6E-02	7.1E-03	2.4E-02	1.1E-02	3.9E-02	1.5E-02	1.3E-02	6.7E-03	2.0E-02	1.0E-02	3.3E-02	1.4E-02
	Benzoapyren	2.8E-01	6.6E-04	3.0E-04	1.0E-03	4.8E-04	1.7E-03	6.6E-04	5.7E-04	2.9E-04	8.7E-04	4.5E-04	1.4E-03	6.1E-04
	städtisches Gebiet													
		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		
		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe	Emission in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
PM10	3.72E+03	6.7E+00	4.3E+00	1.1E+01	6.7E+00	1.6E+01	1.1E+01	6.4E+00	4.2E+00	1.0E+01	6.4E+00	1.5E+01	1.1E+01	
NOx	2805.5	5.0E+00	3.3E+00	8.2E+00	5.2E+00	1.3E+01	9.0E+00	4.6E+00	3.1E+00	7.6E+00	4.9E+00	1.2E+01	8.4E+00	
Benzol	6.71E+00	1.3E-02	8.4E-03	2.1E-02	1.3E-02	3.1E-02	2.2E-02	1.2E-02	7.8E-03	1.9E-02	1.2E-02	2.9E-02	2.0E-02	
CO	27155.2	5.2E+01	3.3E+01	8.3E+01	5.2E+01	1.3E+02	8.7E+01	4.9E+01	3.2E+01	7.7E+01	5.0E+01	1.2E+02	8.3E+01	
Dioxine	8.6E-07	1.5E-09	9.7E-10	2.4E-09	1.5E-09	3.7E-09	2.6E-09	1.4E-09	9.1E-10	2.2E-09	1.4E-09	3.4E-09	2.4E-09	
VOC	684.9	1.3E+00	8.3E-01	2.1E+00	1.3E+00	3.2E+00	2.2E+00	1.2E+00	8.0E-01	1.9E+00	1.2E+00	2.9E+00	2.1E+00	
PAK	2.1E+01	3.8E-02	2.4E-02	6.1E-02	3.8E-02	9.0E-02	6.3E-02	3.6E-02	2.3E-02	5.7E-02	3.6E-02	8.4E-02	6.0E-02	
Benzoapyren	9.0E-01	1.6E-03	1.0E-03	2.6E-03	1.6E-03	3.9E-03	2.7E-03	1.5E-03	1.0E-03	2.4E-03	1.5E-03	3.6E-03	2.6E-03	

Tab. 10-5 Immissionskonzentrationen für Getreide

Immission Jahresmittelwert in µg/m² bezogen auf Auswerteflächen 10% Getreidefeuerung TRY03														
gerechnet														
best case	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	1.0E+02	2.3E-01	1.1E-01	3.5E-01	1.7E-01	6.0E-01	2.4E-01	2.0E-01	1.0E-01	3.0E-01	1.6E-01	5.0E-01	2.2E-01
	NOx	2623.1	6.1E+00	2.9E+00	9.5E+00	4.7E+00	1.6E+01	6.6E+00	5.4E+00	2.7E+00	8.1E+00	4.3E+00	1.4E+01	6.0E+00
	Benzol	6.09E-03	1.5E-05	6.8E-06	2.3E-05	1.1E-05	3.8E-05	1.5E-05	1.3E-05	6.4E-06	2.0E-05	1.0E-05	3.3E-05	1.4E-05
	CO	1424.6	3.4E+00	1.6E+00	5.3E+00	2.5E+00	8.9E+00	3.6E+00	3.0E+00	1.5E+00	4.5E+00	2.4E+00	7.6E+00	3.3E+00
	Dioxine	2.7E-07	6.1E-10	2.9E-10	9.4E-10	4.6E-10	1.6E-09	6.5E-10	5.4E-10	2.7E-10	8.0E-10	4.2E-10	1.4E-09	5.9E-10
	VOC	17.7	4.3E-02	2.0E-02	6.7E-02	3.2E-02	1.1E-01	4.4E-02	3.8E-02	1.9E-02	5.8E-02	3.0E-02	9.5E-02	4.0E-02
	PAK	1.5E-01	3.4E-04	1.6E-04	5.3E-04	2.5E-04	8.8E-04	3.5E-04	3.1E-04	1.5E-04	4.6E-04	2.4E-04	7.5E-04	3.2E-04
	Benzoapyren	6.3E-03	1.5E-05	6.8E-06	2.3E-05	1.1E-05	3.8E-05	1.5E-05	1.3E-05	6.4E-06	2.0E-05	1.0E-05	3.2E-05	1.4E-05
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	4.6E+02	1.0E+00	4.9E-01	1.6E+00	7.8E-01	2.7E+00	1.1E+00	9.1E-01	4.5E-01	1.3E+00	7.2E-01	2.3E+00	1.0E+00
	NOx	3277.7	7.6E+00	3.6E+00	1.2E+01	5.8E+00	2.0E+01	8.2E+00	6.8E+00	3.3E+00	1.0E+01	5.4E+00	1.7E+01	7.5E+00
	Benzol	2.5E-02	6.5E-05	2.9E-05	1.0E-04	4.7E-05	1.6E-04	6.4E-05	5.5E-05	2.7E-05	8.4E-05	4.3E-05	1.4E-04	5.8E-05
	CO	4617.2	1.1E+01	5.1E+00	1.7E+01	8.3E+00	2.9E+01	1.2E+01	9.7E+00	4.7E+00	1.5E+01	7.6E+00	2.5E+01	1.1E+01
	Dioxine	2.7E-07	6.1E-10	2.9E-10	9.4E-10	4.6E-10	1.6E-09	6.5E-10	5.4E-10	2.7E-10	8.0E-10	4.2E-10	1.4E-09	5.9E-10
	VOC	86.9	2.2E-01	9.9E-02	3.4E-01	1.6E-01	5.5E-01	2.2E-01	1.9E-01	9.1E-02	2.8E-01	1.5E-01	4.7E-01	2.0E-01
	PAK	6.6E-01	1.6E-03	7.3E-04	2.5E-03	1.2E-03	4.0E-03	1.6E-03	1.4E-03	6.7E-04	2.1E-03	1.1E-03	3.4E-03	1.4E-03
	Benzoapyren	2.8E-02	7.0E-05	3.1E-05	1.1E-04	5.0E-05	1.7E-04	6.8E-05	5.9E-05	2.9E-05	8.9E-05	4.6E-05	1.4E-04	6.2E-05
worse case	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	2.26E+03	5.0E+00	2.4E+00	7.7E+00	3.8E+00	1.3E+01	5.4E+00	4.5E+00	2.2E+00	6.6E+00	3.5E+00	1.1E+01	4.9E+00
	NOx	3926.1	9.2E+00	4.3E+00	1.4E+01	7.0E+00	2.4E+01	9.8E+00	8.1E+00	4.0E+00	1.2E+01	6.4E+00	2.1E+01	9.0E+00
	Benzol	1.52E-01	3.9E-04	1.7E-04	6.0E-04	2.8E-04	9.7E-04	3.8E-04	3.3E-04	1.6E-04	5.0E-04	2.6E-04	8.2E-04	3.5E-04
	CO	21618.6	5.2E+01	2.4E+01	8.1E+01	3.9E+01	1.4E+02	5.4E+01	4.5E+01	2.2E+01	6.9E+01	3.6E+01	1.2E+02	4.9E+01
	Dioxine	3.0E-07	6.7E-10	3.2E-10	1.0E-09	5.0E-10	1.8E-09	7.1E-10	5.9E-10	2.9E-10	8.8E-10	4.6E-10	1.5E-09	6.5E-10
	VOC	285.4	7.0E-01	3.2E-01	1.1E+00	5.2E-01	1.8E+00	7.1E-01	6.1E-01	3.0E-01	9.3E-01	4.8E-01	1.5E+00	6.5E-01
	PAK	2.5E+00	6.0E-03	2.8E-03	9.3E-03	4.4E-03	1.5E-02	6.0E-03	5.3E-03	2.6E-03	7.9E-03	4.1E-03	1.3E-02	5.5E-03
	Benzoapyren	1.1E-01	2.6E-04	1.2E-04	4.0E-04	1.9E-04	6.5E-04	2.6E-04	2.3E-04	1.1E-04	3.4E-04	1.8E-04	5.5E-04	2.4E-04

Tab. 10-6 Immissionskonzentrationen für Stückholzkessel mit Pufferspeicher

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Stückholzkessel mit Pufferspeicher TRY03														
gerechnet														
best case	ländliches Gebiet - klein													
		Emission	AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
	Schadstoffe	in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
			max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	56.0	0.14	0.07	0.23	0.11	0.39	0.15	0.12	0.06	0.19	0.10	0.33	0.14
	NOx	530.2	1.3	0.6	2.2	1.1	3.9	1.5	1.2	0.6	1.9	1.0	3.3	1.4
	Benzol	0.19	5.1E-04	2.3E-04	8.5E-04	4.0E-04	1.4E-03	5.6E-04	4.4E-04	2.1E-04	6.9E-04	3.7E-04	1.2E-03	5.1E-04
	CO	693.3	1.9	0.9	3.1	1.5	5.1	2.0	1.6	0.8	2.5	1.3	4.3	1.8
	Dioxine	2.3E-07	5.7E-10	2.7E-10	9.5E-10	4.5E-10	1.6E-09	6.4E-10	5.0E-10	2.5E-10	7.8E-10	4.2E-10	1.4E-09	5.8E-10
	VOC	28.7	0.08	0.04	0.13	0.06	0.21	0.08	0.06	0.03	0.10	0.05	0.18	0.08
	PAK	0.26	6.6E-04	3.0E-04	1.1E-03	5.1E-04	1.8E-03	7.1E-04	5.6E-04	2.8E-04	8.8E-04	4.7E-04	1.5E-03	6.4E-04
	Benzoapyren	0.03	7.0E-05	3.2E-05	1.1E-04	5.4E-05	1.9E-04	7.5E-05	6.0E-05	2.9E-05	9.3E-05	5.0E-05	1.6E-04	6.8E-05
	städtisches Gebiet													
	Emission	AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch				
Schadstoffe	in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
		max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	182.6	0.4	0.2	0.6	0.4	0.9	0.7	0.3	0.2	0.5	0.3	0.9	0.6	
NOx	1741.8	3.4	2.2	6.1	3.7	9.6	6.7	3.2	2.1	5.4	3.5	9.1	6.3	
Benzol	0.63	1.3E-03	8.4E-04	2.2E-03	1.4E-03	3.5E-03	2.4E-03	1.2E-03	7.8E-04	2.0E-03	1.3E-03	3.3E-03	2.3E-03	
CO	2254.3	4.7	3.1	8.1	5.1	12.6	8.8	4.2	2.8	7.0	4.6	11.8	8.2	
Dioxine	7.7E-07	1.4E-09	9.4E-10	2.6E-09	1.6E-09	3.9E-09	2.8E-09	1.4E-09	8.9E-10	2.2E-09	1.5E-09	3.7E-09	2.6E-09	
VOC	93.7	0.19	0.12	0.33	0.21	0.52	0.36	0.17	0.11	0.29	0.19	0.49	0.34	
PAK	0.84	1.6E-03	1.1E-03	2.9E-03	1.8E-03	4.3E-03	3.1E-03	1.5E-03	9.9E-04	2.5E-03	1.6E-03	4.1E-03	2.9E-03	
Benzoapyren	0.09	1.7E-04	1.1E-04	3.0E-04	1.9E-04	4.6E-04	3.2E-04	1.6E-04	1.1E-04	2.6E-04	1.7E-04	4.3E-04	3.0E-04	
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein													
		Emission	AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
	Schadstoffe	in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
			max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	333.6	0.8	0.4	1.3	0.6	2.3	0.9	0.7	0.4	1.1	0.6	1.9	0.8
	NOx	613.4	1.6	0.7	2.6	1.2	4.5	1.8	1.4	0.7	2.2	1.1	3.8	1.6
	Benzol	0.51	1.3E-03	6.1E-04	2.2E-03	1.1E-03	3.7E-03	1.5E-03	1.1E-03	5.6E-04	1.8E-03	9.6E-04	3.2E-03	1.3E-03
	CO	3152.1	8.2	3.8	13.5	6.5	23.1	9.1	7.1	3.5	11.2	6.0	19.7	8.3
	Dioxine	2.3E-07	5.7E-10	2.7E-10	9.4E-10	4.5E-10	1.6E-09	6.4E-10	5.0E-10	2.5E-10	7.8E-10	4.2E-10	1.4E-09	5.8E-10
	VOC	205.4	0.5	0.2	0.9	0.4	1.5	0.6	0.5	0.2	0.7	0.4	1.3	0.5
	PAK	0.71	1.8E-03	8.3E-04	2.9E-03	1.4E-03	5.0E-03	1.9E-03	1.5E-03	7.6E-04	2.4E-03	1.3E-03	4.2E-03	1.8E-03
	Benzoapyren	0.08	1.9E-04	8.8E-05	3.1E-04	1.5E-04	5.3E-04	2.1E-04	1.6E-04	8.1E-05	2.6E-04	1.4E-04	4.5E-04	1.9E-04
	städtisches Gebiet													
	Emission	AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch				
Schadstoffe	in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
		max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	1093.2	2.0	1.4	3.6	2.2	5.5	3.9	1.9	1.3	3.2	2.1	5.2	3.7	
NOx	2015.2	3.9	2.6	7.0	4.3	11.1	7.7	3.7	2.4	6.2	4.0	10.5	7.3	
Benzol	1.7	3.3E-03	2.2E-03	5.8E-03	3.6E-03	9.2E-03	6.4E-03	3.1E-03	2.0E-03	5.2E-03	3.4E-03	8.7E-03	6.0E-03	
CO	10312.9	20.5	13.5	36.0	22.5	57.1	39.6	19.3	12.6	32.2	20.9	53.8	37.4	
Dioxine	7.7E-07	1.4E-09	9.4E-10	2.5E-09	1.6E-09	3.9E-09	2.8E-09	1.4E-09	8.9E-10	2.2E-09	1.5E-09	3.7E-09	2.6E-09	
VOC	673.3	1.3	0.9	2.3	1.5	3.7	2.6	1.2	0.8	2.1	1.4	3.5	2.4	
PAK	2.32	4.4E-03	2.9E-03	7.8E-03	4.8E-03	1.2E-02	8.4E-03	4.2E-03	2.7E-03	6.9E-03	4.5E-03	1.1E-02	7.9E-03	
Benzoapyren	0.25	4.7E-04	3.1E-04	8.3E-04	5.1E-04	1.3E-03	8.9E-04	4.4E-04	2.9E-04	7.3E-04	4.8E-04	1.2E-03	8.4E-04	
worse case	ländliches Gebiet - klein													
		Emission	AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
	Schadstoffe	in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
			max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	955.8	2.4	1.1	3.8	1.8	6.6	2.6	2.0	1.0	3.2	1.7	5.6	2.4
	NOx	695.6	1.8	0.8	2.9	1.4	5.0	2.0	1.5	0.8	2.4	1.3	4.3	1.8
	Benzol	2.3	6.1E-03	2.8E-03	1.0E-02	4.8E-03	1.7E-02	6.7E-03	5.2E-03	2.6E-03	8.3E-03	4.4E-03	1.4E-02	6.1E-03
	CO	13462.6	34.4	15.9	57.0	27.5	97.6	38.6	30.2	14.8	48.0	25.5	83.9	35.3
	Dioxine	2.4E-07	5.8E-10	2.7E-10	9.6E-10	4.6E-10	1.6E-09	6.5E-10	5.1E-10	2.5E-10	8.0E-10	4.2E-10	1.4E-09	6.0E-10
	VOC	482.7	1.2	0.6	2.0	1.0	3.5	1.4	1.1	0.5	1.7	0.9	3.0	1.3
	PAK	2.88	7.2E-03	3.3E-03	1.2E-02	5.6E-03	2.0E-02	7.9E-03	6.3E-03	3.1E-03	9.8E-03	5.2E-03	1.7E-02	7.2E-03
	Benzoapyren	0.31	7.6E-04	3.5E-04	1.2E-03	6.0E-04	2.1E-03	8.4E-04	6.7E-04	3.3E-04	1.0E-03	5.6E-04	1.8E-03	7.7E-04
	städtisches Gebiet													
	Emission	AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch				
Schadstoffe	in kg/a	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
		max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	3134.6	5.9	3.9	10.2	6.3	15.9	11.2	5.5	3.6	9.1	5.9	15.0	10.6	
NOx	2285.2	4.5	2.9	7.8	4.9	12.6	8.7	4.2	2.8	7.0	4.6	11.9	8.3	
Benzol	7.6	1.5E-02	1.0E-02	2.6E-02	1.7E-02	4.2E-02	2.9E-02	1.4E-02	9.3E-03	2.4E-02	1.5E-02	3.9E-02	2.7E-02	
CO	44142.1	86.6	56.7	151.2	95.0	243.5	168.4	82.5	54.1	137.7	89.6	230.4	160.0	
Dioxine	7.8E-07	1.5E-09	9.6E-10	2.6E-09	1.6E-09	4.0E-09	2.8E-09	1.4E-09	9.0E-10	2.3E-09	1.5E-09	3.8E-09	2.7E-09	
VOC	1583.0	3.1	2.0	5.4	3.4	8.7	6.0	2.9	1.9	4.9	3.2	8.2	5.7	
PAK	9.45	1.8E-02	1.2E-02	3.1E-02	1.9E-02	4.9E-02	3.4E-02	1.7E-02	1.1E-02	2.8E-02	1.8E-02	4.6E-02	3.2E-02	
Benzoapyren	1.01	1.9E-03	1.2E-03	3.3E-03	2.1E-03	5.2E-03	3.6E-03	1.8E-03	1.2E-03	3.0E-03	1.9E-03	4.9E-03	3.4E-03	

Tab. 10-7 Immissionskonzentrationen für Stückholzkessel ohne Pufferspeicher

Stand der Technik	Immission Jahresmittelwert in µg/m² bezogen auf Auswerteflächen 10% Stückholzkessel ohne Pufferspeicher TRY03													
	gerechnet													
	ländliches Gebiet - klein													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	1442.8	3.2	1.5	5.3	2.5	8.9	3.5	2.7	1.4	4.4	2.3	7.5	3.2
	NOx	527.8	1.3	0.6	2.1	1.0	3.5	1.4	1.1	0.5	1.7	0.9	2.9	1.3
	Benzol	2.9	6.7E-03	3.1E-03	1.1E-02	5.3E-03	1.9E-02	7.4E-03	5.7E-03	2.9E-03	9.2E-03	4.9E-03	1.6E-02	6.8E-03
	CO	19258.7	45.1	21.0	74.9	35.4	126.0	49.6	37.9	19.3	61.9	32.6	105.8	45.7
	Dioxine	1.2E-06	2.7E-09	1.3E-09	4.5E-09	2.1E-09	7.6E-09	3.0E-09	2.3E-09	1.2E-09	3.7E-09	2.0E-09	6.4E-09	2.8E-09
	VOC	1410.0	3.3	1.5	5.5	2.6	9.2	3.6	2.8	1.4	4.5	2.4	7.7	3.3
	PAK	4.0	9.1E-03	4.3E-03	1.5E-02	7.1E-03	2.5E-02	9.9E-03	7.7E-03	3.9E-03	1.2E-02	6.5E-03	2.1E-02	9.1E-03
	Benzoapyren	0.4	9.7E-04	4.5E-04	1.6E-03	7.5E-04	2.7E-03	1.1E-03	8.2E-04	4.2E-04	1.3E-03	6.9E-04	2.3E-03	9.7E-04
	städtisches Gebiet													
			AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First					
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	4733.2	8.1	5.2	13.9	8.5	21.1	14.6	7.5	4.9	12.5	7.9	19.4	13.7
	NOx	1732.3	3.1	2.0	5.4	3.3	8.5	5.8	2.9	1.9	4.9	3.1	7.8	5.5
	Benzol	9.4	1.7E-02	1.1E-02	2.9E-02	1.8E-02	4.6E-02	3.1E-02	1.5E-02	1.0E-02	2.7E-02	1.7E-02	4.2E-02	2.9E-02
	CO	63172.8	112.3	73.3	196.0	120.1	308.0	209.4	103.3	68.9	177.8	112.3	283.4	196.8
	Dioxine	4.0E-06	6.9E-09	4.4E-09	1.2E-08	7.2E-09	1.8E-08	1.2E-08	6.3E-09	4.2E-09	1.1E-08	6.7E-09	1.7E-08	1.2E-08
	VOC	4638.8	8.2	5.4	14.4	8.8	22.6	15.4	7.6	5.0	13.0	8.2	20.8	14.4
PAK	13.2	2.3E-02	1.5E-02	3.9E-02	2.4E-02	6.0E-02	4.1E-02	2.1E-02	1.4E-02	3.5E-02	2.2E-02	5.5E-02	3.9E-02	
Benzoapyren	1.4	2.4E-03	1.6E-03	4.2E-03	2.5E-03	6.4E-03	4.4E-03	2.2E-03	1.5E-03	3.8E-03	2.4E-03	5.9E-03	4.1E-03	

Tab. 10-8 Immissionskonzentrationen für Einzelfeuerstätten als Zusatzfeuerungen

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Einzelfeuerstätten TRY03																
	gerechnet															
best case	ländliches Gebiet - klein															
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
		Emission	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First							
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	166.2	0.33	0.18	0.43	0.24	0.82	0.39	0.28	0.16	0.36	0.22	0.67	0.35		
	NOx	448.3	0.9	0.5	1.2	0.7	2.4	1.1	0.8	0.5	1.0	0.6	2.0	1.0		
	Benzol	11.48	2.4E-02	1.3E-02	3.1E-02	1.8E-02	6.1E-02	2.8E-02	2.1E-02	1.2E-02	2.7E-02	1.6E-02	5.2E-02	2.6E-02		
	CO	3525.7	7.4	3.9	9.5	5.4	18.5	8.7	6.3	3.6	8.3	5.0	15.9	8.1		
	Dioxine	1.3E-07	2.6E-10	1.4E-10	3.3E-10	1.9E-10	6.5E-10	3.0E-10	2.2E-10	1.3E-10	2.8E-10	1.7E-10	5.4E-10	2.8E-10		
	VOC	81.1	0.17	0.09	0.22	0.12	0.43	0.20	0.15	0.08	0.19	0.12	0.36	0.19		
	PAK	0.30	6.2E-04	3.3E-04	7.9E-04	4.5E-04	1.5E-03	7.2E-04	5.3E-04	3.0E-04	6.9E-04	4.2E-04	1.3E-03	6.8E-04		
	Benzoapyren	0.03	5.2E-05	2.8E-05	6.7E-05	3.8E-05	1.3E-04	6.1E-05	4.5E-05	2.6E-05	5.8E-05	3.6E-05	1.1E-04	5.7E-05		
	städtisches Gebiet															
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
		Emission	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First							
Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	537.0	1.1	0.6	1.4	0.9	2.5	1.6	1.0	0.6	1.2	0.8	2.2	1.4			
NOx	1465.1	3.1	1.8	3.9	2.4	7.1	4.6	2.8	1.7	3.6	2.3	6.5	4.3			
Benzol	37.10	7.8E-02	4.5E-02	1.0E-01	6.3E-02	1.8E-01	1.2E-01	7.1E-02	4.2E-02	9.4E-02	5.9E-02	1.7E-01	1.1E-01			
CO	11391.6	23.8	13.7	30.6	19.2	55.4	35.6	21.9	13.0	29.1	18.2	51.5	34.1			
Dioxine	4.2E-07	8.5E-10	4.9E-10	1.1E-09	6.7E-10	1.9E-09	1.2E-09	7.8E-10	4.6E-10	1.0E-09	6.2E-10	1.8E-09	1.2E-09			
VOC	262.0	0.55	0.32	0.70	0.44	1.27	0.82	0.50	0.30	0.67	0.42	1.18	0.78			
PAK	0.98	2.0E-03	1.1E-03	2.5E-03	1.6E-03	4.6E-03	2.9E-03	1.8E-03	1.1E-03	2.4E-03	1.5E-03	4.2E-03	2.8E-03			
Benzoapyren	0.08	1.7E-04	9.7E-05	2.1E-04	1.4E-04	3.9E-04	2.5E-04	1.6E-04	9.2E-05	2.0E-04	1.3E-04	3.6E-04	2.4E-04			
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein															
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
		Emission	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First							
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	360.0	0.7	0.4	0.9	0.5	1.7	0.8	0.6	0.4	0.8	0.5	1.5	0.8		
	NOx	559.9	1.2	0.6	1.5	0.8	3.0	1.4	1.0	0.6	1.3	0.8	2.5	1.3		
	Benzol	33.96	7.3E-02	3.8E-02	9.3E-02	5.3E-02	1.8E-01	8.5E-02	6.1E-02	3.5E-02	8.0E-02	4.8E-02	1.5E-01	7.8E-02		
	CO	9995.4	21.4	11.2	27.5	15.6	53.7	25.1	18.0	10.3	23.5	14.3	45.1	23.1		
	Dioxine	1.3E-07	2.6E-10	1.4E-10	3.3E-10	1.9E-10	6.5E-10	3.0E-10	2.2E-10	1.3E-10	2.8E-10	1.7E-10	5.4E-10	2.8E-10		
	VOC	288.7	0.6	0.3	0.8	0.4	1.5	0.7	0.5	0.3	0.7	0.4	1.3	0.7		
	PAK	0.97	2.0E-03	1.1E-03	2.6E-03	1.5E-03	5.0E-03	2.4E-03	1.7E-03	9.8E-04	2.2E-03	1.4E-03	4.2E-03	2.2E-03		
	Benzoapyren	0.08	1.7E-04	9.0E-05	2.2E-04	1.2E-04	4.2E-04	2.0E-04	1.5E-04	8.3E-05	1.9E-04	1.1E-04	3.6E-04	1.8E-04		
	städtisches Gebiet															
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
		Emission	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First							
Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	1173.9	2.3	1.3	2.9	1.8	5.2	3.3	2.1	1.3	2.7	1.7	4.7	3.1			
NOx	1829.9	3.8	2.2	4.9	3.0	8.8	5.7	3.5	2.1	4.6	2.8	8.1	5.4			
Benzol	109.8	2.3E-01	1.3E-01	3.0E-01	1.9E-01	5.4E-01	3.5E-01	2.1E-01	1.3E-01	2.8E-01	1.7E-01	4.9E-01	3.3E-01			
CO	32306.5	67.5	39.2	88.7	55.3	158.7	102.9	62.1	36.9	82.6	51.5	146.0	96.8			
Dioxine	4.2E-07	8.4E-10	4.9E-10	1.1E-09	6.7E-10	1.9E-09	1.2E-09	7.8E-10	4.6E-10	1.0E-09	6.2E-10	1.8E-09	1.2E-09			
VOC	933.0	1.9	1.1	2.6	1.6	4.6	3.0	1.8	1.1	2.4	1.5	4.2	2.8			
PAK	3.15	6.3E-03	3.7E-03	8.2E-03	5.1E-03	1.5E-02	9.4E-03	5.8E-03	3.5E-03	7.7E-03	4.8E-03	1.3E-02	8.9E-03			
Benzoapyren	0.27	5.4E-04	3.1E-04	7.0E-04	4.4E-04	1.3E-03	8.1E-04	5.0E-04	3.0E-04	6.6E-04	4.1E-04	1.2E-03	7.6E-04			
worse case	ländliches Gebiet - klein															
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
		Emission	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First							
	Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel
	PM10	1044.9	2.1	1.1	2.6	1.5	5.1	2.4	1.8	1.0	2.2	1.4	4.2	2.2		
	NOx	645.9	1.3	0.7	1.7	1.0	3.4	1.6	1.2	0.7	1.5	0.9	2.9	1.5		
	Benzol	139.7	2.9E-01	1.6E-01	3.8E-01	2.2E-01	7.4E-01	3.5E-01	2.5E-01	1.4E-01	3.3E-01	2.0E-01	6.3E-01	3.2E-01		
	CO	48445.0	101.3	54.3	134.2	76.1	263.0	122.7	87.2	49.8	113.7	69.2	218.7	111.9		
	Dioxine	1.3E-07	2.7E-10	1.5E-10	3.5E-10	2.0E-10	6.8E-10	3.2E-10	2.3E-10	1.3E-10	3.0E-10	1.8E-10	5.7E-10	2.9E-10		
	VOC	686.3	1.4	0.8	1.9	1.1	3.7	1.7	1.2	0.7	1.6	1.0	3.1	1.6		
	PAK	4.69	9.5E-03	5.1E-03	1.2E-02	7.1E-03	2.4E-02	1.1E-02	8.2E-03	4.7E-03	1.1E-02	6.5E-03	2.0E-02	1.0E-02		
	Benzoapyren	0.40	8.1E-04	4.4E-04	1.1E-03	6.1E-04	2.1E-03	9.7E-04	7.0E-04	4.0E-04	9.0E-04	5.5E-04	1.7E-03	8.8E-04		
	städtisches Gebiet															
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch		AKTerm Hannover		AKTerm Stuttgart		AKTerm Garmisch	
		Emission	Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First							
Schadstoffe	in kg/a	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	max	mittel	
PM10	3409.1	6.7	3.9	8.6	5.3	15.2	9.8	6.2	3.7	7.9	4.9	13.8	9.1			
NOx	2108.7	4.4	2.6	5.7	3.5	10.2	6.6	4.1	2.4	5.3	3.3	9.3	6.2			
Benzol	451.3	9.5E-01	5.5E-01	1.2E+00	7.6E-01	2.2E+00	1.4E+00	8.7E-01	5.1E-01	1.1E+00	7.2E-01	2.0E+00	1.3E+00			
CO	156612.9	332.3	191.1	442.5	270.6	779.7	504.5	301.0	178.8	400.2	249.6	707.7	469.1			
Dioxine	4.4E-07	8.8E-10	5.1E-10	1.1E-09	7.0E-10	2.0E-09	1.3E-09	8.1E-10	4.8E-10	1.0E-09	6.5E-10	1.9E-09	1.2E-09			
VOC	2218.3	4.7	2.7	6.2	3.8	10.9	7.1	4.3	2.5	5.7	3.5	10.0	6.6			
PAK	15.15	3.1E-02	1.8E-02	4.1E-02	2.5E-02	7.2E-02	4.6E-02	2.8E-02	1.7E-02	3.7E-02	2.3E-02	6.5E-02	4.3E-02			
Benzoapyren	1.30	2.6E-03	1.5E-03	3.5E-03	2.1E-03	6.1E-03	3.9E-03	2.4E-03	1.4E-03	3.2E-03	2.0E-03	5.6E-03	3.7E-03			

Tab. 10-9 Immissionskonzentrationen für Nahwärmeversorgung mit Pellets

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Nahwärme Pelletkessel TRY03																			
gerechnet																			
best case	ländliches Gebiet - klein																		
	AKTerm Hannover						AKTerm Stuttgart						AKTerm Garmisch						
	Emission						Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe						in kg/a						max						
	max						mittel						max						
	PM10						33.3						0.07						
	NOx						485.2						1.1						
	Benzol						0.1						2.4E-04						
	CO						322.8						0.7						
	Dioxine						2.4E-07						5.2E-10						
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein																		
	AKTerm Hannover						AKTerm Stuttgart						AKTerm Garmisch						
	Emission						Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe						in kg/a						max						
	max						mittel						max						
	PM10						147.0						0.3						
	NOx						606.4						1.3						
	Benzol						0.3						7.4E-04						
	CO						1446.4						3.2						
	Dioxine						2.4E-07						5.2E-10						
worse case	ländliches Gebiet - klein																		
	AKTerm Hannover						AKTerm Stuttgart						AKTerm Garmisch						
	Emission						Schornstein auf Firsthöhe						Schornstein 1m über First						
	Schadstoffe						in kg/a						max						
	max						mittel						max						
	PM10						662.7						1.5						
	NOx						732.2						1.6						
	Benzol						2.0						4.5E-03						
	CO						7189.6						16.1						
	Dioxine						2.7E-07						5.8E-10						

Tab. 10-10 Immissionskonzentrationen für Nahwärmeversorgung mit Hackschnitzel

Immission Jahresmittelwert in µg/m³ bezogen auf Auswerteflächen 10% Nahwärme Hackschnitzelkessel TRY03																																										
gerechnet																																										
best case	ländliches Gebiet - klein																																									
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch						AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch						AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe												Schornstein 1m über First								Schornstein 3m über First																			
	Schadstoffe		in kg/a		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel							
	PM10	54.3	0.11	0.05	0.17	0.08	0.43	0.13	0.10	0.04	0.15	0.07	0.35	0.12	0.065	0.035	0.10	0.06	0.25	0.09																						
	NOx	610.2	1.3	0.5	2.0	0.9	5.1	1.5	1.1	0.5	1.8	0.9	4.3	1.4	0.7	0.4	1.1	0.7	2.9	1.1																						
	Benzol	0.1	1.9E-04	8.0E-05	3.0E-04	1.4E-04	7.5E-04	2.2E-04	1.6E-04	7.4E-05	2.6E-04	1.3E-04	6.1E-04	2.0E-04	1.1E-04	5.8E-05	1.7E-04	9.9E-05	4.3E-04	1.6E-04																						
	CO	407.6	0.9	0.4	1.4	0.6	3.5	1.0	0.7	0.3	1.2	0.6	2.8	0.9	0.5	0.3	0.8	0.5	2.0	0.7																						
	Dioxine	2.5E-07	5.1E-10	2.2E-10	8.0E-10	3.8E-10	2.0E-09	6.1E-10	4.3E-10	2.0E-10	7.1E-10	3.5E-10	1.7E-09	5.6E-10	2.9E-10	1.6E-10	4.5E-10	2.7E-10	1.2E-09	4.4E-10																						
	VOC	15.2	3.3E-02	1.4E-02	5.1E-02	2.4E-02	1.3E-01	3.8E-02	2.8E-02	1.3E-02	4.5E-02	2.2E-02	1.1E-01	3.4E-02	1.9E-02	1.0E-02	2.9E-02	1.7E-02	7.4E-02	2.7E-02																						
PAK	0.4	7.7E-04	3.2E-04	1.2E-03	5.5E-04	3.0E-03	8.7E-04	6.5E-04	3.0E-04	1.0E-03	5.0E-04	2.4E-03	7.9E-04	4.4E-04	2.3E-04	6.6E-04	3.9E-04	1.7E-03	6.2E-04																							
Benzoapyren	0.0	3.3E-05	1.4E-05	5.0E-05	2.3E-05	1.3E-04	3.7E-05	2.8E-05	1.3E-05	4.4E-05	2.1E-05	1.0E-04	3.4E-05	1.9E-05	9.9E-06	2.8E-05	1.7E-05	7.2E-05	2.7E-05																							
Stand der Technik	ländliches Gebiet - klein																																									
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch						AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch						AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe												Schornstein 1m über First								Schornstein 3m über First																			
	Schadstoffe		in kg/a		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel							
	PM10	237.7	0.5	0.2	0.8	0.4	1.9	0.6	0.4	0.2	0.7	0.3	1.5	0.5	0.3	0.2	0.4	0.3	1.1	0.4																						
	NOx	763.1	1.6	0.7	2.5	1.2	6.4	1.9	1.3	0.6	2.2	1.1	5.3	1.8	0.9	0.5	1.4	0.8	3.7	1.4																						
	Benzol	0.4	7.9E-04	3.3E-04	1.2E-03	5.7E-04	3.1E-03	9.1E-04	6.6E-04	3.1E-04	1.1E-03	5.2E-04	2.5E-03	8.3E-04	4.5E-04	2.4E-04	6.9E-04	4.1E-04	1.8E-03	6.5E-04																						
	CO	1789.2	3.9	1.6	6.0	2.8	15.2	4.4	3.3	1.5	5.3	2.6	12.3	4.0	2.2	1.2	3.4	2.0	8.7	3.2																						
	Dioxine	2.5E-07	5.1E-10	2.2E-10	8.0E-10	3.8E-10	2.0E-09	6.1E-10	4.3E-10	2.0E-10	7.1E-10	3.5E-10	1.7E-09	5.6E-10	2.9E-10	1.6E-10	4.5E-10	2.7E-10	1.2E-09	4.4E-10																						
	VOC	15.4	1.2E-01	4.9E-02	1.8E-01	8.4E-02	4.6E-01	1.3E-01	9.8E-02	4.5E-02	1.6E-01	7.8E-02	3.7E-01	1.2E-01	6.7E-02	3.5E-02	1.0E-01	6.1E-02	2.6E-01	9.7E-02																						
PAK	1.0	2.9E-03	1.2E-03	4.5E-03	2.1E-03	1.1E-02	3.3E-03	2.5E-03	1.1E-03	3.9E-03	1.9E-03	9.1E-03	3.0E-03	1.7E-03	8.8E-04	2.5E-03	1.5E-03	6.4E-03	2.4E-03																							
Benzoapyren	0.1	1.3E-04	5.3E-05	1.9E-04	8.9E-05	4.8E-04	1.4E-04	1.1E-04	4.8E-05	1.7E-04	8.2E-05	3.9E-04	1.3E-04	7.2E-05	3.8E-05	1.1E-04	6.4E-05	2.7E-04	1.0E-04																							
worse case	ländliches Gebiet - klein																																									
			AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch						AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch						AKTerm Hannover				AKTerm Stuttgart				AKTerm Garmisch			
	Emission		Schornstein auf Firsthöhe												Schornstein 1m über First								Schornstein 3m über First																			
	Schadstoffe		in kg/a		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel		max		mittel							
	PM10	1049.8	2.1	0.9	3.3	1.5	8.3	2.5	1.8	0.9	2.9	1.4	6.7	2.2	1.3	0.7	1.9	1.1	4.7	1.8																						
	NOx	918.0	1.9	0.8	3.0	1.4	7.7	2.3	1.6	0.8	2.7	1.3	6.4	2.1	1.1	0.6	1.7	1.0	4.4	1.7																						
	Benzol	1.7	3.8E-03	1.6E-03	5.8E-03	2.7E-03	1.5E-02	4.3E-03	3.1E-03	1.4E-03	5.1E-03	2.5E-03	1.2E-02	3.9E-03	2.1E-03	1.1E-03	3.3E-03	1.9E-03	8.4E-03	3.1E-03																						
	CO	7901.2	16.9	7.1	26.4	12.3	67.1	19.7	14.5	6.7	23.4	11.4	54.4	17.8	9.8	5.2	15.1	8.9	38.3	14.1																						
	Dioxine	2.8E-07	5.6E-10	2.4E-10	8.9E-10	4.2E-10	2.2E-09	6.7E-10	4.7E-10	2.2E-10	7.8E-10	3.8E-10	1.8E-09	4.6E-10	3.2E-10	1.8E-10	4.9E-10	3.0E-10	1.3E-09	4.9E-10																						
	VOC	20.3	4.3E-01	1.8E-01	6.8E-01	3.2E-01	1.7E-00	5.1E-01	3.7E-01	1.7E-01	6.0E-01	2.9E-01	1.4E-00	4.6E-01	2.5E-01	1.3E-01	3.8E-01	2.3E-01	9.8E-01	3.6E-01																						
PAK	6.1	3.3E-02	5.6E-03	2.1E-02	9.6E-03	5.2E-02	1.5E-02	1.1E-02	5.2E-03	1.8E-02	8.9E-03	4.2E-02	1.4E-02	7.7E-03	4.1E-03	1.2E-02	6.9E-03	3.0E-02	1.1E-02																							
Benzoapyren	0.3	5.7E-04	2.4E-04	8.8E-04	4.1E-04	2.2E-03	6.6E-04	4.9E-04	2.2E-04	7.8E-04	3.8E-04	1.8E-03	5.9E-04	3.3E-04	1.8E-04	5.0E-04	3.0E-04	1.3E-03	4.7E-04																							

A.2 Vergleich der berechneten PM10-Immissionen mit den Ergebnissen des Bayerischen Landesamts für Umwelt

Im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umwelt (LfU Bayern) wurde vom ZAE Bayern das Projekt „Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand“ durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Projekts liegen in Form des Endberichts vor (LfU Bayern, Hrsg., 2007).

Die in diesem Bericht für das Modellgebiet A beschriebenen Szenarien mit ihren dazugehörigen PM10-Immissionen wurden auf die Ergebnisse des vorliegenden Projekts (UBA-Projekt) übertragen. Es wurden die jeweiligen PM10-Immissionen für die einzelnen Szenarien verglichen. Sie liegen in der gleichen Größenordnung, für die meisten Szenarien sind die im UBA-Projekt berechneten Immissionen etwas höher als die vom ZAE berechneten.

Ursache hierfür sind die zumeist etwas höher gewählten Emissionsfaktoren für die einzelnen Feuerungsanlagen im UBA-Projekt (vgl. Tabelle 3.8 und Tabelle 5-3 im Bericht der LfU Bayern). Zudem wurde vom LfU Bayern ein geringerer mittlerer Wärmebedarf pro Gebäude als im UBA-Projekt angesetzt (vgl. Kapitel 4.2 Bericht LfU Bayern und Kapitel 3). Folglich sind die angesetzten Emissionen und damit auch die Immissionen im UBA-Projekt höher.

Gegenläufig wirkt die Tatsache, dass im LfU-Projekt die Rechenraster mit einer horizontalen Fläche von $3\text{ m} \times 3\text{ m} = 9\text{ m}^2$ ausgewertet wurden, wohingegen im UBA-Projekt Beurteilungsraster mit 256 m^2 Fläche gebildet wurden. Die Mittelung über eine größere Fläche lässt niedrigere Immissionen erwarten, der Vergleich zeigt jedoch, dass der Effekt der Emission dominiert.

Im Bericht des LfU Bayerns wird festgestellt, dass eine Verdreifachung der Anzahl der Pelletskessel von 5% auf 15% der Quellen bei Beibehaltung von 5% Stückholzkessel mit Pufferspeicher nur zu einer sehr geringfügigen Zunahme des Jahresmittels der Immission auf der maximal belasteten Fläche von $0.1\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ führt. Dies lässt sich durch den relativ großen Abstand der einzelnen Quellen erklären, der keine systematische Überlagerung der einzelnen Abgasfahnen verursacht. Möglicherweise ist außerdem der Sockel der Immissionen durch die 5% Stückholzkessel relativ hoch. Im UBA-Projekt wird dagegen von einem proportionalen Zusammenhang zwischen Emission und Immission ausgegangen (vgl. Kapitel 4).

Das Szenario V3 Neubaugebiet mit Pelletskesseln (10% der Quellen) zeigt sehr übereinstimmende Ergebnisse mit denen des UBA-Projekts. Dies dürfte daran liegen, dass für diesen Fall relativ vergleichbare Bedingungen der Quelldichte in beiden Projekten angenommen worden sind.

Die Szenarien für die Nahwärme unterscheiden sich insofern von den anderen Szenarien, als dabei die Emissionsfaktoren des LfU-Bayerns über denen des UBA-Projekts liegen und die Überhöhung eine sehr bedeutende Rolle spielt. Im Fall ohne Überhöhung liegen die berechneten Immissionen des LfU Bayerns entsprechend des Emissionsansatzes über denen des UBA-Projekts. Der Ansatz der Schornsteinüberhöhung des LfU Bayerns ist nicht dokumentiert, der Vergleich mit dem UBA-Projekt zeigt jedoch, dass sie eher größer als 3 m ist. In den Szenarien mit Überhöhung liegen die Immissionen des LfU Bayerns unter denen des UBA-Projekts.