
Von km **1 + 950** bis km **5 + 840** Straßenbauverwaltung

Nächste Orte: **Hamburg** **Freie und Hansestadt Hamburg**
Behörde für Wirtschaft,
Verkehr und Innovation

Baulänge: **3,890 km** **Amt für Verkehr und Straßenwesen**

Länge der Anschlüsse:

FESTSTELLUNGSENTWURF

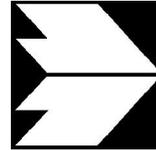


AK HH-Hafen (A7/A26) bis AD Süderelbe (A1/A26)

VKE 7052:
Abschnitt 6b: AS HH-Moorburg - AS HH-Hohe Schaar
Bau-km 1+950,000 – 5+840,895

- Luftschadstofftechnische Untersuchung -

<p>aufgestellt: Berlin, 30.04.2019</p> <p>gez. i.A. Pfeffermann</p> <p>DEGES Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH Zimmerstraße 54 10117 Berlin</p>	



**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

Mohrenstraße 14, D - 01445 Radebeul

Telefon: +49 (0) 351 / 8 39 14 - 0

Telefax: +49 (0) 351 / 8 39 14 59

E-Mail: info.dd@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

Büroleiter: Dr. rer. nat. Ingo Düring

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

**NEUBAU DER A 26,
HAFENPASSAGE HAMBURG
AK HH-SÜDERELBE (A 7)
BIS AD/AS HH-HOHE SCHAAR (M)

- LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN -**

Auftraggeber: DEGES Deutsche Einheit
Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH
Zimmerstraße 54
10117 Berlin

Dipl.-Geogr. F. Jänich

Dr. rer. nat. I. Düring

August 2018 (Redaktion Mai 2019)
Lohmeyer-Projektnr. 71043-14-01/2
Berichtsumfang 57 Seiten

INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	3
2	AUFGABENSTELLUNG	6
3	VORGEHENSWEISE	7
	3.1 Betrachtete Schadstoffe	7
	3.2 Zusammenfassung der Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffe	7
	3.3 Berechnungsverfahren PROKAS.....	8
	3.4 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	10
4	EINGANGSDATEN	13
	4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	14
	4.2 Verkehrsdaten	16
	4.3 Meteorologische Daten	18
	4.4 Hintergrundbelastung der Luft	18
5	EMISSIONEN	24
	5.1 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	24
	5.2 Motorbedingte Emissionsfaktoren.....	24
	5.3 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren	26
	5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	29
6	IMMISSIONEN.....	32
	6.1 Stickstoffdioxid (NO ₂).....	32
	6.2 Feinstaub (PM ₁₀)	35
	6.3 Feinstaub (PM _{2.5})	37
	6.4 Gesamtbewertung	39
7	LITERATUR	40
	ANHANG A1: BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF-	
	KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN.....	44

ANHANG A2: BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	48
ANHANG A3: EMISSIONSABBILDUNGEN.....	54

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 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 gröÙenselektierenden 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

Die Freie und Hansestadt Hamburg in Vertretung durch die DEGES plant zur Beseitigung der verkehrlichen Engpässe und Erhöhung der verkehrlichen Leistungsfähigkeit den Neubau der A 26, Hafentunnel Hamburg vom AK HH-Hafen (A 7) bis AD HH-Süderelbe (A 1). Der zu betrachtende Planungsabschnitt ist VKE 7052: AS HH-Moorburg bis AS HH-Hohe Schaar.

Im Planungsprozess für die o. g. Baumaßnahme wird ein Gutachten zur Lufthygiene benötigt, welches die relevanten Luftschadstoffimmissionen aus dem Kfz-Verkehr ermittelt und bewertet.

Betrachtet wurde folgender Fall:

- Planfall nach Umsetzung der Planungsmaßnahme und den Verkehrszahlen für 2030

Berücksichtigt wurden die folgenden Komponenten: Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaub (PM10, PM2.5). Die Beurteilung der Maßnahme erfolgte im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV.

Mit dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in seiner Version 3.3 (UBA, 2017) wurden die verkehrsbedingten Emissionen für das Prognosejahr 2025 ermittelt.

Das früheste Jahr der möglichen Inbetriebnahme der Planungsmaßnahme ist aktuell für das Jahr 2028 zu erwarten. Die Berechnungsergebnisse für 2025 fallen höher aus, als für 2028 und können aus konservativer Sicht zur Beurteilung für die Planungsmaßnahme herangezogen werden.

Die nicht motorbedingten PM10- und PM2.5-Emissionen wurden auf der Grundlage vorliegender Systematisierungen aus der Literatur bestimmt.

Die Ausbreitungsmodellierung erfolgte mit dem Modell PROKAS (Beschreibung siehe Anhang A2).

Die so berechnete Zusatzbelastung, verursacht vom Kfz-Verkehr auf den berücksichtigten Straßen, wurde mit der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen vorläge, wurde auf Grundlage von Messdaten und in Abstimmung mit der zu-

ständigen Immissionsschutzbehörde angesetzt. Die NO/NO₂-Konversion wurde mit einem vereinfachten Chemiemodell durchgeführt. Diskutiert und bewertet wurde die Gesamtbelastung (Zusatzbelastung + Hintergrundbelastung).

Ergebnisse

Hinweis: Insbesondere wegen der geplanten Brückenhöhe bis über 50 m über Grund ist in vielen Bereichen der geplanten A 26 und der Anschlussstelle HH-Hohe Schaar die vorhabenbezogene Zusatzbelastung an den beurteilungsrelevanten Immissionsorten sehr gering.

Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 28 µg/m³ treten am Kattwykdamm (Immissionsort 7–9) und Hohe Schaar Kamp (IO 6) mit 30 µg/m³ die höchsten NO₂-Jahresmittelwerte auf. An den anderen Immissionsorten werden mit 28–29 µg/m³ geringere Werte, welche praktisch der Hintergrundbelastung entsprechen, ermittelt.

Der seit dem Jahr 2010 geltende Grenzwert für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird den Berechnungsergebnissen zu Folge nicht erreicht und nicht überschritten. Die NO₂-Immissionen sind in Bezug auf den Grenzwert als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Die höchsten PM10-Belastungen werden am Kattwykdamm (IO 7–9) mit 26 µg/m³ (Hintergrund = 24 µg/m³) an den sensiblen Bereichen ermittelt. An den anderen Immissionsorten werden 24–25 µg PM10/m³ prognostiziert, welche z. T. der Hintergrundbelastung entsprechen.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird im Planfall nicht erreicht und nicht überschritten. Die PM10-Immissionen sind in Bezug auf den Grenzwert als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 39. BImSchV auch ein 24-Stundengrenzwert für Partikel (PM10) von 50 µg/m³ definiert, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf.

Die häufigsten Überschreitungstage werden am Kattwykdamm (IO 7–9) mit 26 Tagen ermittelt, zulässig sind 35 Tage mit einer PM10-24 h-Konzentration über 50 µg/m³. Der strengere PM10-Kurzzeitgrenzwert wird damit nicht überschritten.

Die PM2.5-Belastungen am Kattwykdamm (IO 7–9) werden mit $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. An den anderen Immissionsorten werden keine relevanten vorhabenbezogenen PM2.5-Zusatzbelastungen ermittelt.

Der seit dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird entsprechend den Immissionsberechnungen somit deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM2.5-Immissionen als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen

Aus lufthygienischer Sicht sind die Planungen im Hinblick auf die Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit bezogen auf die bestehende Wohnnutzung im Prognosejahr 2025 nicht abzulehnen.

2 AUFGABENSTELLUNG

Die Freie und Hansestadt Hamburg in Vertretung durch die DEGES plant zur Beseitigung der verkehrlichen Engpässe und Erhöhung der verkehrlichen Leistungsfähigkeit den Neubau der A 26, Hafenpassage Hamburg vom AK HH-Hafen (A 7) bis AD HH-Süderelbe (A 1). Der zu betrachtende Planungsabschnitt ist VKE 7052: AS HH-Moorburg bis AS HH-Hohe Schaar.

Im Planungsprozess für die o. g. Baumaßnahme wird ein Gutachten zur Lufthygiene benötigt. Das vorliegende Luftschadstoffgutachten (Lohmeyer, 2016) soll aktualisiert werden. Hierbei sind die relevanten Luftschadstoffimmissionen aus dem Kfz-Verkehr zu ermitteln und zu bewerten.

Zu betrachten ist folgender Fall:

- Planfall nach Umsetzung der Planungsmaßnahme und den Verkehrszahlen für 2030

Die Beurteilung der Maßnahme soll für die verkehrsrelevanten Luftschadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstäube (PM10, PM2.5) im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV für das Prognosejahr 2025 erfolgen.

3 VORGEHENSWEISE

3.1 Betrachtete Schadstoffe

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 die Beurteilung von Auswirkungen des Kfz-Verkehrs ist v. a. die 39. BImSchV relevant.

Die Relevanz der Schadstoffe ist recht unterschiedlich. Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit werden erfahrungsgemäß am ehesten bei NO₂ und PM10 erreicht. Die Konzentrationen für andere Luftschadstoffe wie Benzol, Blei, Schwefeldioxid (SO₂) und Kohlenmonoxid (CO) sind im Vergleich zu ihren gesetzlichen Immissionsgrenzwerten 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.

Für die Beurteilung der Auswirkungen der Straßenverkehrsemissionen werden die Schadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂), Feinstaubpartikel mit den Korngrößen 10 und 2.5 µm (PM10, PM2.5) betrachtet.

3.2 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		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	

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

Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch den Vergleich relativ zum jeweiligen Grenzwert. Neben den Jahresmittelwerten wird auch der PM10-Kurzzeitgrenzwert abgeleitet und bewertet. Auf die Berechnung des NO₂-Kurzzeitgrenzwert als Stundenmittelwert von 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, der 18-mal pro Kalenderjahr überschritten werden darf, wird verzichtet, da der NO₂-Jahresmittelgrenzwert von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eher überschritten wird, als der Kurzzeitgrenzwert.

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)

3.3 Berechnungsverfahren PROKAS

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, in typisierter Form Randbebauung und Lärmschutzbauten, berücksichtigt werden.

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, 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 (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 Lärmschutzbauten werden die im Untersuchungsgebiet auftretenden Immissionen berechnet.

Die fahrzeugerzeugte Turbulenz wird durch eine vertikale Anfangsverdünnung der Schadstoffe berücksichtigt.

Das verwendete Berechnungsverfahren PROKAS (siehe Anhang A2) ist in der Lage, alle berücksichtigten 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.

Für die Berechnung der NO-NO₂-Umwandlung wird das vereinfachte Chemiemodell nach Düring et al. (2011) verwendet.

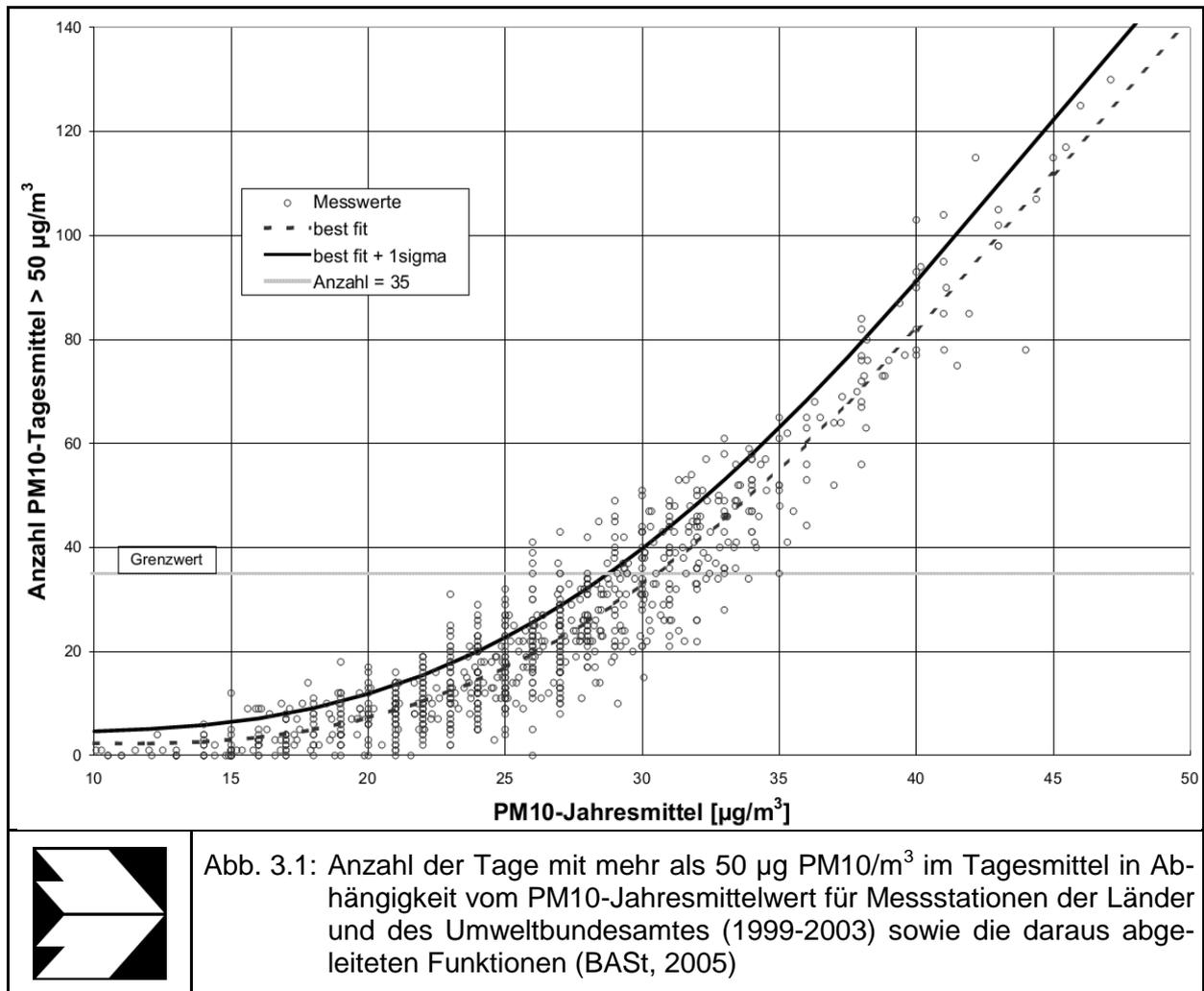
3.4 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

Die 39. BImSchV definiert u. a. als Kurzzeitgrenzwert für NO₂ einen Stundenmittelwert von 200 µg/m³, 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 µg/m³ bis 170 µg/m³ 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 µg/m³ (= Äquivalentwert) der genannte Grenzwert für die maximalen Stundenwerte eingehalten wird.

Die 39. BImSchV definiert u. a. als Kurzzeitgrenzwert für NO₂ einen Stundenmittelwert von 200 µg/m³, der nur 18-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend einem einfachen praktikablen Ansatz basierend auf Auswertungen von Messdaten (Lohmeyer, 2012) kann abgeschätzt werden, dass dieser Grenzwert dann eingehalten ist, wenn der Jahresmittelwert 54 µg/m³ (= Äquivalentwert) nicht überschreitet.

Zur Ermittlung der in der 39. BImSchV definierten Anzahl von Überschreitungen eines Tagesmittelwertes der PM10-Konzentrationen von 50 µg/m³ 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 µg/m³ 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 µg/m³ 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 µg/m³ 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 µg/m³ (Grenzwert) werden mit diesem Ansatz für PM10-Jahresmittelwerte ab 29 µg/m³ abgeleitet. Dieser Ansatz stimmt mit dem vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vorgeschlagenen Vorgehen überein (LUA NRW, 2006).

Für die Bewertung des PM10-24h-Grenzwertes lässt sich die folgende differenzierte Bewertung in Hinblick auf das Eintreten von Überschreitungen ableiten:

PM10-Jahresmittel<29 µg/m³29 - 30 µg/m³31 - 33 µg/m³34 - 35 µg/m³≥36 µg/m³**Überschreitung PM10-Tagesmittel**

keine Überschreitung

selten (Wahrscheinlichkeit <40 %)

öfter möglich (Wahrscheinlichkeit 40 bis 80 %)

wahrscheinlich (Wahrscheinlichkeit >80 %)

so gut wie sicher

4 EINGANGSDATEN

Für die Emissions- bzw. Immissionsberechnungen sind als Eingangsgrößen die Lage des Straßennetzes im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet und verkehrsspezifische Informationen von Bedeutung. Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen, die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung. Die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden Verkehrsdaten, die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

Vom Auftraggeber wurden als Grundlage für das vorliegende Gutachten u. a. die nachfolgenden Unterlagen übergeben:

- Technische Planung in Form von Lage- und Höhenplänen (Stand 2015-08 bis 2018-08)
- Luftbilder und digitale Karten DTK 25
- Verkehrsbelegungsdaten (PTV, 2016)
- Tempolimits für Streckenabschnitte
- Lage und Höhen von Lärmschutzanlagen (Stand 2016-09-21)

Die übergebenen Lageinformationen zu geplanten Lärmschutzbauten beinhalten eine nördliche Lärmschutzwand entlang der A 26 (Bau-km ca. 2+950 bis ca. 3+350) mit einer Länge von ca. 400 m und einer Bauhöhe von 2.0 m. Daran anschließend im weiteren Verlauf in Richtung Osten sind sowohl auf den Hochbrücken der A 26, sowie auf den Brücken der Verbindungsrampen, als auch entlang des Kattwykdamms multifunktionale Schutzwände geplant. Die Schutzwände übernehmen je nach Standort unterschiedliche, teils auch mehrfache Funktionen zum Schutz gegen Wind, als Überwurfschutz von Gegenständen auf angrenzende sensible Industrieanlagen sowie zum Schutz der Verkehrsteilnehmer bei Störfällen im Bereich der Industrieanlagen.

Konstruktiv werden die Schutzwände als windundurchlässige verglaste Wände ausgebildet, deren Bauhöhe ebenfalls ca. 2.50 m beträgt.

In dieser Form wird der Brückenzug der A 26 beginnend mit der Vorlandbrücke West über die Süderelbbrücke und weiter über die Vorlandbrücken Ost bis westlich des Verteilerkreises beidseitig mit Schutzwänden ausgerüstet.

Die Verbindungsrampen der AS HH-Hohe Schaar hingegen erhalten nur bereichsweise multifunktionale Schutzwände, sofern dies wegen der unmittelbar angrenzenden Industrieanla-

gen erforderlich ist. Ausgenommen hiervon ist die Verbindungsrampe Nordost, für die keine Schutzeinrichtungen notwendig sind.

Die übrigen Rampen erhalten Schutzwände in den folgenden Bereichen:

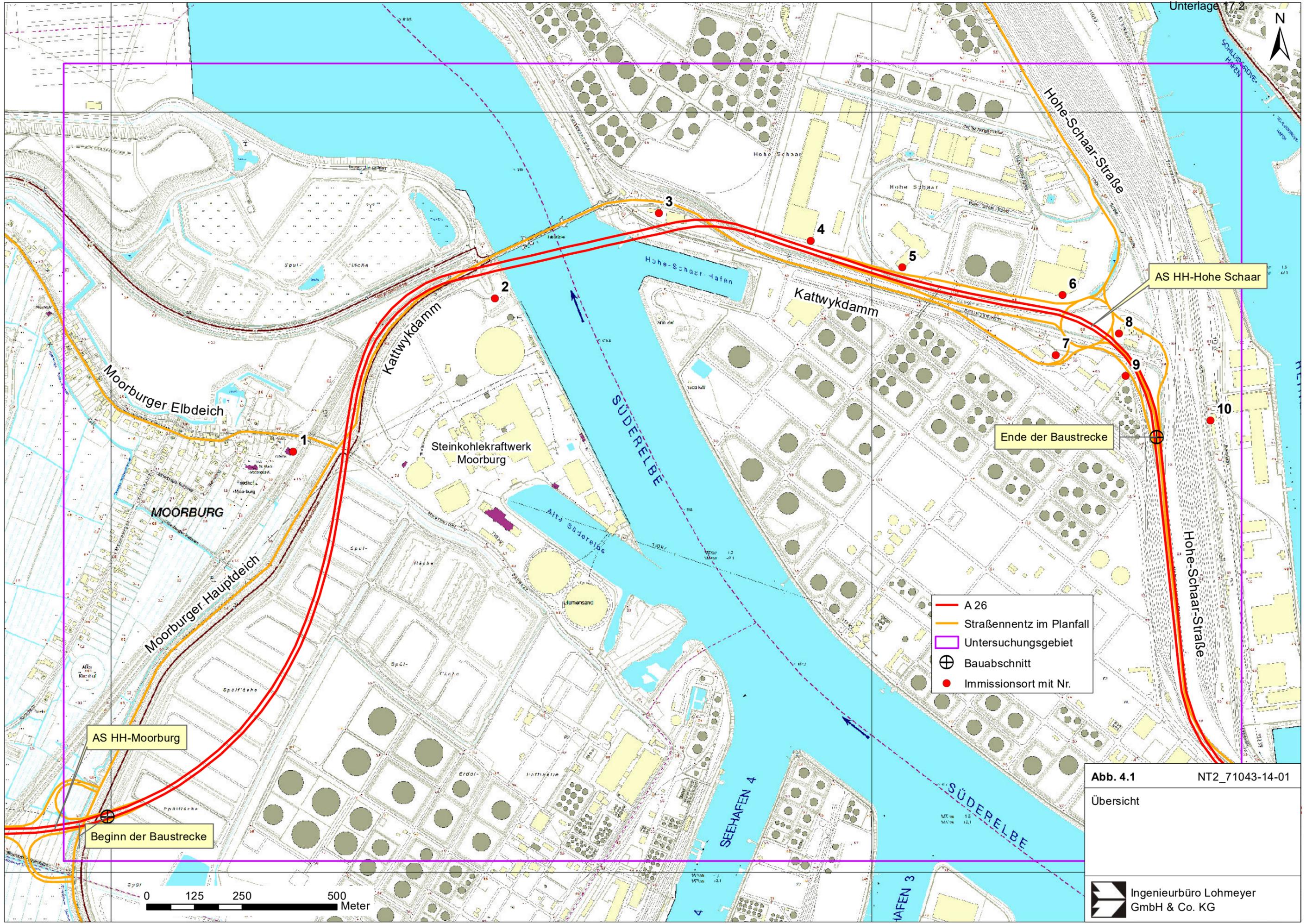
- Ausfahrrampe Südwest
Beidseitige Abschirmung der oberen Rampenteile auf einer Länge von ca. 60 m auf der Nordseite und ca. 110 m auf der Südseite
- Einfahrrampe Nordwest
Abschirmung der Nordseite über eine Länge von ca. 300 m beginnend am oberen Rampenteil
- Einfahrrampe Südost
Vollständige Abschirmung auf der Südseite über die gesamte Rampenlänge

Mit Ausschwenken des umverlegten Kattwykdamms aus der Bestandslage nach Süden und Führung über das Betriebsgelände der Fa. Shell Deutschland Oil GmbH werden beidseitig auf der gesamten Länge Schutzwände erforderlich, die auf der Nordseite aufgrund der Betriebszufahrten etwas verkürzt sind.

4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet ist im südlichen Gebiet der Freien und Hansestadt Hamburg gelegen. Die geplante A 26 verläuft in Ost-West-Richtung von dem geplanten Autobahnkreuz (AK) der A 7 Hamburg-Hafen über die Anschlussstelle (AS) Hamburg-Moorburg, AS Hamburg-Hohe Schaar weiter in Richtung A 1 zur AD Hamburg-Süderelbe. Im Planungsabschnitt ist die A 26 in einem Bogen nach Norden geplant. Große Streckenabschnitte des Bogens werden in Brückenlage geplant, um die Süderelbe, Bahngleise oder andere Nutzungen zu überqueren. Die Brückenhöhe übersteigt dabei 50 m an der Süderelbe relativ zum Gelände. Daraus treten für die A 26 und den Rampen relevante Längsneigungen auf. Die AS Hohe Schaar ist zudem in 3 Ebenen geplant. An der unteren Ebene auf Geländeniveau sind z. T. bereits im Bestand Gewerbeeinheiten mit Bebauungen, Gleisanlagen, kleine Verkehrsflächen und Stellflächen angeordnet. In Ebene 1 ist ein größerer Kreisverkehr als Knotenpunkt der AS Hohe Schaar geplant. Er verbindet die Rampen der A 26 mit dem untergeordneten Verkehrsnetz. In der obersten 2. Ebene verläuft die A 26.

Die **Abb. 4.1** zeigt eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet sowie das bei den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigte Straßennetz. Weiterhin sind in dieser Immissionsorte gekennzeichnet, welche die nächstgelegene Bebauung repräsentieren. Die Bebauung reicht teilweise bis auf wenige Meter an die geplante Strecke der A 26 heran.



- A 26
- Straßennetz im Planfall
- Untersuchungsgebiet
- ⊕ Bauabschnitt
- Immissionsort mit Nr.

AS HH-Moorburg

AS HH-Hohe-Schaar

Ende der Baustrecke

Beginn der Baustrecke

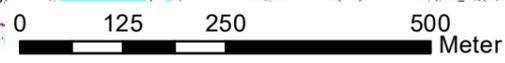


Abb. 4.1 NT2_71043-14-01

Übersicht

Das Untersuchungsgebiet ist überwiegend gewerblich genutzt. So sind viele Firmen entlang der geplanten A 26 ansässig. Südlich der A 26 am westlichen Ufer der Süderelbe befindet sich zudem das Steinkohlekraftwerk Moorburg, welches Ende 2014 in Betrieb gegangen ist. Dessen Schornstein ragt ca. 130 m in die Höhe.

Im Westen des Untersuchungsgebietes ist die einzige Wohnnutzung vorhanden. Dort befinden sich Ein- und Zweifamilienhäuser entlang des Moorburger Elbdeichs.

4.2 Verkehrsdaten

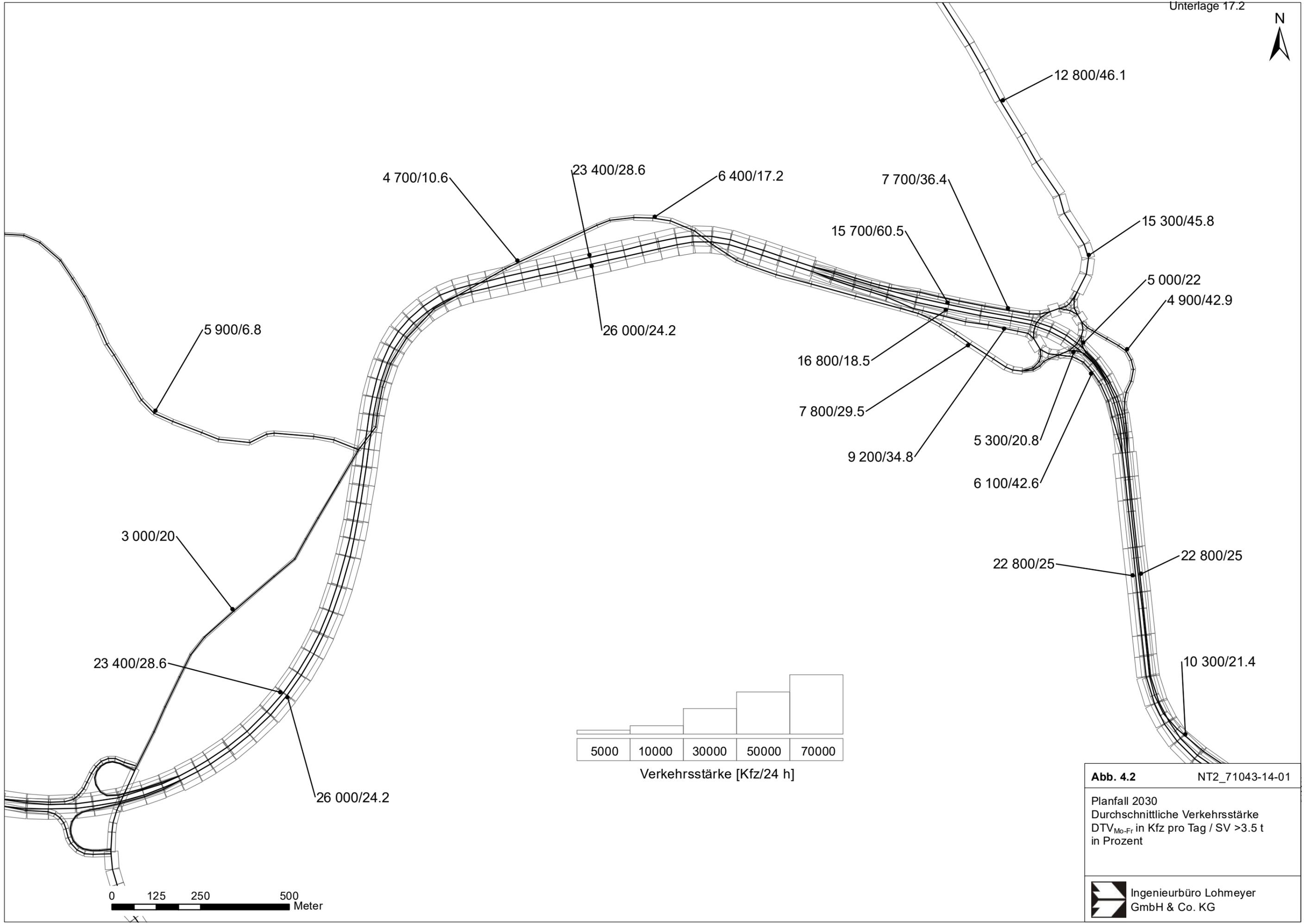
Neben unterschiedlichen DTV-Werten weisen die einzelnen Straßenabschnitte unterschiedliche Schwerverkehrsanteile und unterschiedliche Verkehrssituationen (mittlere Geschwindigkeit, Standanteile, Konstantfahrten) auf, die bei der Bestimmung der Emissionen auf den betrachteten Straßenabschnitten entscheidenden Einfluss haben.

Die Verkehrsdaten (PTV, 2016), die vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt wurden, liegen als Verkehrsstärken für Werktage (DTV_W) für das Prognosejahr 2030 vor. Teilweise werden Straßen fahrtrichtungsgetrennt aufgenommen, dann überlagern sich die Signaturen in den Abbildungen. Sie sind für den Planfall in **Abb. 4.2** dargestellt.

Für die Berechnungen wurden die Daten als mittlere Verkehrsstärken (DTV) verwendet, welche den Verkehr von Montag bis Sonntag abbilden. Folgende im Verkehrsgutachten befindlichen Umrechnungsfaktoren wurden dabei verwendet:

$$DTV_{Kfz, Mo-So} = DTV_{Kfz, Mo-Fr} \times 0.97$$

$$DTV_{SV, Mo-So} = DTV_{SV, Mo-Fr} \times 0.94$$



4.3 Meteorologische Daten

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

Für den Bereich innerhalb des Untersuchungsgebietes stehen keine meteorologischen Daten aus dem hauptamtlichen Stationsnetz des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zur Verfügung. Für die Ausbreitungsrechnungen wird die Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik der Station Hamburg-Fuhlsbüttel verwendet. Die Windmessung erfolgt dort in 10 m Höhe. Die häufigsten Windrichtungen liegen bei Südwest. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 3.9 m/s. Diese Windstatistik repräsentiert die Windverhältnisse im Freiland, das heißt bei weitgehend ungestörten Verhältnissen. Die Landnutzungsunterschiede zwischen der Messstation in Hamburg-Fuhlsbüttel und dem Untersuchungsgebiet wirken sich auf die Windgeschwindigkeit aus. Aufgrund der aerodynamischen Rauigkeit im Untersuchungsgebiet bedingt durch die Oberflächen- und Bebauungsstrukturen des Hafen- und Industriegebietes im Vergleich zum Messstandort wird die effektive Anemometerhöhe auf 23.5 m erhöht. Die Ausbreitungsklassenstatistik für Hamburg-Fuhlsbüttel ist in **Abb. 4.3** dargestellt.

Zusätzlich zur Wind- und Ausbreitungsstatistik existiert in der näheren Umgebung eine meteorologische Station des DWD, an der u. a. Temperaturen gemessen werden. Die Station Hamburg-Neuwiedenthal ist ca. 4 km west-südwestlich vom Untersuchungsgebiet (Zentrum) gelegen. Für die 10-jährige Temperaturzeitreihe (2007–2016) werden im Mittel 9.8 °C (HH-Fuhlsbüttel) bzw. 10.2 °C (HH-Neuwiedenthal) gemessen. Die Temperatur wird für die Emissionsberechnung benötigt (s. u.).

4.4 Hintergrundbelastung 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

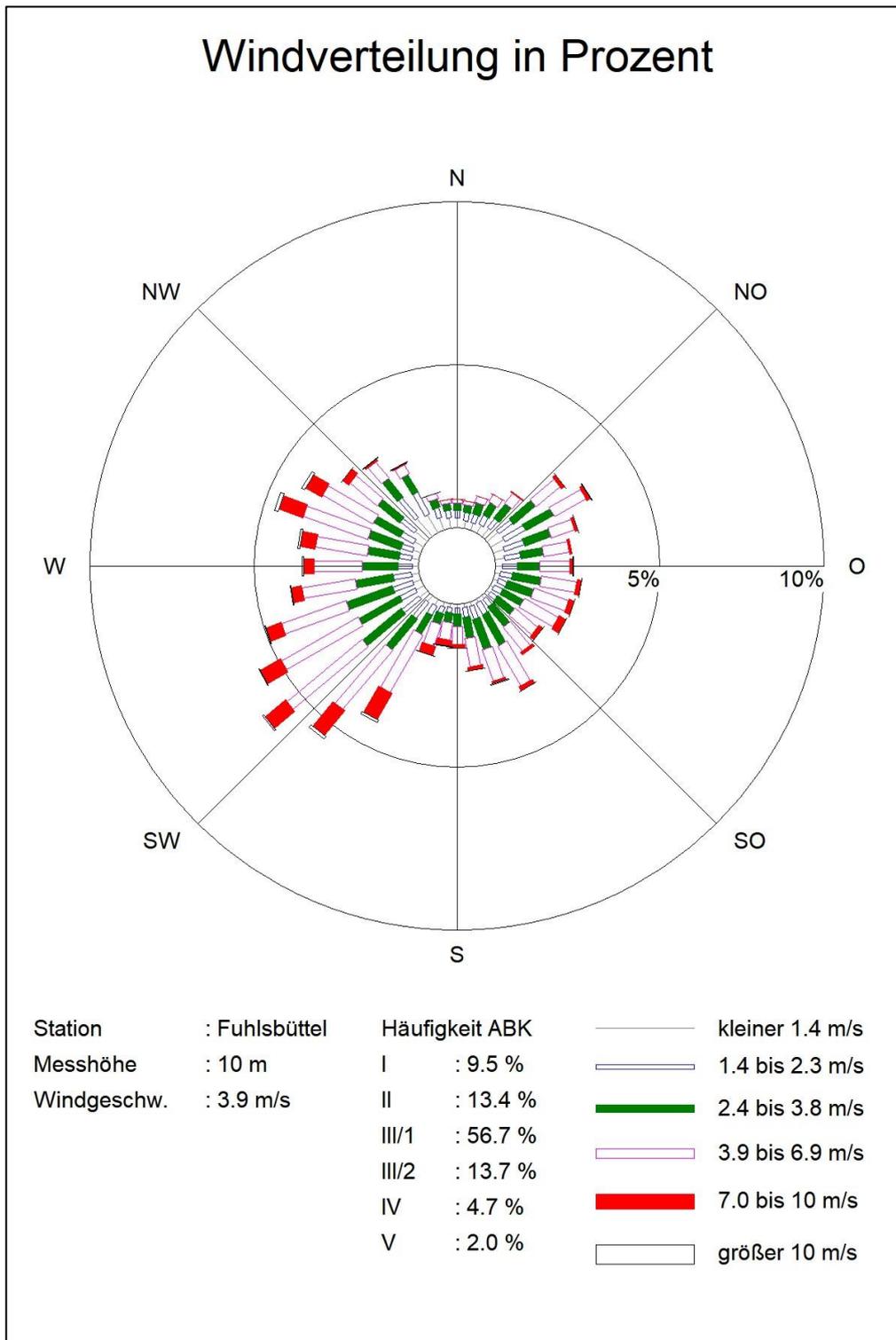


Abb. 4.3: Windklassenstatistik der Station Hamburg-Fuhlsbüttel 1994-2003
 Quelle: DWD, eigene Darstellung

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.

Im Untersuchungsgebiet sind aktuell keine Messstellen im Luftgüte-Messnetz von Hamburg vorhanden. Zur Bestimmung der Schadstoffhintergrundbelastung standen aber Werte der nächstgelegenen Messstationen aus dem Luftüberwachungssystem für NO₂, PM10, PM2.5 und Ozon zur Verfügung.

Die Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz betreibt das Hamburger Landesmessnetz. In den jeweiligen Jahresberichten über die Immissionsmesswerte sind u. a. Angaben zu den statistischen Kenngrößen der gemessenen Luftschadstoffe zu finden. Die Entfernungen und Richtungen zum Untersuchungsgebiet sowie die Klassifizierungen, dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Stationen, sind in **Tab. 4.1** aufgelistet. Die vorliegenden Daten der Stationen sind auszugsweise in der **Tab. 4.2** aufgeführt.

Stationsname	Umgebung	Stationstyp	Entfernung, ca. [km]	Richtung
Altona Elbhang	städtisch	Hintergrund	6	N
Sternschanze	städtisch	Hintergrund	8	N
Wilhelmsburg	städtisch	Hintergrund	3	NE
Neugraben	vorstädtisch	Hintergrund	7	W-WSW
Tatenberg	vorstädtisch	Hintergrund	9	E
Finkenwerder West	städtisch	Industrie	9	NW
Heimfeld	städtisch	Hintergrund	3	S-SE

Tab. 4.1: Klassifizierung der verwendeten Messstationen des Luftgüte-Messnetzes Lage zum Untersuchungsgebiet

Die Messwerte (**Tab. 4.2**) weisen von Station zu Station z. T. deutliche Unterschiede auf. Auch im zeitlichen Verlauf schwanken die gemessenen Luftschadstoffbelastungen der einzelnen Stationen. Für das Untersuchungsgebiet werden aufgrund der Lage im Stadtgebiet, z. B. zum Hafen, den örtlichen Gegebenheiten sowie der Lage, der Systematisierung und der Messwerte der umgebenen Messstellen repräsentative Hintergrundbelastungen für das Untersuchungsgebiet abgeleitet. Zusätzlich wurden die angesetzten Hintergrundbelastungen mit dem Institut für Hygiene und Umwelt (IHU, 2016) in einer früheren Planungsphase abgestimmt. Die aktuellen Jahresmitteldaten zeigen eher sinkende Messwerte auf und geben keinen Anlass, von den abgestimmten Hintergrundbelastungen abzuweichen.

Für das im Untersuchungsgebiet befindliche Steinkohle-Kraftwerk Moorburg sind im Genehmigungsbescheid (UVP aus dem Jahre 2008) für den Immissionsort Moorburg PM10-Zusatzbelastungen von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verzeichnet. Eine signifikante Erhöhung ist in den Messwerten 2015–2017, z. B. in Wilhelmsburg, aber nicht zu erkennen. Der PM10-Jahresmittelwert wird ohne Einfluss des Kraftwerks mit $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf Basis der Messdaten abgeschätzt. Die Zusatzbelastung des Kraftwerks wird sicherheitshalber zur Hintergrundbelastung flächendeckend hinzugefügt. Da PM2.5 erfahrungsgemäß 60 % bis 65 % von PM10 ausmacht, wird die PM2.5-Hintergrundbelastung um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erhöht. Damit ergeben sich konservative Abschätzungen für PM10 $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ von $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für PM2.5 von $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Neu-graben	Taten-berg	Heimfeld	Wilhelms-burg	Finken-werder West	Altona Elbhang	Stern-schanze
NO₂ Jahresmittel	2006	19	20	-	31	24	-	33
	2007	16	18	-	29	22	-	31
	2008	16	18	28	28	22	-	31
	2009	16	16	26	26	21	-	30
	2010	16	17	27	30	22	-	29
	2011	15	16	-	28	20	-	30
	2012	15	17	-	28	19	33	30
	2013	16	17	-	27	20	31	28
	2014	15	15	-	26	20	32	27
	2015	14	-	-	26	18	31	27
	2016	15	-	-	27	20	31	27
	2017	13	-	-	25	18	30	26
2018	15	-	-	25	20	29	24	
PM10 Jahresmittel	2006	-	-	-	23	29	-	29
	2007	-	-	-	21	25	-	26
	2008	-	-	18	24	22	-	24
	2009	-	-	17	22	23	-	23
	2010	-	-	21	22	20	-	24
	2011	-	-	-	26	22	-	29
	2012	-	-	-	20	17	17	21
	2013	-	-	-	20	16	16	21
	2014	-	-	-	22	20	20	24
	2015	-	-	-	19	18	20	22
	2016	20	-	-	17	17	21	18
	2017	-	-	-	17	16	19	17
2018	-	-	-	20	18	21	19	

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Neu-graben	Taten-berg	Heimfeld	Wilhelms-burg	Finken-werder West	Altona Elbhang	Stern-schanze
PM2.5 Jahresmittel	2006	-	-	-	-	-	-	16
	2007	-	-	-	-	-	-	15
	2008	-	-	-	16	-	-	14
	2009	-	-	-	15	-	-	14
	2010	-	-	-	15	-	-	16
	2011	-	-	-	17	-	-	17
	2012	-	-	-	13	-	-	13
	2013	-	-	-	13	-	-	13
	2014	-	-	-	14	-	-	-
	2015	-	-	-	14	-	-	13
	2016	-	-	-	14	-	-	13
	2017	-	-	-	14	-	-	12
2018	-	-	-	12	-	-	12	
O ₃ Jahresmittel	2006	49	44	-	-	-	-	39
	2007	46	41	-	-	-	-	39
	2008	48	44	-	-	-	-	40
	2009	44	41	-	-	-	-	38
	2010	49	44	-	-	-	-	42
	2011	48	43	-	-	-	-	39
	2012	47	42	-	-	-	-	38
	2013	48	45	-	-	-	-	43
	2014	46	44	-	-	-	-	40
	2015	49	45	-	-	-	-	42
	2016	45	41	-	-	-	-	39
	2017	47	-	-	-	-	-	41
2018	52	-	-	-	-	-	48	

Tab. 4.2: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an Stationen in der Umgebung der A 26 (HALM 2007-2019)

Zusammenfassend sind abgeleiteten Hintergrundbelastungen für das Bezugsjahr 2018 in der **Tab. 4.3** dargestellt.

Schadstoff	Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO ₂	28
O ₃	43
PM10	24
PM2.5	16

Tab. 4.3: Schadstoffhintergrundbelastungen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2018

Statistische Auswertungen der Zusammenhänge der Jahreswerte für NO₂-Messwerte und NO_x-Messwerte lassen für 28 µg NO₂/m³ einen NO_x-Jahresmittelwert von 43 µg/m³ erwarten (Düring et al., 2011).

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. Das Absinken der Hintergrundbelastung kann im Einzelfall aufgrund regionaler Emissionsentwicklungen vom Mittel abweichen. Im Rahmen dieser Untersuchung wird auf die Berücksichtigung dieser Reduktionen verzichtet. Dies stellt bei den zu erwartenden Hintergrundbelastungen ein konservatives Vorgehen dar.

5 EMISSIONEN

5.1 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) inklusiv 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).

Aus fachlicher Sicht ist zu empfehlen, das Jahr der möglichen Inbetriebnahme der geplanten A 26 unter Berücksichtigung der übergebenen Verkehrsdaten zu untersuchen, da für zukünftige Jahre aus der Emissionsdatenbasis aufgrund fortschreitender Entwicklung der Kfz-Flotte geringere Emissionen ausgelesen werden. Mit solch einer Vorgehensweise wird bewirkt, dass die berechneten Immissionen für die Jahre ab der Inbetriebnahme nicht unterschätzt werden und eine mögliche, planungsbedingte Überschreitung von Beurteilungswerten nicht versehentlich unerkannt bleibt.

Aus diesem Grund werden sicherheitshalber die Verkehrszahlen für das Jahr der möglichen Inbetriebnahme der Straße 2030 bei der Emissionsberechnung und Festlegung der Schadstoffhintergrundbelastung für das Prognosejahr 2025 verwendet. Die frühestmögliche Inbetriebnahme der A 26 liegt aktuell im Jahr 2028. Die Vorgehensweise der Berechnung für das Prognosejahr 2025 führt im Vergleich zu 2028 zu höheren Berechnungsergebnissen. Die Beurteilung der Ergebnisse ist damit konservativ.

5.2 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) berechnet. Darin wurde eine Korrektur der Stickoxid-Basisemissionsfaktoren für EURO 4- und EURO 6-Diesel-Pkw vorgenommen. Darüber hinaus wird in HBEFA 3.3 erstmals der Einfluss der Umgebungstemperatur berücksichtigt, der sich bei Temperaturen unter 20°C erhöhend auf die Stickoxid-Basisemissionsfaktoren auswirkt. Die Berücksichtigung dieses Temperatureinflusses erfolgt in HBEFA 3.3 bei allen Diesel-Pkw der Abgasnorm EURO 4–EURO 6.

Ein analoger Aktualisierungsbedarf ist auf Grund der z. T. gleichen Motorbauweise auch bei den leichten Nutzfahrzeugen (LNF) notwendig. Dies ist jedoch mangels verlässlicher Messdaten im HBEFA 3.3 noch nicht umgesetzt. Um dennoch auf der sicheren Seite zu liegen, erfolgen für die LNF die Erhöhungen der Stickoxid-Basisemissionsfaktoren sowie die Berücksichtigung des Temperatureinflusses bzgl. der Stickoxid-Emissionen in gleichem Maße wie bei den Pkw.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgt unter Verwendung der bundesdeutschen Jahresmitteltemperatur, welche den örtlichen Verhältnissen sehr gut entspricht.

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugkategorien Pkw, Lkw und Linienbusse 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 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; Israël et al., 1994; Gehrig et al., 2003) zu 100 % der Partikelgrößen kleiner 1 µm (aerodynamischer Durchmesser) und damit auch der PM10- und PM2.5-Fraktion zugeordnet werden.

Die Längsneigung der Straßen ist aus Höhenplänen oder Lageplänen des Untersuchungsgebietes bekannt. Der Kaltstarteinfluss von NO_x und Partikeln innerorts für Pkw und INfz wird entsprechend HBEFA angesetzt, sofern er in Summe einen Zuschlag darstellt.

Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

ABS80d	Städtische Autobahn, Tempolimit 80 km/h, dichter Verkehr
ABS80s	Städtische Autobahn, Tempolimit 80 km/h, Stau
IOS-AB60d	Stadt-Autobahn, Tempolimit 60 km/h, dichter Verkehr
IOS-FernC60d	Städtische Magistrale o. Ringstraße, Tempolimit 60 km/h, dichter Verkehr
IOS-FernC60s	Städtische Magistrale o. Ringstraße, Tempolimit 60 km/h, Stau
IOS-HVS50	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-HVS50d	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50s	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, Stau
IOS-HVS60	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-HVS60d	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS60g	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, gesättigter Verkehr
IOS-HVS60s	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, Stau

Die erhöhten Schadstofffreisetzungen durch Fahrzeuge während der Beschleunigungsvorgängen auf den Einfahrten auf die Autobahn wird durch die Verkehrssituation „AB-Auffahrt“ berücksichtigt. Da das HBEFA keine gesonderten Emissionsfaktoren für die Verkehrssituation auf Beschleunigungsstreifen enthält, werden diese durch eine Verdreifachung der Emissionswerte der Verkehrssituation „AB90d“ angenähert.

5.3 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 zufrieden stellender 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 entsprechend Düring und Lohmeyer (2011) verwendet

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 nach verschiedenen Verkehrssituationen 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.

Tempo 30

An mehreren Straßenabschnitten des Moorburger Elbdeichs ist auf der Hauptverkehrsstraße Tempo 30 signalisiert. Im HBEFA werden für Tempo 30 außer für Erschließungsstraßen weder Emissionsfaktoren noch allgemein gültige Reduktionsfaktoren ausgewiesen. Es gibt eine Reihe von Einflussfaktoren (Abstand der Knotenpunkte, Anbaustruktur, Ausbaugrad, Verkehrsbelegung etc.), deren Einfluss sich im Einzelfall stark voneinander unterscheidet, von denen aber das Emissionsminderungspotential in Tempo 30-Zonen stark abhängt. In der Literatur finden sich deshalb Minderungsfaktoren mit großen Spannweiten wieder, bis hin zu Erhöhungen der Emissionen durch Tempo 30 gegenüber Strecken mit einer zulässigen Geschwindigkeit von 50 km/h. Durch die damit verbundenen hohen Unsicherheiten wird keine Minderungswirkung an Hauptverkehrsstraßen verwendet.

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [mg/km]									
Verkehrssituation	Längsneigung	NO ₂ (direkt)		NO _x		PM10/PM2.5 (nur Abgas)		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb)	
		LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV
ABS100d	±0 %	43	62	141	283	32	135	14	61	43	62
ABS100d	+2 %	71	82	232	391	33	138	15	63	71	82
ABS100d	-2 %	24	165	80	625	31	132	14	58	24	165
ABS100s	±0 %	79	300	265	1 329	34	145	25	90	79	300
ABS100s	-2 %	66	560	222	2 202	34	142	25	86	66	560
ABS120d	±0 %	57	62	184	283	32	135	14	61	57	62
ABS120d	+2 %	92	82	297	391	33	138	14	63	92	82
ABS120d	-2 %	34	165	113	625	32	132	13	58	34	165
ABS130d	±0 %	65	62	210	283	33	135	14	61	65	62
ABS130d	+2 %	106	82	340	391	33	138	15	63	106	82
ABS130d	-2 %	42	165	135	625	32	132	13	58	42	165
ABS80d	±0 %	36	64	120	298	32	135	18	64	36	64
ABS80d	+2 %	60	83	196	393	33	138	18	67	60	83
ABS80d	+4 %	91	138	295	636	33	140	19	69	91	138
ABS80d	-2 %	21	204	73	767	31	132	17	61	21	204
ABS80d	-4 %	14	60	46	222	31	131	17	60	14	60
ABS80s	±0 %	79	300	265	1 329	34	145	25	90	79	300
ABS80s	+2 %	95	227	316	1 081	34	148	26	93	95	227
ABS80s	+4 %	115	242	382	1 139	35	151	26	96	115	242
ABS80s	-2 %	66	560	222	2 202	34	142	25	86	66	560
ABS80s	-4 %	54	906	183	3 382	33	139	25	84	54	906
IOS-AB60d	±0 %	57	103	190	564	33	137	21	63	57	103
IOS-AB60d	+2 %	83	106	273	591	33	141	22	66	83	106
IOS-AB60d	+4 %	114	147	371	831	34	143	23	69	114	147
IOS-AB60d	-4 %	26	75	90	288	32	132	20	57	26	75
IOS-FernC60d	±0 %	52	111	174	624	36	358	23	68	52	111
IOS-FernC60s	±0 %	85	634	285	2 981	51	1 222	27	84	85	634

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz [mg/km]									
Verkehrssituation	Längsneigung	NO ₂ (direkt)		NO _x		PM10/PM2.5 (nur Abgas)		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb)	
		LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV
IOS-HVS50	±0 %	52	145	181	782	29	109	24	71	52	145
IOS-HVS50d	±0 %	57	181	197	976	36	361	25	73	57	181
IOS-HVS50d	±4 %	67	271	229	1 216	37	361	25	73	67	271
IOS-HVS50d	+2 %	78	168	266	927	37	365	25	76	78	168
IOS-HVS50d	+4 %	103	178	346	1 001	38	367	26	79	103	178
IOS-HVS50d	-2 %	42	328	149	1 398	36	358	24	69	42	328
IOS-HVS50d	-4 %	31	364	112	1 430	36	355	24	67	31	364
IOS-HVS50s	±0 %	85	634	290	2 981	51	1 222	27	84	85	634
IOS-HVS50s	±4 %	91	733	311	3 223	51	1 222	28	84	91	733
IOS-HVS50s	+2 %	103	429	350	2 331	52	1 226	28	87	103	429
IOS-HVS50s	-2 %	71	995	244	4 103	50	1 218	27	80	71	995
IOS-HVS50s	-4 %	61	1 099	212	4 330	50	1 215	27	77	61	1 099
IOS-HVS60	±0 %	52	106	181	588	29	108	22	65	52	106
IOS-HVS60d	±0 %	59	160	203	837	36	359	24	71	59	160
IOS-HVS60d	±4 %	69	148	235	711	37	359	24	70	69	148
IOS-HVS60g	±0 %	59	170	204	939	39	511	25	73	59	170
IOS-HVS60s	±0 %	85	634	290	2 981	51	1 222	27	84	85	634
IOS-HVS60s	±4 %	91	733	311	3 223	51	1 222	28	84	91	733
T30_IOS-HVS50	±0 %	52	145	181	782	29	109	24	71	52	145
T30_IOS-HVS50s	±0 %	85	634	290	2 981	51	1 222	27	84	85	634
AB-Auffahrt	±0 %	129	186	423	849	96	405	45	177	129	186
AB-Auffahrt	+2 %	207	261	678	1 224	99	414	48	186	207	261
AB-Auffahrt	+4 %	312	426	1 005	1 956	99	420	48	192	312	426
AB-Auffahrt	+6 %	477	594	1 533	2 712	102	429	51	201	477	594
AB-Auffahrt	-2 %	69	546	234	2 037	93	396	42	168	69	546

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

5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x, PM10 und PM2.5 werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und SV-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus.

Die Verkehrssituationen sind für den Planfall 2025 in **Abb. 5.1** aufgezeigt. Die darin verwendeten Signaturen setzen sich aus folgenden Eigenschaften zusammen: eigentliche Verkehrssituation (Fahrmuster, siehe Abschnitt 5.2), Verkehrszustand (Level-of-Service) und

Längsneigung. Die Verkehrssituation und der Verkehrszustand werden durch die Farbe der Signatur wiedergegeben und die Strichstärke zeigt die Längsneigung an.

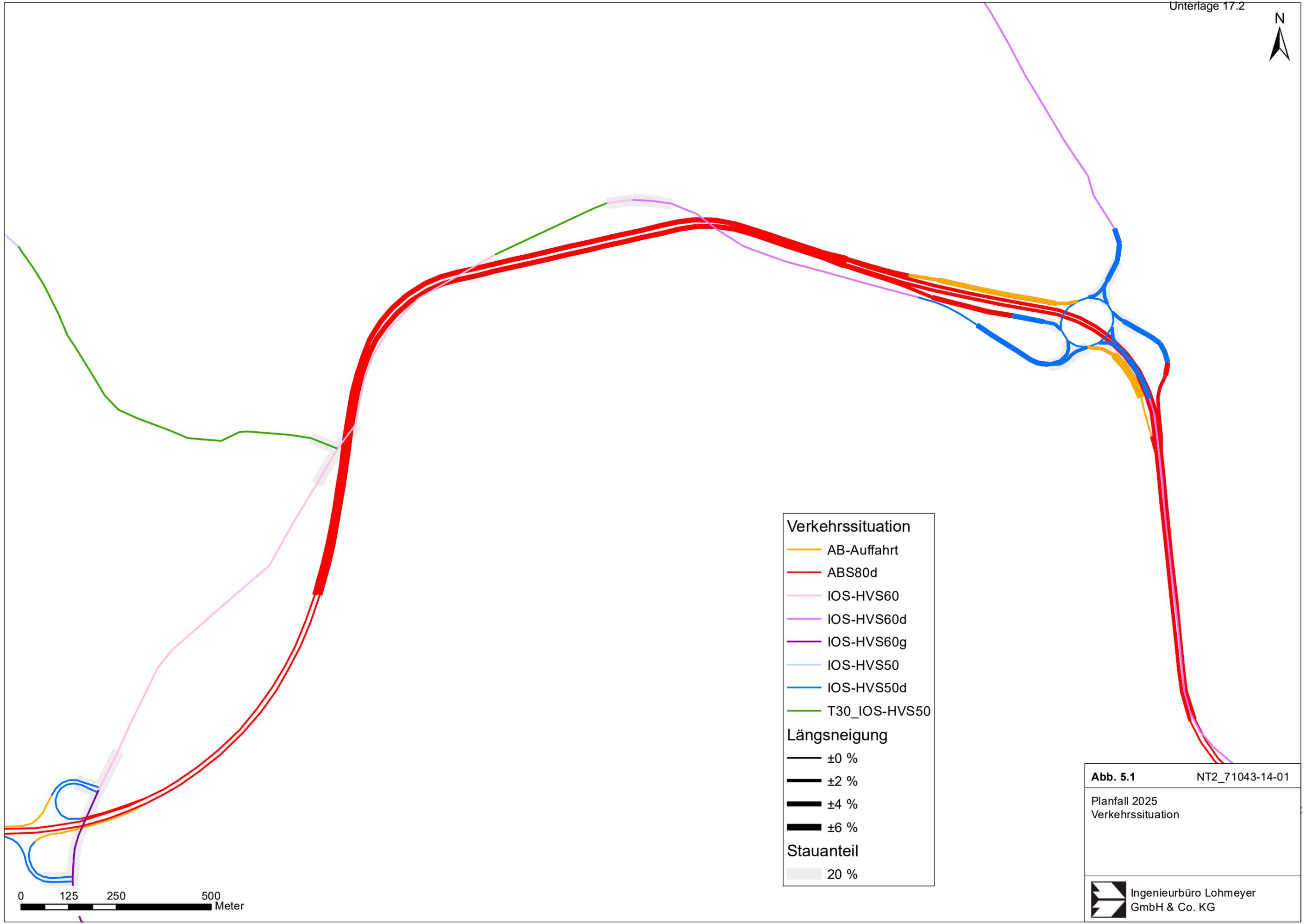
Demzufolge bedeutet eine fett gezeichnete, rote Liniensignatur (vgl. **Abb. 5.1**) eine Verkehrssituation AB80 mit dichtem Verkehr und einer Längsneigung >0 %.

Hinweis: Die im HBEFA aufgeführten Verkehrssituationen repräsentieren lange Straßenabschnitte, worin die Beschleunigungsvorgänge, z. B. beim Anfahren an Lichtsignalanlagen, nur einen geringen Anteil besitzen. Kreuzungsbereiche und Beschleunigungsstreifen können innerhalb der Kategorie „Hauptverkehrsstraße“ oder „Autobahn“ durch das HBEFA nicht direkt abgebildet werden. Die dort ausgewiesenen Stauanteile stellen eine Rechengröße zur bestmöglichen Bestimmung der lokalen Emissionen dar. Sie müssen deshalb nicht zwangsläufig realen Stauhäufigkeiten entsprechen.

Die **Tab. 5.2** zeigt exemplarisch für einen fahrtrichtungsbezogenen Straßenabschnitt der A 26 die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken und Zeit bezogene Emissionsdichten. Des Weiteren sind die Emissionsdichten von NO_x , PM10, PM2.5 für das Straßennetz, z. T. nach Fahrtrichtung getrennt, im Anhang A3 dargestellt.

DTV [Kfz/24 h]	SV-Anteil [%]	Verkehrssituation	$\text{NO}_{2, \text{ direkt}}$ [mg/(m s)]	NO_x [mg/(m s)]	PM10 [mg/(m s)]	PM2.5 [mg/(m s)]
26 000	24.2	ABS80d	0.01254	0.04742	0.01641	0.00831

Tab. 5.2: Verkehrsdaten und berechnete, jahresmittlere Emissionsdichten für einen Straßenabschnitt der A 26



Verkehrssituation

- AB-Auffahrt
- ABS80d
- IOS-HVS60
- IOS-HVS60d
- IOS-HVS60g
- IOS-HVS50
- IOS-HVS50d
- T30_IOS-HVS50

Längsneigung

- ±0 %
- ±2 %
- ±4 %
- ±6 %

Stauanteil

- 20 %



Abb. 5.1 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
Verkehrssituation

Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

6 IMMISSIONEN

Für das Untersuchungsgebiet ist eine flächendeckende Auskunft über die Immissions-situation in Bodennähe (in ca. 1.5 m Höhe) durch eine Vielzahl an Untersuchungspunkten gegeben. Die horizontale Auflösung der Immissionspunkte beträgt 10 m.

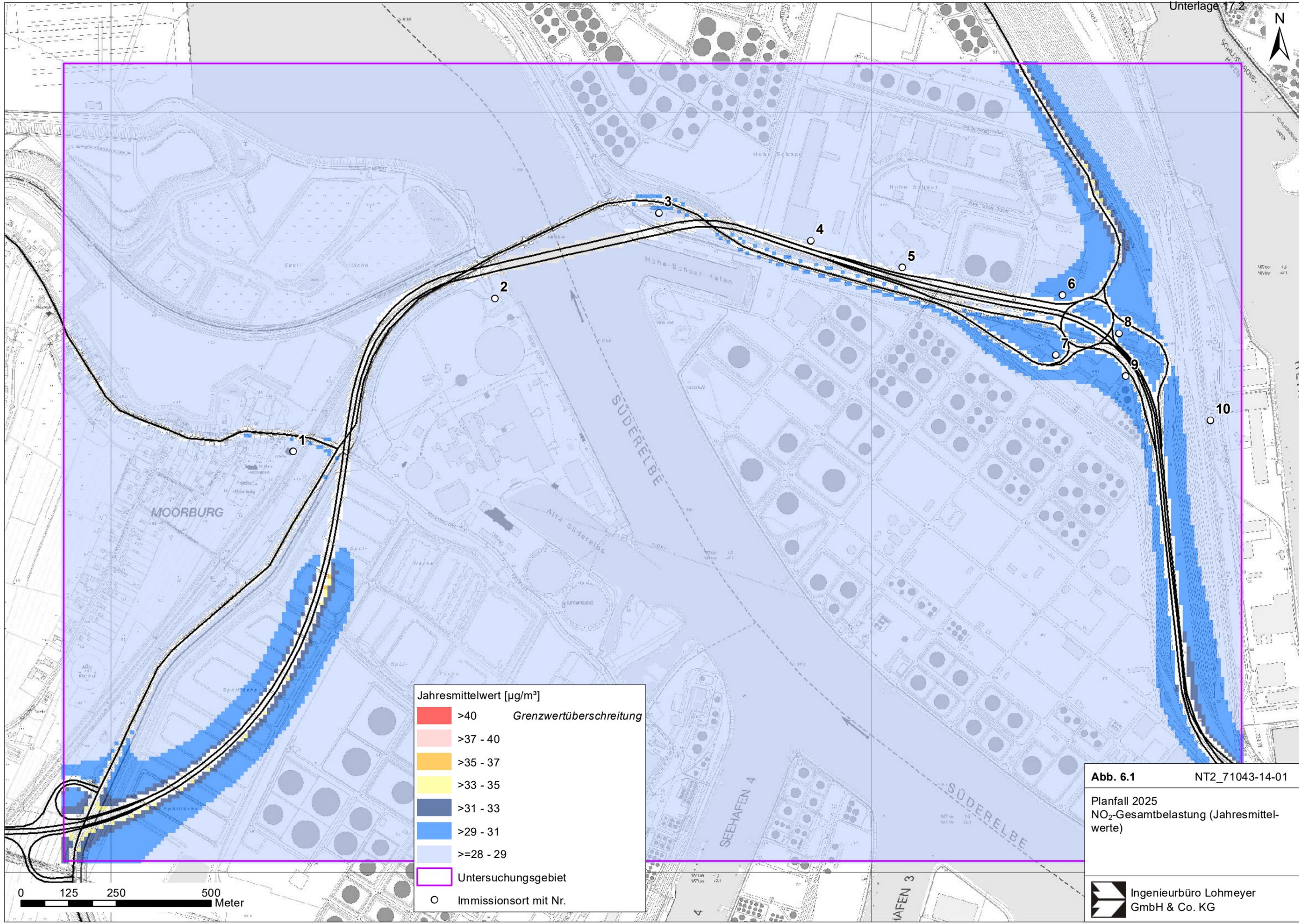
In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (siehe Kapitel 5) der Betrachtungsjahre auf der Grundlage der jeweiligen Verkehrsstärken der berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Die Beurteilungswerte beziehen sich immer auf die Gesamtbelastung. Daher wird nur die Gesamtbelastung diskutiert, welche sich aus Zusatzbelastung und großräumig vorhandener Hintergrundbelastung zusammensetzt.

Die Ergebnisse für die Leitkomponenten NO₂, PM10 und PM2.5 sind als Gesamtbelastungen (Hintergrundbelastung + verkehrsbedingte Zusatzbelastung) sind in den jeweiligen Abschnitten dargestellt. Die flächenhafte grafische Darstellung erfolgt in Form von farbigen Quadraten bzw. bei Straßen mit dichter Randbebauung mit farbigen Linien. Die Farben sind bestimmten Konzentrationsintervallen zugeordnet. Die Zuordnung zwischen Farbe und Konzentration ist jeweils in der Legende angegeben. Bei der Skalierung der Farbstufen für Immissionen wurde der kleinste Wert entsprechend der angesetzten Hintergrundbelastung zugeordnet. Sofern in diese Stufen besondere Kennwerte fallen, werden diese dargestellt (z. B. beim NO₂-Jahresmittelwert der Grenzwert von 40 µg/m³).

Zusätzlich wurden für ausgewählte, repräsentative Immissionsorte (IO) die berechneten Luftschadstoffbelastungen separat ausgewiesen. Sie stellen sensible Nutzungen (Wohnbebauung, Spielplatz, Sportplatz) im Untersuchungsgebiet dar.

6.1 Stickstoffdioxid (NO₂)

Die Gesamtbelastungen der NO₂-Jahresmittelwerte sind flächendeckend in **Abb. 6.1** dargestellt. Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 28 µg/m³ treten die höchsten Belastungen bis 35 µg/m³, vereinzelt bis 37 µg/m³ entlang der A 26 und der Hohe-Schaar-Straße auf. Nach einer Entfernung von ca. 100 m zur Straße werden NO₂-Belastung unter 30 µg/m³ berechnet, was praktisch der Hintergrundbelastung entspricht.



Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
■	>40 <i>Grenzwertüberschreitung</i>
■	>37 - 40
■	>35 - 37
■	>33 - 35
■	>31 - 33
■	>29 - 31
■	>=28 - 29
	Untersuchungsgebiet
○	Immissionsort mit Nr.



Abb. 6.1 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
NO₂-Gesamtbelastung (Jahresmittelwerte)

An einigen Streckenabschnitten werden sehr geringe Zusatzbelastungen berechnet. Das sind die vom Verkehr wenig nachgefragten Straßen Moorburger Elbdeich, Moorburger Hauptdeich und Teile des Kattwykdammes sowie die Strecken in Brückenlage der A 26.

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist es entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an beurteilungsrelevanten Gebäuden, z. B. Wohnbebauung, führen. Die Gesamtbelastungen der NO₂-Jahresmittelwerte sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt.

Nr.	Immissionsort (Nutzung)	NO ₂ -Jahresmittelwert [µg/m ³]
1	Moorburger Elbdeich 129, Gemeindehaus	29
2	Kattwykdamm 48, Baubüro	28
3	Kattwykdamm 45, Büro	29
4	An der Hohen Schaar 7, Fa. DHL	29
5	Hohe Schaar Kamp 6, Fa. Mercedes Benz	29
6	Hohe Schaar Kamp 3, Fa. Kala	30
7	Kattwykdamm 12, Fa. Shell	30
8	Kattwykdamm 4, Fa. Nortmann	30
9	Kattwykdamm 6, Fa. Shell	30
10	Eversween 26, Fa. Schenker	29
Beurteilungswert		40

Tab. 6.1: NO₂-Konzentrationen für ausgewählte Immissionsorte

Im Planfall werden am Kattwykdamm (Immissionsort 7–9) und Hohe Schaar Kamp (IO 6) mit 30 µg/m³ die höchsten NO₂-Jahresmittelwerte berechnet. An den anderen Immissionsorten werden mit 28–29 µg/m³ geringere Werte, welche praktisch der Hintergrundbelastung entsprechen, ermittelt.

Der seit dem Jahr 2010 geltende Grenzwert für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird den Berechnungsergebnissen zu Folge im Planfall an der nächstgelegenen Bebauung nicht erreicht und nicht überschritten. Die NO₂-Immissionen sind in Bezug auf den Grenzwert gemäß **Tab. 3.2** an der Bebauung als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Eine Überschreitung der NO₂-Kurzzeitgrenzwerts gemäß der 39. BImSchV, d. h. einem Stundenwert von 200 µg/m³ mehr als 18-mal im Jahr, ist bei Jahresmittelwerten unter 40 µg/m³ nicht zu erwarten.

6.2 Feinstaub (PM10)

Die bodennahen, flächendeckenden PM10-Jahresmittelwerte für die den Planfall sind der **Abb. 6.2** zu entnehmen. Die angesetzte Hintergrundbelastung beträgt 24 µg/m³.

Entlang der A 26 und der Hohe-Schaar-Straße werden im Planfall PM10-Jahresmittelwerte bis 28 µg/m³, vereinzelt bis 30 µg/m³ berechnet. Mit zunehmender Entfernung sinken die Luftschadstoffbelastungen, sodass ab einer Entfernung von ca. 100 m die PM10-Konzentrationen auf Höhe der Hintergrundbelastung liegen.

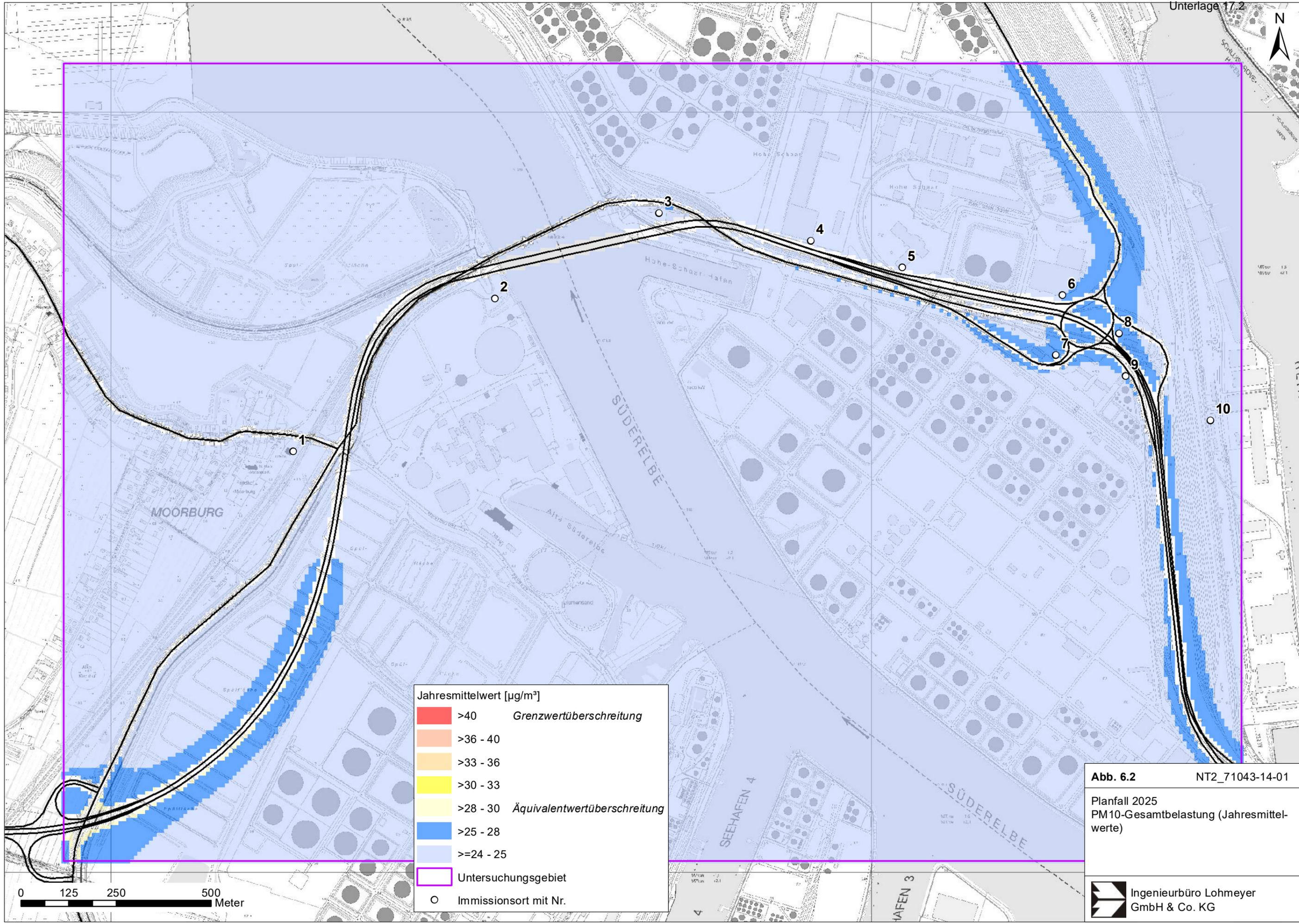
Durch geringe PM10-Zusatzbelastungen fallen die gering befahrenen Streckenabschnitte im Nebennetz der A 26 und die geplanten Verkehrswege in Brückenlage auf. Dort wird in direkter Nachbarschaft keine relevante Zusatzbelastung mehr berechnet.

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist es entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an beurteilungsrelevanten Gebäuden, z. B. Wohnbebauung, führen. Die Gesamtbelastungen der PM10-Jahresmittelwerte sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.2** dargestellt.

An den IO 7–9 des Kattwykdamms werden mit 26 µg/m³ die höchsten PM10-Belastungen an den sensiblen Bereichen ermittelt. An den anderen Immissionsorten werden 24–25 µg PM10/m³ prognostiziert, welche z. T. der Hintergrundbelastung entsprechen.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird im Planfall an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten. Die PM10-Immissionen sind in Bezug auf den Grenzwert gemäß **Tab. 3.2** an der Bebauung als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 39. BImSchV auch ein 24-Stundengrenzwert für Partikel (PM10) von 50 µg/m³ definiert, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend den Darstellungen im Kapitel 3 wird angesetzt, dass bei Konzentrationen unterhalb des entsprechenden Schwellenwertes von 29 µg/m³ (Jahresmittelwert) auch der PM10-24 h-Grenzwert sicher eingehalten wird. Der PM10-24 h-Grenzwert ist somit eine strengere Kenngröße als der Jahresmittelgrenzwert (vgl.



Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	>40 <i>Grenzwertüberschreitung</i>
	>36 - 40
	>33 - 36
	>30 - 33
	>28 - 30 <i>Äquivalentwertüberschreitung</i>
	>25 - 28
	>=24 - 25
	Untersuchungsgebiet
○	Immissionsort mit Nr.

Abb. 6.2 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
PM10-Gesamtbelastung (Jahresmittelwerte)

Kapitel 3). Die Gesamtbelastungen der PM10-Jahresmittelwerte und die Anzahl der Überschreitungen des PM10-24 h-Werts (Überschreitungstage) von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.2** dargestellt.

Im Planfall werden die häufigsten Überschreitungstage am Kattwykdamm (IO 7–9) mit 26 Tagen ermittelt, zulässig sind 35 Tage mit einer PM10-24 h-Konzentration über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der strengere PM10-Kurzzeitgrenzwert entsprechend der 39. BImSchV wird damit an umliegender sensibler Nutzung nicht überschritten.

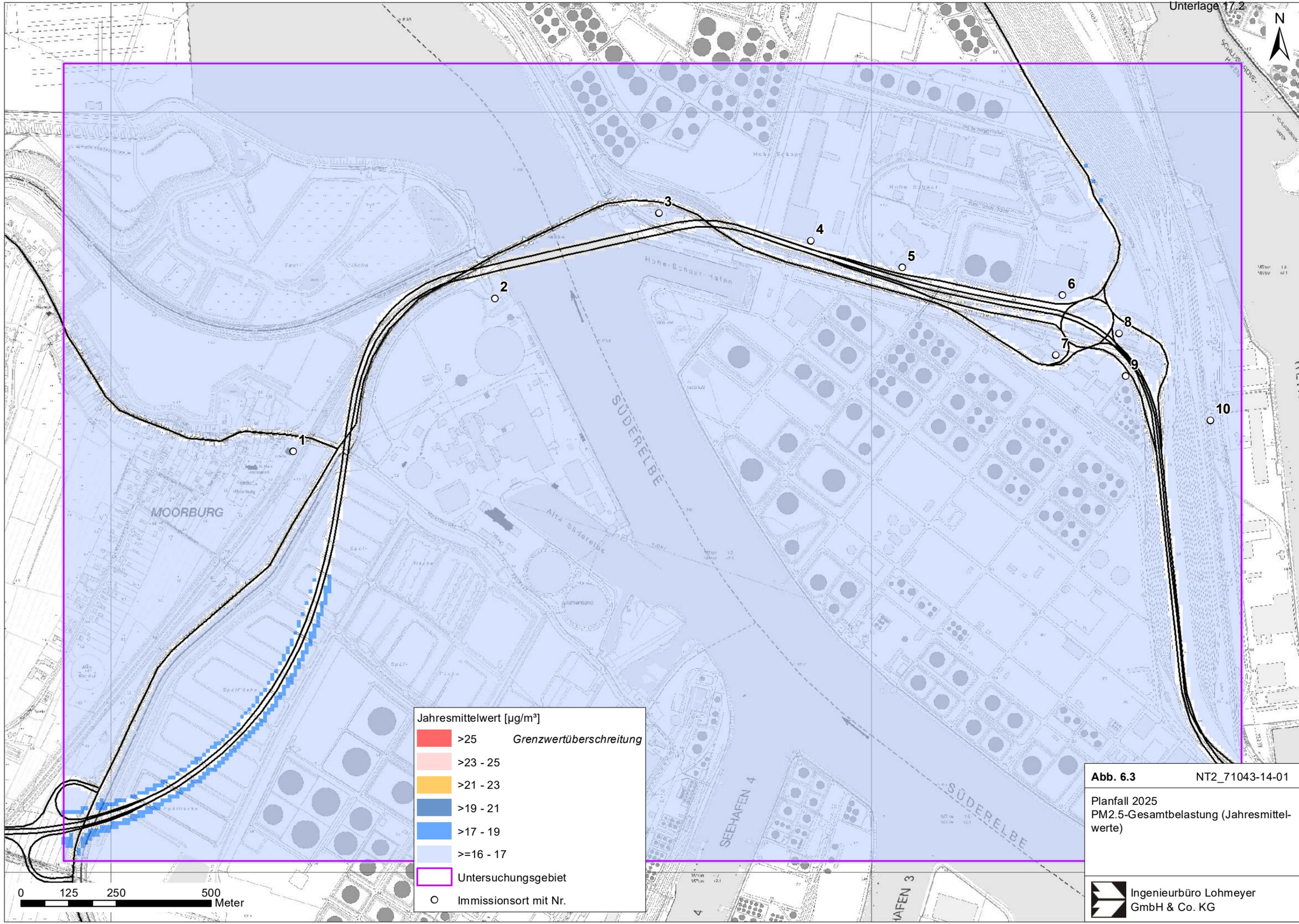
Nr.	Immissionsort (Nutzung)	PM10-Jahres- mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Anzahl der Überschrei- tungen des PM10-24 h- Werts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr
1	Moorburger Elbdeich 129, Gemeindehaus	25	23
2	Kattwykdamm 48, Baubüro	24	20
3	Kattwykdamm 45, Büro	25	23
4	An der Hohen Schaar 7, Fa. DHL	25	23
5	Hohe Schaar Kamp 6, Fa. Mercedes Benz	25	23
6	Hohe Schaar Kamp 3, Fa. Kala	25	23
7	Kattwykdamm 12, Fa. Shell	26	26
8	Kattwykdamm 4, Fa. Nortmann	26	26
9	Kattwykdamm 6, Fa. Shell	26	26
10	Eversween 26, Fa. Schenker	25	23
Beurteilungswerte		40	35

Tab. 6.2: PM10-Konzentrationen für ausgewählte Immissionsorte

6.3 Feinstaub (PM2.5)

Die PM2.5-Jahresmittelwerte sind für die Immissionsorte in **Tab. 6.3** dargestellt. In **Abb. 6.3** sind die flächendeckenden PM2.5-Konzentrationen des Planfalls aufgezeigt.

Unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung von $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ treten die höchsten berechneten PM2.5-Konzentrationen im Nahbereich der A 26 auf. Dort werden PM2.5-Immissionen bis $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.



Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	>25 <i>Grenzwertüberschreitung</i>
	>23 - 25
	>21 - 23
	>19 - 21
	>17 - 19
	\geq 16 - 17
	Untersuchungsgebiet
○	Immissionsort mit Nr.

Abb. 6.3 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
PM2.5-Gesamtbelastung (Jahresmittelwerte)

An den sensiblen Immissionsorten (**Tab. 6.3**) werden am Kattwykdamm (IO 7–9) 17 µg PM2.5/m³ prognostiziert. An den anderen Immissionsorten werden keine relevanten vorhabenbezogenen PM2.5-Zusatzbelastungen ermittelt.

Der seit dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von 25 µg/m³ wird entsprechend den Immissionsberechnungen somit im Planfall im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den ab dem Jahr 2015 einzuhaltenen Grenzwert von 25 µg/m³ sind die PM2.5-Immissionen an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Nr.	Immissionsort (Nutzung)	PM2.5-Jahresmittelwert [µg/m ³]
1	Moorburger Elbdeich 129, Gemeindehaus	16
2	Kattwykdamm 48, Baubüro	16
3	Kattwykdamm 45, Büro	16
4	An der Hohen Schaar 7, Fa. DHL	16
5	Hohe Schaar Kamp 6, Fa. Mercedes Benz	16
6	Hohe Schaar Kamp 3, Fa. Kala	16
7	Kattwykdamm 12, Fa. Shell	17
8	Kattwykdamm 4, Fa. Nortmann	17
9	Kattwykdamm 6, Fa. Shell	17
10	Eversween 26, Fa. Schenker	16
Beurteilungswert		25

Tab. 6.3: PM2.5-Konzentrationen für ausgewählte Immissionsorte

6.4 Gesamtbewertung

Es werden keine Überschreitungen der Grenzwerte zur Lufthygiene im Planfall erwartet. Die vorhabenbezogenen Veränderungen sind gering. Aus Sicht der Lufthygiene sind die Planungen im Hinblick auf die Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit bezogen auf die bestehende Wohnnutzung deshalb nicht abzulehnen.

7 LITERATUR

- Bächlin et al. (2008): Untersuchungen zu Stickstoffdioxid-Konzentrationen, Los 1 Überprüfung der Rombergformel. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe. Projekt 60976-04-01. Gutachten im Auftrag von: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- BAST (1986): Straßenverkehrszählungen 1985 in der Bundesrepublik Deutschland. Erhebungs- und Hochrechnungsmethodik. Schriftenreihe Straßenverkehrszählungen, H. 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 (Düring, I., Bössinger, R., Lohmeyer, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft - 22. BImSchV), Neufassung vom 4. Juni 2007. In: BGBl Jahrgang 2007 Teil I Nr. 25, ausgegeben zu Bonn am 12.06.2007 (nach 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 (nach 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.
- CORINAIR (2007): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2007. EEA (European Environment Agency). Publish date: 5 Dec 2007. In: Technical report No 16/2007.

- 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, I., Lohmeyer, A. (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. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- 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., Bösing, 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., Buchmann, B. (2003): Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM10 and PM2.5 concentrations based on long-term Swiss monitoring data. Atmospheric Environment 37 (2003).
- HALM – Hamburger Luftmessnetz (2007-2019): Messdaten aus dem HaLM – Hamburger Luftmessnetz, Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt; <http://www.luft.hamburg.de>.
- IHU - Institut für Hygiene und Umwelt (2016): Abstimmung zur Hintergrundbelastung, Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt; E-Mail von Dr. Reich am 19.05.2016.
- Israël, G.W., Schlums, C., Treffeisen, R. Pesch, M. (1994): Rußimmissionen in Berlin, Herkunftsbestimmung - Kfz-Flottenemissionsfaktoren – Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe Umwelttechnik, Nr. 152.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Kühlwein, Jörg (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. und 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. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- 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 (2012): Aktualisierung des MLuS 02 bzgl. Emission, Lärmschutzmodul, NO/NO₂-Konversion, Vorbelastung und Fortschreibung 22. BImSchV - FE 02.0255/2004/LRB. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit von Institut für Energie und Umwelt, Heidelberg. Projekt 70405-07-10, Abschlussbericht vom Jan. 2012, Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- 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.
- Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzel, 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.
http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR460.PDF.
- PTV – Transport Consult GmbH (2016): Neubau der BAB A26, AK HH-Süderlebe (BAB A7) bis Landesgrenze NI, Erweiterung BAB A7 AK HH-Süderlebe bis AS HH-Heimfeld, Verkehrsprognose 2030 und Berechnung von Planfällen, Schlussbericht.
- Romberg, E., Böisinger, 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.
- Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen -. Abschlußbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe.

- 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 (2017): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.3. (HBEFA 3.3) (aktualisierte Version vom 02.05.2017). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit MKC Consulting GmbH und IVT/TU Graz. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- 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 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 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	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 seit 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.

Die 39. BImSchV weist als Zielwert einen PM2.5-Jahresmittelwert von 25 µg/m³ aus, der seit dem Jahr 2015 ein Grenzwert ist.

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.

A1.4 Schutz der Vegetation

Zum Schutz der Vegetation nennt die 39. BImSchV einen kritischen Wert für Stickstoffoxide (NO_x) von 30 µg/m³ im Jahresmittel. Dieser „kritische Wert“ ist ein auf Grund wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegter Wert, dessen Überschreitung unmittelbare schädliche Auswirkungen für manche Rezeptoren wie Bäume, Pflanzen oder natürliche Ökosysteme haben kann. Die Erfassung und Anwendung ist für Bereiche vorbehalten, die mehr als 20 km von Ballungsräumen oder 5 km von anderen bebauten Gebieten, Industrieanlagen oder Bundesautobahnen oder Hauptstraßen mit einem täglichen Verkehrsaufkommen von mehr als 50 000 Fahrzeugen entfernt sind.

A N H A N G A2:
BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR
IMMISSIONSERMITTLUNG 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. (2008). 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 ent-

sprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von $\pm 20\%$ 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 A3:
EMISSIONSABBILDUNGEN

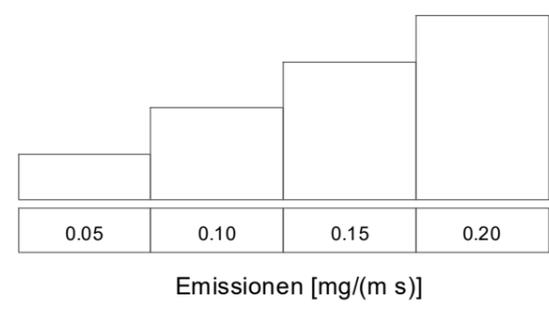
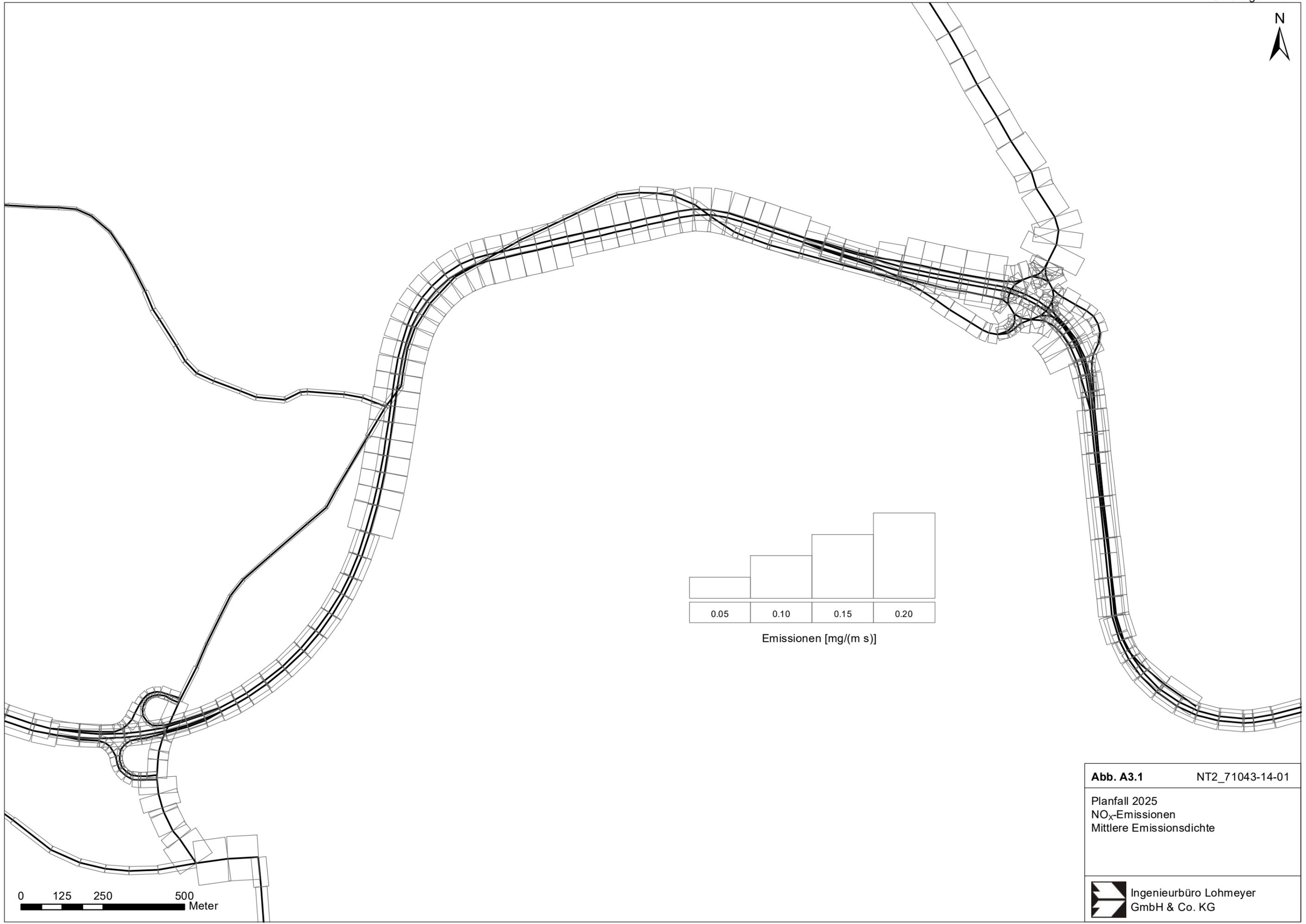


Abb. A3.1 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
NO_x-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

0 125 250 500
Meter

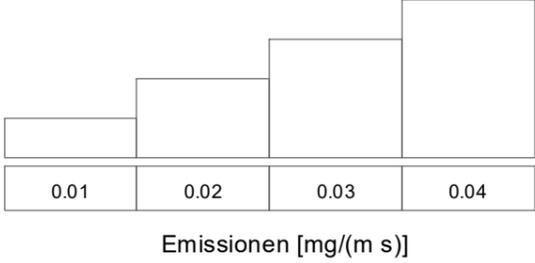
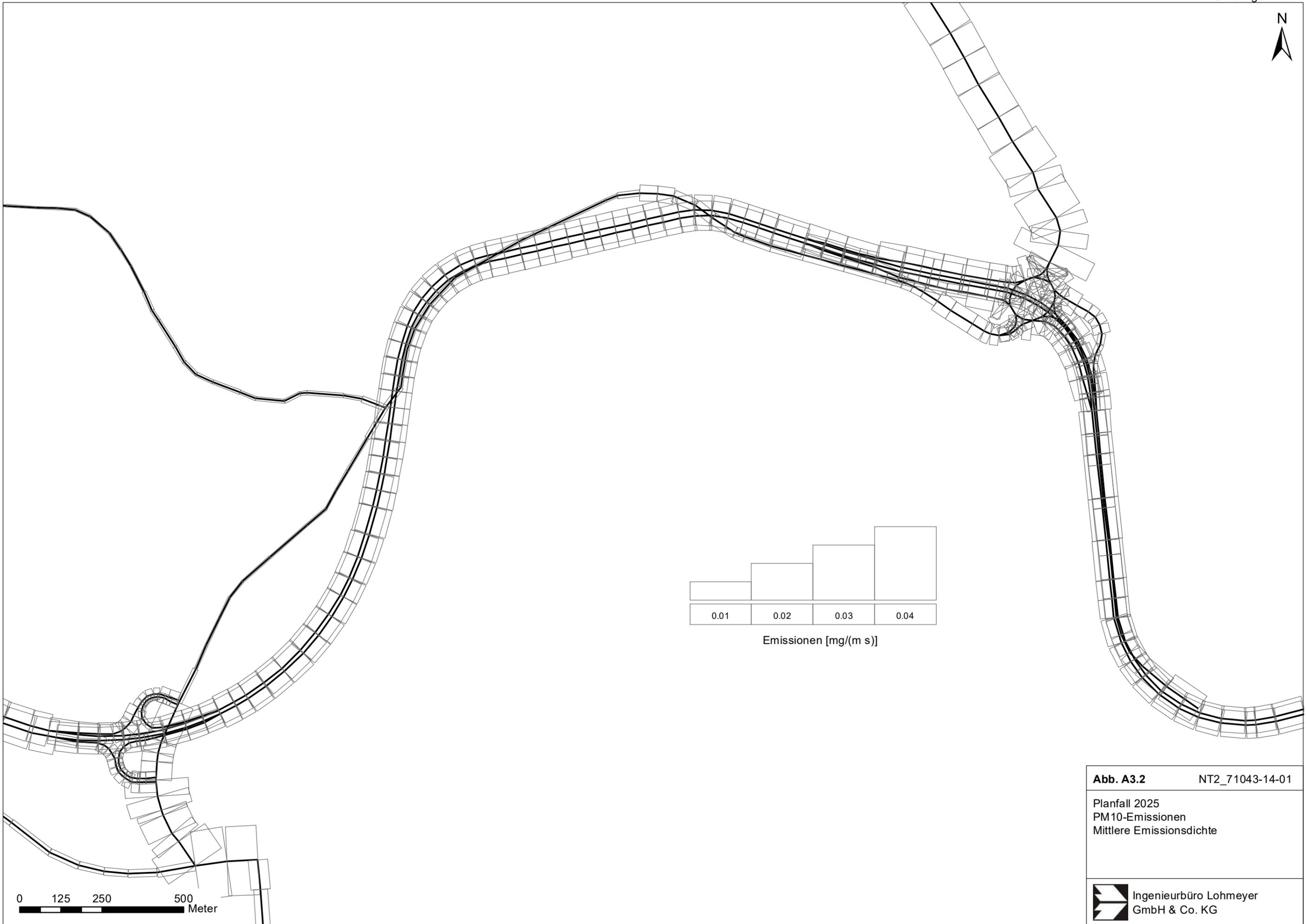
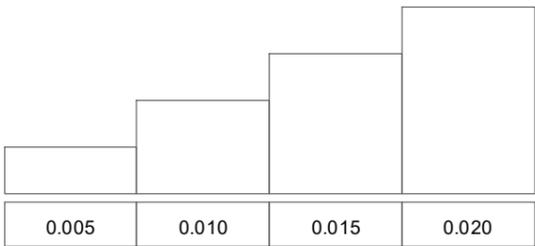
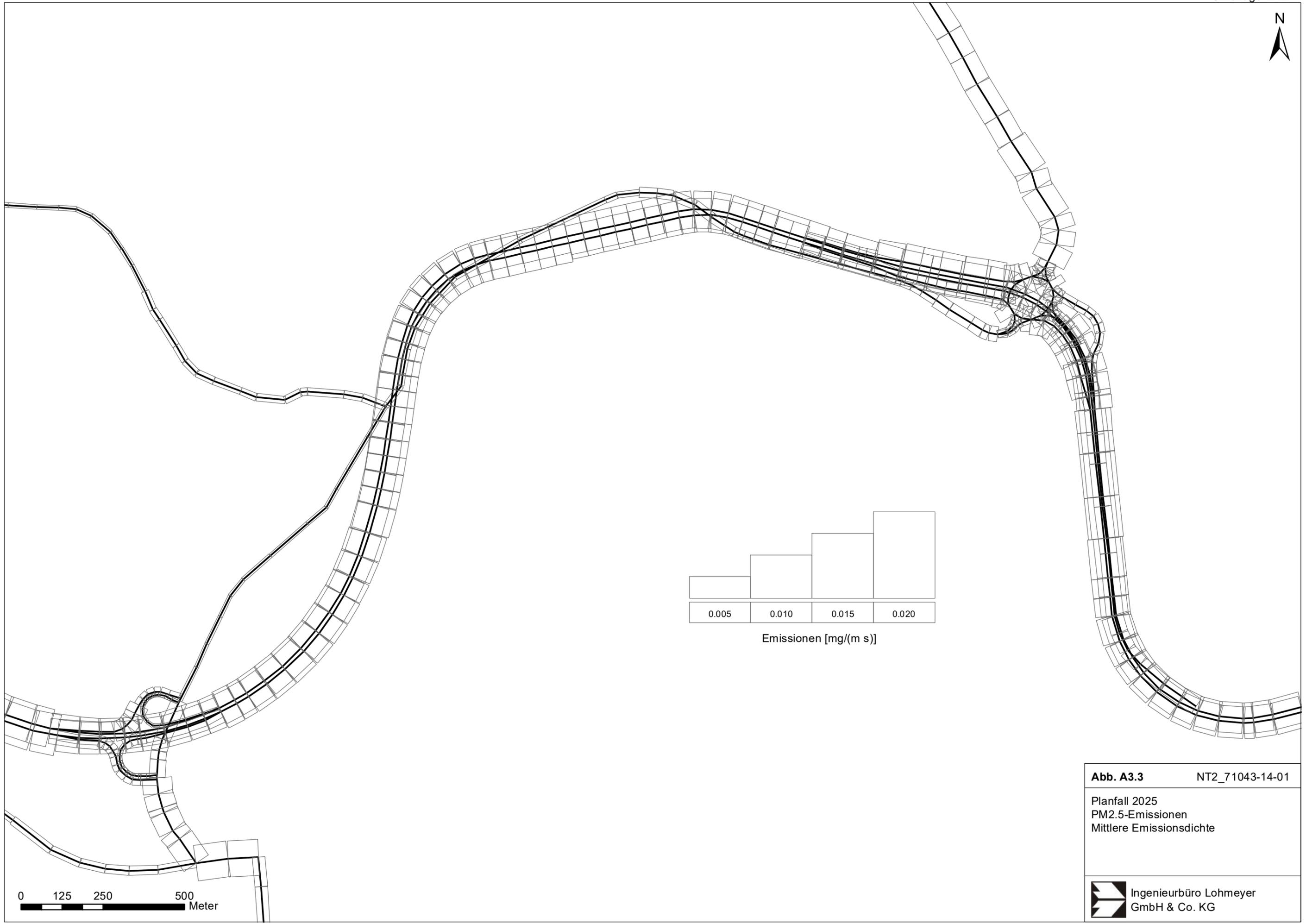


Abb. A3.2 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
PM10-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte

0 125 250 500
Meter



Emissionen [mg/(m s)]

0 125 250 500
Meter

Abb. A3.3 NT2_71043-14-01

Planfall 2025
PM2.5-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte

 Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG