

**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

An der Roßweid 3, D - 76229 Karlsruhe

Telefon: +49 (0) 721 / 6 25 10 - 0

Telefax: +49 (0) 721 / 6 25 10 30

E-Mail: info.ka@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

Büroleiter: Dr.-Ing. Wolfgang Bächlin

**bekanntgegebene Stelle nach § 29b BImSchG
für den Aufgabenbereich O - Gerüche**

AUSBAU DER B 38 IN MANNHEIM LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN

Auftraggeber: Ingenieurbüro für Verkehrswesen
Koehler und Leutwein GmbH & Co. KG

Greschbachstraße 12
76229 Karlsruhe

Dipl.-Geogr. T. Nagel
Dr. rer. nat. R. Hagemann

April 2018
Projekt 63450-17-01
Berichtsumfang 52 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	1
1 ZUSAMMENFASSUNG	3
2 AUFGABENSTELLUNG	5
3 VORGEHENSWEISE	6
3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe	6
3.2 Berechnungsverfahren PROKAS.....	7
3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	8
4 EINGANGSDATEN	10
4.1 Verkehrsdaten des Straßennetzes	10
4.2 Meteorologische Daten	14
4.3 Schadstoffhintergrundbelastung	14
5 EMISSIONEN	18
5.1 Betrachtete Schadstoffe.....	18
5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	18
5.2.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren	18
5.2.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren	20
5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	21
6 ERGEBNISSE	22
6.1 Stickstoffdioxidimmissionen	22
6.2 Feinstaub PM10.....	25
7 LITERATUR	33
A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN.....	39
A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONS- ERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	43

A3 EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE.....49

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung des Ingenieurbüros Lohmeyer GmbH & Co. KG nicht auszugsweise vervielfältigt werden.

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

Emission / Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Kilometer oder bei anderen Emittenten in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist μg (oder mg) Schadstoff pro m^3 Luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3).

Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3 angegeben.

Grenzwerte / Vorsorgewerte

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z.B. Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

Jahresmittelwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngrößen Jahresmittelwert und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration.

Die Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) fordert die Einhaltung von Kurzzeitwerten in Form des Stundenmittelwertes der NO_2 -Konzentrationen von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM_{10} -Konzentration von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der Jahresmittelwerte bzw. 98-Perzentilwerte (Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird). Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

Verkehrssituation

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

Feinstaub / PM_{10} / $\text{PM}_{2.5}$

Mit Feinstaub bzw. PM_{10} / $\text{PM}_{2.5}$ werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Partikeldurchmesser von $10 \mu\text{m}$ bzw. $2.5 \mu\text{m}$ eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Die PM_{10} -Fraktion wird auch als inhalierbarer Staub bezeichnet. Die $\text{PM}_{2.5}$ -Fraktion gelangt bei Inhalation vollständig bis in die Alveolen der Lunge; sie umfasst auch den wesentlichen Masseanteil des anthropogen erzeugten Aerosols, wie Partikel aus Verbrennungsvorgängen und Sekundärpartikel.

1 ZUSAMMENFASSUNG

Im nordöstlichen Bereich von Mannheim ist der Ausbau der B 38 in Planung, die eine Hauptzufahrtsstraße in den zentralen Stadtbereich von Mannheim vom Viernheimer Kreuz (A 6, A 659) bzw. aus den Siedlungsräumen Viernheim und Weinheim darstellt. In Teilbereichen bestehen parallel in direkter Nachbarschaft zu den Fahrbahnen der Bundesstraße weitere Fahrbahnen städtischer Straßenabschnitte sowie komplexe Kreuzungs- und Anschlussbereiche.

Für diese Planungen waren u.a. Aussagen zu den Auswirkungen auf die Luftschadstoffe erforderlich. Dabei war zu untersuchen, ob die geplanten Baumaßnahmen zu zusätzlichen Konflikten mit Beurteilungswerten der Luftschadstoffe an benachbarten sensiblen Nutzungen führen. Zu betrachten waren die Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM₁₀) mit Beurteilungen im Vergleich mit geltenden Grenzwerten der 39. BImSchV.

Für die Berechnung der verkehrsbedingten Luftschadstoffe wurden die Schadstoffaufkommen durch den Verkehr auf bestehenden und geplanten Straßen mit dem Straßennetzmodell PROKAS und mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 3.3 (UBA, 2017) für das Bezugsjahr 2025, dem Jahr der möglichen Inbetriebnahme der baulich veränderten B 38, berechnet und unter Berücksichtigung der lokalen Windverhältnisse der Ausbreitungsrechnung zugeführt. Entlang den Straßen wurden die Einflüsse der Randbebauung typisiert berücksichtigt.

Die Immissionsberechnungen zeigen, dass die NO₂-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) insbesondere durch den intensiven Verkehr auf der B 38 sowie den querenden Straßen Waldstraße und Magdeburger Straße mit deren Anschlussstellen geprägt werden. Im Prognosenullfall sind am Fahrbahnrand und vereinzelt an bestehender, überwiegend gewerblich genutzter Bebauung NO₂-Konzentrationen bis über 40 µg/m³ berechnet. An der Anschlussstelle der Waldstraße an die B 38 sind aufgrund der Vielzahl von Fahrbahnen und Rampen flächenhaft hohe NO₂-Konzentrationen ermittelt, von denen dicht an den Straßenrändern gelegene Gebäude betroffen sind. Östlich davon und an der Anschlussstelle der Magdeburger Straße an die B 38 weisen die Gebäude überwiegend größere Abstände zum Fahrbahnrand und geringere Konzentrationen auf. Westlich der Waldstraße Richtung Stadtzentrum von Mannheim sind entlang der B 38 NO₂-Konzentrationen unter 36 µg/m³ berechnet.

Für den Planfall mit zum Boulevard umgebauter B 38 sind vergleichbare NO₂-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) berechnet. Der etwas verringerte Verkehr führt zu leicht geringeren NO₂-Konzentrationen, wobei am Fahrbahnrand und der nächstgelegenen

Bebauung zur B 38 im östlichen Bereich weiterhin hohe Werte vereinzelt an bestehender, überwiegend gewerblich genutzter Bebauung bis über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet sind. Westlich der Waldstraße Richtung Stadtzentrum von Mannheim sind entlang der B 38 NO_2 -Konzentrationen unter $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

An den nächstgelegenen Wohnnutzungen zu den Hauptverkehrsstraßen werden für den Prognosenullfall und den Planfall NO_2 -Belastungen unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. An gewerblich genutzten Gebäuden sind teilweise auch höhere NO_2 -Konzentrationen berechnet; für dauerhafte Nutzungen der Aufenthaltsbereiche solcher Gebäude sind dort kontrollierte Raumbelüftungen erforderlich.

Deutliche PM_{10} -Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) sind im Prognosenullfall im Bereich von Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen ermittelt. Im gesamten Untersuchungsgebiet werden PM_{10} -Immissionen auch unmittelbar an der Trasse unter $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, überwiegend unter $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. An der zur B 38 nächstgelegenen Bebauung werden nur vereinzelt PM_{10} -Belastungen bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Für den Planfall mit zum Boulevard umgebauter B 38 sind vergleichbare PM_{10} -Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) mit Konzentrationen unmittelbar an der Trasse unter $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, überwiegend unter $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. An der zur B 38 nächstgelegenen Bebauung werden nur vereinzelt PM_{10} -Belastungen bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Der Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Prognosenullfall und im Planfall im gesamten Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der Kurzzeitbelastung (mehr als 35 Tage mit PM_{10} -Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird an der bestendenden Bebauung im Untersuchungsgebiet unterschritten.

Aus lufthygienischer Sicht sind die Planungen für den Ausbau der B 38 zum Boulevard im Nordosten von Mannheim im Hinblick auf die Beurteilungswerte nicht abzulehnen.

2 AUFGABENSTELLUNG

In Mannheim ist der Ausbau der B 38 in Planung. Der zu betrachtende Abschnitt der B 38 befindet sich im nordöstlichen Bereich von Mannheim und stellt eine Hauptzufahrtsstraße in den zentralen Stadtbereich von Mannheim vom Viernheimer Kreuz (A 6, A 659) bzw. aus den Siedlungsräumen Viernheim und Weinheim dar. In Teilbereichen bestehen parallel in direkter Nachbarschaft zu den Fahrbahnen der Bundesstraße weitere Fahrbahnen städtischer Straßenabschnitte sowie komplexe Kreuzungs- und Anschlussbereiche.

Dafür sind u.a. Aussagen zu den Auswirkungen auf die Luftschadstoffe erforderlich. Dabei ist darzustellen, ob die geplanten Baumaßnahmen zu zusätzlichen Konflikten mit Beurteilungswerten der Luftschadstoffe an benachbarten sensiblen Nutzungen führen. Zu betrachten sind die Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM₁₀) und die Beurteilung soll im Vergleich mit geltenden Beurteilungswerten erfolgen, das sind Grenzwerte der 39. BImSchV.

3 VORGEHENSWEISE

Bei der Verbrennung des Kfz-Kraftstoffes wird eine Vielzahl von Schadstoffen freigesetzt, die die menschliche Gesundheit gefährden können. Im Rahmen der vorliegenden Luftschadstoffuntersuchung ist zu prüfen, ob die durch die geplanten Baumaßnahmen verursachten Auswirkungen die Luftkonzentrationen der Schadstoffe (Immissionen) unter Berücksichtigung der bereits vorhandenen Hintergrundbelastung in gesetzlich unzulässigem Maße erhöhen. Der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z.B. Grenzwerten, die vom Gesetzgeber zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt werden, lässt Rückschlüsse auf die Luftqualität zu. Für den Kfz-Verkehr relevant ist v.a. die 39. BImSchV, die bei unveränderten Grenzwerten für NO₂ und PM10 von der 22. BImSchV aktuell in die 39. BImSchV überführt wurde.

Die vorliegende Untersuchung konzentriert sich unter Berücksichtigung der o.g. Grenzwerte und der derzeitigen Konzentrationsniveaus auf die v.a. vom Straßenverkehr erzeugten Schadstoffe Stickoxide und Feinstaubpartikel (PM10). Im Zusammenhang mit Beiträgen durch den Kfz-Verkehr sind die Schadstoffe Benzol, Blei, Schwefeldioxid SO₂, Feinstaub PM2.5 und Kohlenmonoxid CO aufgrund der Emissionswerte und der derzeitigen Luftkonzentrationen von untergeordneter Bedeutung. Für Stickstoffmonoxid NO gibt es keine Beurteilungswerte. Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch Vergleich relativ zum entsprechenden Grenzwert.

3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe

In **Tab. 3.1** werden die in der vorliegenden Studie verwendeten und im Anhang A1 erläuterten Beurteilungswerte für die relevanten Autoabgaskomponenten zusammenfassend dargestellt. Diese Beurteilungswerte sowie die entsprechende Nomenklatur werden im vorliegenden Gutachten durchgängig verwendet.

Schadstoff	Beurteilungswert	Zahlenwert in µg/m ³	
		Jahresmittel	Kurzzeit
NO ₂	Grenzwert seit 2010	40	200 (Stundenwert, maximal 18 Überschreitungen/Jahr)
PM10	Grenzwert seit 2005	40	50 (Tagesmittelwert, maximal 35 Überschreitungen/Jahr)
PM2.5	Grenzwert seit 2015	25	
PM2.5	Richtgrenzwert ab 2020	20	

Tab. 3.1: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 39. BImSchV (2010) sowie Richtgrenzwert PM2.5 entsprechend EU-Luftqualitätsrichtlinie

Weiter orientiert sich die Bewertung an der Einstufung von Schadstoffimmissionen (siehe **Tab. 3.2**) durch die Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg (LfU, 1993).

Immissionen in % der entsprechenden Grenzwerte	Bewertung
bis 10 %	sehr niedrige Konzentrationen
über 10 % bis 25 %	niedrige Konzentrationen
über 25 % bis 50 %	mittlere Konzentrationen
über 50 % bis 75 %	leicht erhöhte Konzentrationen
über 75 % bis 90 %	erhöhte Konzentrationen
über 90 % bis 100 %	hohe Konzentrationen
über 100 % bis 110 %	geringfügige Überschreitungen
über 110 % bis 150 %	deutliche Überschreitungen
über 150 %	hohe Überschreitungen

Tab. 3.2: Bewertung von Immissionen nach LfU (1993)

3.2 Berechnungsverfahren PROKAS

Auf der Grundlage der vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Verkehrsmengen werden die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen und -immissionen ermittelt. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 3.3 (UBA, 2017) bestimmt. Die Emissionen der Feinstaubpartikel (PM₁₀) des Straßenverkehrs aufgrund von Abrieb und Aufwirbelung werden im HBEFA nicht behandelt. Die Berechnung dieser Emissionen erfolgt auf der Grundlage der Ergebnisse von aktuellen Forschungsarbeiten (BAST, 2005; Düring und Lohmeyer, 2011; CORINAIR, 2007). Die Vorgehensweise zur Emissionsbestimmung entspricht somit dem Stand der Technik. Sie basiert auf der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (VDI, 2003).

Unter Einbeziehung der Auftretenshäufigkeit aller möglichen Fälle der meteorologischen Verhältnisse (lokal repräsentative Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik), der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen innerhalb des Untersuchungsgebietes und des Wochengangs der Emissionen werden die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen berechnet. Das verwendete Berechnungsverfahren PROKAS (siehe Anhang A2) ist in der Lage, sämtliche Straßenzüge gleichzeitig für jede Stunde der Woche mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen.

Aus der Häufigkeitsverteilung der berechneten verkehrsbedingten Schadstoffkonzentrationen (Zusatzbelastung) werden die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittel- bzw. Kurzzeitwerte des untersuchten Luftschadstoffes ermittelt. Dieser Zusatzbelastung, verursacht vom Verkehr innerhalb des Untersuchungsgebietes, wird die großräumig vorhandene Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen vorläge, wird auf der Grundlage von Messwerten an nahe gelegenen Messstandorten abgeschätzt.

3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

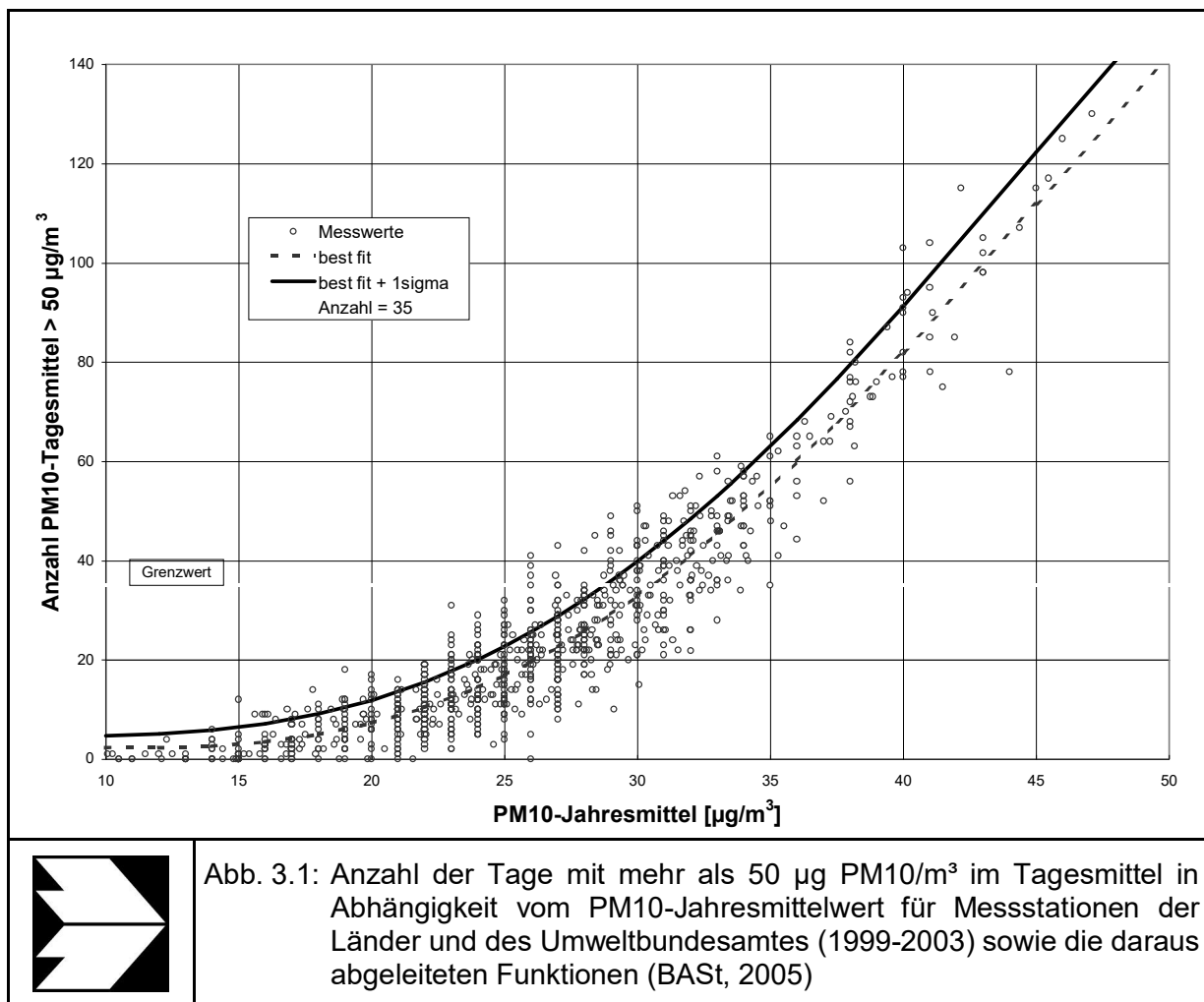
Die 39. BImSchV definiert u.a. als Kurzzeitgrenzwert für NO_2 einen Stundenmittelwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der nur 18 mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend einem einfachen praktikablen Ansatz basierend auf Auswertungen von Messdaten (Lohmeyer et al., 2000) kann abgeschätzt werden, dass dieser Grenzwert dann eingehalten ist, wenn der 98-Perzentilwert $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschreitet. Die genannte Spannbreite, abgeleitet aus der Analyse von Messdaten verschiedener Messstellen, ist groß; die Interpretationen der Messdaten deuten darauf hin, dass bei einer Unterschreitung des 98-Perzentilwertes von $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= Äquivalentwert) der genannte Grenzwert für die maximalen Stundenwerte eingehalten wird.

Zur Ermittlung der in der 39. BImSchV definierten Anzahl von Überschreitungen eines Tagesmittelwertes der PM_{10} -Konzentrationen von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird ein ähnliches Verfahren eingesetzt. Im Rahmen eines Forschungsprojektes für die Bundesanstalt für Straßenwesen wurde aus 914 Messdatensätzen aus den Jahren 1999 bis 2003 eine gute Korrelation zwischen der Anzahl der Tage mit PM_{10} -Tagesmittelwerten größer als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und dem PM_{10} -Jahresmittelwert gefunden (**Abb. 3.1**). Daraus wurde eine funktionale Abhängigkeit der PM_{10} -Überschreitungshäufigkeit vom PM_{10} -Jahresmittelwert abgeleitet (BAST, 2005). Die Regressionskurve nach der Methode der kleinsten Quadrate („best fit“) und die mit einem Sicherheitszuschlag von einer Standardabweichung erhöhte Funktion („best fit + 1 sigma“) sind ebenfalls in der **Abb. 3.1** dargestellt.

Im Oktober 2004 stellte die Arbeitsgruppe „Umwelt und Verkehr“ der Umweltministerkonferenz (UMK) aus den ihr vorliegenden Messwerten der Jahre 2001 bis 2003 eine entsprechende Funktion für einen „best fit“ vor (UMK, 2004). Diese Funktion zeigt bis zu einem Jahresmittelwert von ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einen nahezu identischen Verlauf wie der o.g. „best fit“ nach BAST (2005). Im statistischen Mittel wird somit bei beiden Datenauswertungen die

Überschreitung des PM10-Kurzzeitgrenzwertes bei einem PM10-Jahresmittelwert von $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erwartet.

Im vorliegenden Gutachten wird wegen der Unsicherheiten bei der Berechnung der PM10-Emissionen sowie wegen der von Jahr zu Jahr an den Messstellen beobachteten meteorologisch bedingten Schwankungen der Überschreitungshäufigkeiten eine konservative Vorgehensweise gewählt. Dazu wird die in BSt (2005) angegebene „best fit“-Funktion um einen Sicherheitszuschlag von einer Standardabweichung erhöht. Mehr als 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Grenzwert) werden mit diesem Ansatz für PM10-Jahresmittelwerte ab $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet. Dieser Ansatz stimmt mit dem vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vorgeschlagenen Vorgehen überein (LUA NRW, 2006).



4 EINGANGSDATEN

Für die Emissions- bzw. Immissionsberechnungen sind als Eingangsgrößen die Lage des Straßennetzes im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet und verkehrsspezifische Informationen von Bedeutung. Für das Untersuchungsgebiet wurden die Verkehrsdaten aus der Verkehrsuntersuchung Ingenieurbüro Koehler und Leutwein (2017) angesetzt.

Die Lage des Untersuchungsgebietes mit dem umliegenden Straßennetz ist in **Abb. 4.1** aufgezeigt.

Der zu betrachtende Abschnitt der B 38 befindet sich im Nordosten von Mannheim. Die B 38 ist eine zentrale, von Südwesten nach Nordosten orientierte Ein- und Ausfallstraße mit direktem Anschluss an die von Süden nach Norden verlaufende Autobahn A 6; östlich der Anschlussstelle geht sie in die Autobahn A 659 in Hessen über. Die B 38 führt als sechsspurige Straße an dem östlichen Stadtteil Mannheim-Vogelstang vorbei und durchfährt dann als vierspurige Straße den Stadtteil Mannheim-Käfertal. Die B 38 wird in diesem Abschnitt von parallel verlaufenden städtischen Straßen bzw. Zufahrten begleitet. Beiderseits der B 38 befinden sich gewerblich genutzte Gebäude und teilweise Wohngebäude.

Mit der Planung des Ausbaus der B 38 zu einem Boulevard sind auch Vernetzungen der durch die Ein- und Ausfallstraße getrennten Stadtteile sowie deren bauliche Entwicklungen vorgesehen. Dafür sind Querungen mittels Brücken und bessere Einbindungen der begleitenden städtischen Straßen mit entsprechenden Rückbaumaßnahmen vorgesehen.

Das Gelände im Untersuchungsgebiet und dessen direkter Umgebung ist überwiegend eben und lediglich in Teilbereichen leicht reliefiert bzw. mit Dammschüttungen versehen.

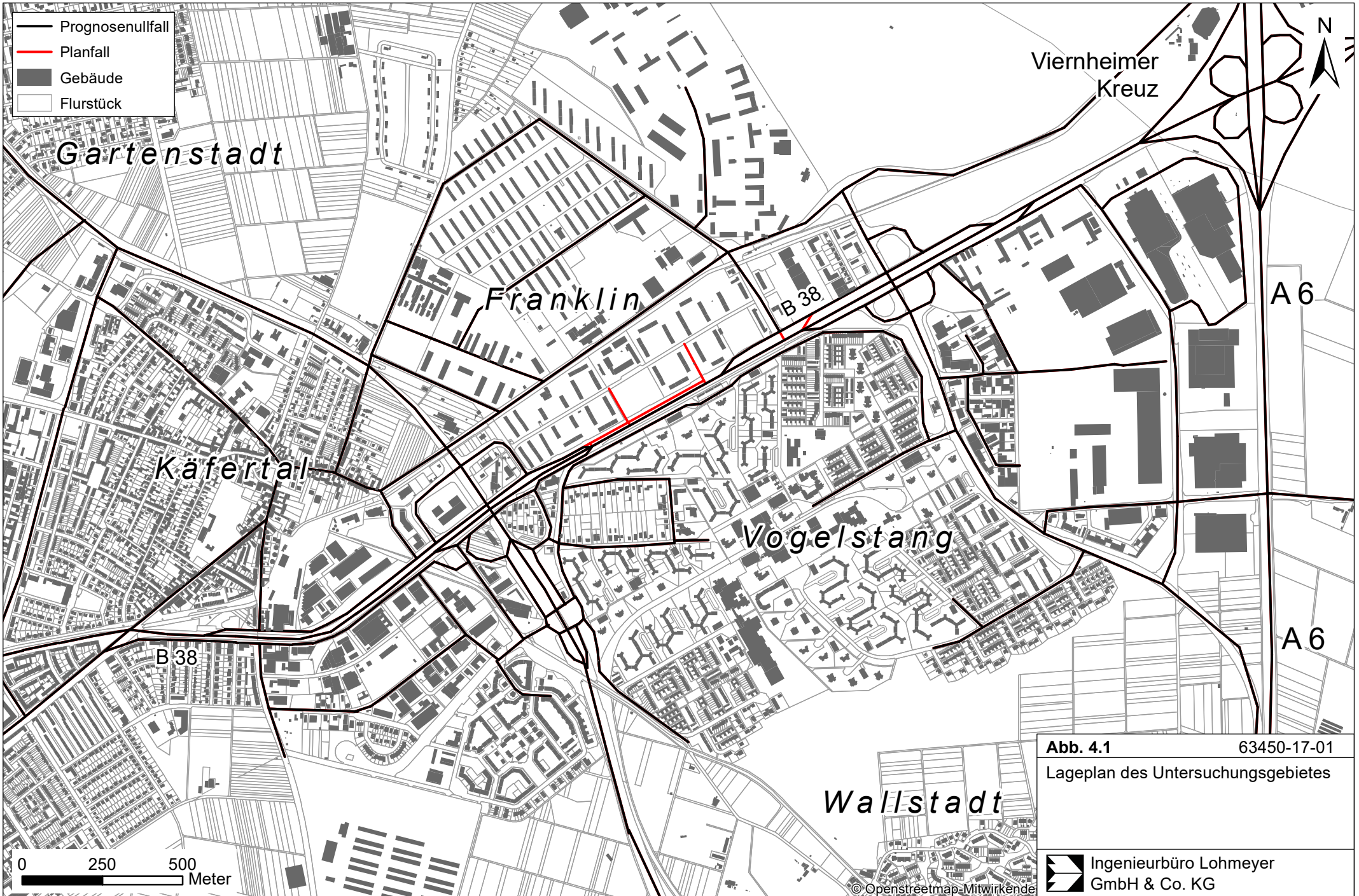
Die Einflüsse der Randbebauung werden entlang den Hauptverkehrsstraßen im Stadtteil Mannheim- Käfertal typisiert berücksichtigt.

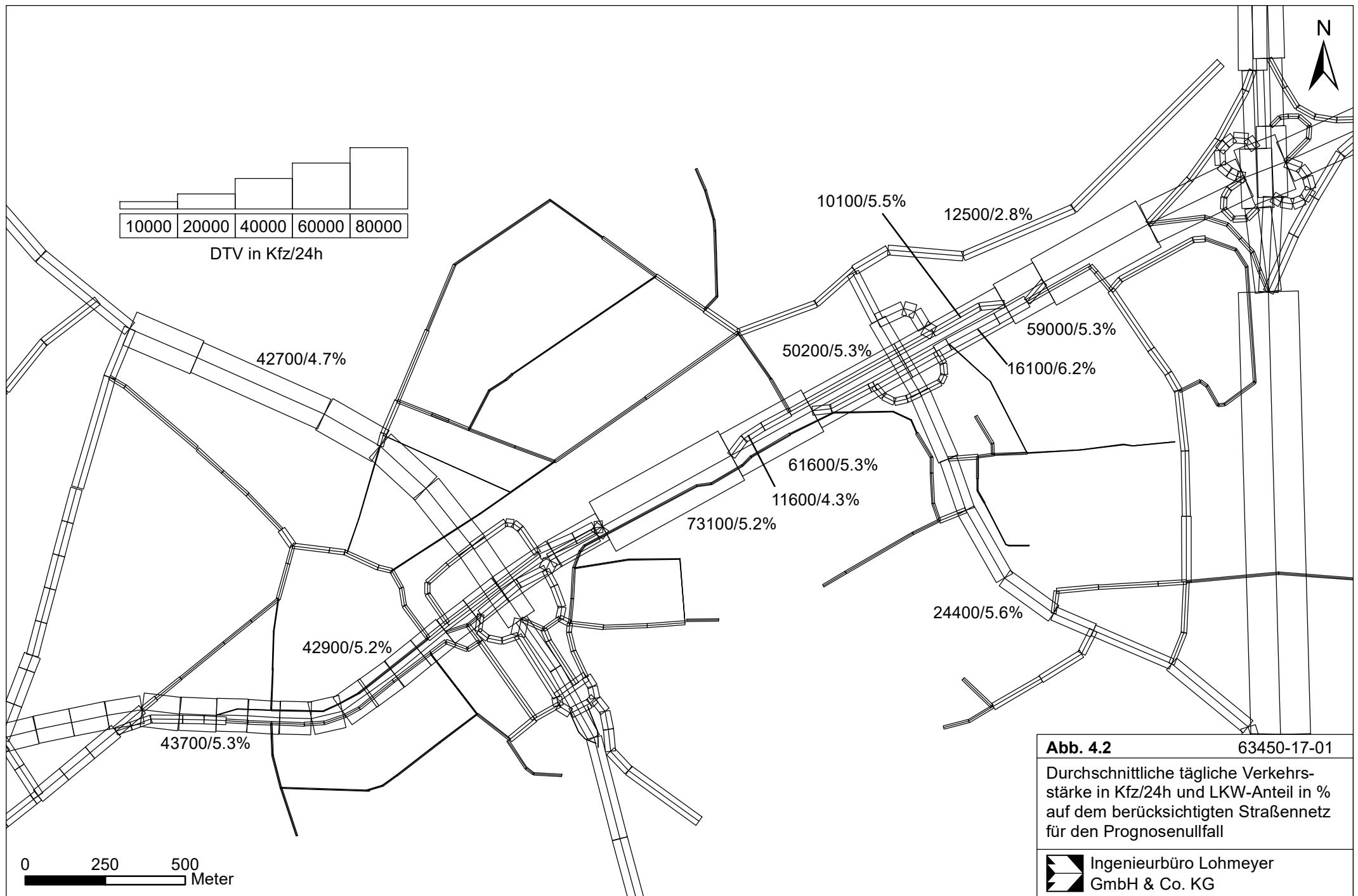
Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen (Kap. 5), die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung.

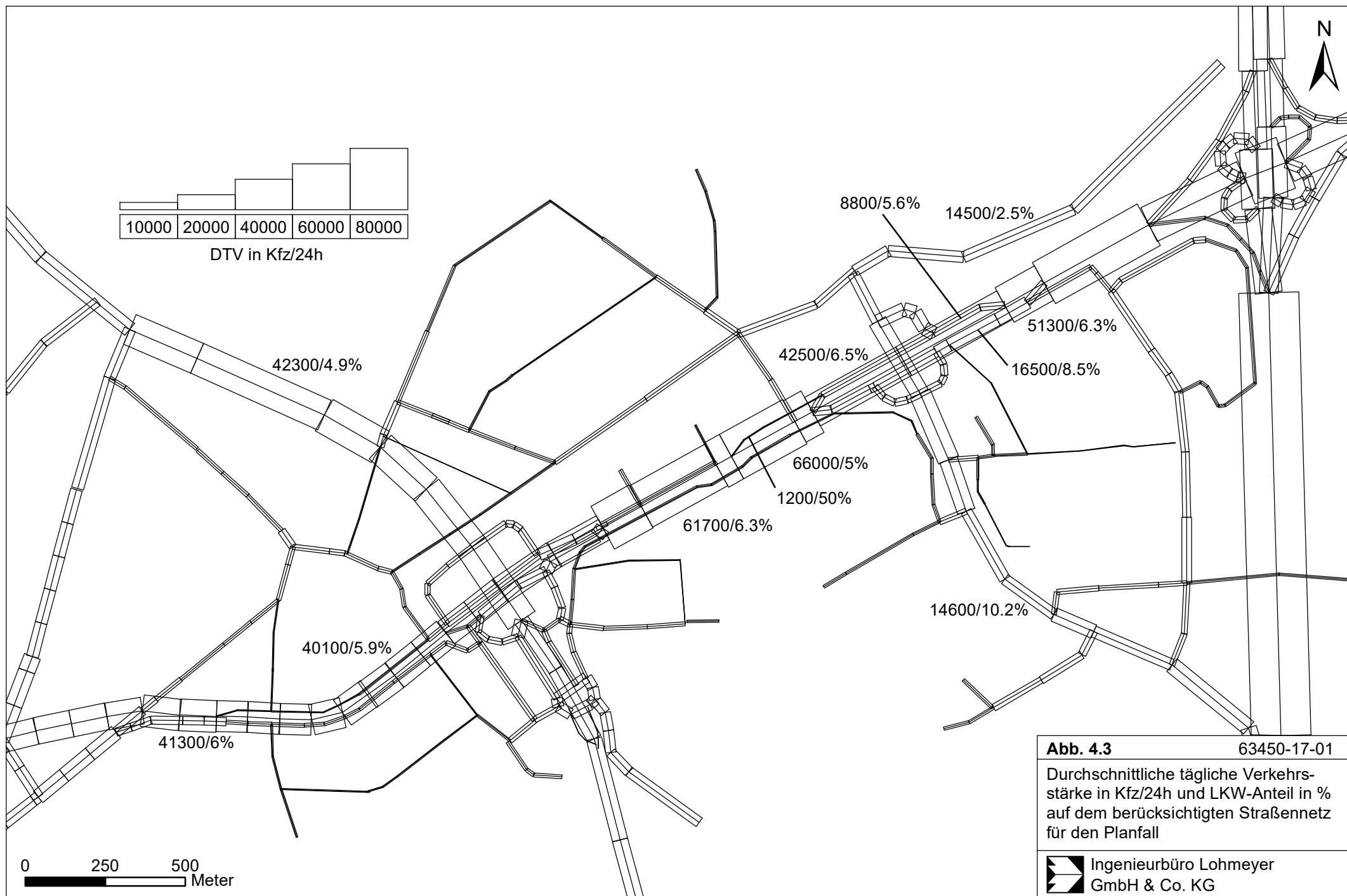
4.1 Verkehrsdaten des Straßennetzes

Die Verkehrsbelegungsdaten wurden in Form einer Verkehrsuntersuchung zur Verfügung gestellt (Ingenieurbüro Koehler und Leutwein, 2017). Das sind für das Untersuchungsgebiet mit Umgebung Angaben der durchschnittlichen werktäglichen Verkehrsstärken (DTV) und des LKW-Anteils für das Prognosejahr 2030.

Die Verkehrsbelegungsdaten für den Prognosenullfall 2030 und dem Planfall 2030 mit ausgebauter B 38 sind in **Abb. 4.2** und **Abb. 4.3** aufgezeigt sind.







Zur Berechnung der zeitlichen Verteilung der Emissionen werden zusätzlich zu den Verkehrsstärken und LKW-Anteilen die Verkehrstagesganglinien an Werktagen, Samstagen und Sonntagen herangezogen, die insbesondere der Ermittlung der Kurzzeitbelastungen dienen.

4.2 Meteorologische Daten

Für die Berechnung der Schadstoffimmissionen werden so genannte Ausbreitungsklassenstatistiken benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit verschiedener Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre definiert sind.

Für das betrachtete Untersuchungsgebiet liegen Windmessdaten in der direkten Umgebung vor. Das sind die Messdaten der Station Mannheim des Deutschen Wetterdienstes (DWD), die im Abstand von ca. 1 km südlich der B 38 am östlichen Rand des Stadtteils Vogelstang erfasst werden. Entsprechend der Lage im von Süden nach Norden orientierten Oberrheingraben mit westlich und östlich begleitenden Geländeerhebungen bilden südöstliche bis südliche Winde die Hauptwindrichtung und Winde aus nordwestlichen bis nördlichen Richtungen ein Nebenmaximum (**Abb. 4.4**). Die mittlere Windgeschwindigkeit wurde in Messhöhe mit ca. 2.8 m/s erfasst.

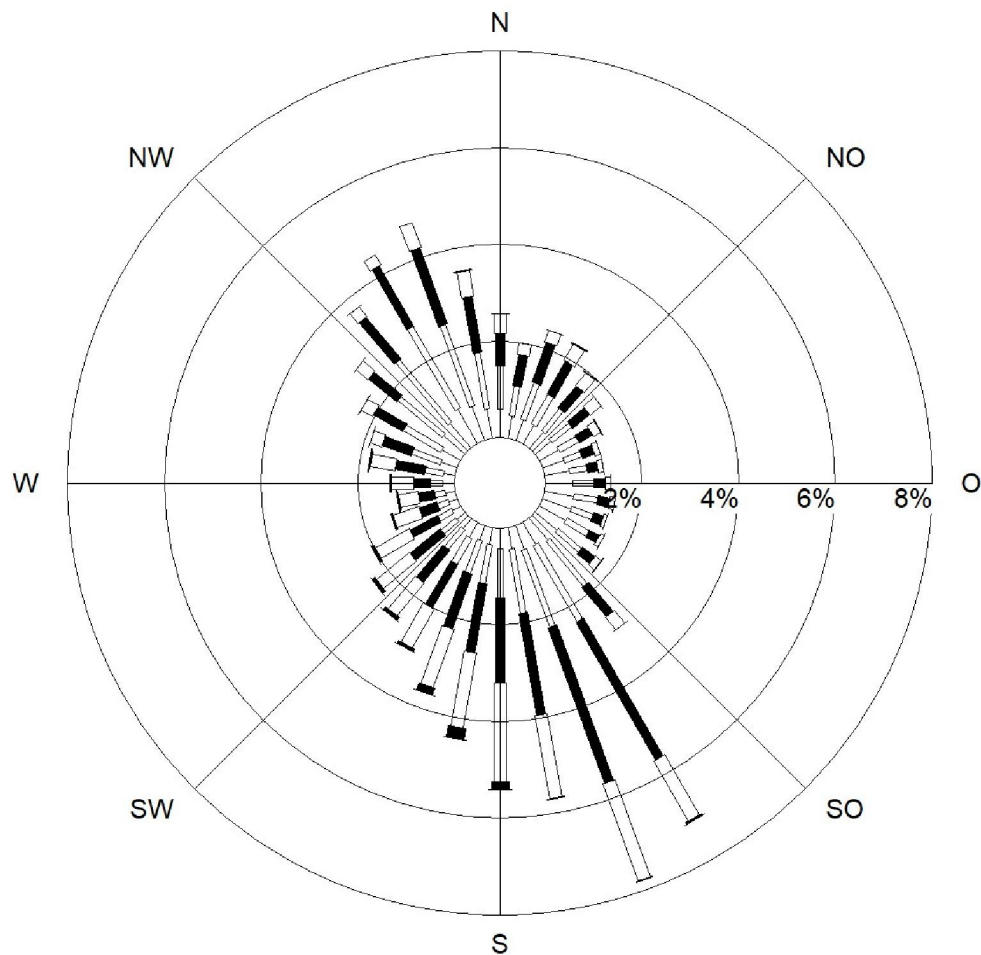
Für das Untersuchungsgebiet werden die an der Station Mannheim erfassten Winddaten unter Berücksichtigung der im Untersuchungsgebiet vorliegenden Rauigkeiten herangezogen.

4.3 Schadstoffhintergrundbelastung

Die Immission eines Schadstoffes im Nahbereich von Straßen setzt sich aus der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung und der straßenverkehrsbedingten Zusatzbelastung zusammen. Die Hintergrundbelastung entsteht durch Überlagerung von Immissionen aus Industrie, Hausbrand, nicht detailliert betrachtetem Nebenstraßenverkehr und weiter entfernt fließendem Verkehr sowie überregionalem Ferntransport von Schadstoffen. Es ist die Schadstoffbelastung, die im Untersuchungsgebiet auch ohne Verkehr auf den explizit in die Untersuchung einbezogenen Straßen vorliegen würde.

Im Stadtgebiet von Mannheim liegen Informationen der Luftschadstoffbelastungen von mehreren Stationen vor. Die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Messstationen sind die städtischen Stationen Mannheim-Nord und Mannheim-Mitte sowie die verkehrsnahe Station Mannheim-Straße des Landesmessnetzes Baden-Württemberg. Weiter befinden sich westlich des Rheins Luftmessstationen in Ludwigshafen des Luftmessnetzes Rheinland-Pfalz.

Windverteilung in Prozent



Station	: Mannheim	Häufigkeit ABK	—	kleiner 1.4 m/s
Messhöhe	: 22.0 m	I : 17.1 %	▬	1.4 bis 2.3 m/s
Windgeschw.	: 2.8 m/s	II : 26.1 %	▬	2.4 bis 3.8 m/s
		III/1 : 27.1 %	▬	3.9 bis 6.9 m/s
		III/2 : 17.5 %	▬	7.0 bis 10 m/s
		IV : 8.2 %	▬	größer 10 m/s
		V : 4.1 %		

Abb. 4.4: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung an der Messstation Mannheim, Zeitraum 2008-2017 (Quelle: DWD)

Das Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) betreibt das Messnetz für Luftschadstoffe. In den Jahresberichten über die Immissionsmesswerte sind u.a. Angaben zu den statistischen Kenngrößen der gemessenen Luftschadstoffe zu finden (LUBW, 2011 - 2018). Die Kenngrößen für das Jahr 2017 sind derzeit als in Form eines Kurzberichts veröffentlicht. (LUBW, 2018). Das zentrale Immissionsmessnetz für Rheinland-Pfalz (ZIMEN) wird durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz betreut und die Messwerte werden in Jahresberichten veröffentlicht (LfU, 2011-2018).

Die vorliegenden Daten der dem Untersuchungsgebiet umliegenden Messstationen sind für die Schadstoffe NO₂ und Feinstaub PM₁₀ auszugsweise in **Tab. 4.1** aufgeführt.

Schadstoffkomponente		Mannheim-Mitte	Mannheim-Nord	Mannheim-Straße	Ludwigshafen-Heinigstr.	Ludwigshafen-Oppau	Ludwigshafen-Mundenheim
NO ₂ -Jahresmittelwert	2010	33	28	50	49	30	39
	2011	31	28	51	49	27	36
	2012	31	28	51	49	25	32
	2013	31	26	48	47	26	32
	2014	-	27	48	47	26	33
	2015	-	28	47	46	25	31
	2016	-	26	46	46	24	30
	2017	-	26	45	44	22	30
PM ₁₀ -Jahresmittel	2010	24	21	28	26	21	24
	2011	23	21	28	27	22	25
	2012	20	19	26	23	19	22
	2013	21	19	26	24	20	22
	2014	-	18	25	24	19	22
	2015	-	19	25	26	20	22
	2016	-	16	22	25	18	22
	2017	-	17	22	26	18	22
PM ₁₀ -Überschreitung (Anzahl der Tage über 50 µg/m ³)	2010	16	10	24	24	15	21
	2011	20	14	27	29	22	25
	2012	9	7	23	14	6	11
	2013	11	8	17	16	9	14
	2014	-	7	17	14	10	16
	2015	-	7	15	22	10	14
	2016	-	0	1	11	3	3
	2017	-	8	12	21	11	21

Tab. 4.1: Messwerte an den Stationen in der Umgebung des Plangebietes (Luftmessnetz Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz).
PM₁₀-Überschreitung = Anzahl der Tagesmittelwerte über dem angegebenen Wert, - = keine Angabe. Die Angaben für 2017 sind vorläufige Werte.

Mit Hilfe von technischen Maßnahmen und politischen Vorgaben wird angestrebt, die Emissionen der o.a. Schadstoffe in den kommenden Jahren in Deutschland zu reduzieren. Deshalb wird erwartet, dass auch die großräumig vorliegenden Luftschadstoffbelastungen im Mittel im Gebiet von Deutschland absinken. Für das zu betrachtende Prognosejahr zeigen Abschätzungen (RLuS 02, 2012) bezogen auf die heutige Situation Reduktionen der NO₂-Immissionen um ca. 15 % und der Feinstaubimmissionen um ca. 9 %. Diese Abschätzungen beziehen sich auf das Gebiet von Deutschland; im Einzelfall kann die Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen aufgrund regionaler Emissionsentwicklungen davon abweichen, auf eine Reduktion der Werte wird verzichtet.

Aus den verfügbaren Messdaten im Untersuchungsgebiet bzw. den nächstgelegenen Stationen werden die Hintergrundbelastungswerte der **Tab. 4.2** für die betrachteten Schadstoffe abgeleitet. Bei der Ableitung wurde beachtet, dass im Untersuchungsgebiet die wesentlichen Beiträge der Hauptverkehrsstraßen in den Berechnungen berücksichtigt werden.

Schadstoff	Hintergrundbelastung in µg/m ³
NO ₂ -Jahresmittel	26
PM10-Jahresmittel	18

Tab. 4.2: Hintergrundbelastungswerte im Untersuchungsgebiet im Bezugsjahr (2017/2025).

5 EMISSIONEN

5.1 Betrachtete Schadstoffe

Die Kraftfahrzeuge emittieren bei ihrem Betrieb eine Vielzahl von Schadstoffen. Die Relevanz dieser Schadstoffe ist recht unterschiedlich. Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit werden erfahrungsgemäß am ehesten bei NO₂ und PM10 erreicht, weshalb diese Stoffe im vorliegenden Gutachten detailliert betrachtet werden. Die Konzentrationen für andere Luftschadstoffe wie Benzol, SO₂, CO, Blei, Feinstaub PM2.5 etc. sind im Vergleich zu ihren gesetzlichen Immissionsgrenzwerten deutlich geringer und werden deshalb hier nicht betrachtet.

5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren

Zur Ermittlung der Emissionen werden die Verkehrsdaten und für jeden Luftschadstoff so genannte Emissionsfaktoren benötigt. Die Emissionsfaktoren sind Angaben über die pro mittlerem Fahrzeug der Fahrzeugflotte und Straßenkilometer freigesetzten Schadstoffmengen. Im vorliegenden Gutachten werden die Emissionsfaktoren für die Fahrzeugarten Leichtverkehr (LV) und Schwerverkehr (SV) unterschieden. Die Fahrzeugart LV enthält dabei die PKW, die leichten Nutzfahrzeuge (INfz) inklusive zeitlicher Entwicklung des Anteils am LV nach TREMOD (2010) und die Motorräder, die Fahrzeugart SV versteht sich inklusive Lastkraftwagen, Sattelschlepper, Busse usw.

Die Emissionsfaktoren der Partikel (PM10, PM2.5) setzen sich aus „motorbedingten“ und „nicht motorbedingten“ (Reifenabrieb, Staubaufwirbelung etc.) Emissionsfaktoren zusammen. Die Ermittlung der motorbedingten Emissionen erfolgt entsprechend der VDI-Richtlinie „Kfz-Emissionsbestimmung“ (VDI, 2003).

5.2.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 3.3 (UBA, 2017) für das Bezugsjahr 2025, dem Jahr der möglichen Inbetriebnahme der baulich veränderten B 38, berechnet.

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugarten PKW, INfz, LKW und Busse im Wesentlichen ab von:

- den so genannten Verkehrssituationen („Fahrverhalten“), das heißt der Verteilung von Fahrgeschwindigkeit, Beschleunigung, Häufigkeit und Dauer von Standzeiten,
- der sich fortlaufend ändernden Fahrzeugflotte (Anteil Diesel etc.),
- der Zusammensetzung der Fahrzeugschichten (Fahrleistungsanteile der Fahrzeuge einer bestimmten Gewichts- bzw. Hubraumklasse und einem bestimmten Stand der

Technik hinsichtlich Abgasemission, z.B. EURO 2, 3, ...) und damit vom Jahr, für welches der Emissionsfaktor bestimmt wird (= Bezugsjahr),

- der Längsneigung der Fahrbahn (mit zunehmender Längsneigung nehmen die Emissionen pro Fahrzeug und gefahrenem Kilometer entsprechend der Steigung deutlich zu, bei Gefällen weniger deutlich ab) und
- dem Prozentsatz der Fahrzeuge, die mit nicht betriebswarmem Motor betrieben werden und deswegen teilweise erhöhte Emissionen (Kaltstarteinfluss) haben.

Die Zusammensetzung der Fahrzeuge innerhalb der Fahrzeugkategorien wird für das zu betrachtende Bezugsjahr dem HBEFA (UBA, 2017) entnommen. Darin ist die Gesetzgebung bezüglich Abgasgrenzwerten (EURO 2, 3, ...) berücksichtigt. Die Staub-Fraktion der motorbedingten Emissionen kann nach vorliegenden Erkenntnissen (Klingenberg et al., 1991; Israel et al., 1994; Gehrig et al., 2003) zu 100 % der Partikelgröße kleiner 1 µm (aerodynamischer Durchmesser) und damit der PM10- und der PM2.5-Fraktion zugeordnet werden.

Die Längsneigung der Straßen wird aus Höhenplänen, Lageplänen bzw. digitalen Geländedaten des Untersuchungsgebietes entnommen. Der Kaltstarteinfluss innerorts für PKW bzw. Infz wird entsprechend HBEFA angesetzt, sofern er in der Summe einen Zuschlag darstellt.

Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

AB>130:	Autobahn, ohne Tempolimit
AB120:	Autobahn, Tempolimit 120 km/h
AB100:	Autobahn, Tempolimit 100 km/h
ABS100:	Autobahn, städtisch, Tempolimit 100 km/h
AOS-HVS80:	Außerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 80 km/h
AO-HVS70d:	Außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS60:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h
IOS-HVS50:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h
IOS-HVS50d:	Innerstädtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-NS30:	Innerstädtische Nebenstraße, Tempolimit 30 km/h

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 3.3 (UBA, 2017) berechnet, in dem eine Korrektur der Emissionsfaktoren für Euro-6-Diesel-PKW sowie der Einfluss der Lufttemperatur auf die Organisation der Abgasnachbehandlungseinrichtung für Euro-4, Euro-5 und Euro-6-Diesel-PKW berücksichtigt sind. Diese relativen Korrekturen und Anpassungen werden hier auch auf die leichten Nutzfahrzeuge angewendet.

In **Tab. 5.1** sind die berücksichtigten Verkehrssituationen und die entsprechenden Emissionsfaktoren aufgeführt.

5.2.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelimmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA nicht enthalten, sie sind auch derzeit nicht mit zufriedenstellender Aussagegüte zu bestimmen. Die Ursache hierfür liegt in der Vielfalt der Einflussgrößen, die bisher noch nicht systematisch parametrisiert wurden und für die es derzeit auch keine verlässlichen Aussagen gibt.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [g/km] 2025							
Verkehrssituation	Geschwindigkeit (PKW)	NO _x		PM10 (nur Abgase)		PM 10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		NO ₂ direkt	
		LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV
AB>130	142.6	0.414	0.283	0.0049	0.0049	0.030	0.13	0.1289	0.0641
AB120	122.0	0.224	0.283	0.0028	0.0049	0.030	0.13	0.0695	0.0641
AB100	102.0	0.154	0.284	0.0021	0.0049	0.030	0.13	0.0474	0.0642
IOS-AB100	96.9	0.179	0.364	0.0027	0.0063	0.030	0.13	0.0538	0.0664
AOS-HVS80	70.1	0.138	0.401	0.0020	0.0069	0.030	0.13	0.0416	0.0726
AO-HVS70d	53.8	0.184	0.541	0.0025	0.0081	0.030	0.13	0.0554	0.0972
IOS-HVS60	52.0	0.181	0.588	0.0030	0.0079	0.026	0.10	0.0523	0.1062
IOS-HVS50	44.9	0.181	0.782	0.0031	0.0090	0.026	0.10	0.0520	0.1446
IOS-HVS50d	37.0	0.197	0.976	0.0034	0.0110	0.033	0.35	0.0568	0.1806
IOS-NS30	30.9	0.274	1.536	0.0046	0.0143	0.026	0.28	0.0724	0.3050

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren in g/km je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2025

In der vorliegenden Untersuchung werden die PM10-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen und Straßenbelag) und infolge der Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub in Anlehnung an BAST (2005) sowie Düring und Lohmeyer (2011) verwendet.

Die Bildung von so genannten sekundären Partikeln wird mit der angesetzten Hintergrundbelastung berücksichtigt, soweit dieser Prozess in großen Entfernungen (10 km bis 50 km) von den Schadstoffquellen relevant wird. Für die kleineren Entfernungen sind die sekundären

Partikel in den aus Immissionsmessungen abgeleiteten, nicht motorbedingten Emissionsfaktoren enthalten.

5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x und PM_{10} werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und LKW-(SV)-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus. Im Anhang A3 sind die räumlichen Verteilungen der Emissionen für die Schadstoffe NO_x und PM_{10} dargestellt.

Die Emissionen werden für das Bezugsjahr 2025, dem Jahr der möglichen Inbetriebnahme der baulich veränderten B 38, berechnet. Da die Verkehrsdaten für das Jahr 2030 vorliegen, werden bei den Berechnungen für das Bezugsjahr 2025 die Verkehrszahlen und die daraus abgeleiteten Emissionen eher überschätzt.

In **Tab. 5.2** sind exemplarisch die Verkehrskennwerte und daraus abgeleitete Emissionen für die B 38 östlich der Waldstraße für die zu betrachtenden Fälle dargestellt.

	DTV [Kfz/24h]	LKW- Anteil [%]	Verkehrs- situation	Mittlere Emissionsdichte		
				NO_x mg/(m*s)	$\text{NO}_{2\text{direkt}}$ mg/(m*s)	PM_{10} mg/(m*s)
Nullfall	73 100	5.2	IOS-AB100	0.160	0.0460	0.0326
Planfall	64 000	6.1	IOS-AB100	0.141	0.0405	0.0293

Tab. 5.2: Verkehrskennwerte und Emissionen auf der B 38 östlich der Waldstraße für die zu betrachtenden Varianten

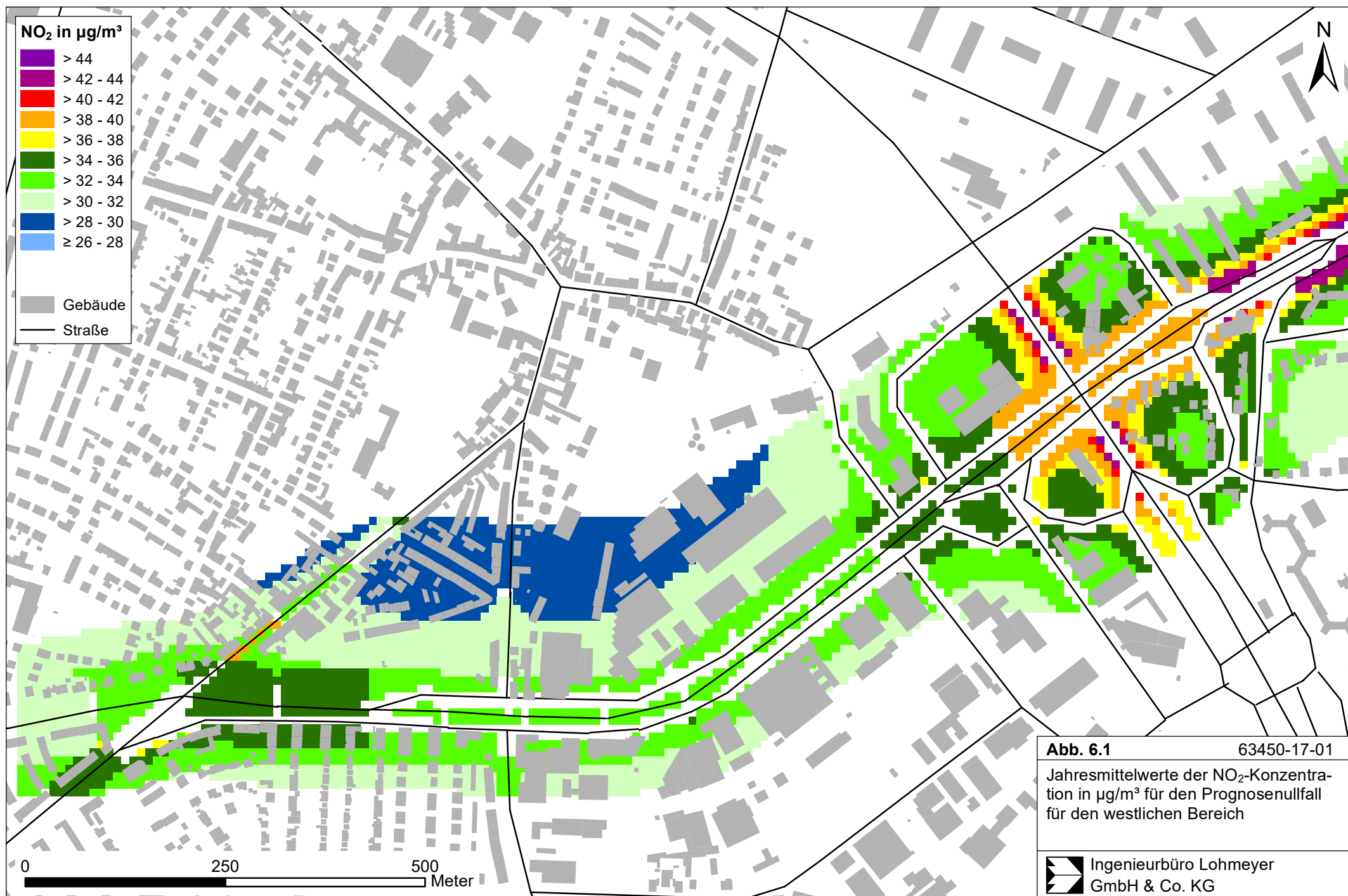
6 ERGEBNISSE

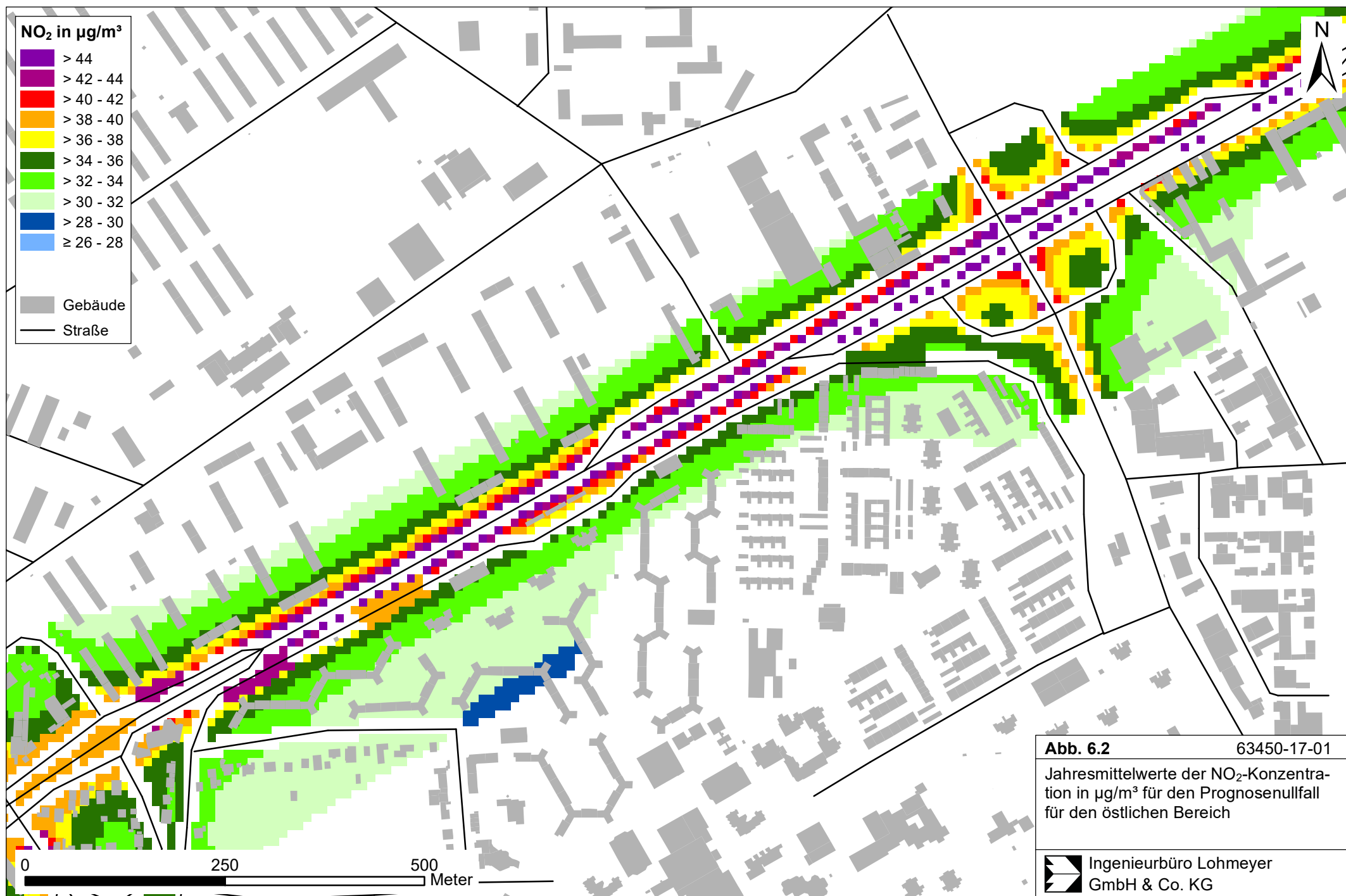
Im Untersuchungsgebiet wurden in der Umgebung der B 38 Schadstoffimmissionen in Bodennähe bestimmt. Die Untersuchungspunkte sind in einem 10 m x 10 m Raster angeordnet. In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (Kap. 5) auf den berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Die Beurteilungswerte der 39. BImSchV beziehen sich immer auf die Gesamtbelastung. Es wird daher nur die Gesamtbelastung diskutiert, welche sich aus Zusatzbelastung und Hintergrundbelastung zusammensetzt.

Die Ergebnisse der Immissionsberechnungen werden grafisch aufbereitet und als farbige Abbildungen dargestellt. Die grafische Umsetzung der Immissionen erfolgt in Form von farbigen Rechtecken, deren Farbe bestimmten Konzentrationsintervallen zugeordnet ist. Die Zuordnung zwischen Farbe und Konzentrationsintervall ist jeweils in einer Legende angegeben. Bei der Skalierung der Farbstufen für die Immissionen wurde der kleinste Wert entsprechend der angesetzten Hintergrundbelastung zugeordnet. Beurteilungsrelevanten Kenngrößen sind einheitliche Farben zugeordnet. Damit werden derzeit geltende Beurteilungswerte mit roten Farben belegt.

6.1 Stickstoffdioxidimmissionen

Die **Abb. 6.1** bis **Abb. 6.4** zeigen die für 2025 berechneten NO₂-Immissionen (Jahresmittelwerte) im Untersuchungsgebiet. Im Prognosenullfall (**Abb. 6.1** und **Abb. 6.2**) werden die NO₂-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) insbesondere durch den intensiven Verkehr auf der B 38 sowie den querenden Straßen Waldstraße und Magdeburger Straße mit deren Anschlussstellen geprägt. Das trifft verstärkt im östlichen Bereich Richtung Autobahn A6 aufgrund der intensiven Verkehrsbelegung zu. Am Fahrbahnrand und vereinzelt an bestehender, überwiegend gewerblich genutzter Bebauung sind NO₂-Konzentrationen bis über 40 µg/m³ berechnet. An der Anschlussstelle der Waldstraße an die B 38 sind aufgrund der Vielzahl von Fahrbahnen und Rampen flächenhaft hohe NO₂-Konzentrationen ermittelt, von denen dicht an den Straßenrändern gelegene Gebäude betroffen sind. Östlich davon und an der Anschlussstelle der Magdeburger Straße an die B 38 weisen die Gebäude überwiegend größere Abstände zum Fahrbahnrand auf, sodass an den Gebäuden trotz höherer Schadstofffreisetzung geringere Konzentrationen ableitet sind. Westlich der Waldstraße Richtung Stadtzentrum von Mannheim sind entlang der B 38 NO₂-Konzentrationen unter 36 µg/m³ berechnet.





Für den Planfall mit zum Boulevard umgebauter B 38 (**Abb. 6.3** und **Abb. 6.4**) sind vergleichbare NO₂-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) berechnet. Der etwas verringerte Verkehr führt zu leicht geringeren NO₂-Konzentrationen, wobei am Fahrbahnrand und der nächstgelegenen Bebauung zur B 38 im östlichen Bereich weiterhin hohe Werte prognostiziert sind. Das betrifft die Anschlussstellen der querenden Straßen Waldstraße und Magdeburger Straße und den östlichen Bereich der B 38 Richtung Autobahn A6. Am Fahrbahnrand und vereinzelt an bestehender, überwiegend gewerblich genutzter Bebauung sind NO₂-Konzentrationen bis über 40 µg/m³ berechnet. Westlich der Waldstraße Richtung Stadtzentrum von Mannheim sind entlang der B 38 NO₂-Konzentrationen unter 36 µg/m³ berechnet.

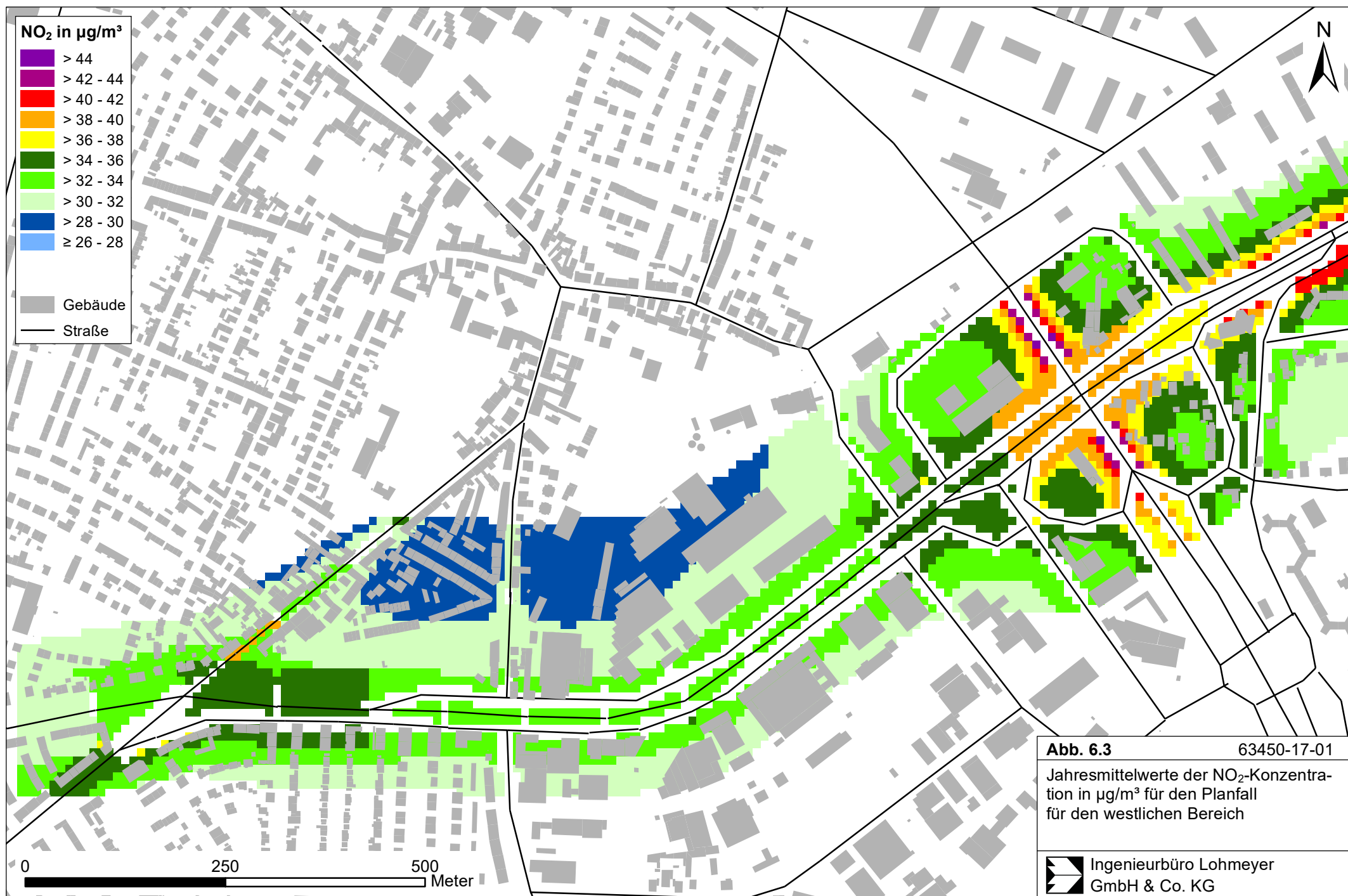
An den nächstgelegenen Wohnnutzungen zu den Hauptverkehrsstraßen werden für den Prognosenullfall und den Planfall NO₂-Belastungen unter 40 µg/m³ berechnet. An gewerblich genutzten Gebäuden sind teilweise auch höhere NO₂-Konzentrationen berechnet; für dauerhafte Nutzungen der Aufenthaltsbereiche solcher Gebäude sind dort kontrollierte Raumbelüftungen erforderlich.

Im Prognosenullfall und im Planfall werden für 2025 an der zur B 38 nächstgelegenen Bebauung im Untersuchungsgebiet 98-Perzentilwerte der NO₂-Immissionen prognostiziert, die 130 µg/m³ deutlich unterschreiten. Dementsprechend ist zu erwarten, dass in den zu betrachtenden Untersuchungsfällen der Kurzzeitgrenzwert im Plangebiet nicht überschritten wird. Auf eine flächenhafte grafische Darstellung der ermittelten 98-Perzentilwerte von NO₂ wird hier aufgrund der ermittelten Konzentrationswerte verzichtet.

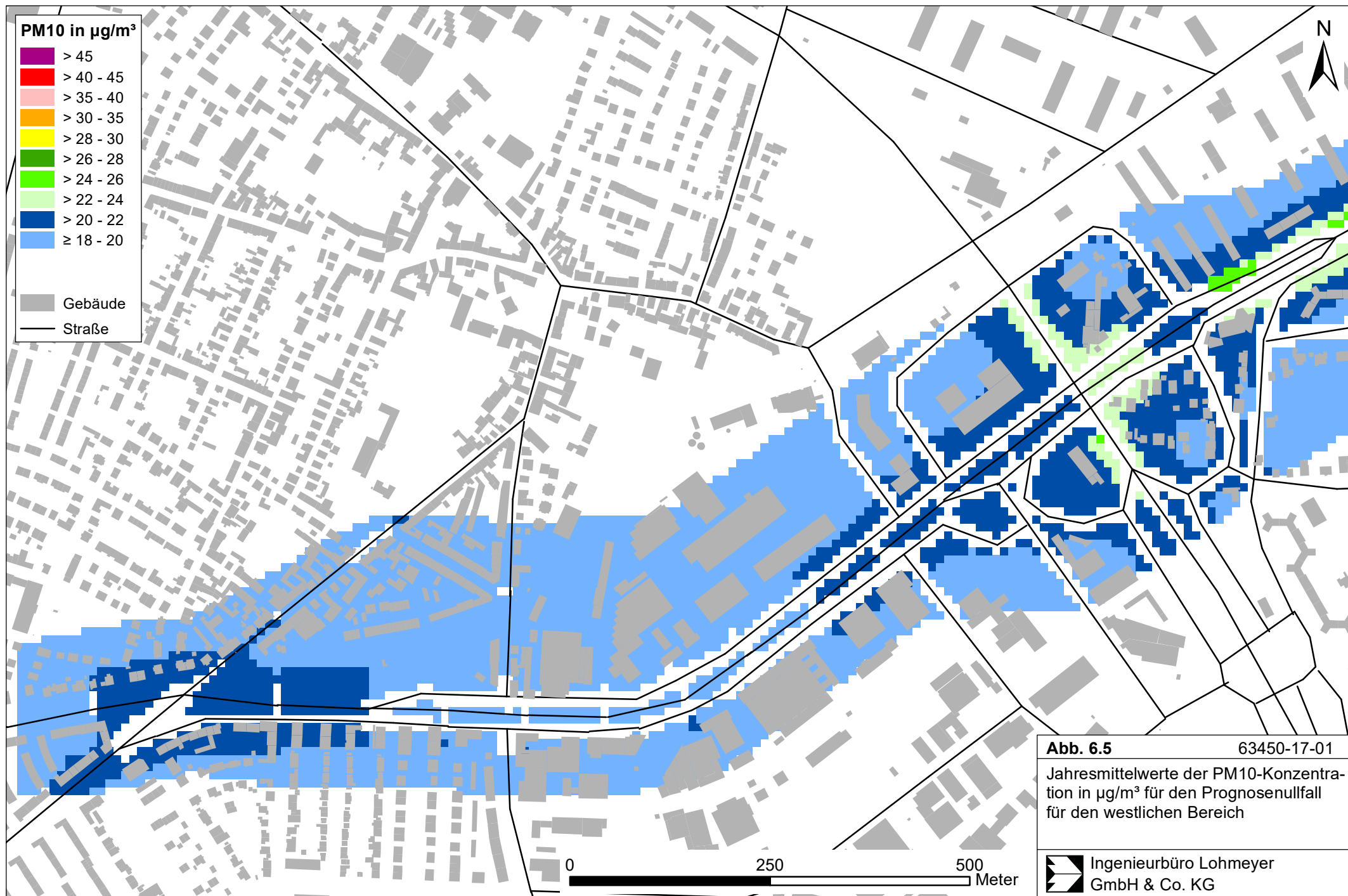
6.2 Feinstaub PM10

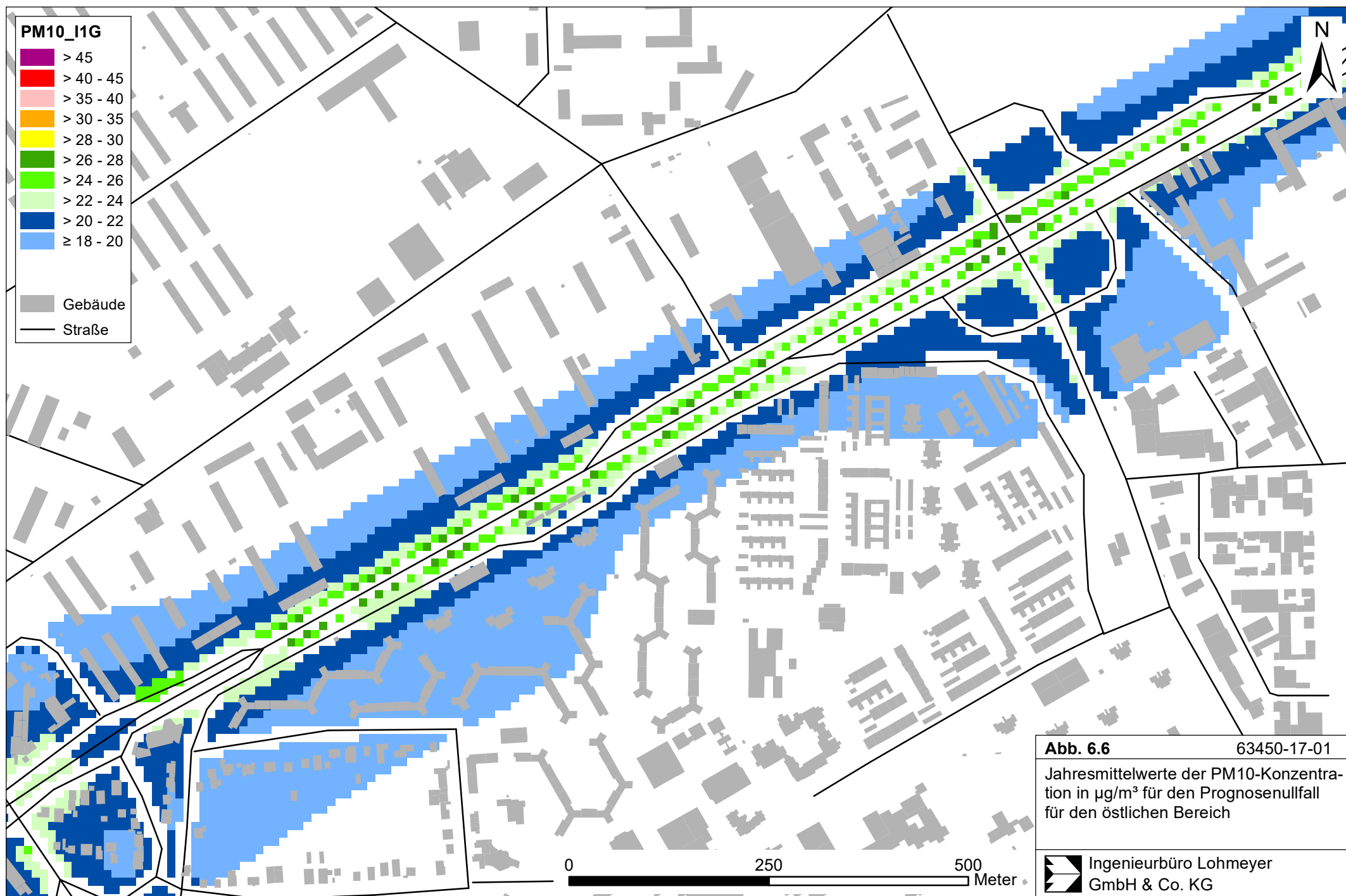
Die **Abb. 6.5** bis **Abb. 6.8** zeigen die für 2025 berechneten PM10-Immissionen (Jahresmittelwerte) im Untersuchungsgebiet. Im Prognosenullfall (**Abb. 6.5** und **Abb. 6.6**) sind im Bereich von Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen deutliche PM10-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) ermittelt. Unter Berücksichtigung der aus den Messdaten abgeleiteten Hintergrundbelastung werden im gesamten Untersuchungsgebiet PM10-Immissionen auch unmittelbar an der Trasse unter 28 µg/m³, überwiegend unter 24 µg/m³ berechnet. An der zur B 38 nächstgelegenen Bebauung werden nur vereinzelt PM10-Belastungen bis 26 µg/m³ berechnet.

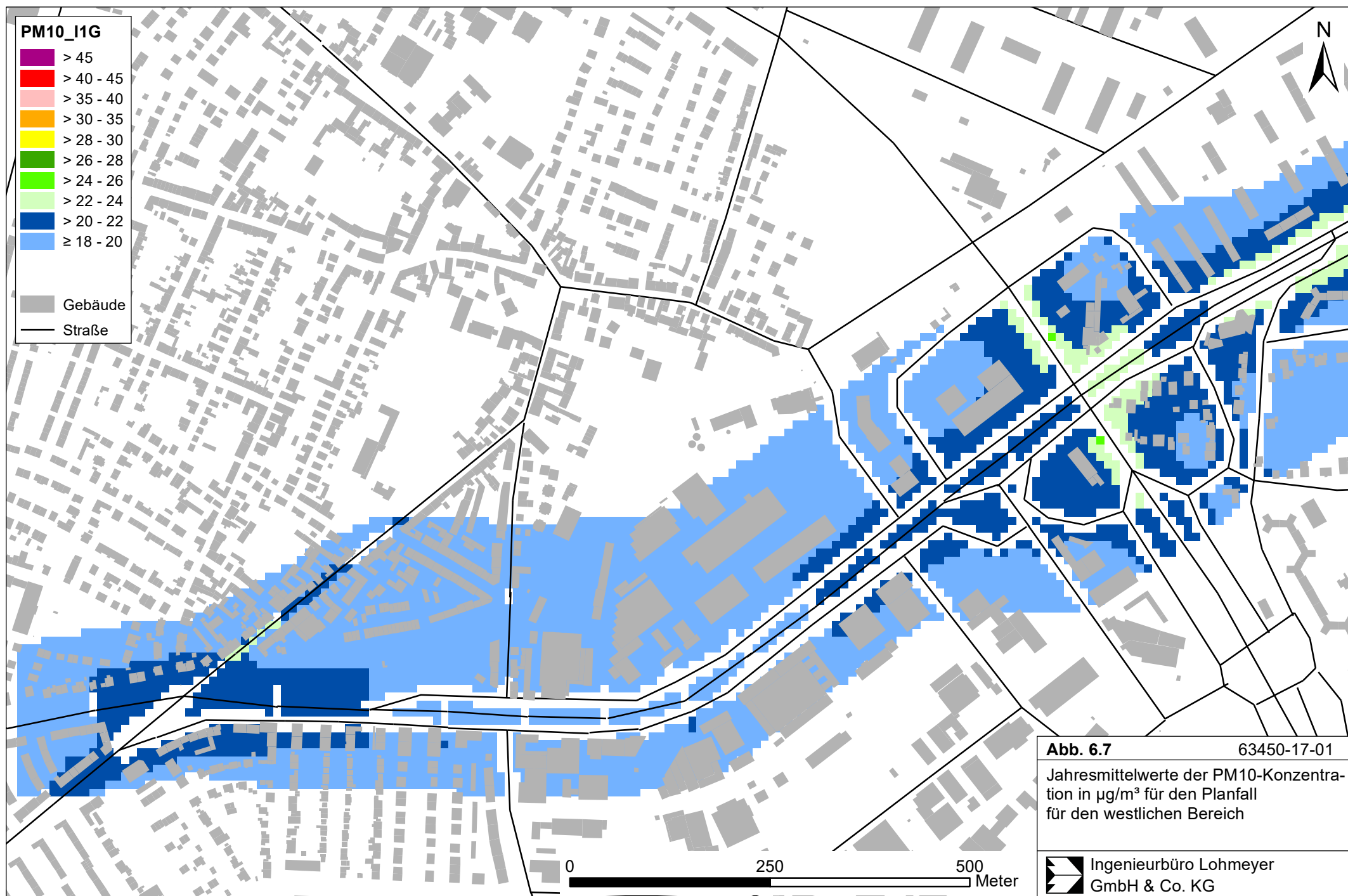
Für den Planfall mit zum Boulevard umgebauter B 38 (**Abb. 6.7** und **Abb. 6.8**) sind vergleichbare PM10-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) berechnet. Der etwas verringerte Verkehr führt zu leicht geringeren PM10-Konzentrationen. Im gesamten Untersuchungsgebiet werden im Planfall PM10-Immissionen auch unmittelbar an der Trasse unter 28 µg/m³,

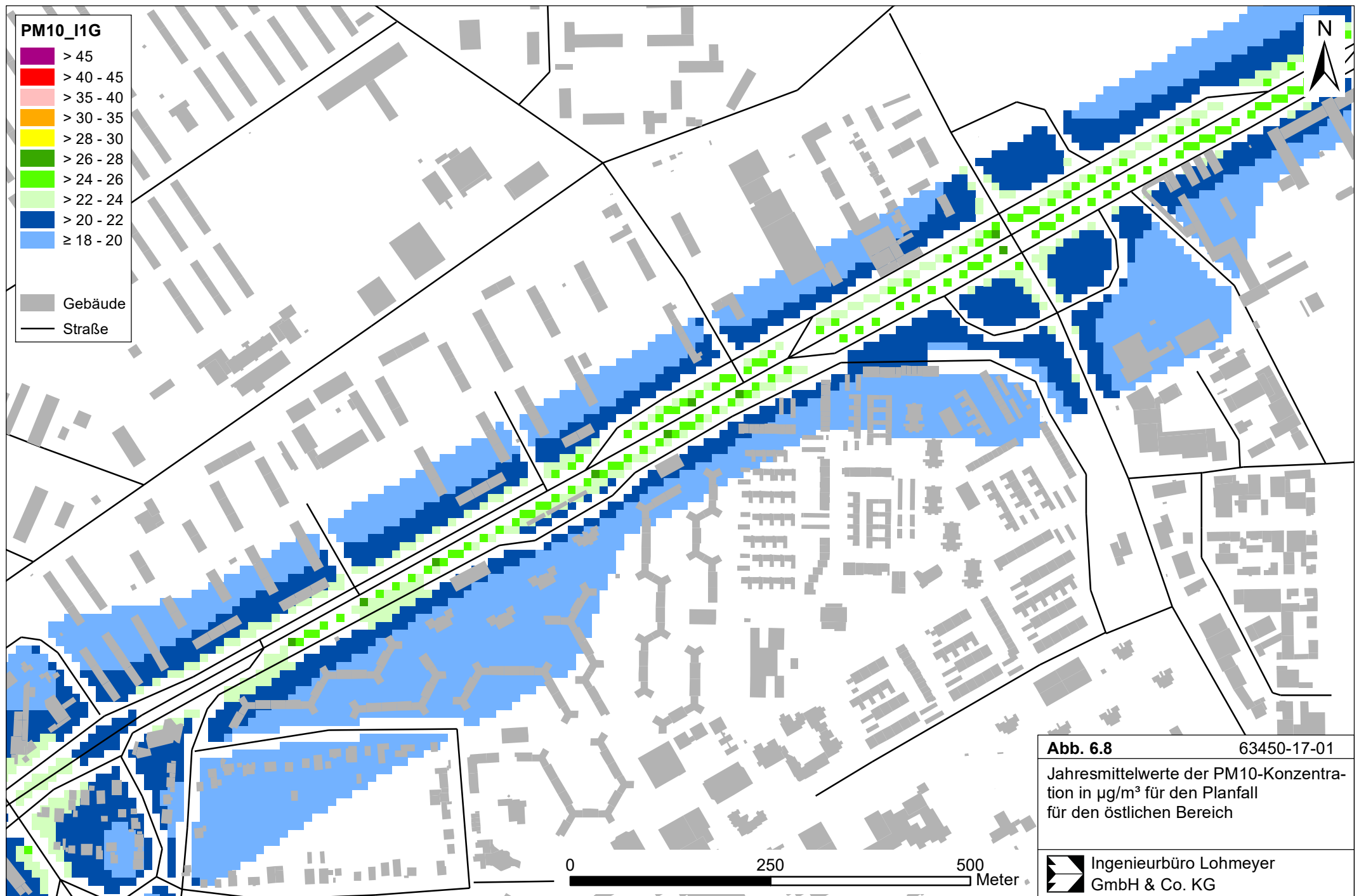












überwiegend unter $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. An der zur B 38 nächstgelegenen Bebauung werden nur vereinzelt PM10-Belastungen bis $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Der Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Prognosenullfall und im Planfall im gesamten Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der Kurzzeitbelastung (mehr als 35 Tage mit PM10-Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet unterschritten.

7 LITERATUR

22. BImSchV (2002): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte). In: BGBl. I, Nr. 66 vom 17.09.2002, S. 3626.
23. BImSchV (1996): Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten - 23. BImSchV). In: BGBl. I, Nr. 66, S. 1962 (mit Erscheinen der 33. BImSchV zurückgezogen).
33. BImSchV (2004): Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen – 33. BImSchV). BGBl. I, Nr. 36, S. 1612-1625 vom 20.07.2004.
39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – 39. BImSchV). BGBl. I, Nr. 40, S. 1065-1104 vom 05.08.2010.
- BAST (2005): PM10-Emissionen an Außerortsstraßen – mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM10-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 125, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
- CORINAIR (2007): Automobile tyre and brake wear. Web-site supporting the development of chapter B770 (SNAP 0707) of the EMEP/Corinair Emission Inventory Guidebook. <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/PM10/title.htm>
- Düring, I., Lohmeyer, A. (2004): Modellierung nicht motorbedingter PM10-Emissionen von Straßen. KRdL-Experten-Forum „Staub und Staubinhaltsstoffe“, 10./11. November 2004, Düsseldorf. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, KRdL-Schriftenreihe Band 33.
- Düring und Lohmeyer (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutach-

ten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.

Düring, I., Bächlin, W., Ketzler, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified NO/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Band 20, Heft 1 (2011), 67-73.
<http://schweizerbart.de/papers/metz/detail/20/75684>

EG-Richtlinie 96/62/EG (1996): Richtlinie des Rates der Europäischen Union vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 27.11.1996, Nr. L 296/55.

EG-Richtlinie 99/30/EG (1999): Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 29.06.1996, Nr. L 163/41.

EG-Richtlinie 2000/69/EG (2000): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 13.12.2000, Nr. L 313/12 ff.

EG-Richtlinie 2002/3/EG (2002): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 09.03.2002, Nr. L 67/14.

EG-Richtlinie 2004/107/EG (2005): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15.12.2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 26.01.2005, Nr. L23/3.

EG-Richtlinie 2008/50/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union vom 11.06.2008, Nr. L152.

Flassak, Th., Bächlin, W., Bössinger, 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.

Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM₁₀-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der

Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Instituts (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003.

www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1.

Ingenieurbüro Koehler und Leutwein (2017): Verkehrsuntersuchung B 38, Stadt Mannheim. Fachgutachten von Ingenieurbüro Koehler und Leutwein, Karlsruhe.

Israël, G.W., Pesch, M., Schlums, C. (1994): Bedeutung des Reifenabriebs für die Rußemission des Kfz-Verkehrs. In: Staub - Reinhaltung der Luft 54, S. 423-430. Springer-Verlag, Berlin.

Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.

Kutzner, K., Diekmann, H., Reichenbacher, W. (1995): Luftverschmutzung in Straßenschluchten - erste Messergebnisse nach der 23. BImSchV in Berlin. VDI-Bericht 1228, VDI-Verlag, Düsseldorf.

LfU (1993): Die Luft in Baden-Württemberg, Jahresbericht 1992. Hg.: Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.

LfU (2011-2018): Zentrale Immissionsmessnetz für Rheinland-Pfalz (ZIMEN). Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des Luftmessnetzes Rheinland-Pfalz unter <http://www.luft-rlp.de/>. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz.

Lohmeyer, A., Nagel, T., Clai, G., Düring, I., Öttl, D. (2000): Bestimmung von Kurzzeitbelastungswerten, Immissionen gut vorhergesagt. In: Umwelt, kommunale ökologische Briefe Nr. 01/05.01.2000, Raabe-Verlag, Berlin.

Lohmeyer (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubausbildung von Straßen. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Bericht des Ing.-Büro Lohmeyer, Karlsruhe und Dresden, Juni 2001. Herunterladbar unter www.Lohmeyer.de/literatur.htm

Lohmeyer (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubausbildung von Straßen (Lützner Straße und Schild-

hornstraße, Berlin). Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Bericht des Ingenieurbüros Lohmeyer, Projekt 2238/B, April 2001 und Projekt 2238/L, Februar 2001.

Lohmeyer (2003): Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staubaufwirbelung und Abrieb von Strassen auf Basis vorhandener Messdaten. Erstellt vom Ingenieurbüro Lohmeyer (Feb. 2003) in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg und UMEG Karlsruhe für das Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg. Herunterladbar unter www.lohmeyer.de/literatur.htm.

Lohmeyer (2003): Feinstaub- und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe. Projekt 1847, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover.

Lohmeyer (2004a): FE 02.222/2002/LRB, PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch-Gladbach, Projekt 70016-03-10, Berichtsentwurf vom 30.04.2004.

Lohmeyer (2004b): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Lohmeyer unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie, im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, Projekt 2546, Zwischenbericht vom 26.05.2004.

LUA NRW (2006): Jahresbericht 2005, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, seit 01.01.2007 Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW), Februar 2006, www.lanuv.nrw.de.

LUBW (2011-2018): Kenngrößen der Luftqualität 2010 bis 2017. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen -. Abschlussbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe.

Romberg, E., Bösing, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R., Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für KFZ-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, Band 56, Heft 6, 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).
- TREMOT (2010): TREMOD – Transport Emission Model: Fortschreibung und Erweiterung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030". Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3707 45 101, Version 5.1, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. 2010.
- UBA (1995) (Hassel, D., Jost, P., Weber, F.J., Dursbeck, F.): Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Abschlussbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung. UBA-FB 95-049. UBA-Berichte 5/1995.
- UBA (2017): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 3.3 / Mai 2017. Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin. www.hbefa.net.
- UMK (2004): Partikelemissionen des Straßenverkehrs. Endbericht der UMK AG „Umwelt und Verkehr“. Oktober 2004.
- VDI (2003): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, November 2003.

A N H A N G A1
BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-
STRASSEN

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1.1 Grenzwerte

Durch den Betrieb von Kraftfahrzeugen entstehen eine Vielzahl von Schadstoffen, welche die menschliche Gesundheit gefährden können, z. B. Stickoxide (NO_x als Summe von NO und NO_2), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO_2), Benzol, Partikel, etc. Im vorliegenden Gutachten werden Konzentrationen bzw. Immissionen von Luftschadstoffen ermittelt. Deren Angabe allein vermittelt jedoch weder Informationen darüber, welche Schadstoffe die wichtigsten sind, noch einen Eindruck vom Ausmaß der Luftverunreinigung im Einflussbereich einer Straße. Erst ein Vergleich der Schadstoffkonzentrationen mit schadstoffspezifischen Beurteilungswerten, z. B. Grenz- oder Vorsorgewerten lässt Rückschlüsse auf die Luftqualität zu. Darauf wird im Folgenden eingegangen.

Grenzwerte sind rechtlich verbindliche Beurteilungswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation oder des Bodens, die einzuhalten sind und nicht überschritten werden dürfen. Die in Deutschland für den Einflussbereich von Straßen maßgebenden Grenzwerte sind in der 39. BImSchV (2010) benannt, dort als Immissionsgrenzwert bezeichnet. Bezüglich verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind derzeit NO_2 , PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$ von Bedeutung, gelegentlich werden zusätzlich noch die Schadstoffe Benzol und Kohlenmonoxid betrachtet. Ruß wird nicht betrachtet, weil es nach Erscheinen der 33. BImSchV (2004) und dem damit erfolgten Zurückziehen der 23. BImSchV (1996) dafür keinen gesetzlichen Beurteilungswert mehr gibt. Ruß ist Bestandteil von PM_{10} und wird damit indirekt erfasst. Die Grenzwerte der 39. BImSchV sind in **Tab. A1.1** angegeben.

Ergänzend zu diesen Grenzwerten nennt die 39. BImSchV Toleranzmargen; das sind in jährlichen Stufen abnehmende Werte, um die der jeweilige Grenzwert innerhalb festgesetzter Fristen überschritten werden darf, ohne in Deutschland die Erstellung von Luftreinhalteplänen zu bedingen. Diese Werte werden als Übergangsbeurteilungswerte bezeichnet, sofern sie aufgrund der zeitlichen Zusammenhänge in den Betrachtungen der Planungen Berücksichtigung finden.

Zusätzliche Luftschadstoffe zu den genannten werden meist nicht betrachtet, da deren Immissionen in Deutschland typischerweise weit unterhalb der geltenden Grenzwerte liegen. In der 39. BImSchV (2010) werden auch Zielwerte für $\text{PM}_{2.5}$, Arsen, Kadmium, Nickel und Benzo(a)pyren (BaP) in der Luft als Gesamtgehalt in der PM_{10} -Fraktion über ein Kalender-

jahr gemittelt festgesetzt. Ein Zielwert ist die nach Möglichkeit in einem bestimmten Zeitraum zu erreichende Immissionskonzentration, um die schädlichen Einflüsse auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt zu vermeiden, zu verhindern oder zu verringern. Die verkehrsbedingten Zusatzbelastungen dieser genannten Schadstoffe liegen selbst an stark befahrenen Hauptverkehrsstraßen meist deutlich unterhalb der Hintergrundbelastung und werden deshalb ebenfalls nicht mitbetrachtet.

Stoff	Mittelungszeit	Grenzwert	Geltungszeitpunkt
NO ₂	Stundenmittelwert	200 µg/m ³ maximal 18 Überschreitungen / Jahr	seit 2010
NO ₂	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2010
Partikel (PM10)	Tagesmittelwert	50 µg/m ³ maximal 35 Überschreitungen / Jahr	seit 2005
Partikel (PM10)	Jahresmittelwert	40 µg/m ³	seit 2005
Partikel (PM2.5)	Jahresmittelwert	25 µg/m ³	seit 2015
Benzol	Jahresmittelwert	5 µg/m ³	seit 2010
Kohlenmonoxid (CO)	8 h gleitender Wert	10 mg/m ³	seit 2005

Tab. A1.1: Immissionsgrenzwerte nach 39. BImSchV (2010) für ausgewählte (verkehrsrelevante) Schadstoffe

Der Inhalt der am 11. Juni 2008 in Kraft getretenen EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit der 39. BImSchV in nationales Recht umgesetzt. In der 39. BImSchV wurden u.a. die Inhalte der 22. BImSchV und 33. BImSchV zusammengefasst, sodass diese beiden BImSchV aufgehoben wurden. Ein neues Element der 39. BImSchV ist die Einführung eines Immissionsgrenzwertes für die Feinstaubfraktion PM2.5 (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2.5 µm), der ab dem 1. Januar 2015 einzuhalten ist.

A1.2 Vorsorgewerte

Da der Vergleich von Luftschadstoffkonzentrationen mit Grenzwerten allein noch nicht ausreichend ist, um eine Luftschadstoffkonzentration zu charakterisieren, gibt es zusätzlich zu den Grenzwerten so genannte Vorsorgewerte bzw. Zielwerte zur langfristigen Verbesserung der Luftqualität.

In der 39. BImSchV wird ergänzend zur Einhaltung des Grenzwertes als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition von 20 µg/m³ im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition für das Referenzjahr 2010 ist vom UBA festzustellen und basiert auf dem gleitenden Jahresmittelwert der Messstationen im städtischen und regionalen Hintergrund für die Jahre 2008 bis 2010. Ab dem Jahr 2020 soll als Zielwert eine reduzierte durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20%, mindestens jedoch soll das Ziel von 18 µg/m³ im Jahr 2020 erreicht werden.

A1.3 Europäische Richtlinien zur Bewertung von Luftschadstoffen

Die EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ist mit ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union am 11. Juni 2008 in Kraft getreten. Mit der 39. BImSchV hat die Bundesregierung die EU-Richtlinie weitgehend in nationales Recht umgesetzt.

Im Unterschied zur 39. BImSchV soll nach der EU-Luftqualitätsrichtlinie ab dem Jahr 2020 ein PM_{2.5}-Richtgrenzwert von 20 µg/m³ im Jahresmittel (Stufe 2 im Anhang XIV) zum Grenzwert werden. Im Jahr 2013 sollte dieser Richtgrenzwert von der EU-Kommission anhand zusätzlicher Informationen über die Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt, die technische Durchführbarkeit und die Erfahrungen mit dem Zielwert in den Mitgliedstaaten überprüft werden.

A N H A N G A2

**BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONS-
ERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION**

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONS- ERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

Für die Berechnung der Schadstoffimmission an einem Untersuchungspunkt kommt das Berechnungsverfahren PROKAS zur Anwendung, welches den Einfluss des umgebenden Straßennetzes bis in eine Entfernung von mehreren Kilometern vom Untersuchungspunkt berücksichtigt. Es besteht aus dem Basismodul PROKAS_V (Gaußfahnenmodell) und dem integrierten Bebauungsmodul PROKAS_B, das für die Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung eingesetzt wird.

A2.1 Berechnung der Immissionen mit PROKAS_V

Die Zusatzbelastung infolge des Straßenverkehrs in Gebieten ohne oder mit lockerer Randbebauung wird mit dem Modell PROKAS ermittelt. Es werden jeweils für 36 verschiedene Windrichtungsklassen und 9 verschiedene Windgeschwindigkeitsklassen die Schadstoffkonzentrationen berechnet. Die Zusatzbelastung wird außerdem für 6 verschiedene Ausbreitungsklassen ermittelt. Mit den berechneten Konzentrationen werden auf der Grundlage von Emissionsganglinien bzw. Emissionshäufigkeitsverteilungen und einer repräsentativen Ausbreitungsklassenstatistik die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittel- und 98-Perzentilwert ermittelt.

Die Parametrisierung der Umwandlung des von Kraftfahrzeugen hauptsächlich emittierten NO in NO₂ erfolgt für die Kurzzeitbelastungen nach Romberg et al. (1996), modifiziert für hohe Belastungen nach Bächlin et al. (2007). Für Jahresmittelwerte wird die NO-NO₂-Konversion mit einem vereinfachten Chemiemodell berücksichtigt (Düring et al., 2011).

A2.2 Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung mit PROKAS_B

Im Falle von teilweise oder vollständig geschlossener Randbebauung (etwa einer Straßenschlucht) ist die Immissionsberechnung nicht mit PROKAS_V durchführbar. Hier wird das ergänzende Bebauungsmodul PROKAS_B verwendet. Es basiert auf Modellrechnungen mit dem mikroskaligen Ausbreitungsmodell MISKAM für idealisierte Bebauungstypen. Dabei wurden für 20 Bebauungstypen und jeweils 36 Anströmrichtungen die dimensionslosen Abgaskonzentrationen c^* in 1.5 m Höhe und 1 m Abstand zum nächsten Gebäude bestimmt.

Die Bebauungstypen werden unterschieden in Straßenschluchten mit ein- oder beidseitiger Randbebauung mit verschiedenen Gebäudehöhe-zu-Straßenschluchtbreite-Verhältnissen und unterschiedlichen Lückenanteilen in der Randbebauung. Unter Lückigkeit ist der Anteil nicht verbauter Flächen am Straßenrand mit (einseitiger oder beidseitiger) Randbebauung zu verstehen. Die Straßenschluchtbreite ist jeweils definiert als der zweifache Abstand zwischen Straßenmitte und straßennächster Randbebauung. Die **Tab. A3.1** beschreibt die Einteilung der einzelnen Bebauungstypen. Straßenkreuzungen werden auf Grund der Erkenntnisse aus Naturmessungen (Kutzner et al., 1995) und Modellsimulationen nicht berücksichtigt. Danach treten an Kreuzungen trotz höheren Verkehrsaufkommens um 10% bis 30% geringere Konzentrationen als in den benachbarten Straßenschluchten auf.

Aus den dimensionslosen Konzentrationen errechnen sich die vorhandenen Abgaskonzentrationen c zu

$$c = \frac{c^* \cdot Q}{B \cdot u'}$$

wobei:	c	=	Abgaskonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
	c^*	=	dimensionslose Abgaskonzentration [-]
	Q	=	emittierter Schadstoffmassenstrom [$\mu\text{g}/\text{m s}$]
	B	=	Straßenschluchtbreite [m] beziehungsweise doppelter Abstand von der Straßenmitte zur Randbebauung
	u'	=	Windgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der fahrzeug-induzierten Turbulenz [m/s]

Die Konzentrationsbeiträge von PROKAS_V für die Hintergrundbelastung und von PROKAS_B werden für jede Einzelsituation, also zeitlich korreliert, zusammengefasst.

Typ	Randbebauung	Gebäudehöhe/ Straßenschluchtbreite	Lückenanteil [%]
0*	locker	-	61 - 100
101	einseitig	1:3	0 - 20
102	"	1:3	21 - 60
103	"	1:2	0 - 20
104	"	1:2	21 - 60
105	"	1:1.5	0 - 20
106	"	1:1.5	21 - 60
107	"	1:1	0 - 20
108	"	1:1	21 - 60
109	"	1.5:1	0 - 20
110	"	1.5:1	21 - 60
201	beidseitig	1:3	0 - 20
202	"	1:3	21 - 60
203	"	1:2	0 - 20
204	"	1:2	21 - 60
205	"	1:1.5	0 - 20
206	"	1:1.5	21 - 60
207	"	1:1	0 - 20
208	"	1:1	21 - 60
209	"	1.5:1	0 - 20
210	"	1.5:1	21 - 60

Tab. A2.1: Typisierung der Straßenrandbebauung

A2.3 Fehlerdiskussion

Immissionsprognosen als Folge der Emissionen des Kfz-Verkehrs sind ebenso wie Messungen der 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 Hintergrundbelastung.

* Typ 0 wird angesetzt, wenn mindestens eines der beiden Kriterien (Straßenschluchtbreite $\geq 5 \times$ Gebäudehöhe bzw. Lückenanteil $\geq 61\%$) erfüllt ist.

Es ist nicht möglich, auf Basis der Fehlerbandbreiten aller Eingangsdaten und Rechenschritte eine klassische Fehlerberechnung durchzuführen, da die Fehlerbandbreite der einzelnen Parameter bzw. Teilschritte nicht mit ausreichender Sicherheit bekannt sind. Es können jedoch für die einzelnen Modelle Vergleiche zwischen Naturmessungen und Rechnungen gezeigt werden, anhand derer der Anwender einen Eindruck über die Güte der Rechenergebnisse erlangen kann.

In einer Sensitivitätsstudie für das Projekt "Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung - PEF" (Flassak et al., 1996) wird der Einfluss von Unschärfen der Eingangsgrößen betrachtet. Einen großen Einfluss auf die Immissionskenngrößen zeigen demnach die Eingangsparameter für die Emissionsberechnungen sowie die Bebauungsdichte, die lichten Abstände zwischen der Straßenrandbebauung und die Windrichtungsverteilung.

Hinsichtlich der Fehlerabschätzung für die Kfz-Emissionen ist anzufügen, dass die Emissionen im Straßenverkehr bislang nicht direkt gemessen, sondern über Modellrechnungen ermittelt werden. Die Genauigkeit der Emissionen ist unmittelbar abhängig von den Fehlerbandbreiten der Basisdaten (d.h. Verkehrsmengen, Emissionsfaktoren, Fahrleistungsverteilung, Verkehrsablauf).

Nach BAST (1986) liegt die Abweichung von manuell gezählten Verkehrsmengen (DTV) gegenüber simultan erhobenen Zählraten aus automatischen Dauerzählstellen bei ca. 10%.

Für die statistische Fehlerbandbreite der NO_x -Emissionsfaktoren mit warmem Motor findet man bei Kühlwein (2004) Abschätzungen von 10% bis 20% für Autobahnen bzw. Innerortsstraßen. Aussagen über die statistischen Fehler bei der Berücksichtigung von Kaltstartkorrekturen sind nach Angaben des Autors nicht möglich.

Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese Eingangsdaten einen unterschiedlich großen Einfluss auf die Emissionen. Untersuchungen haben beispielsweise gezeigt, dass die Emissionen, ermittelt über Standardwerte für die Anteile von leichten und schweren Nutzfahrzeugen und für die Tagesganglinien im Vergleich zu Emissionen, ermittelt unter Berücksichtigung entsprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von +/-20% aufweisen.

Die Güte von Ausbreitungsmodellierungen war Gegenstand weiterer PEF-Projekte (Röckle & Richter, 1995 und Schädler et al., 1996). Schädler et al. führten einen ausführlichen Vergleich zwischen gemessenen Konzentrationskenngrößen in der Göttinger Straße, Hannover, und MISKAM-Rechnenergebnissen durch. Die Abweichungen zwischen Mess- und Rechenergebnissen lagen im Bereich von 10%, wobei die Eingangsdaten im Fall der Göttinger Straße sehr genau bekannt waren. Bei größeren Unsicherheiten in den Eingangsdaten sind höhere Rechenunsicherheiten zu erwarten. Dieser Vergleich zwischen Mess- und Rechenergebnissen dient der Validierung des Modells, wobei anzumerken ist, dass sowohl Messung als auch Rechnung fehlerbehaftet sind.

Hinzuzufügen ist, dass der Fehler der Emissionen sich direkt auf die berechnete Zusatzbelastung auswirkt, nicht aber auf die Hintergrundbelastung, d.h. dass die Auswirkungen auf die Gesamtmissionsbelastung geringer sind.

A N H A N G A3
EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE

