

**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

An der Roßweid 3, D - 76229 Karlsruhe

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

E-Mail: info.ka@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

Messstelle nach §§ 26, 28 BImSchG

Entwurf

**BEBAUUNGSPLAN „GE LÄNGENBÜHL“
IN LEONBERG,
LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN**

Auftraggeber: Stadtverwaltung Leonberg
Stadtplanungsamt
Belforter Platz 1
71229 Leonberg

Dipl. Geogr. T. Nagel

März 2014
Projekt 62540-13-01
Berichtsumfang 57 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	1
1 ZUSAMMENFASSUNG	3
2 AUFGABENSTELLUNG	6
3 VORGEHENSWEISE	7
3.1 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe	7
3.2 Berechnungsverfahren.....	8
3.3 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	9
4 EINGANGSDATEN	12
4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	12
4.2 Verkehrsdaten	12
4.3 Meteorologische Daten	14
4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft	18
5 EMISSIONEN	21
5.1 Betrachtete Schadstoffe.....	21
5.2 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	21
5.2.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren	21
5.2.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren	23
5.3 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	25
6 IMMISSIONEN.....	27
6.1 Stickstoffdioxid-Immissionen (NO ₂).....	27
6.2 Feinstaub-Immissionen (PM ₁₀)	31
6.3 Feinstaub-Immissionen (PM _{2.5})	34
7 LITERATUR	37

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN.....	42
A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	46
A3 EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE.....	52

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung weder modifiziert noch 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.

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 NO₂-Konzentrationen von 200 µg/m³, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m³, 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 / PM10 / PM2.5

Mit Feinstaub bzw. PM10 / PM2.5 werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufterlass passieren, der für einen aerodynamischen Partikeldurchmesser von 10 µm bzw. 2.5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Die PM10-Fraktion wird auch als inhalierbarer Staub bezeichnet. Die PM2.5-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

In Leonberg ist westlich des Siedlungsbereichs die Entwicklung eines Gewerbegebietes an der A 8 auf bisher landwirtschaftlichen Nutzflächen vorgesehen. Für die Aufstellung des Bebauungsplans „GE Längenbühl“ in Leonberg sind u.a. Aussagen zu Umweltbelangen erforderlich. Für diese Bebauungsplanung wird ein Luftschadstoffgutachten bezüglich der durch den Kfz-Verkehr auf den betreffenden Straßen bedingten Immissionen vorgelegt.

Betrachtet wurden der Planfall mit geplantem Gewerbegebiet „Längenbühl“ und, um Be- und Entlastungseffekte aufzeigen zu können, der Prognosenullfall ohne bauliche Änderungen für das Bezugsjahr 2016, dem frühestmöglichen Zeitpunkt der Fertigstellung eines wesentlichen Teils der Planungen.

Zur Ermittlung der Immissionen im Untersuchungsgebiet wurden mit dem Straßennetzmodell PROKAS die Emissionen des Verkehrs auf den berücksichtigten Straßen berechnet. Das Verkehrsaufkommen wurde durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Aus den Verkehrsbelegungsdaten wurden unter Berücksichtigung der vom Umweltbundesamt für das Prognosejahr im "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA" Version 3.1 (UBA, 2010) veröffentlichten Emissionsfaktoren die Emissionen auf allen Straßenabschnitten berechnet. Die Emissionen der Feinstaubpartikel des Straßenverkehrs aufgrund von Abrieb und Aufwirbelung werden im HBEFA 3.1 nicht behandelt. Die Feinstaubemissionsbestimmung für Abrieb und Aufwirbelung erfolgte auf der Grundlage der Ergebnisse von Forschungsarbeiten (BAST, 2005; Düring und Lohmeyer, 2011; CORINAIR, 2007).

Die Immissionsberechnungen erfolgten mit dem Modell PROKAS unter Einbeziehung der lokalen Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik, der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen sowie der aus den Messdaten abgeleiteten Hintergrundbelastung. Die Beurteilung für die Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2.5}) erfolgte im Vergleich mit geltenden Beurteilungswerten, das sind Grenzwerte der 39. BImSchV für den Prognosenullfall und den Planfall 2016.

Ergebnisse

Im Prognosenullfall sind die höchsten NO₂-Immissionen im Nahbereich der Autobahn A 8 mit Jahresmittelwerten über 40 µg/m³ berechnet. Im westlichen Bereich des Betrachtungsgebietes liegen Wirtschaftsgebäude nahe der A 8; dort sind am nächstgelegenen Gebäude NO₂-Immissionen leicht über 40 µg/m³, an den anderen Gebäuden dort unter 40 µg/m³ berechnet.

Entlang der Brennerstraße (K 1011) sind NO₂-Immissionen unter 40 µg/m³ und an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße unter 36 µg/m³ prognostiziert.

Für den Planfall 2016 mit geplantem Gewerbegebiet „Längenbühl“ sind im überwiegenden Bereich des Untersuchungsgebietes mit dem Prognosenullfall vergleichbare NO₂-Immissionen berechnet. Der Verkehr für das Gewerbegebiet führt entlang den Streckenabschnitten des Gewerbegebietes und an den Zufahrtsstraßen zu etwas höheren verkehrsbedingten Immissionen. Damit sind an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße NO₂-Immissionen unter 36 µg/m³ berechnet. Innerhalb des Bebauungsplangebietes sind an den südlichen geplanten Gebäuden, den nächstgelegenen Gebäuden zur A 8 und der Anschlussstelle Leonberg-West, NO₂-Immissionen teilweise über 40 µg/m³ prognostiziert.

Der geltende Grenzwert der 39. BImSchV für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird im Prognosenullfall und Planfall 2016 an der bestehenden Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten, an Wirtschaftsgebäuden nahe der A 8 jedoch erreicht und teilweise gering überschritten. Die NO₂-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) sind in Bezug auf den Grenzwert an der Wohnbebauung nach **Tab. 3.2** als erhöhte Konzentrationen einzustufen. An der geplanten gewerblichen Nutzung sind teilweise NO₂-Immissionen über 40 µg/m³ prognostiziert; dort ist eine direkte Belüftung der Räume mit der schadstoffbelasteten Außenluft zu vermeiden.

Im Prognosenullfall sind die höchsten PM10-Gesamtbelastungen im Nahbereich der Autobahn A 8 berechnet mit Jahresmittelwerten bis 36 µg/m³. An den Wirtschaftsgebäuden nahe der A 8 sind PM10-Immissionen unter 27 µg/m³ berechnet. Entlang der Brennerstraße (K 1011) sind PM10-Immissionen unter 26 µg/m³ und an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße unter 25 µg/m³ prognostiziert.

Für den Planfall 2016 mit geplantem Gewerbegebiet „Längenbühl“ sind im überwiegenden Bereich des Untersuchungsgebietes mit dem Prognosenullfall vergleichbare PM10-Immissionen berechnet. An der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße sind PM10-Immissionen unter 25 µg/m³ berechnet. Innerhalb des Bebauungsplangebietes sind an den nächstgelegenen geplanten Gebäuden zur A 8 und der Anschlussstelle Leonberg-West PM10-Immissionen teilweise bis 28 µg/m³ prognostiziert.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird im Prognosenullfall und Planfall 2016 an der beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind

die PM10-Jahresmittelwerte nach **Tab. 3.2** als mittlere bis leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung wird entsprechend den Berechnungsergebnissen an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet ebenfalls nicht erreicht und nicht überschritten.

Die PM2.5-Immissionen sind für den Prognosenullfall und den Planfall 2016 im überwiegenden Bereich des Untersuchungsgebietes mit Jahresmittelwerten unter $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Nur im Nahbereich der Autobahn sind erhöhte PM2.5-Jahresmittelwerte prognostiziert, die an der Anschlussstelle und am Rand der A 8 teilweise über $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird entsprechend den Immissionsberechnungen sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2016 an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. Der ab dem Jahr 2020 einzuhaltende Richtgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird an der Bebauung im Untersuchungsgebiet nicht überschritten.

Aus lufthygienischer Sicht führt der mit dem Gewerbegebiet „Längenbühl“ verbundene zusätzliche Kfz-Verkehr zu gewissen Zunahmen der Immissionen, führt aber an bestehender Wohnbebauung nicht zu Konflikten mit den Grenzwerten zum Schutz der menschlichen Gesundheit entsprechend der 39. BImSchV. Innerhalb des Gewerbegebietes sind an den zur A 8 und zur Anschlussstelle Leonberg-West nächstgelegenen geplanten Gebäuden hinsichtlich der Belüftung geplanter Räume die hohen verkehrsbedingten Luftschadstoffbelastungen zu beachten.

2 AUFGABENSTELLUNG

In Leonberg ist westlich des Siedlungsbereichs die Entwicklung eines Gewerbegebietes an der A 8 auf bisher landwirtschaftlichen Nutzflächen vorgesehen. Für die Aufstellung des Bebauungsplans „GE Längenbühl“ in Leonberg sind u.a. Aussagen zu Umweltbelangen erforderlich. Für diese Bebauungsplanung ist u.a. ein Luftschadstoffgutachten zu erstellen.

In diesem Gutachten sind die Immissionen zu ermitteln, die durch den Kfz-Verkehr auf den betreffenden Straßen unter Berücksichtigung der vorherrschenden Hintergrundbelastung und der lokalen Windverhältnisse zu erwarten sind. Die Beurteilung für die Schadstoffe NO₂ und Feinstaub (PM10 und PM2.5) erfolgt im Vergleich mit geltenden Beurteilungswerten, das sind Grenzwerte der 39. BImSchV. Betrachtet werden der Planfall mit geplantem Gewerbegebiet „Längenbühl“ und, um Be- und Entlastungseffekte aufzeigen zu können, der Prognosefall ohne bauliche Änderungen für das Bezugsjahr 2016, dem frühestmöglichen Zeitpunkt der Fertigstellung eines wesentlichen Teils der Planungen.

3 VORGEHENSWEISE

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

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 und PM2.5). Im Zusammenhang mit Beiträgen durch den Kfz-Verkehr sind die Schadstoffe Benzol, Blei, Schwefeldioxid SO₂ und Kohlenmonoxid CO von untergeordneter Bedeutung. Für Stickstoffmonoxid NO gibt es keine Beurteilungswerte. Da die 23. BImSchV seit Juli 2004 außer Kraft gesetzt ist, ist die Betrachtung der Schadstoffkomponente Ruß rechtlich nicht mehr erforderlich und wird hier nicht durchgeführt.

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 ab 2015	25	

Tab. 3.1: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 39. BImSchV (2010)

Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch den Vergleich relativ zum jeweiligen Grenzwert.

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

Für das gesamte Betrachtungsgebiet wird das Straßennetzmodell PROKAS (Beschreibung: www.lohmeyer.de/PROKAS) unter Berücksichtigung von lokal repräsentativen Windverhältnissen angewendet; mit diesem Verfahren können Straßennetze und in typisierter Form Randbebauung und Lärmschutzbauten berücksichtigt werden.

Auf der Grundlage der vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Verkehrsmengen werden für das Prognosejahr 2016 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 3.1 (UBA, 2010) bestimmt. Die Emissionen der Feinstaubpartikel (PM10, PM2.5) 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 (lokale Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik), der berechneten Emissionen des Verkehrs auf den Straßen innerhalb des Untersuchungsgebietes und des Wochengangs der Emissionen sowie der typisiert berücksichtigten Randbebauung werden die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen berechnet. Das verwendete Berechnungsverfahren PROKAS (siehe Anhang A2) ist in der Lage, sämtliche in **Abb. 4.1** dargestellten Straßenzüge und Streckenabschnitte 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 PM10-Tagesmittelwerten größer als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und dem PM10-Jahresmittelwert gefunden (**Abb. 3.1**). Daraus wurde eine funktionale Abhängigkeit der PM10-Überschreitungshäufigkeit vom PM10-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 BASt (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).

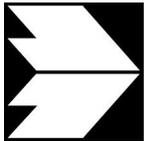
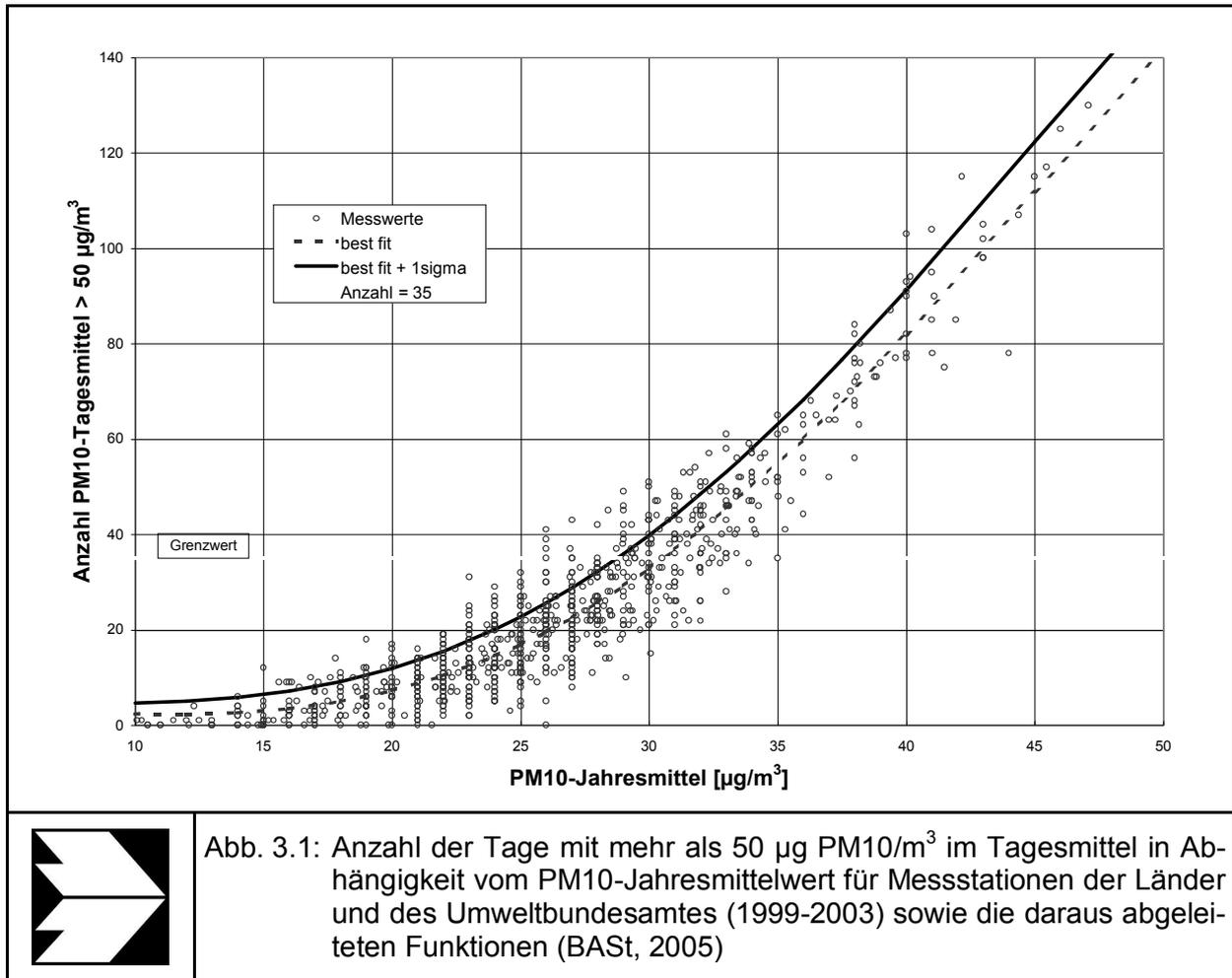


Abb. 3.1: Anzahl der Tage mit mehr als 50 $\mu\text{g PM10}/\text{m}^3$ im Tagesmittel in Abhängigkeit vom PM10-Jahresmittelwert für Messstationen der Länder und des Umweltbundesamtes (1999-2003) sowie die daraus abgeleiteten Funktionen (BAST, 2005)

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 durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen (Kap. 5), die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung. Die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden Verkehrsdaten, meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung werden in den Abschnitten 4.2 bis 4.4 erläutert.

4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

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

Das Bebauungsplangebiet „GE Längenbühl“ befindet sich im Westen von Leonberg und nördlich der west-östlich orientierten Autobahn A 8 sowie westlich der süd-nördlich orientierten Kreisstraße, die zur Anschlussstelle Leonberg-West führt. Direkt westlich der Anschlussstelle besteht ein ca. 100 m langer Lärmschutzwall und östlich der Anschlussstelle wird die A 8 durch einen Lärmschutzwall begleitet.

Das geplante Gewerbegebiet wird direkt an die Brennerstraße (K 1101) angeschlossen.

4.2 Verkehrsdaten

Die Verkehrsbelegungsdaten wurden für die an das geplante Gewerbegebiet anschließenden Straßenabschnitte durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Das sind Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärken (DTV) und der LKW-Anteil für den Prognosefall im Prognosejahr 2020. Für weitere umliegende Straßenabschnitte wird auf die Verkehrsdaten zurückgegriffen, die für die Ausarbeitungen zum Luftreinhalteplan Leonberg herangezogen wurden (Lohmeyer, 2011).



Abb. 4.1 62540-13-01
Lageplan des Untersuchungsgebietes.

Für das geplante Gewerbegebiet wird ein Verkehrsaufkommen von 1 200 Kfz pro Tag und ein LKW-Anteil von 30 % angegeben. Eine Angabe der Verteilung auf die anschließenden Straßenabschnitte liegt nicht vor; vereinfacht wird für Ausbreitungsrechnungen dieser zusätzliche Verkehr auf allen anschließenden Straßenabschnitten bis zu den jeweils nächsten Kreuzungen berücksichtigt.

Die Verkehrsbelegungsdaten sind für die zu betrachtenden Untersuchungsfälle in **Abb. 4.2** und **Abb. 4.3** aufgezeigt.

Zur Berechnung der zeitlichen Verteilung der Emissionen werden zusätzlich zu den Verkehrsstärken und LKW-Anteilen die Aufteilungen an Werktagen, Samstagen und Sonntagen benötigt. Die in diesem Gutachten verwendete Wochenaufteilung ist den Ausarbeitungen zum Luftreinhalteplan entnommen..

4.3 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 Plangebiet liegen keine aktuellen Windmessdaten vor. Für Baden-Württemberg liegen synthetische Windrosen im 500 m Raster aus dem Jahr 2005 vor, die von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU BW) als synthetischer Windrosenatlas im Internet veröffentlicht wurden und digital abrufbar waren. Aus diesem Datenbestand wurde die Windstatistik für den Standort westlich von Leonberg ausgelesen. In **Abb. 4.4** ist diese Stärkewindrose dargestellt. Die Hauptwindrichtung wird durch südwestliche bis westliche Winde geprägt, nordöstliche Windrichtungen bilden ein Nebenmaximum. Die mittlere Windgeschwindigkeit wird mit 2.1 m/s angegeben. Die Ausbreitungsklassen wurden anhand der aus den Bewölkungsangaben der Wetterstation Stuttgart-Flughafen, abgeleiteten Häufigkeitsverteilung mit dem Verfahren nach Kolb (1976) übertragen.

Derzeit sind durch die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) synthetische Windrosen im 500 m Raster für Baden-Württemberg in aktualisierter Form im Internet veröffentlicht (LUBW, Internet). Der Vergleich der Datenblätter für den Standort bei Leonberg zeigt keine wesentlichen Unterschiede für die beiden Ausbreitungsklassenstatistiken.

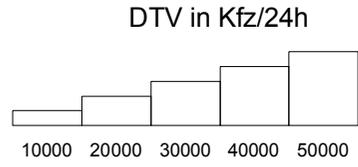
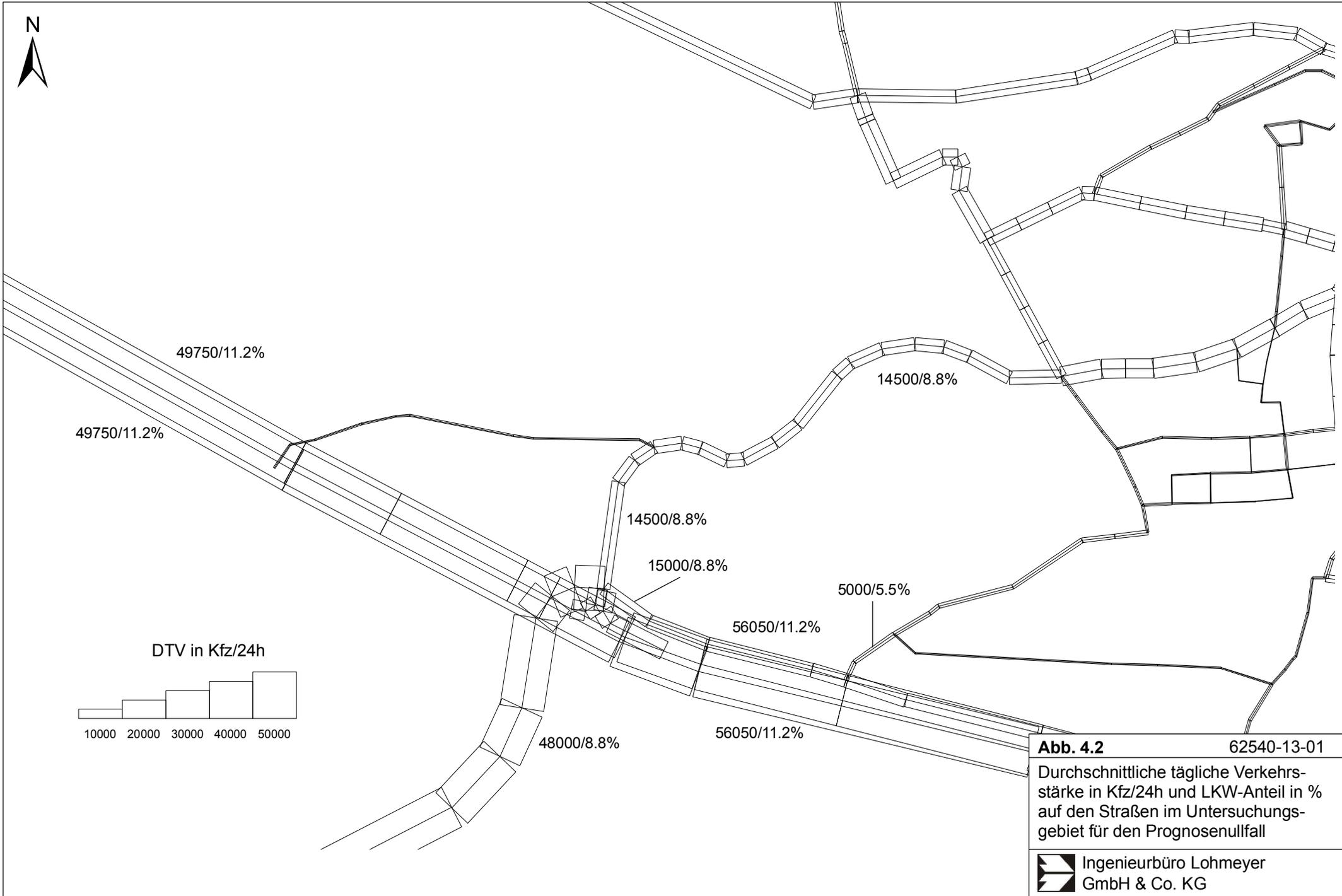


Abb. 4.2 62540-13-01

Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h und LKW-Anteil in % auf den Straßen im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall

Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

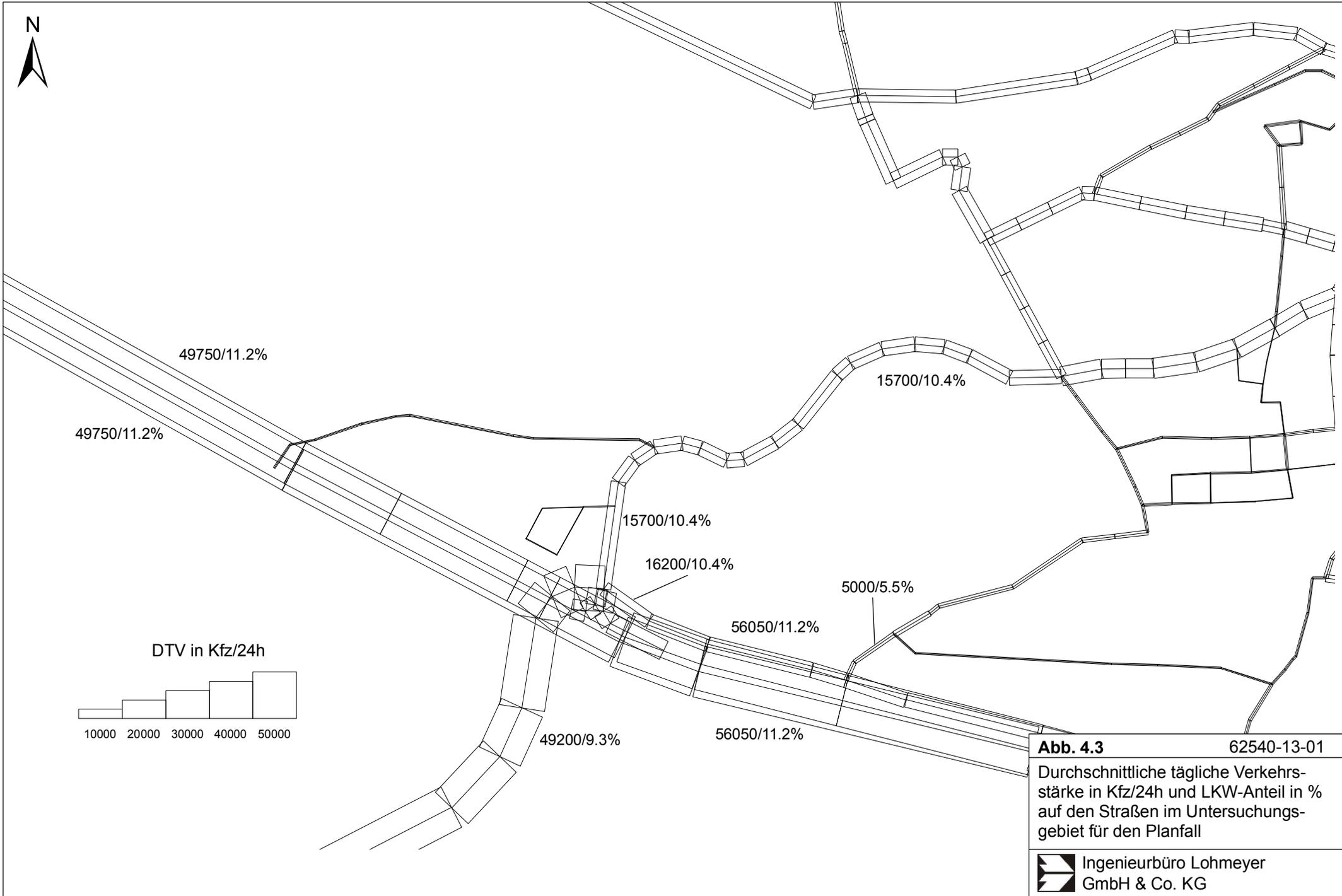
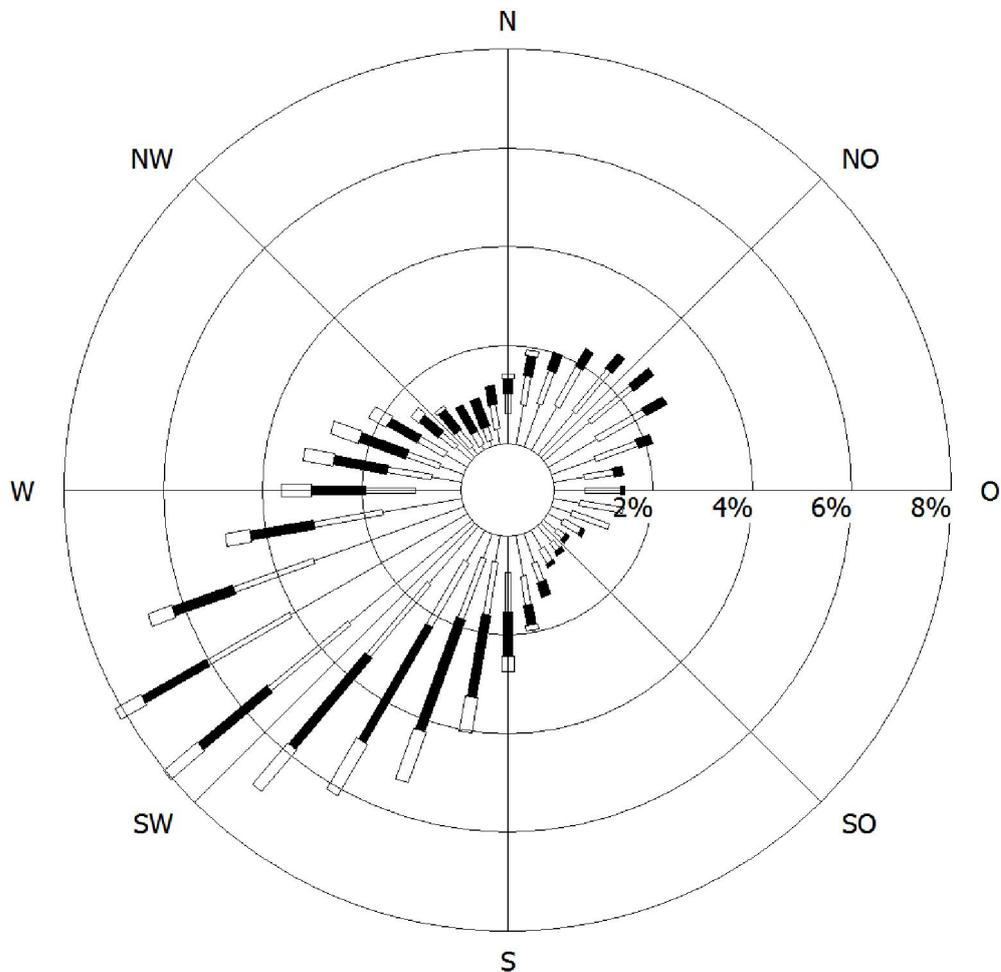


Abb. 4.3 62540-13-01
Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke in Kfz/24h und LKW-Anteil in % auf den Straßen im Untersuchungsgebiet für den Planfall

 Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

Windverteilung in Prozent



Station	: Leo	Häufigkeit ABK	—	kleiner 1.4 m/s
Rechtswert	: 3499000	I : 25.9 %	▨	1.4 bis 2.3 m/s
Hochwert	: 5406000	II : 24.5 %	■	2.4 bis 3.8 m/s
Meßhöhe	: 10.0 m	III/1 : 21.6 %	▤	3.9 bis 6.9 m/s
Wind.Geschw.	: 2.1 m/s	III/2 : 14.0 %	■	7.0 bis 10 m/s
		IV : 8.8 %	□	größer 10 m/s
		V : 5.2 %		

Abb. 4.4: Synthetische Windrose Leonberg-West (Quelle: LfU BW)

4.4 Schadstoffhintergrundbelastung der Luft

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 ohne Verkehr auf den explizit in die Untersuchung einbezogenen Straßen vorliegen würde.

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) betreibt das Messnetz für Luftschadstoffe in Baden-Württemberg. In den Jahresberichten über die Immissionsmesswerte sind u.a. Angaben zu den statistischen Kenngrößen der gemessenen Luftschadstoffe zu finden (LUBW, 2007-2013). Die vorliegenden Daten für die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Stationen sind auszugsweise in **Tab. 4.1** aufgeführt.

Die in **Tab. 4.1** aufgeführte Station Leonberg-Grabenstraße ist ca. 2.5 km nord-östlich des Untersuchungsgebietes in Stadtmitte an der Hauptverkehrsstraße gelegen. Die verkehrsbezogene Station Markgröningen liegt ca. 14 km nördlich, die Stadtrandstation Ludwigsburg ca. 18 km nordöstlich, die städtische Station Stuttgart-Bad Cannstatt ca. 18 km östlich und die Station Gärtringen ca. 18 km südlich des Plangebietes.

Entsprechend aktueller Untersuchungen (De Leeuw et al., 2009; Bruckmann et al., 2009) gibt es eine Korrelation zwischen PM₁₀ und PM_{2.5}. De Leeuw et al. (2009) erhielten bei der Datenauswertung ein Verhältnis von PM_{2.5} zu PM₁₀ zwischen 0.5 und 0.8. Bruckmann et al. (2009) beziffern das Verhältnis zwischen 0.63 und 0.71. Dabei wird hier an Hintergrundstationen im Vergleich zu Stationen in Quellnähe (Verkehr und Industrie) ein höheres Verhältnis von PM_{2.5} zu PM₁₀ bestimmt.

Auf Grundlage dieser Verhältnisse von PM_{2.5} zu PM₁₀ und der oben genannten Messwerte wird für das Untersuchungsgebiet eine PM_{2.5}-Hintergrundbelastung von 16 µg/m³ angesetzt.

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, 2012) bezogen auf die heutige Situation Reduktionen der Immissionen für NO₂ um ca. 10 % und für Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2.5}) um ca. 4 %. Diese Abschät-

zungen beziehen sich auf das Gebiet von Deutschland; im Einzelfall kann die Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen aufgrund regionaler Emissionsentwicklungen davon abweichen. Im Rahmen dieser Untersuchung wird auf die Berücksichtigung dieser Reduktionen verzichtet.

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Leonberg Grabenstraße (S)	Markgröningen Grabenstraße (S)	Ludwigsburg	Stuttgart Bad Cannstatt	Gärtringen
NO ₂ Jahresmittel	2006	53	-	34	34	19
	2007	72	47	29	33	15
	2008	67	47	28	33	16
	2009	69	54	28	34	17
	2010	70	52	26	29	18
	2011	66	53	27	31	15
	2012	63	52	25	33	16
NO ₂ 98-Perzentil.	2006	125	-	95	89	66
	2007	173	-	81	80	48
	2008	151	97	72	78	50
	2009	158	122	79	84	55
	2010	-	-	-	78	-
	2011	-	-	-	-	-
	2012	-	-	-	-	-
PM10 Jahresmittel	2006	29	-	25	26	22
	2007	33	34	20	23	18
	2008	32	32	19	19	17
	2009	31	34	20	20	17
	2010	35	35	21	21	19
	2011	30	32	20	20	17
	2012	27	29	18	19	15
PM10-Überschreitung (Anzahl der Tage über 50 µg/m ³)	2006	39	-	26	30	15
	2007	48	47	13	16	6
	2008	39	43	7	11	8
	2009	34	54	16	15	4
	2010	55	64	19	15	15
	2011	42	55	9	11	7
	2012	31	38	6	7	4

Tab. 4.1: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in [µg/m³] an Messstationen in der Umgebung des Untersuchungsgebietes (LUBW, 2007-2013)

Aus den verfügbaren Messdaten der nächstgelegenen Stationen und den Ausarbeitungen zum Luftreinhalteplan werden für die Immissionsprognosen die Werte der **Tab. 4.2** für die Hintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet angesetzt.

Schadstoff	Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	98-Perzentilwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO ₂	28	90
PM10	22	--
PM2.5	16	--

Tab. 4.2: Angesetzte Schadstoffhintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet im Bezugsjahr 2012/2016

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. Zudem werden die PM_{2.5}-Immissionen behandelt.

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, PM_{2.5}) 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 3.1 (UBA, 2010) 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, 2010) 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
AB80:	Autobahn, Tempolimit 80 km/h
AO-HVS100:	Außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 100 km/h
AO-HVS70:	Außerörtliche Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 70 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
IO_Stau:	Innerörtliche Neben- bzw. Erschließungsstraße, Stop- & Go-Verkehr (hier für geplantes Gewerbegebiet)

In **Tab. 5.1** sind die berücksichtigten Verkehrssituationen und die entsprechenden Emissionsfaktoren aufgeführt, klassifiziert wie im HBEFA für Längsneigungsklassen in 2 %-Stufen.

Die angesetzten Verkehrssituationen sind exemplarisch in **Abb. 5.1** für den Planfall dargestellt.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [g/km] 2016									
Verkehrssituation	Geschwindigkeit (PKW)	NO _x		PM10 / PM2.5 (nur Abgase)		PM 10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb)		NO ₂ d	
		LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV
AB>130	142.6	0.562	1.228	0.0100	0.0171	0.03	0.13	0.0113	0.0481	0.1788	0.1477
AB100	102.0	0.271	1.228	0.0055	0.0169	0.03	0.13	0.0113	0.0481	0.0869	0.1478
AB120	122.0	0.367	1.229	0.0075	0.0171	0.03	0.13	0.0113	0.0480	0.1157	0.1477
AB80	82.8	0.204	1.332	0.0049	0.0208	0.03	0.13	0.0133	0.0509	0.0648	0.1570
AO-HVS100	94.0	0.273	1.592	0.0058	0.0241	0.03	0.13	0.0114	0.0528	0.0849	0.1833
AO-HVS100_4	94.0	0.344	2.133	0.0076	0.0236	0.03	0.13	0.0114	0.0528	0.1077	0.2604
AO-HVS70	67.0	0.203	1.985	0.0046	0.0255	0.03	0.13	0.0164	0.0620	0.0639	0.2173
AO-HVS70d	53.8	0.276	2.520	0.0056	0.0305	0.03	0.13	0.0189	0.0700	0.0867	0.2716
AO-HVS70d_6	53.8	0.384	2.879	0.0072	0.0373	0.03	0.13	0.0189	0.0700	0.1205	0.3537
AO-HVS80	76.1	0.221	1.749	0.0049	0.0242	0.03	0.13	0.0146	0.0574	0.0695	0.1966
IOS-HVS50	45.0	0.282	3.091	0.0086	0.0350	0.026	0.1	0.0206	0.0615	0.0847	0.3689
IOS-HVS50_2	45.0	0.299	2.632	0.0087	0.0360	0.026	0.1	0.0206	0.0615	0.0902	0.3444
IOS-HVS60	52.0	0.272	2.421	0.0081	0.0298	0.026	0.1	0.0192	0.0570	0.0813	0.2826
IO_Stau	12.8	0.558	8.166	0.0149	0.0950	0.045	1.2	0.0215	0.0615	0.1748	0.9871

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren in g/km je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2016

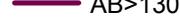
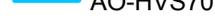
5.2.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelmissionen 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.

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.



Verkehrssituationen

- | | |
|--|--|
|  AB80 |  IOS-HVS50 |
|  AB100 |  IOS-HVS50d |
|  AB120 |  IOS-HVS50g_2 |
|  AB>130 |  IOS-HVS60 |
|  AO-HVS70 |  IOS-HVS60d |
|  AO-HVS70d |  IOS-HVS70_4 |
|  AO-HVS80 |  IOS-NS50 |
|  AO-HVS100 |  IOS-NS50d |
|  AOS-FernN100 |  IO_Stau |

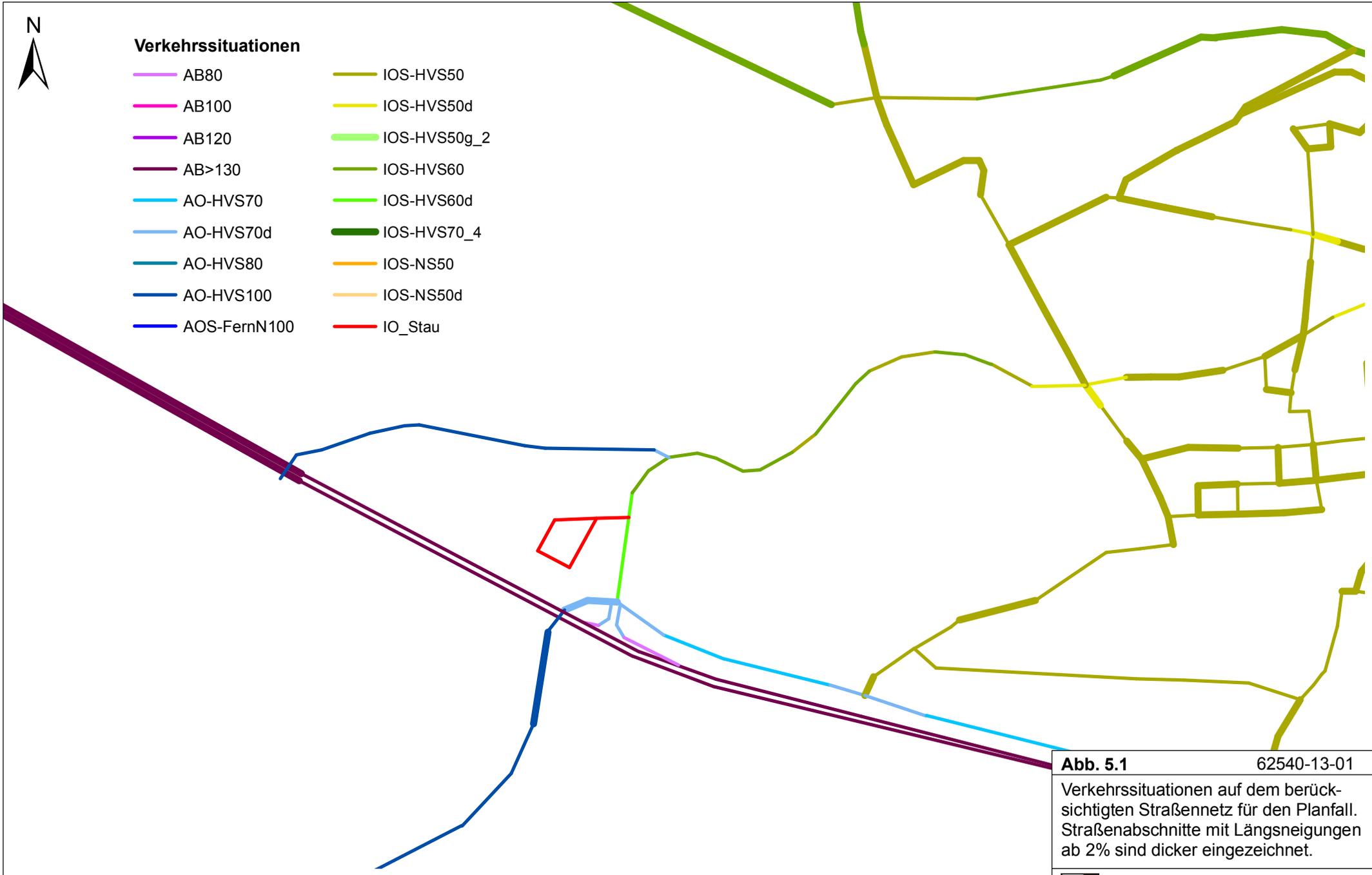


Abb. 5.1 62540-13-01
Verkehrssituationen auf dem berücksichtigten Straßennetz für den Planfall. Straßenabschnitte mit Längsneigungen ab 2% sind dicker eingezeichnet.

 Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

Die nicht motorbedingten PM_{2.5}-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) werden in der vorliegenden Untersuchung entsprechend der im Emission Inventory Guidebook von EMEP/CORINAIR (CORINAIR, 2007) beschriebenen Vorgehensweise angesetzt. Eine Differenzierung in verschiedene Straßentypen (z.B. Bundesautobahn oder innerorts) ist durch eine dort angegebene Geschwindigkeitsabhängigkeit (für Reifen und Bremsabrieb) möglich.

Die Resuspension von eingetragem Straßenstaub gehört entsprechend derzeitigem Kenntnisstand eher der Partikelfraktion zwischen 2,5 µm und 10 µm an und wird deshalb bei der Betrachtung von PM_{2.5} nicht mit berücksichtigt.

Abrieb von Kupplungsbelägen wird ebenfalls nicht berücksichtigt, da dieser weitestgehend in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten wird.

Es sei darauf verwiesen, dass insbesondere die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb von den Autoren wegen fehlender systematischer Untersuchungen mit sehr großen Unsicherheiten bewertet werden. Palmgren et al. (2003) setzt z.B. die PM_{2.5}-Straßenabriebsemissionen auf Basis von Untersuchungen von TNO aus dem Jahr 1997 zu Null. Um auf der sicheren Seite zu liegen, werden dennoch Emissionsfaktoren verwendet.

Auf Grundlage der o.a. Datenbasis werden zur Berechnung der PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen für die Summe aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) die in der **Tab. 5.1** aufgeführten Emissionsfaktoren angesetzt.

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, PM₁₀ und PM_{2.5} 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, PM₁₀ und PM_{2.5} dargestellt.

Tab. 5.2 zeigt exemplarisch für die Brennerstraße (K 1101) am geplanten Gewerbegebietes die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken und Zeit bezogene Emissionsdichten.

Betrach- tungs- fall	DTV [Kfz/24 h]	LKW- (SV)- Anteil [%]	Verkehrs- situation	NO_x [mg/(m s)]	PM10 [mg/(m s)]	PM2.5 [mg/(m s)]	NO₂d [mg/(m s)]
Prognose- nullfall	14 500	8.8	IOS-HVS60	0.080	0.0082	0.0055	0.0169
Planfall	15 700	10.4	IOS-HVS60d	0.109	0.0130	0.0067	0.0213

Tab. 5.2: Verkehrsdaten und berechnete Emissionen für die Brennerstraße (K 1101) am geplanten Gewerbegebiet für den Prognose-nullfall und den Planfall 2016

6 IMMISSIONEN

Die Ergebnisse der Immissionsberechnungen, bestehend aus der Überlagerung der Hintergrundbelastung und der verkehrsbedingten Zusatzbelastung innerhalb des Untersuchungsgebietes, 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. Beurteilungsrelevante Kenngrößen sind einheitlichen Farben zugeordnet. Es sind jeweils die Gesamtbelastungen angegeben.

In den Grafiken wird der Bereich um das Bebauungsplangebiet „GE Längenbühl“ inklusive den Zufahrtsstraßen dargestellt. Die Schadstoffimmissionen im Untersuchungsgebiet wurden für über 42 000 Untersuchungspunkte in Bodennähe bestimmt. Die Anordnung der Untersuchungspunkte erfolgte in einem 5 m x 5 m-Raster. In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (Kap. 5) auf den berücksichtigten Straßen sowie auf den Streckenabschnitten im geplanten Gewerbegebiet ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Im Folgenden wird jeweils nur die Gesamtbelastung diskutiert, welche sich aus der Zusatzbelastung und großräumig vorhandener Hintergrundbelastung (Kap. 4) zusammensetzt.

Betrachtet werden die Immissionskenngrößen für die Gesamtbelastung von NO_2 und für die Feinstaubfraktionen PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$ im Prognosenullfall und im Planfall. Die Bewertung erfolgt im Hinblick auf die Grenzwerte der 39. BImSchV.

6.1 Stickstoffdioxid-Immissionen (NO_2)

Die **Abb. 6.1** zeigt die im Untersuchungsgebiet berechneten NO_2 -Immissionen (Jahresmittelwerte) für den Prognosenullfall 2016. Die höchsten NO_2 -Immissionen werden im Nahbereich der Autobahn A 8 berechnet mit Jahresmittelwerten über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im westlichen Bereich des Betrachtungsgebietes liegen Wirtschaftsgebäude nahe der A 8; dort sind am nächstgelegenen Gebäude NO_2 -Immissionen leicht über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an den anderen Gebäuden dort unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Entlang der Brennerstraße (K 1011) sind NO_2 -Immissionen unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße unter $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

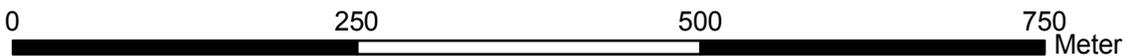
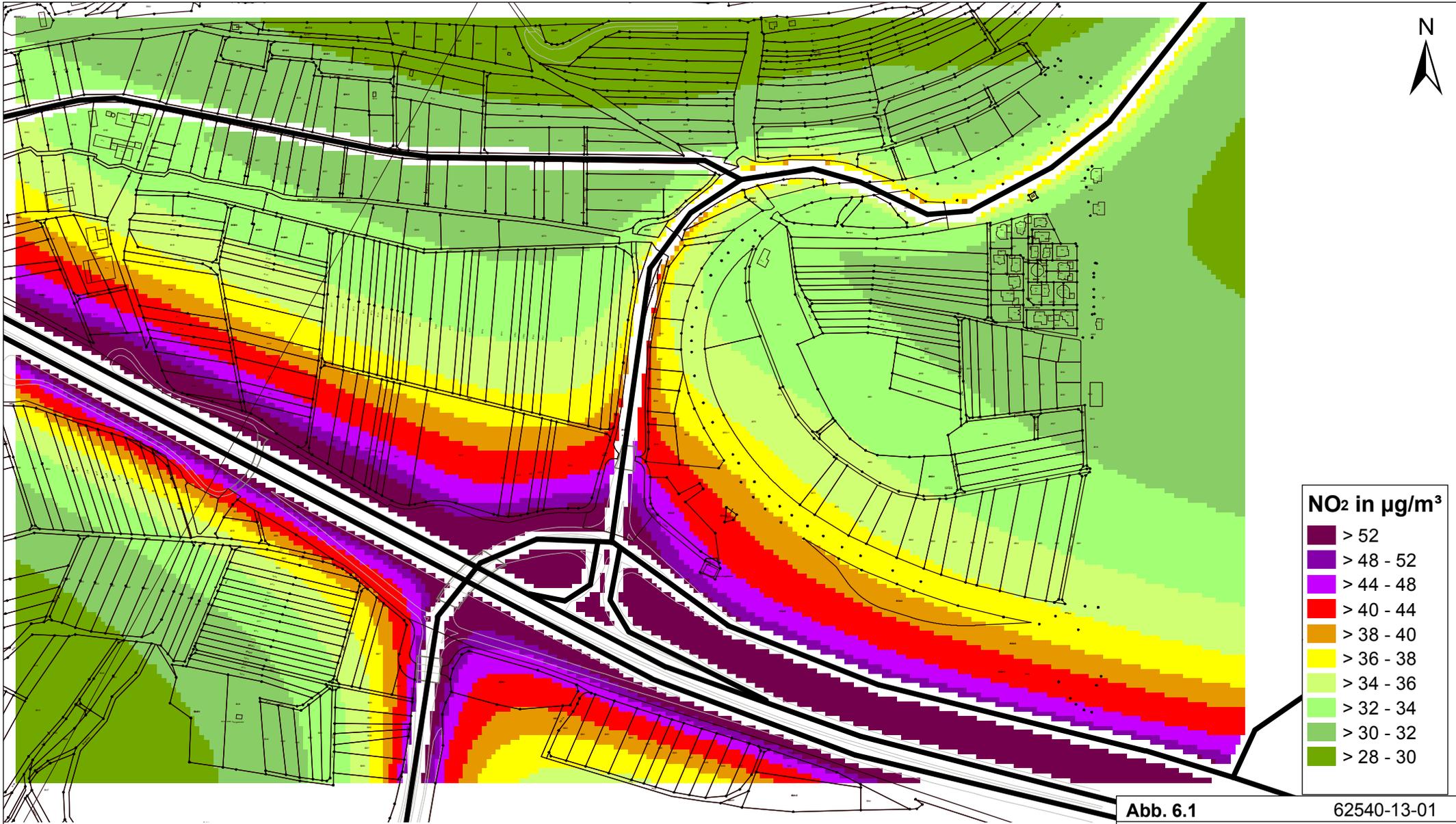


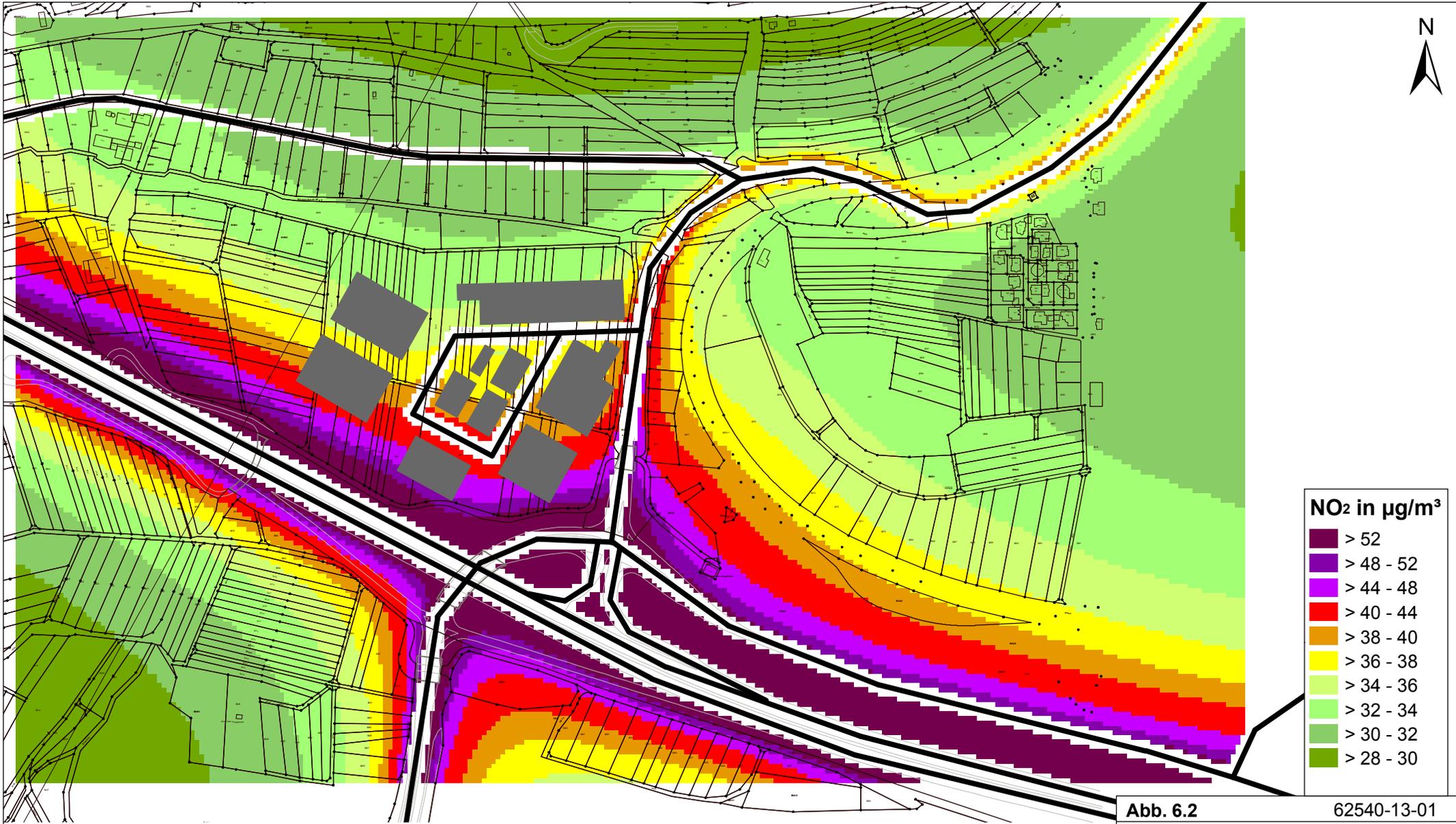
Abb. 6.1 62540-13-01
 NO₂-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall.

Der geltende Grenzwert der 39. BImSchV für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird im Prognosenullfall 2016 an der bestehenden Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten, an Wirtschaftsgebäuden nahe der A 8 jedoch erreicht und teilweise gering überschritten. Die NO₂-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) sind in Bezug auf den Grenzwert an der Wohnbebauung nach **Tab. 3.2** als erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Die **Abb. 6.2** zeigt die NO₂-Immissionen (Jahresmittelwerte) für den Planfall mit geplantem Gewerbegebiet „Längenbühl“. Im überwiegenden Bereich des Untersuchungsgebietes sind im Planfall 2016 mit dem Prognosenullfall vergleichbare NO₂-Immissionen berechnet. Der Verkehr für das Gewerbegebiet führt entlang den Streckenabschnitten des Gewerbegebietes und an den Zufahrtsstraßen zu etwas höheren verkehrsbedingten Immissionen. Damit sind an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße NO₂-Immissionen unter 36 µg/m³ berechnet. Innerhalb des Bebauungsplangebietes sind an den südlichen geplanten Gebäuden, den nächstgelegenen Gebäuden zur A 8 und der Anschlussstelle Leonberg-West, NO₂-Immissionen teilweise über 40 µg/m³ prognostiziert.

Der geltende Grenzwert der 39. BImSchV für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird im Planfall 2016 an der bestehenden Wohnbebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten, an Wirtschaftsgebäuden nahe der A 8 jedoch erreicht und teilweise gering überschritten. Die NO₂-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) sind in Bezug auf den Grenzwert an der Wohnbebauung nach **Tab. 3.2** als erhöhte Konzentrationen einzustufen. An der geplanten gewerblichen Nutzung sind teilweise NO₂-Immissionen über 40 µg/m³ prognostiziert; dort ist eine direkte Belüftung der Räume mit der schadstoffbelasteten Außenluft zu vermeiden.

Die berechneten NO₂-Kurzzeitbelastungen (98-Perzentilwerte) erreichen sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2016 an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet weniger als 120 µg/m³ (Wirtschaftsgebäude nahe der A 8) bzw. an der Wohnbebauung weniger als 100 µg/m³. Die 39. BImSchV (2010) sieht eine neue Bestimmung der Kurzzeitbelastung von NO₂ vor (siehe Abschnitt 3.3). Entsprechend den Ableitungen aus Messdaten kann geschlossen werden, dass bei einer Einhaltung von 130 µg/m³ (98-Perzentilwert) auch der neue Grenzwert eingehalten wird. Dementsprechend ist zu erwarten, dass im Betrachtungsgebiet der neue Grenzwert sowohl im Prognosenullfall als auch im Planfall 2016 an bestehender Bebauung nicht überschritten wird. Lediglich am Südrand des geplanten Gewerbegebietes sind Überschreitungen nicht auszuschließen. Auf eine grafische Darstellung wird hier verzichtet.



NO₂ in µg/m³

- > 52
- > 48 - 52
- > 44 - 48
- > 40 - 44
- > 38 - 40
- > 36 - 38
- > 34 - 36
- > 32 - 34
- > 30 - 32
- > 28 - 30

Abb. 6.2 62540-13-01

NO₂-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) im Untersuchungsgebiet für den Planfall.

6.2 Feinstaub-Immissionen (PM10)

Für die Bewertung der Feinstaubimmissionen liegen zwei Beurteilungsgrößen vor. Diese sind der Jahresmittelwert und der Kurzzeitwert, der max. 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in einem Jahr erlaubt. Die Auswertungen von Messdaten zeigen, dass der Kurzzeitwert die strengere Größe darstellt. Entsprechend den Ausführungen in Kap. 3 gibt es für den Kurzzeitwert einen Schwellenwert. Dieser besagt, dass ab einem PM10-Jahresmittelwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der Kurzzeitwert überschritten ist. Im Folgenden werden die berechneten PM10-Jahresmittelwerte dargestellt und mit Blick auf die beiden Werte von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diskutiert.

Die **Abb. 6.3** zeigt die im Prognosenullfall 2016 im Untersuchungsgebiet berechneten PM10-Immissionen (Jahresmittelwerte). Die höchsten PM10-Immissionen werden im Nahbereich der Autobahn A 8 berechnet mit Jahresmittelwerten bis $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im westlichen Bereich des Betrachtungsgebietes liegen Wirtschaftsgebäude nahe der A 8; dort sind am nächstgelegenen Gebäude PM10-Immissionen unter $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Entlang der Brennerstraße (K 1011) sind PM10-Immissionen unter $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße unter $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Prognosenullfall 2016 an der beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM10-Jahresmittelwerte nach **Tab. 3.2** als mittlere bis leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung wird entsprechend den Berechnungsergebnissen an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet ebenfalls nicht erreicht und nicht überschritten.

Die **Abb. 6.4** zeigt berechneten PM10-Immissionen für den Planfall 2016 mit geplantem Gewerbegebiet „Längenbühl“. Im überwiegenden Bereich des Untersuchungsgebietes sind im Planfall 2016 mit dem Prognosenullfall vergleichbare PM10-Immissionen berechnet. Der Verkehr für das Gewerbegebiet führt entlang den Streckenabschnitten des Gewerbegebietes und an den Zufahrtsstraßen zu etwas höheren verkehrsbedingten Immissionen. Damit sind an der nächstgelegenen Wohnbebauung zur Brennerstraße PM10-Immissionen unter $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Innerhalb des Bebauungsplangebietes sind an den südlichen geplanten Gebäuden, den nächstgelegenen Gebäuden zur A 8 und der Anschlussstelle Leonberg-West, PM10-Immissionen teilweise bis $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

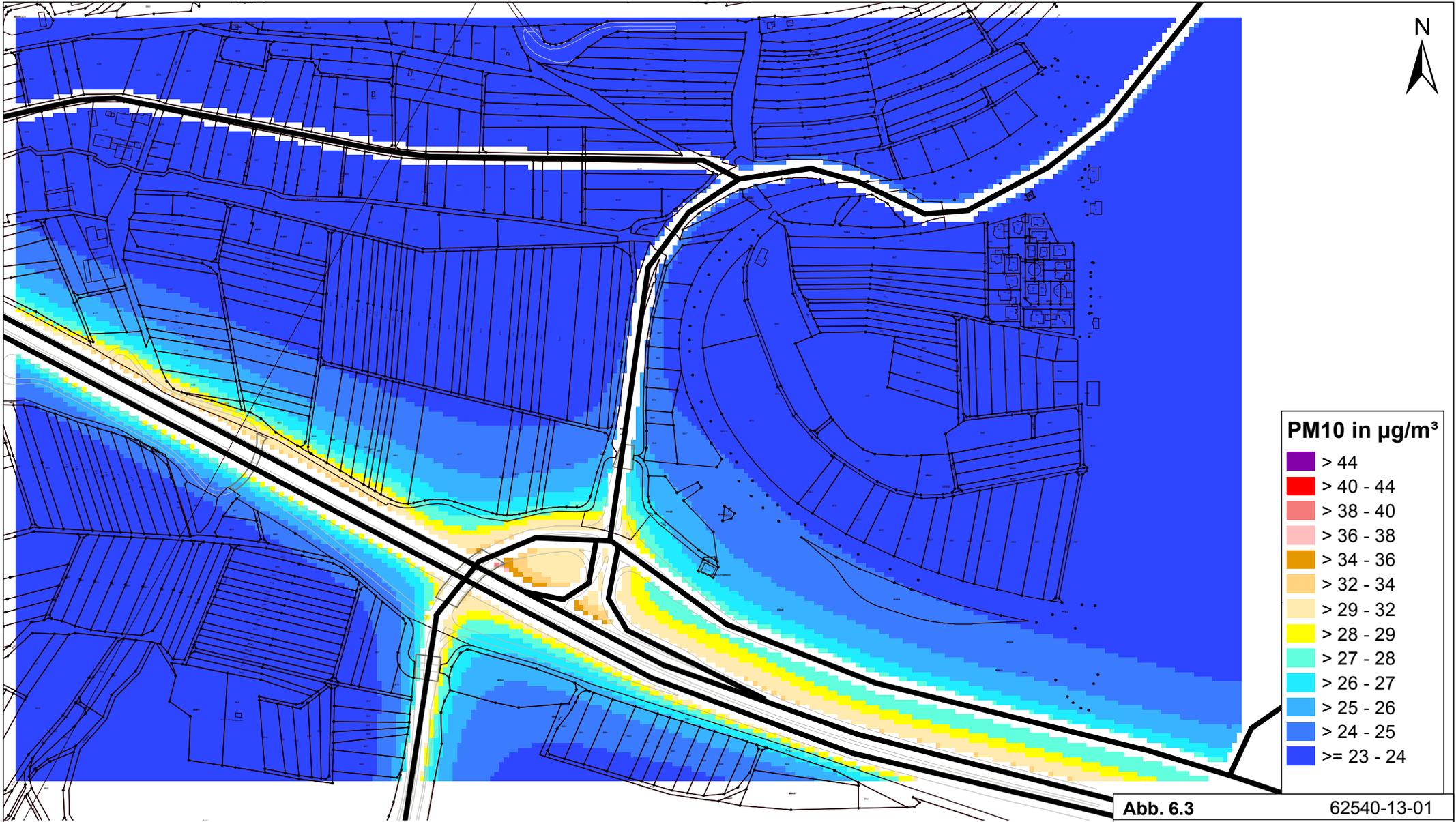
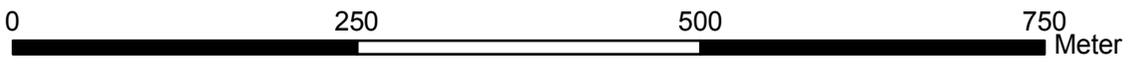


Abb. 6.3 62540-13-01
 PM10-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall.



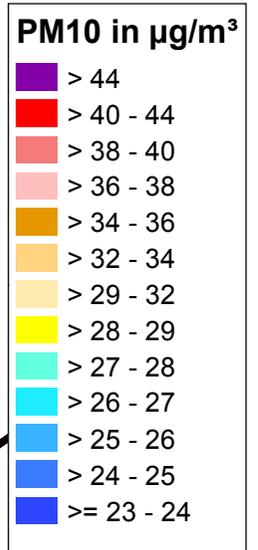
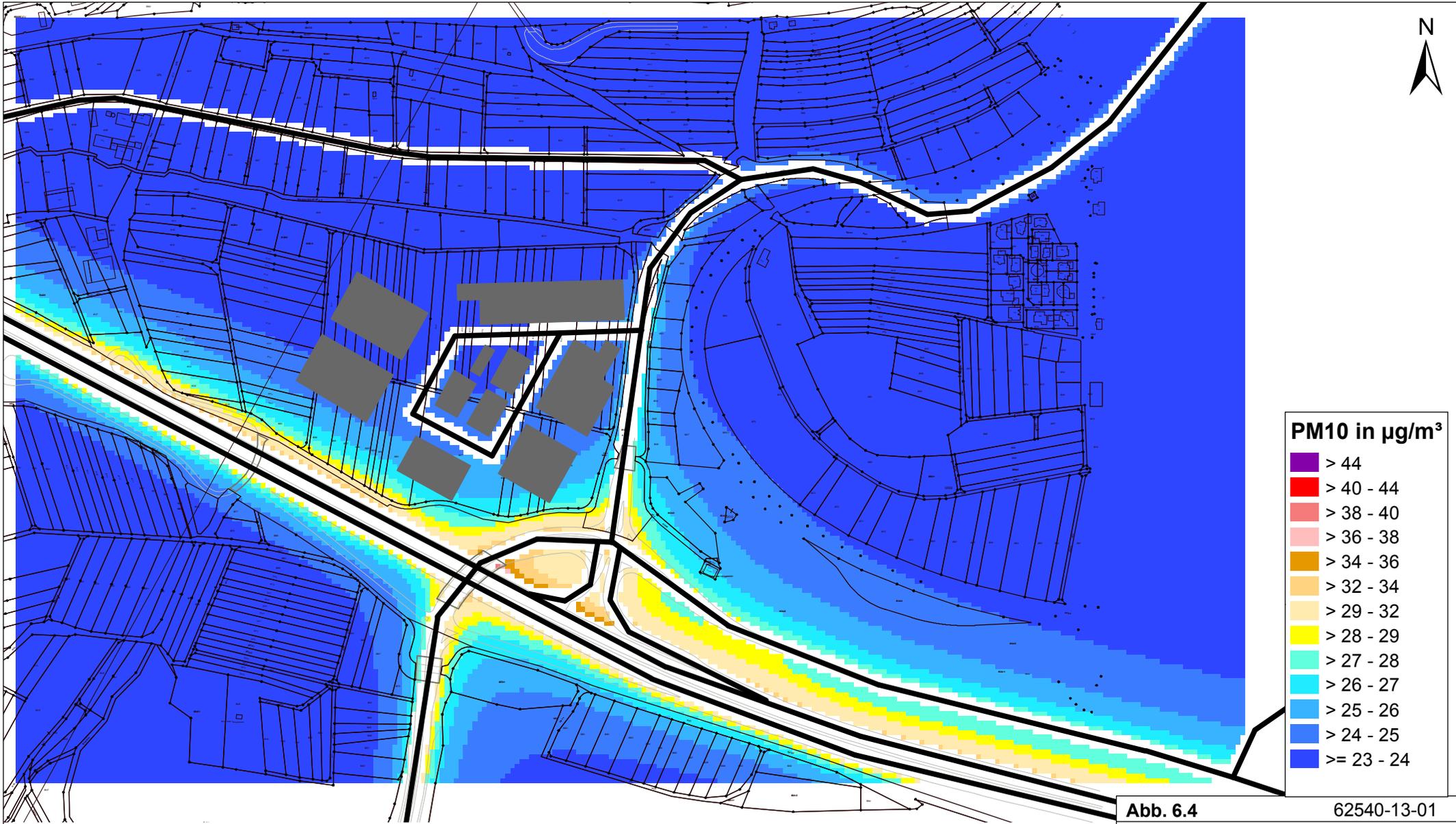
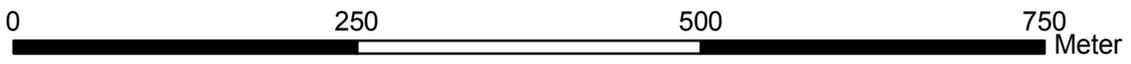


Abb. 6.4 62540-13-01
 PM10-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) im Untersuchungsgebiet für den Planfall.



Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird im Planfall 2016 an der beurteilungsrelevanten Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM10-Jahresmittelwerte nach **Tab. 3.2** als mittlere bis leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen. Der Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel zur Ableitung der PM10-Kurzzeitbelastung wird entsprechend den Berechnungsergebnissen an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet ebenfalls nicht erreicht und nicht überschritten.

6.3 Feinstaub-Immissionen (PM2.5)

Für die Bewertung der PM2.5-Immissionen werden zwei Beurteilungswerte genannt. Diese sind der PM2.5-Grenzwert (Jahresmittelwert) von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der ab dem Jahr 2015 einzuhalten ist und der Richtgrenzwert (Jahresmittelwert) von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der ab dem Jahr 2020 einzuhalten ist. Im Folgenden werden die berechneten PM2.5-Jahresmittelwerte dargestellt und mit Blick auf den Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und den Richtgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diskutiert.

Die **Abb. 6.5** zeigt die im Prognosenußfall 2016 berechneten PM2.5-Immissionen. Im überwiegenden Bereich des Untersuchungsgebietes sind im Prognosenußfall mit der angesetzten Hintergrundbelastung vergleichbare PM2.5-Immissionen mit Jahresmittelwerten unter $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Nur im Nahbereich der Autobahn sind erhöhte PM2.5-Jahresmittelwerte prognostiziert, die an der Anschlussstelle und am Rand der A 8 teilweise über $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen.

Im Planfall (**Abb. 6.6**) sind im gesamten Untersuchungsgebiet mit dem Prognosenußfall vergleichbare PM2.5-Immissionen berechnet. Der Lieferverkehr für das Industriegebiet und der zusätzliche Verkehr führt entlang den Straßenabschnitten zu etwas höheren verkehrsbedingten PM2.5-Immissionen, die Zunahme am Straßenrand der Zufahrtsstraßen beträgt jedoch weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel. Innerhalb des Bebauungsplangebietes sind an den südlichen geplanten Gebäuden, den nächstgelegenen Gebäuden zur A 8 und der Anschlussstelle Leonberg-West, PM2.5-Immissionen teilweise bis $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird entsprechend den Immissionsberechnungen sowohl im Prognosenußfall als auch im Planfall 2016 an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den ab dem Jahr 2015 einzuhaltenden Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind die PM2.5-Immissionen an der bestehenden beurteilungsrelevanten Bebauung als mittlere Konzentrationen einzustufen. Der ab dem Jahr 2020 einzuhaltende Richtgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird an der Bebauung im Untersuchungsgebiet nicht überschritten.

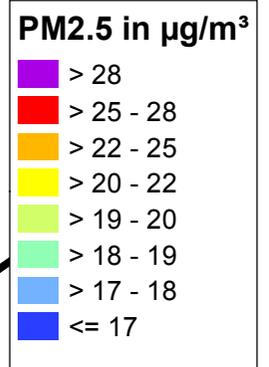
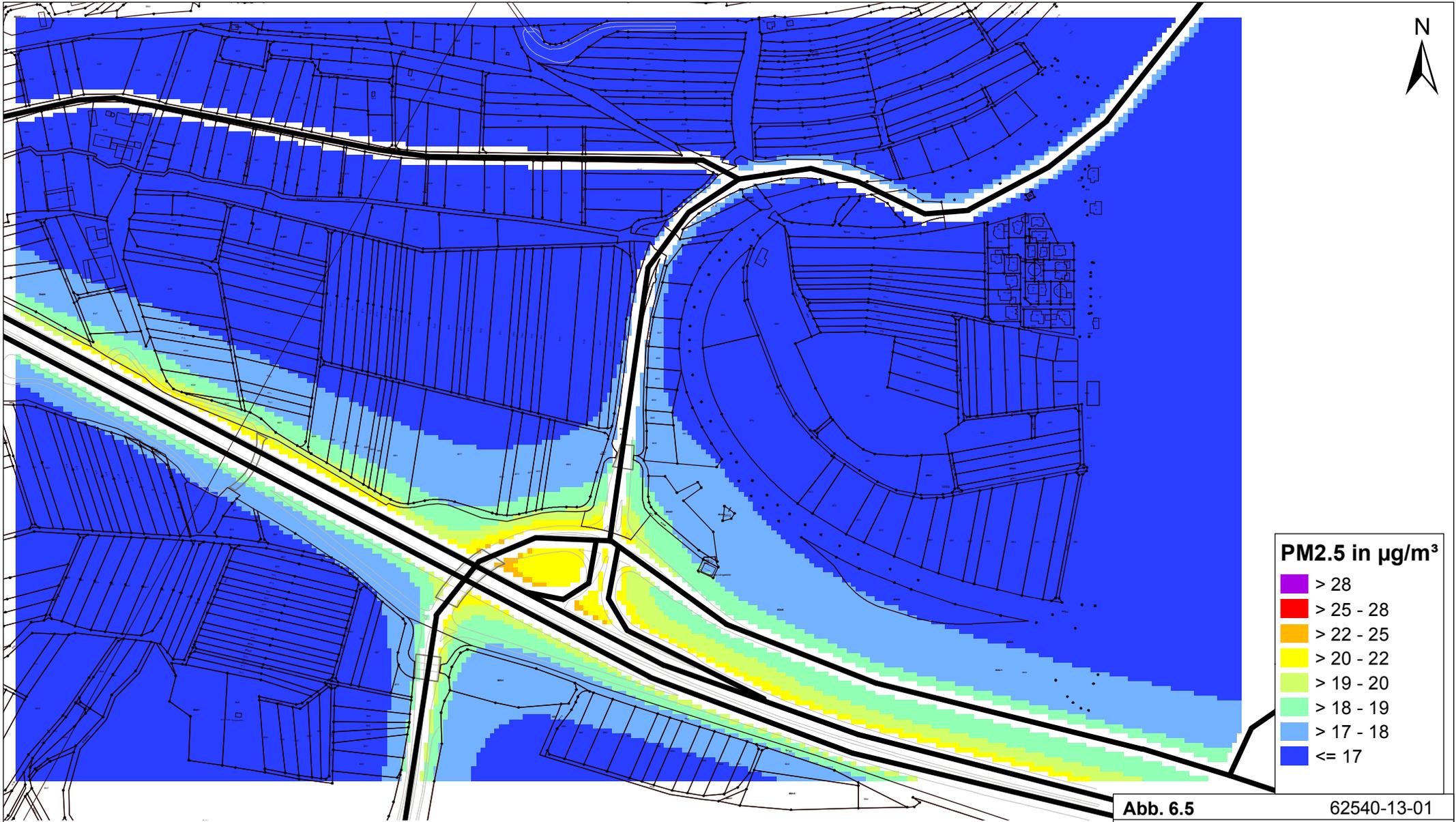


Abb. 6.5 62540-13-01
 PM2.5-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall.

0 250 500 750 Meter

 Ingenieurbüro Lohmeyer
 GmbH & Co. KG

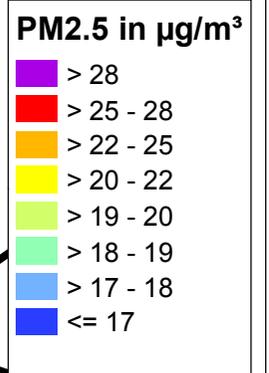
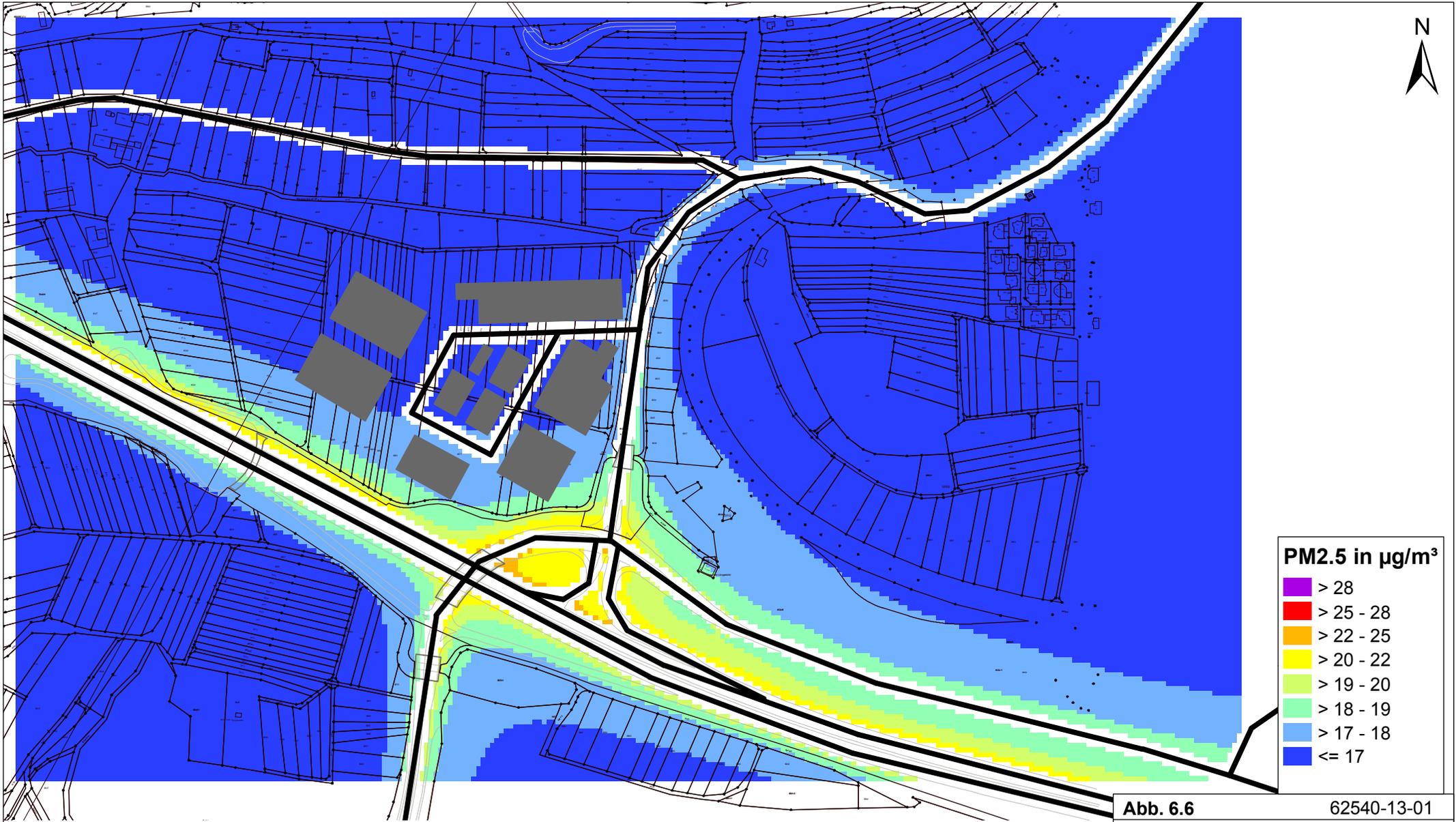
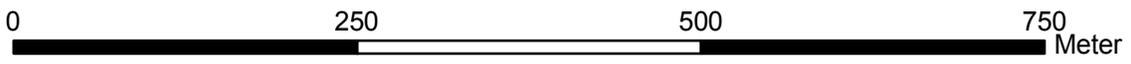


Abb. 6.6 62540-13-01
 PM2.5-Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) im Untersuchungsgebiet für den Planfall.



7 LITERATUR

22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft vom 11. September 2002 (BGBl. I S. 3626), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 241). (mit Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
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. (mit Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
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.
- Bächlin, W., Bösing, R., Brandt, A., Schulz, T. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 66 (2006) Nr. 4 – April.
- BAST (1986): Straßenverkehrszählungen 1985 in der Bundesrepublik Deutschland. Erhebungs- und Hochrechnungsmethodik. Schriftenreihe Straßenverkehrszählungen, Heft 36. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bergisch Gladbach, 1986. Hrsg.: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- 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.
- BAST (2010): Verkehrsentwicklung auf den Bundesfernstraßen 2009. Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen, 2010.

- Bruckmann, P., Otto, R., Wurzler, S., Pfeffer, U., Doppelfeld, A., Beier, R. (2009): Welche Anforderungen stellen die neuen europäischen Regelungen zu der Feinstaubfraktion PM_{2,5} an den Immissionsschutz? Immissionsschutz 3/09.
- CORINAIR (2007): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidbook - 2007. EEA (European Environment Agency). Publish date: 5 Dec 2007. In: Technical report No 16/2007.
- De Leeuw, F., Horálek, J. (2009): Assessment of health impacts of exposure to PM_{2.5} at a European level. ETC/ACC Technical Paper 2009/1. European Topic Centre on Air and Climate Change, June 2009.
- 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, Vol. 20 067-073 (February 2011).
- 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. Projekt70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- EU-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. L152/1.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Böisinger, 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.
- 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.
- Kolb, H. (1976): Vergleich verschiedener Methoden der Übertragung von Statistiken der Ausbreitungsverhältnisse in orographisch modifiziertem Gelände. In: Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B. 24, S. 57-68.
- Kühlwein, J. (2004): Unsicherheiten bei der rechnerischen Ermittlung von Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs und Anforderungen an zukünftige Modelle. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart, 20. September 2004.
- Kutzner, K., Diekmann, H., Reichenbacher, W. (1995): Luftverschmutzung in Straßenschluchten - erste Messergebnisse nach der 23. BImSchV in Berlin. VDI-Bericht 1228, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
- LfU (1993): Die Luft in Baden-Württemberg, Jahresbericht 1992. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- LUBW (2007-2013): Jahresdaten 2006-2012 – Kenngrößen der Luftqualität. Hrsg.: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. Im Internet unter www.lubw.baden-wuerttemberg.de.
- 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.
- Lohmeyer (2011): Berechnung der immissionsseitigen Auswirkungen von verkehrlichen Maßnahmen des Luftreinhalteplans für Leonberg. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Projekt 61920 vom Juni 2011 im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart.
- LUA NRW (2006): Jahresbericht 2005, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Februar 2006, www.lua.nrw.de bzw. www.lanuv.nrw.de.
- Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzler, M., Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M., Jensen, B. (2003): Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460. Hrsg.: Ministry of Environment – National Environmental Research Institut / Denmark.
http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR460.PDF

- RLuS (2012): Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2012. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Straßenentwurf, veröffentlicht 2013.
- 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., Böisinger, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R., Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhalte 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).
- TREMODO (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 (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 3.1 / Januar 2010. 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. VDI-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 A 1
BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF-
KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

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 PM10-Fraktion über ein Kalenderjahr 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	ab 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. Für davor liegende Jahre werden Toleranzmargen genannt, die hier im Kap. A1.2 beschrieben werden.

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.

Die 39. BImSchV weist als Zielwert einen PM2.5-Jahresmittelwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus, der bereits heute eingehalten werden sollte und ab dem Jahr 2015 ein Grenzwert wird.

Für den Immissionsgrenzwert für PM2.5 von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ab dem Jahr 2015 wurde eine Toleranzmarge von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erlassen, die sich ab dem 1. Januar 2009 in jährlichen Stufen um ein Siebentel (ca. $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) vermindert. Diese Toleranzmarge darf überschritten werden, ohne die Erstellung von Luftreinhalteplänen zu bedingen. Der jeweilige jährliche Wert wird hier als Übergangsbeurteilungswert bezeichnet.

In der 39. BImSchV wird ergänzend zur Einhaltung des Grenzwertes als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM2.5-Exposition von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM2.5-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 PM2.5-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20%, mindestens jedoch soll das Ziel von $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 umsetzt.

Im Unterschied zur 39. BImSchV soll nach der EU-Luftqualitätsrichtlinie ab dem Jahr 2020 ein PM2.5-Richtgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel (Stufe 2 im Anhang XIV) zum Grenzwert werden. Im Jahr 2013 wird 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.

A N H A N G A 2

BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR

IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG 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. (2006). 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. A2.1** 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 ≥ 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 ent-

sprechender 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-Rechenergebnissen 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 Gesamtimmissionsbelastung geringer sind.

A N H A N G A 3
EMISSIONEN DER STRASSENABSCHNITTE

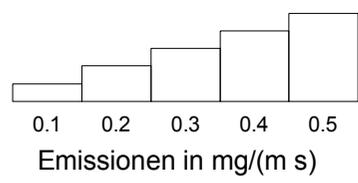
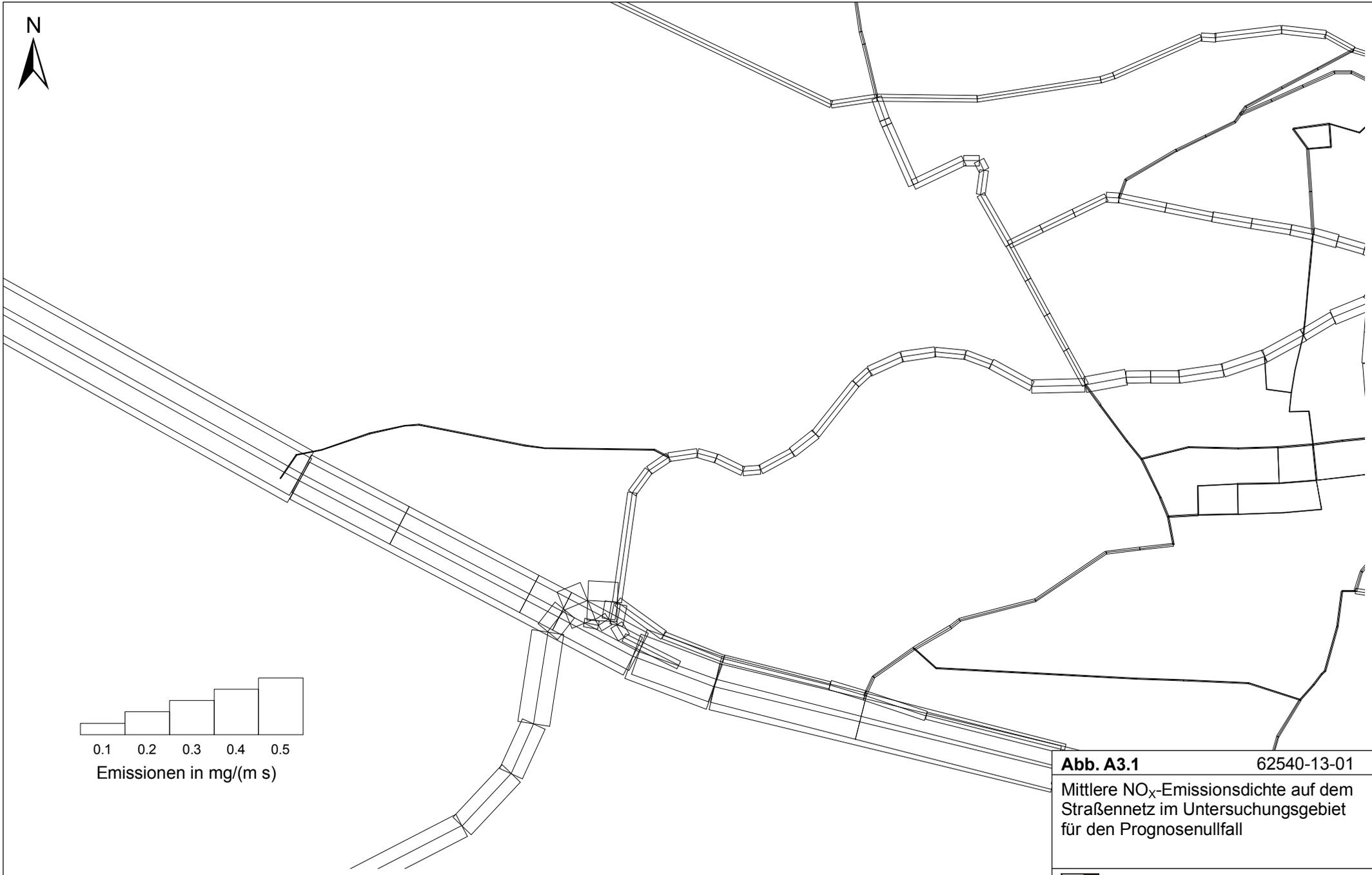


Abb. A3.1	62540-13-01
Mittlere NO _x -Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall	
	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

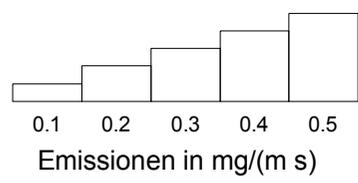
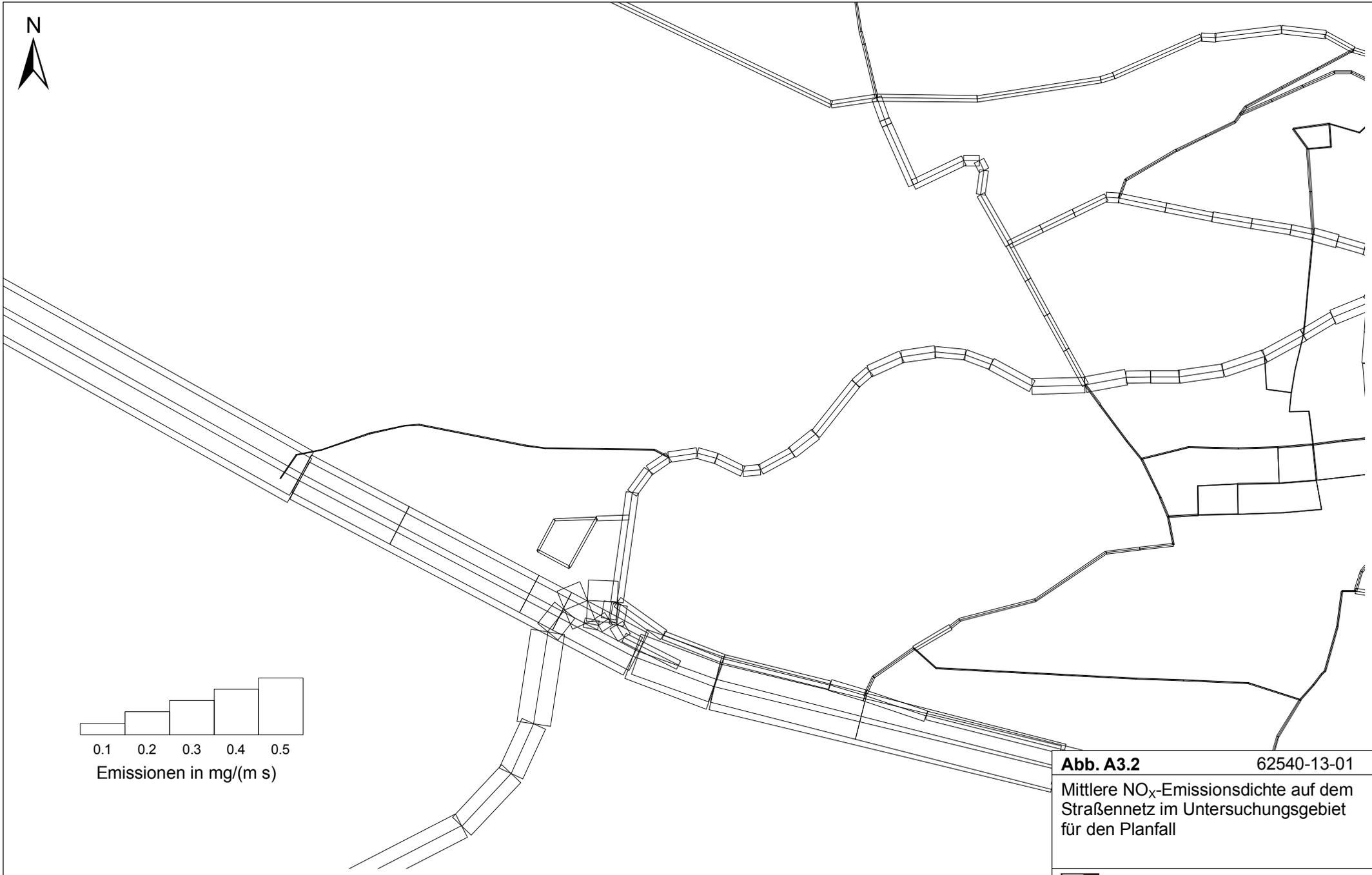


Abb. A3.2	62540-13-01
Mittlere NO _x -Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall	
	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

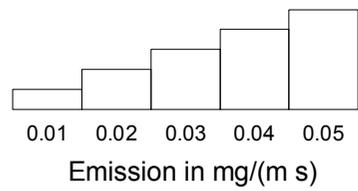
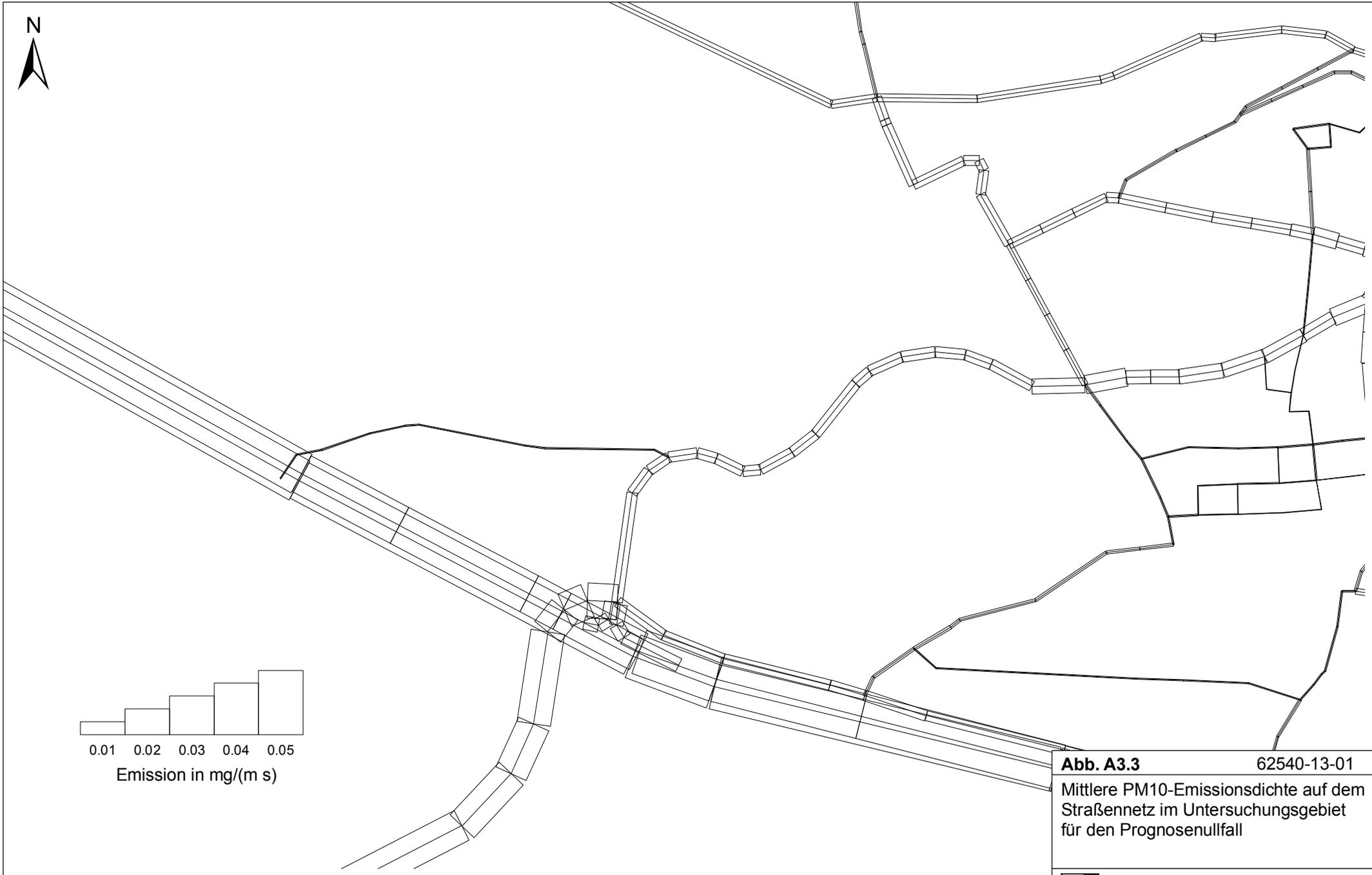


Abb. A3.3	62540-13-01
Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall	
	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

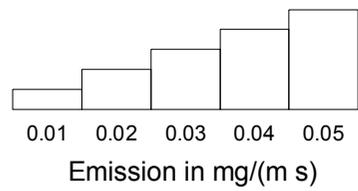
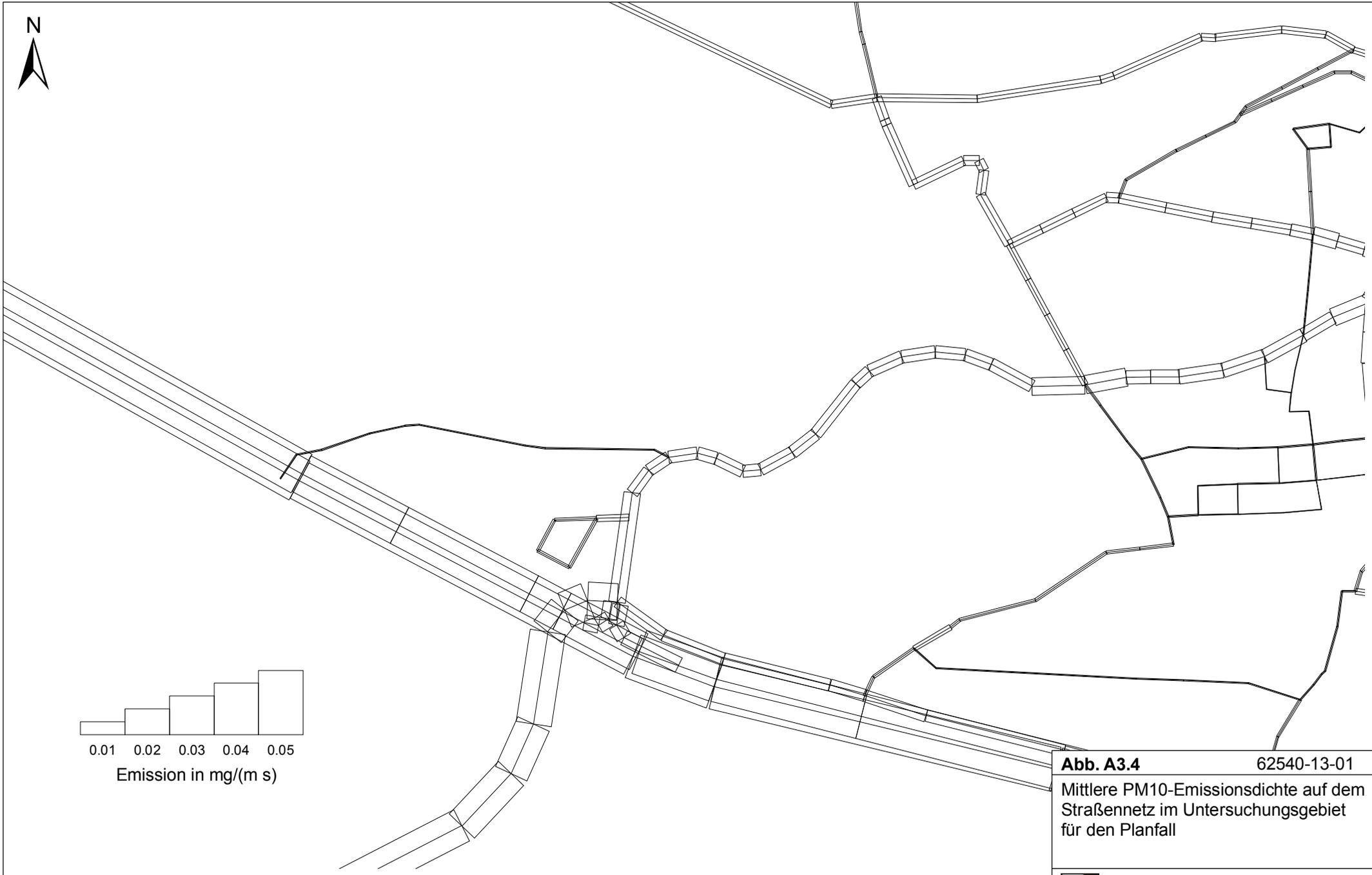


Abb. A3.4	62540-13-01
Mittlere PM10-Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall	
	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

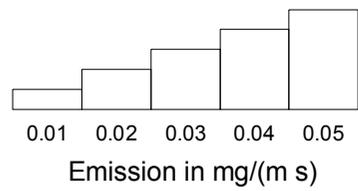
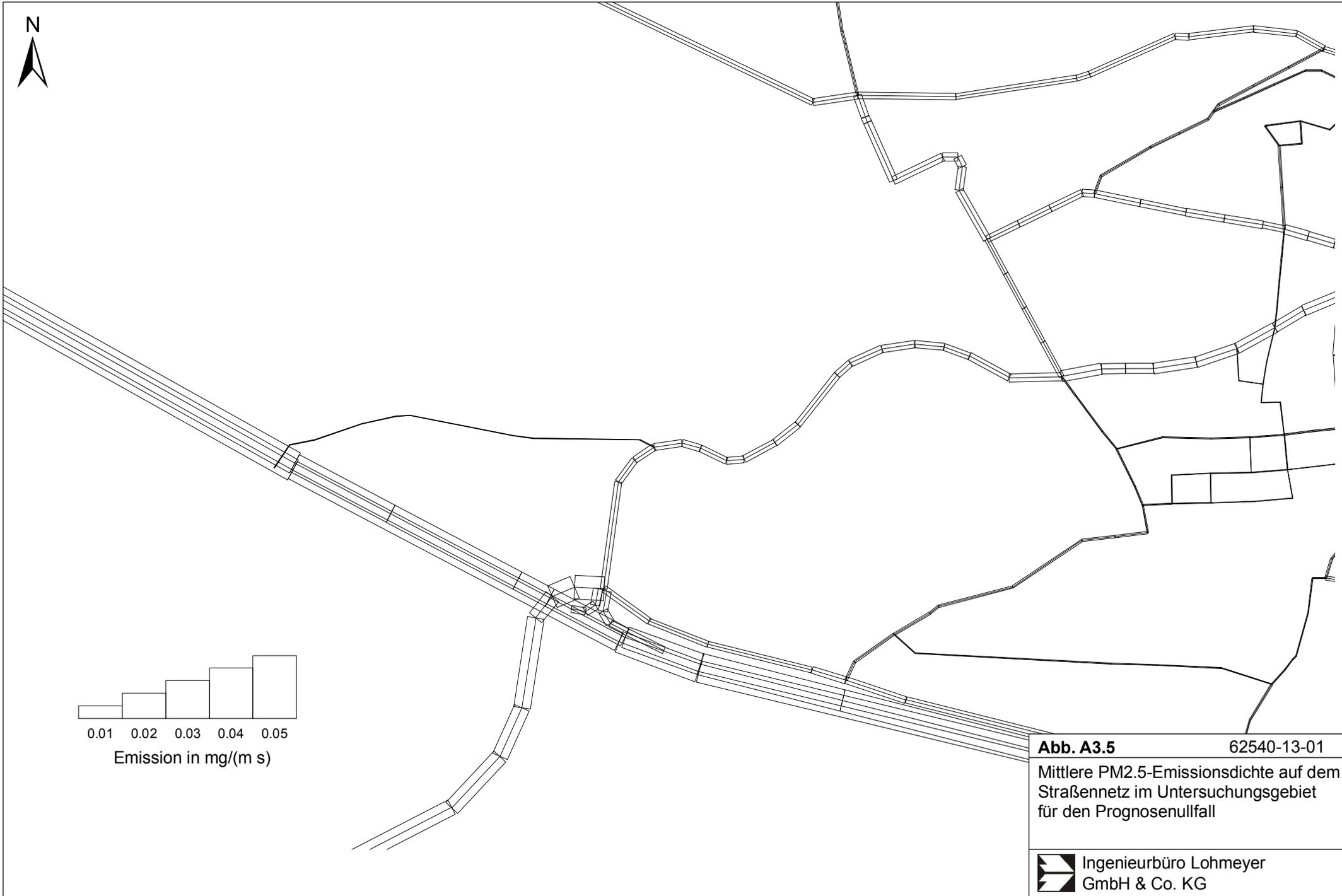


Abb. A3.5	62540-13-01
Mittlere PM _{2.5} -Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Prognosenullfall	
	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG

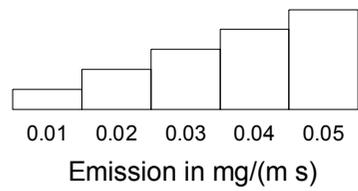
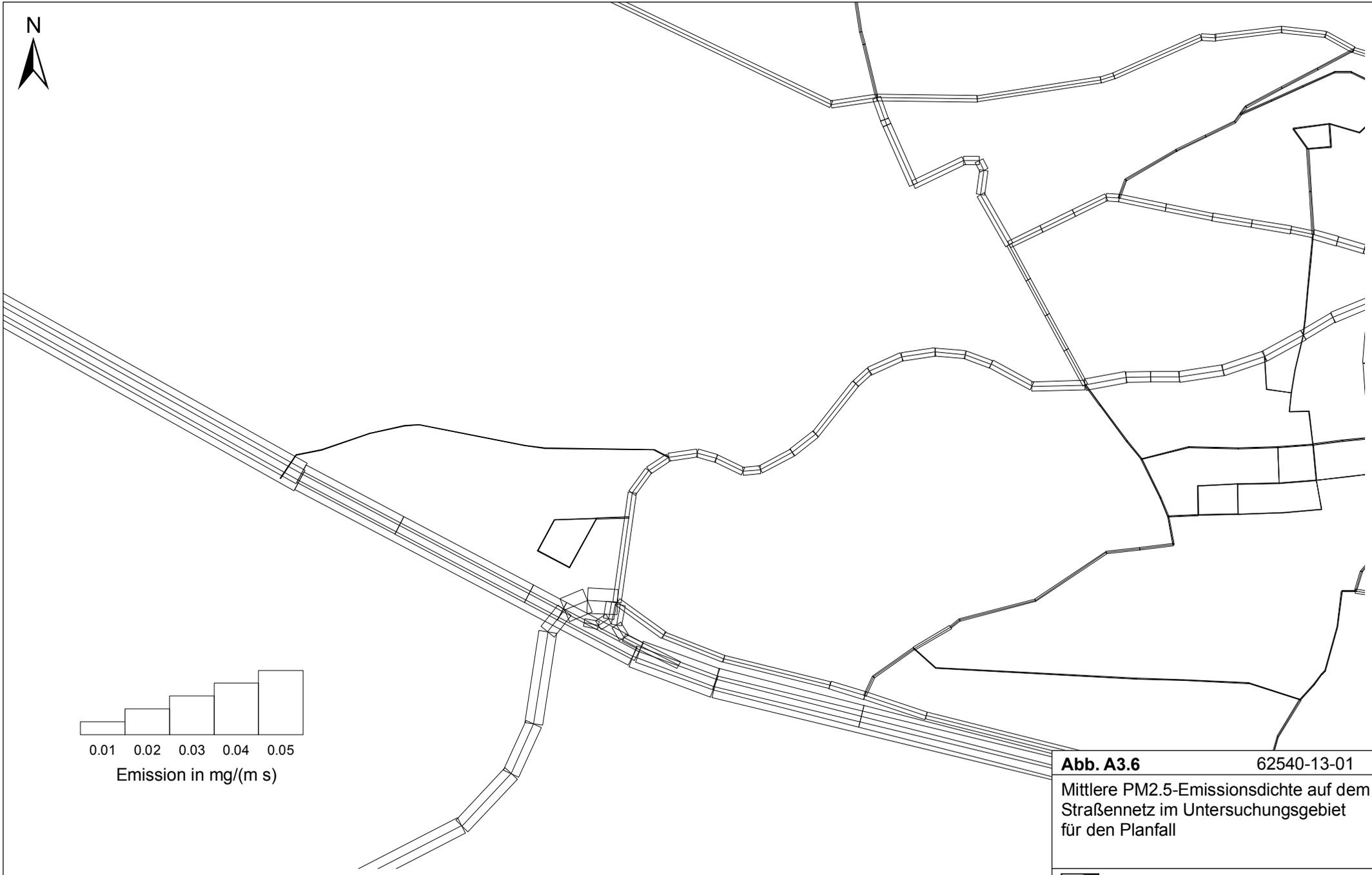


Abb. A3.6	62540-13-01
Mittlere PM _{2.5} -Emissionsdichte auf dem Straßennetz im Untersuchungsgebiet für den Planfall	
	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG