

DEGES im Auftrag der Autobahn GmbH des Bundes
Straße: A 1 / Betr.km: 155+962 bis 157+657, inkl. Anpassungsbereich bis 158+267
Bundesautobahn A 1
8-streifige Erweiterung zwischen AD Süderelbe und AS HH-Harburg
VKE 7143: AS HH-Harburg - AD Süderelbe (o)
PROJIS-Nr.: 0200000530

FESTSTELLUNGSENTWURF

- Luftschadstoffgutachten -

aufgestellt:	
DEGES	
Berlin, den 29.04.2022 gez. Martens (PL/E3.3.2)	



Lohmeyer

**8-STREIFIGE ERWEITERUNG
DER A 1 ZWISCHEN
AD SÜDERELBE UND AS HH-HARBURG
LUFTSCHADSTOFFGUTACHTEN**

Auftraggeber:

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

Bearbeitung:

Lohmeyer GmbH
Niederlassung Dresden

Dipl.-Geogr. F. Jänich

Dr. rer. nat. I. Düring

Februar 2022 (redaktionelle Änderungen 18.05.2022)
Projekt 10275-21-01
Berichtsumfang 37 Seiten (ohne Anhang)

INHALTSVERZEICHNIS

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN	1
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	12
4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	12
4.2 Verkehrsdaten	13
4.3 Meteorologische Daten	13
4.4 Hintergrundbelastung der Luft	16
5 EMISSIONEN	21
5.1 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren.....	21
5.2 Motorbedingte Emissionsfaktoren.....	21
5.3 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren	23
5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	23
6 IMMISSIONEN.....	27
6.1 Stickstoffdioxid (NO ₂).....	27
6.2 Feinstaub (PM ₁₀)	30
6.3 Feinstaub (PM _{2.5})	32
7 LITERATUR	35
ANHANG A1: BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF- KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN	38

ANHANG A2: BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	42
ANHANG A3: EMISSIONSABBILDUNGEN	48

Hinweise:

Vorliegender Bericht darf ohne schriftliche Zustimmung der Lohmeyer GmbH 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 / PM_{2.5}

Mit Feinstaub bzw. PM₁₀/PM_{2.5} werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass 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 PM_{2.5}-Fraktion gelangt bei Inhalation vollständig bis in die Alveolen der Lunge; sie umfasst auch den wesentlichen Masseanteil des anthropogen erzeugten Aerosols, wie Partikel aus Verbrennungsvorgängen und Sekundärpartikel.

1 ZUSAMMENFASSUNG

Die Autobahn GmbH des Bundes plant die 8-streifige Erweiterung der A 1 im Abschnitt AD Hamburg-Süderelbe (A 1/A 26) bis südlich der Anschlussstelle (AS) Hamburg-Harburg. In diesem Zusammenhang ist im Rahmen der Planfeststellung die Erarbeitung eines Luftschadstoffgutachtens erforderlich. Innerhalb des Gutachtens sind unter Berücksichtigung der geltenden Rechtslage die Auswirkungen des geplanten Bauvorhabens auf die Immissionssituation des Untersuchungsgebietes zu untersuchen und zu bewerten.

Betrachtet wurde folgender Fall:

- Planfall nach Umsetzung der Planungsmaßnahme und den Verkehrszahlen für 2030 sowie Emissionen für das Prognosejahr 2030.

Betrachtet wurden die folgenden Komponenten: Stickstoffdioxid (NO_2) und Feinstaub (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$) hinsichtlich des Schutzes der Gesundheit. Die Beurteilung der Maßnahme erfolgte im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV.

Mit dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in seiner Version 4.1 (UBA, 2019) wurden mit PROKAS die verkehrsbedingten Emissionen für das Bezugsjahr 2030, des frühesten Jahres der möglichen Inbetriebnahme der Planungsmaßnahme, ermittelt.

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 angesetzt. Die NO/NO_2 -Konversion wurde mit einem vereinfachten Chemiemodell durchgeführt. Diskutiert und bewertet wurde die Gesamtbelastung (Zusatzbelastung + Hintergrundbelastung).

Ergebnisse

Stickstoffdioxid (NO_2)

Die Gesamtbelastungen der NO_2 -Jahresmittelwerte werden unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an den Immissionsorten (IO) entlang des

Fünfhausener Landesweges bzw. der Neuländer Str. (IO 1–3) bis $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Dort erhöht sich die Belastung gegenüber der Hintergrundbelastung nur sehr gering.

An den Wohnhäusern des Neuländer Elbdeichs werden NO_2 -Gesamtbelastungen bis $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IO 6) berechnet. Auf weiter entfernten Wohnhäusern des Neuländer Elbdeichs werden NO_2 -Jahresmittelwerte von $29\text{--}31 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ ermittelt.

Der NO_2 -Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird an der nächstgelegenen Bebauung nicht erreicht und nicht überschritten. Die NO_2 -Immissionen sind in Bezug auf den Grenzwert an der Bebauung als leicht erhöhte bis erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Feinstaub (PM10)

Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an den Immissionsorten werden PM10-Jahresmittelwerte bis $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Der PM10-Jahresmittelgrenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird nicht erreicht und nicht überschritten. Die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sind als leicht erhöhte Konzentration zu bezeichnen.

Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 39. BImSchV auch ein 24-Stundengrenzwert für Partikel (PM10) von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ definiert, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf. Bei Konzentrationen unterhalb des entsprechenden Schwellenwertes von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jahresmittelwert) wird auch der PM10-24 h-Grenzwert sicher eingehalten. Der PM10-24 h-Grenzwert ist somit eine strengere Kenngröße als der Jahresmittelgrenzwert.

An den separat betrachteten Immissionsorten werden bis 18 Überschreitungstage des PM10-24 h-Werts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Damit wird der strengere PM10-Kurzzeitgrenzwert an der sensiblen Nutzung nicht überschritten.

Feinstaub (PM2.5)

Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden an den Immissionsorten PM2.5-Belastungen bis $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

Der PM2.5-Jahresmittelgrenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß 39. BImSchV wird entsprechend den Immissionsberechnungen im Planfall 2030 deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In

Bezug auf den Grenzwert sind die PM2.5-Immissionen als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Aus Sicht der Lufthygiene sind die Planungen im Hinblick auf die Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit bezogen auf die bestehende Wohnnutzung im Prognosejahr 2030 nicht abzulehnen.

2 AUFGABENSTELLUNG

Gemäß aktuellem BVWP 2030 ist die 8-streifige Erweiterung der A 1 innerhalb der Freien und Hansestadt Hamburg zwischen dem vorh. AK HH-Südost und dem geplanten AS Harburg als Maßnahme des vordringlichen Bedarfs eingestuft. Die 8-streifige Erweiterung der Gesamtstrecke beginnt an der AS HH-Harburg, verläuft weiter über das AD HH-Süderelbe (geplanter Anschluss der A 26), danach in Richtung AD HH-Norderelbe (A 255) und endet am AD HH-Südost (A 25). Die gesamte Länge der geplanten Strecke beträgt ca. 8 km.

Für die Planfeststellung soll nun der Abschnitt AD Hamburg-Süderelbe (A 1/A 26) bis südlich der Anschlussstelle (AS) Hamburg-Harburg betrachtet werden. Hierzu sollen Untersuchungen zu den verkehrsbedingten Luftschadstoffbelastungen durchgeführt werden.

Zu betrachten ist folgender Fall:

- Planfall nach Umsetzung der Planungsmaßnahme und den Verkehrszahlen für 2030 sowie Emissionen für das Prognosejahr 2030

Die Beurteilung der Maßnahme soll für die verkehrsrelevanten Luftschadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstäube (PM₁₀, PM_{2.5}) im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV für das Jahr 2030, des frühesten Jahres der möglichen Inbetriebnahme der Planungsmaßnahme, 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, PM_{2.5}) 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 Windverhältnis-

sen 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 4.1 (UBA, 2019) bestimmt. Die Emissionen der Feinstaubpartikel (PM₁₀, PM_{2.5}) des Straßenverkehrs aufgrund von Abrieb und Aufwirbelung sind im HBEFA 4.1 ebenfalls enthalten und werden so verwendet. Die Vorgehensweise zur Emissionsbestimmung entspricht somit dem Stand der Technik. Sie basiert auf der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (2020).

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.

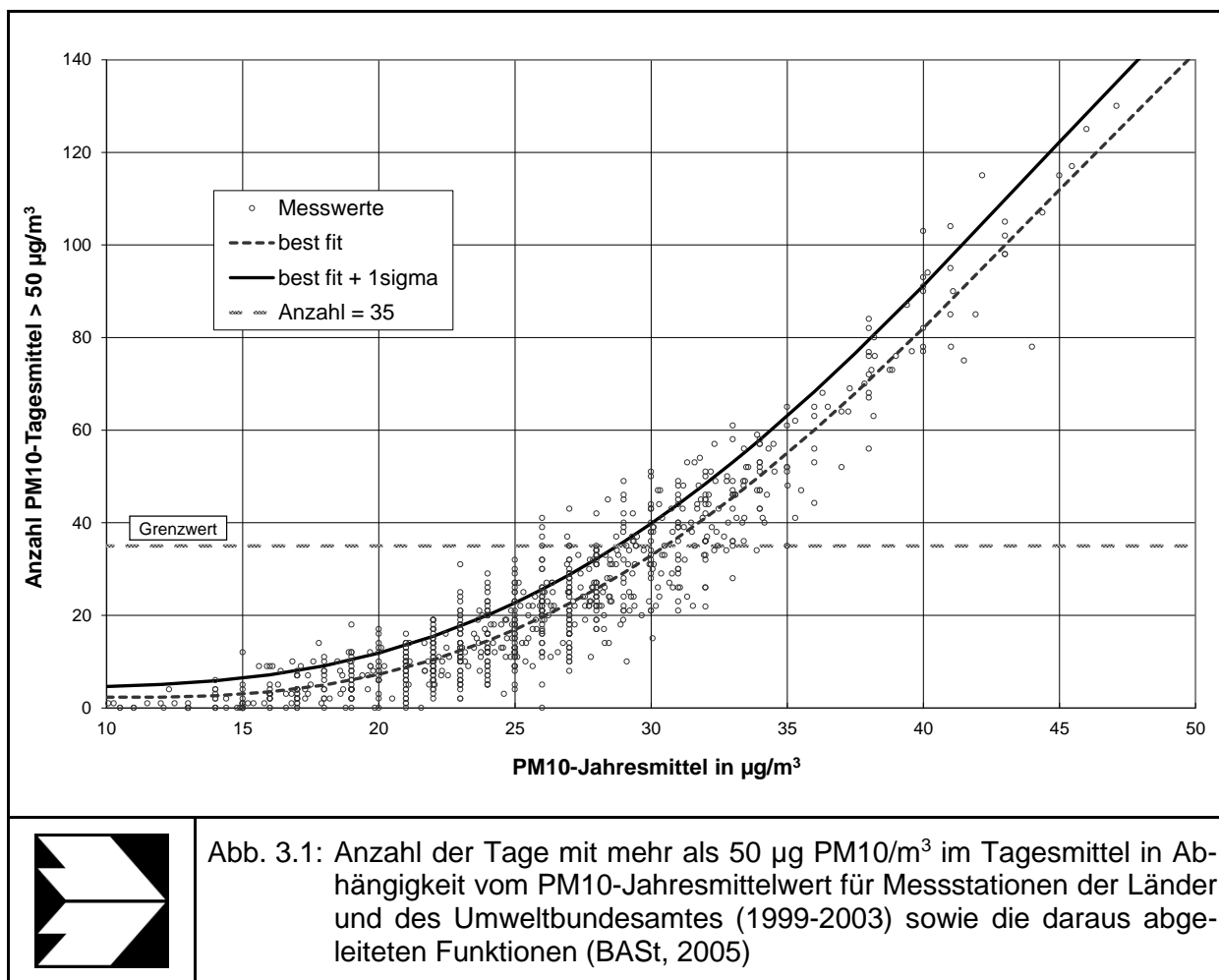
3.4 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

Die 39. BImSchV definiert u. a. als Kurzzeitgrenzwert für 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, 2012) kann abgeschätzt werden, dass dieser Grenzwert dann eingehalten ist, wenn der Jahresmittelwert $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= Äquivalentwert) nicht überschreitet.

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

Im Oktober 2004 stellte die Arbeitsgruppe „Umwelt und Verkehr“ der Umweltministerkonferenz (UMK) aus den ihr vorliegenden Messwerten der Jahre 2001 bis 2003 eine entsprechende Funktion für einen „best fit“ vor (UMK, 2004). Diese Funktion zeigt bis zu einem Jahresmittelwert von ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einen nahezu identischen Verlauf wie der o. g. „best fit“ nach BASt (2005). Im statistischen Mittel wird somit bei beiden Datenauswertungen die Überschreitung des PM_{10} -Kurzzeitgrenzwertes bei einem PM_{10} -Jahresmittelwert von $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erwartet.

Im vorliegenden Gutachten wird wegen der Unsicherheiten bei der Berechnung der PM_{10} -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 PM_{10} -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).



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

PM10-Jahresmittel

<29 µg/m³
 29 - 30 µg/m³
 31 - 33 µg/m³
 34 - 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 Daten 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 22.01.2022)
- Verkehrsbelegungsdaten (PTV, 2019)
- Lage und Höhen von Lärmschutzanlagen aus der technischen Planung (Stand 22.01.2022)

4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet ist östlich bis nordöstlich von Harburg bzw. südöstlich der Siedlung Wilhelmsburg in Hamburg gelegen. Vom Süden kommend verläuft die A 1 über einen ca. 600 m langen Anpassungsbereich zur AS HH-Harburg. Dort ist die Neuländer Straße angebunden, welche nach Westen in Richtung Harburg bzw. zur B 75 verläuft.

Den gradlinigen Trassenverlauf der A 1 folgend wird die Süderelbe mit einem ca. 380 m langem Brückenbauwerk und einer maximalen Höhe von ca. 14 m über die Süderelbe geführt. Am nördlichen Brückenwiederlager endet nach ca. 2,3 km der Bauabschnitt und schließt an den Abschnitt Mitte der 8-streifigen Erweiterung der A 1 an. Die nördlich anschließende Straßenführung berücksichtigt die Planung des 8-streifigen Ausbaus der A 1 und der Anbindung der A 26 bei dieser Luftschadstoffuntersuchung.

In dem hier zu betrachtenden Abschnitt wird die 8-streifige Erweiterung der A 1 in gleicher Linie zum Bestand geplant. Zur Planung gehört ebenfalls die AS HH-Harburg, welche bis auf kleine Teile der Tangenten- und Schleifenrampen begrenzt bleibt.

Dieser Planungsabschnitt umfasst nördlich der AS HH-Harburg auf beiden Seiten der A 1 Lärmschutzwände mit einer Höhe von ca. 7 m über der Gradiante.

Das Gelände im Untersuchungsgebiet ist als eben zu bezeichnen. Die Landnutzung ist zum großen Teil von Grün- und Landwirtschaftsflächen geprägt.

Die Lage des Untersuchungsgebietes mit den geplanten Straßenverläufen und Lärmschutzwänden ist in **Abb. 4.1** aufgezeigt.

4.2 Verkehrsdaten

Die Verkehrsdaten (PTV, 2019), 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 werden die Daten als mittlere Verkehrsstärken (DTV) verwendet, welche den Verkehr von Montag bis Sonntag abbilden. Folgende vom Auftraggeber (PTV, 2019) zur Verfügung gestellten Umrechnungsfaktoren werden dabei verwendet:

$$DTV_{Kfz, Mo-So} = DTV_{Kfz, Mo-Fr} \times 0.978$$

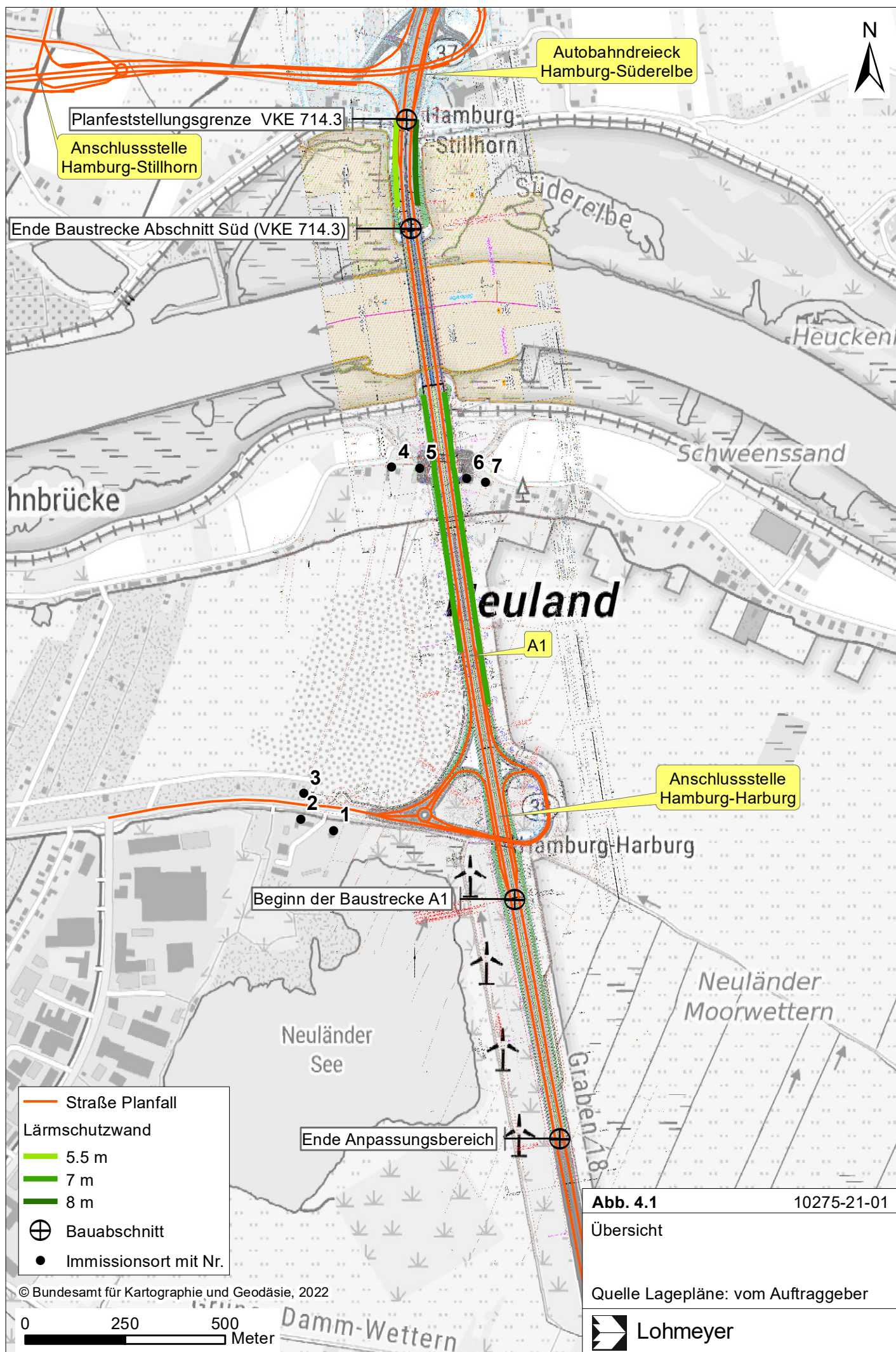
$$DTV_{SV, Mo-So} = DTV_{SV, Mo-Fr} \times 0.939$$

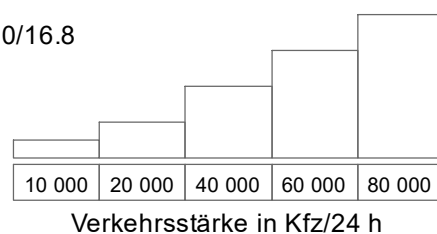
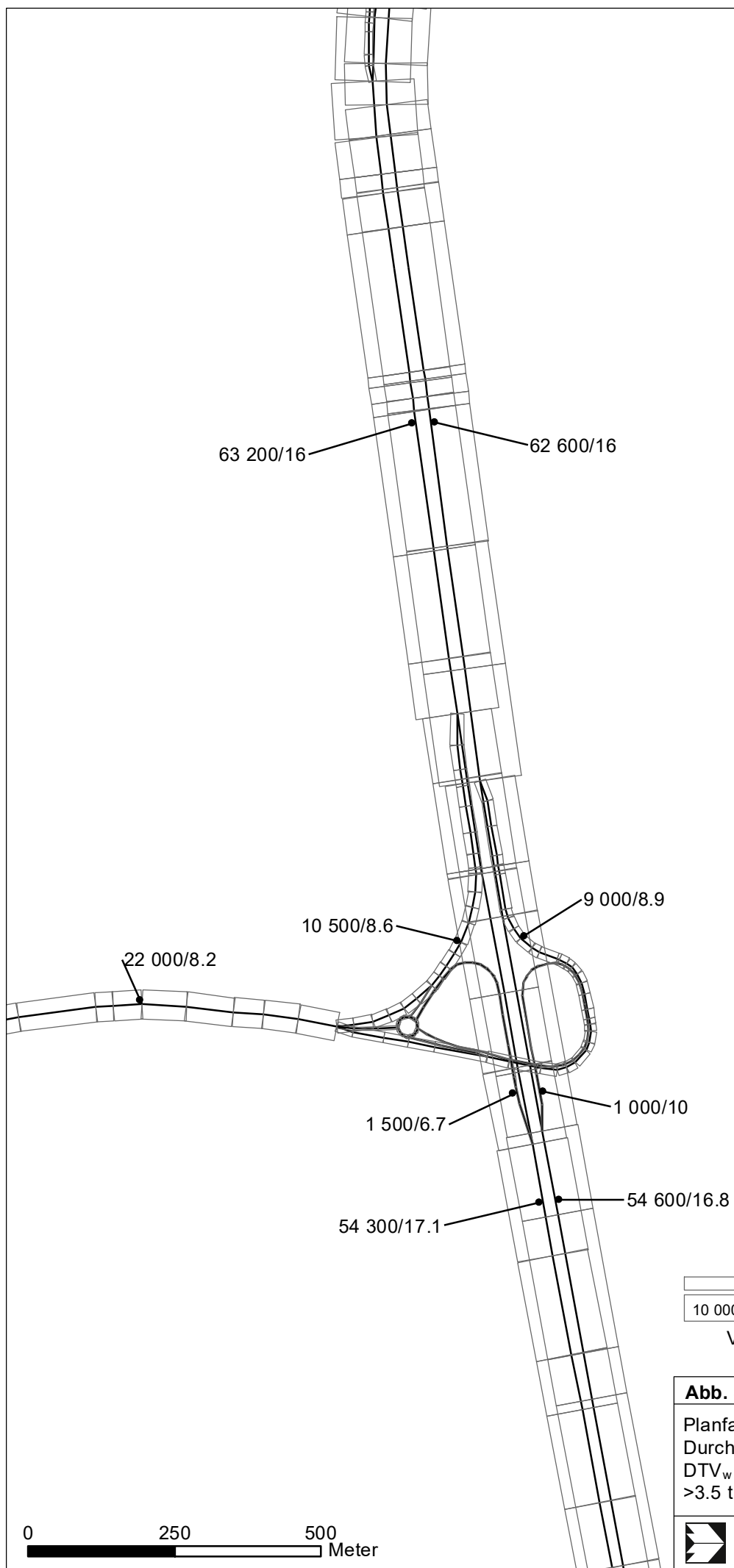
4.3 Meteorologische Daten

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. In direkter Umgebung liegen Winddaten des Deutschen Wetterdienstes für die Station Hamburg-Fuhlsbüttel vor. Die Station ist ca. 19 km nördlich vom Untersuchungsgebiet gelegen.

Die Windmessung erfolgt dort in 10 m Höhe über Grund. Die häufigsten Windrichtungen liegen bei Südwest. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 4.0 m/s. Diese Windstatistik repräsentiert die Windverhältnisse im Freiland, das heißt bei weitgehend ungestörten Verhältnissen.





0 250 500
Meter

Abb. 4.2

10275-21-01

Planfall 2030
Durchschnittliche Verkehrsstärke
DTV_w in Kfz pro Tag / SV-Anteil
>3.5 t in Prozent



Lohmeyer

Die Landnutzungsunterschiede zwischen der Messstation und dem Untersuchungsgebiet wirken sich auf die Windgeschwindigkeit aus. Aufgrund der aerodynamischen Rauigkeit im Untersuchungsgebiet werden die mittleren Windverhältnisse für den Standort angepasst.

Für die Ausbreitungsrechnungen verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik der Station Hamburg-Fuhlsbüttel ist in **Abb. 4.3** dargestellt.

Zusätzlich zur Wind- und Ausbreitungsstatistik werden an der u. a. Temperaturen gemessen. Für die 10-jährige Temperaturzeitreihe (2010–2019) werden dort im Mittel 9.9 °C 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 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.

Stickoxide unterliegen auf dem Ausbreitungspfad chemischen Umwandlungsprozessen. Die Berechnung der NO₂-Schadstoffbelastung erfolgt deshalb mit Hilfe eines Chemiemodells (siehe Anhang A2), welche als zusätzliche Hintergrundbelastungen NO_x und O₃ benötigt.

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 und PM2.5 zur Verfügung. Für die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung werden zusätzlich die Ozonkonzentrationen (O₃) berücksichtigt.

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.

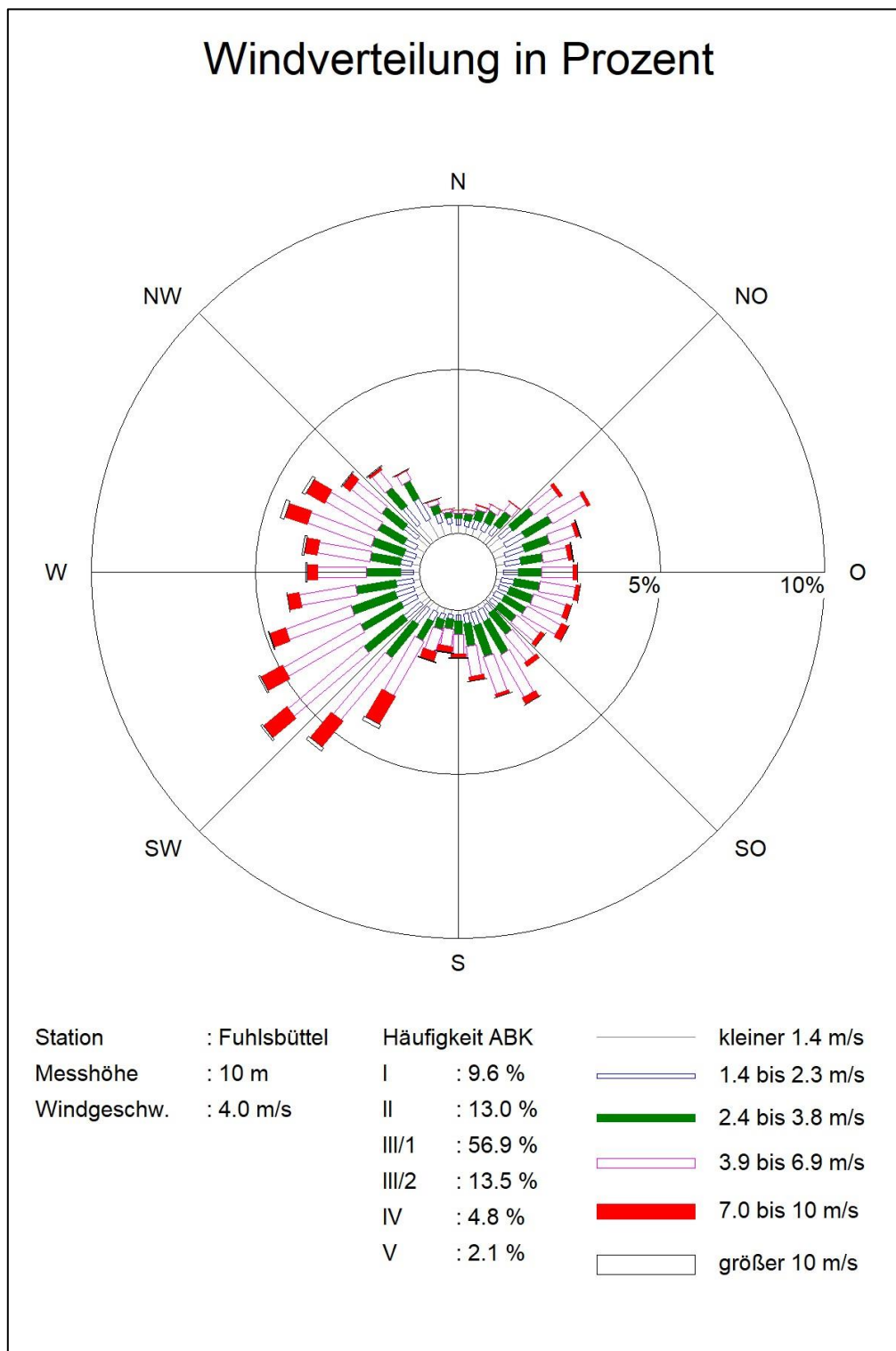


Abb. 4.3: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung der Station Hamburg-Fuhlsbüttel 2011–2020
Quelle: DWD, eigene Darstellung

Die Entfernungen und Richtungen zum Untersuchungsgebiet sowie die Klassifizierungen, dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Stationen, sind in **Tab. 4.1** aufgelistet. Die vorliegenden Daten und Stationen sind auszugsweise in der **Tab. 4.2** aufgeführt.

Stationsname	Umgebung	Stationstyp	Entfernung, ca. km	Richtung
Hamburg Wilhelmsburg	städtisch	Hintergrund	5	NNW
Hamburg Tatenberg	vorstädtisch	Hintergrund	5	ONO
Hamburg Hafen	städtisch	Hintergrund	8	NNW
Hamburg Veddel	städtisch	Industrie	6	N
Hamburg Billbrook	städtisch	Industrie	8	NNO
Hamburg Altona Elbhang	städtisch	Hintergrund	10	NNW
Hamburg Sternschanze	städtisch	Hintergrund	12	NNW

Tab. 4.1: Klassifizierung von Messstationen des Luftgüte-Messnetzes und deren Lage zum Untersuchungsgebiet

Schadstoff-kompo-nente	Zeit-raum	Hamburg Wilhelms-burg	Hamburg Tatenberg	Hamburg Hafen	Hamburg Veddel	Hamburg Billbrook	Hamburg Altona Elbhang	Hamburg Stern-schanze
NO ₂ Jahres-mittel	2011	28	16	-	36	25	-	30
	2012	28	17	-	36	25	33	30
	2013	27	17	-	36	26	31	28
	2014	26	15	-	35	24	32	27
	2015	26	15	-	34	25	31	27
	2016	27	-	34	35	26	31	27
	2017	25	-	33	32	25	30	26
	2018	25	-	31	32	23	29	24
	2019	24	-	31	30	22	28	22
	2020	20	-	27	25	18	25	20
	2021	20	-	27	25	19	24	19
PM10 Jahres-mittel	2011	26	-	-	25	26	-	29
	2012	20	-	-	20	20	17	21
	2013	20	-	-	24	20	16	20
	2014	22	-	-	26	19	20	24
	2015	19	-	-	21	17	20	22
	2016	17	-	-	19	16	21	18
	2017	17	-	20	18	16	19	17
	2018	20	-	21	21	21	21	19
	2019	18	-	18	20	19	18	17
	2020	15	-	18	16	15	16	15
	2021	14	-	18	14	14	15	16
PM2.5 Jahres-mittel	2011	17	-	-	16	-	-	17
	2012	13	-	-	12	-	-	13
	2013	12	-	-	14	-	-	13
	2014	14	-	-	15	-	-	15
	2015	14	-	-	14*	-	-	13
	2016	14	-	-	13	-	-	13
	2017	14	-	-	12	-	-	12
	2018	12	-	-	13	-	-	12
	2019	11	-	-	12	-	-	11
	2020	10	-	-	9	-	-	9
	2021	10	-	-	11	-	-	10
O ₃ Jahres-mittel	2011	-	43	-	-	-	-	39
	2012	-	42	-	-	-	-	38
	2013	-	45	-	-	-	-	43
	2014	-	44	-	-	-	-	40
	2015	-	45	-	-	-	-	42
	2016	-	41	-	-	-	-	39
	2017	-	-	-	-	-	-	41
	2018	-	-	-	-	-	-	48
	2019	-	-	-	-	-	-	46
	2020	-	-	-	-	-	-	46
	2021	-	-	-	-	-	-	46

Tab. 4.2: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in µg/m³ an Stationen in der Umgebung der A 1 (BUKEA, 2022)

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. Damit fallen bei einem möglichen Absinken der Hintergrundbelastung die Berechnungsergebnisse konservativ aus.

Aus den Messwerten, den Lagen und den Klassifizierungen der Messstationen werden die in **Tab. 4.3** dargestellten Werte für das Bezugsjahr 2020 abgeleitet und ebenfalls unverändert für das Prognosejahr 2030 herangezogen.

Statistische Auswertungen der Zusammenhänge der Jahreswerte für NO₂-Messwerte und NO_x-Messwerte lassen für 27 µg NO₂/m³ einen NO_x-Jahresmittelwert von 42 µg/m³ erwarten (Düring et al., 2011).

Schadstoff	Jahresmittelwert in µg/m ³
NO ₂	27
O ₃	43
PM10	21
PM2.5	15

Tab. 4.3: Schadstoffhintergrundbelastungen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2020

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 (LNF) 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 Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (2020; Kfz-Emissionsbestimmung).

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 4.1 (UBA, 2019) berechnet.

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

Die Minderungen der Stickstoffoxid-Emissionen bei Diesel-Pkw der Abgasnormen Euro 5-6a/b durch freiwillige Softwareupdates sind in den Emissionsdatenbanken nicht enthalten und werden entsprechend der UBA-Empfehlung berücksichtigt (UBA, 2021a und b).

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugkategorien Pkw, LNF, Lkw und Bussen 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 Abgaskgrenzwerten (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 LNF wird entsprechend HBEFA angesetzt, sofern er in Summe einen Zuschlag darstellt.

Für diese Ausarbeitung werden folgende Verkehrssituationen herangezogen:

ABS130	Städtische Autobahn, Tempolimit 130 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-AB100	Stadt-Autobahn, Tempolimit 100 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-AB60d	Stadt-Autobahn, Tempolimit 60 km/h, dichter Verkehr
IOS-AB80	Stadt-Autobahn, Tempolimit 80 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-AB80d	Stadt-Autobahn, Tempolimit 80 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50d	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IOS-HVS50s	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, stockender Verkehr
IOS-HVS60	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, flüssiger Verkehr
IOS-HVS60d	Städtische Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 60 km/h, dichter Verkehr

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 Beschleunigungstreifen enthält, werden diese durch eine Verdreifachung der Emissionswerte der Verkehrssituation „AB90d“ angenähert.

5.3 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelimmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA 4.1 enthalten und werden so verwendet.

Auf Grundlage der o. a. Datenbasis werden zur Berechnung der PM10- und PM2.5-Emissionen für die Summe aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) die in den **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.

5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

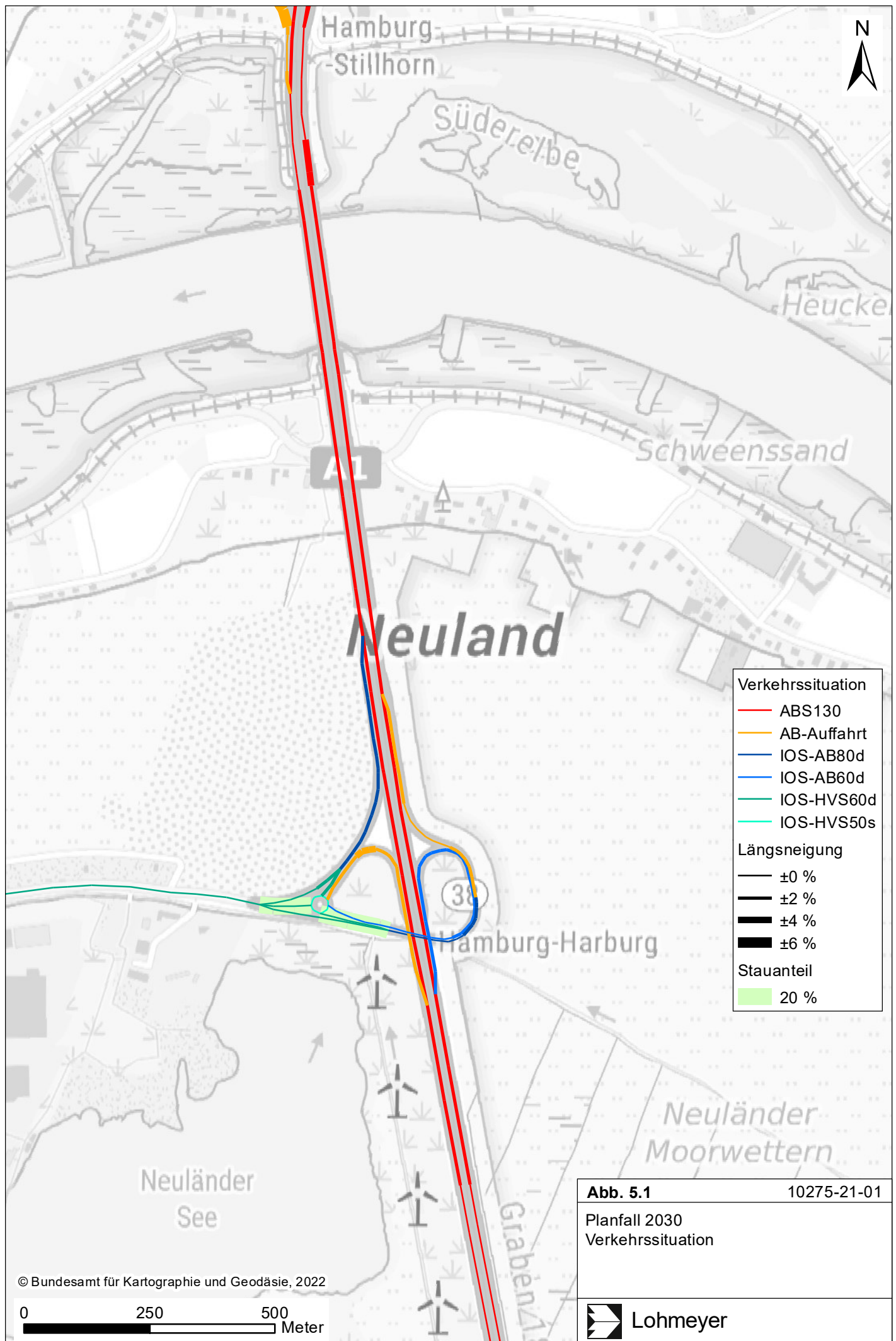
Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x, PM10 und PM2.5 werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und SV-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus.

Die Verkehrssituationen sind für den Planfall 2030 in **Abb. 5.1** aufgezeigt. Die darin verwendeten Signaturen setzen sich aus folgenden Eigenschaften zusammen: eigentliche Verkehrssituation (Fahrmuster, siehe Abschnitt 5.2) und Längsneigung. Die Verkehrssituation wird durch die Farbe der Signatur wiedergegeben und die Strichstärke zeigt die Längsneigung an.

Zusätzlich werden Stauanteile dargestellt, welche im Nahbereich von Kreuzungen bzw. Lichtsignalanlagen den gestörten Verkehrsfluss gesondert berücksichtigen. Dort wird anteilig

Straßenparameter		spezifische Emissionsfaktoren je Kfz in mg/km									
Verkehrssituation	Längsneigung	NO ₂ (direkt)		NO _x		PM10/PM2.5 (nur Abgas)		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung)		PM2.5 (nur Abrieb und Aufwirbelung)	
		LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV
ABS130	±0 %	55	202	180	754	3	10	30	130	9	46
ABS130	+2 %	86	170	282	662	4	11	30	130	9	46
ABS130	+4 %	131	219	442	862	4	15	30	130	9	46
ABS130	-2 %	34	645	109	2 331	2	5	30	130	9	46
IOS-AB100	±0 %	33	199	111	774	4	16	29	130	9	46
IOS-AB100	-2 %	19	535	67	1 958	4	6	29	130	9	46
IOS-AB60d	±0 %	25	261	88	1 011	4	11	30	130	13	61
IOS-AB60d	+2 %	36	216	124	858	4	16	30	130	13	61
IOS-AB60d	-2 %	17	397	63	1 472	4	6	30	130	13	61
IOS-AB80	±0 %	26	190	88	739	4	13	29	130	10	49
IOS-AB80d	±0 %	24	200	84	776	4	13	29	130	11	54
IOS-AB80d	+2 %	38	190	127	770	4	16	29	130	11	54
IOS-AB80d	+4 %	57	203	187	853	5	15	29	130	11	54
IOS-AB80d	+6 %	81	242	264	1 032	6	17	29	130	11	54
IOS-AB80d	-2 %	15	382	55	1 416	3	6	29	130	11	54
IOS-AB80d	-4 %	10	120	40	453	3	2	29	130	11	54
IOS-AB80d	-6 %	9	75	34	281	3	2	29	130	11	54
IOS-HVS50d	±0 %	42	514	151	1 966	5	17	33	358	16	68
IOS-HVS50d	+4 %	68	431	235	1 681	5	26	33	358	16	68
IOS-HVS50d	+6 %	86	446	293	1 765	6	30	33	358	16	68
IOS-HVS50d	-6 %	23	223	91	842	4	6	33	358	16	68
IOS-HVS50s	±0 %	54	1 599	193	5 982	5	44	44	1 200	16	68
IOS-HVS60d	±0 %	35	272	131	1 079	4	15	32	350	15	68
IOS-HVS60d	-2 %	27	288	102	1 093	4	7	32	350	15	68
AB90d	±0 %	25	186	84	698	1	11	30	130	9	49
AB90d	+2 %	41	174	136	677	2	13	30	130	9	49
AB90d	+4 %	64	208	208	820	3	13	30	130	9	49
AB90d	+6 %	99	248	315	986	5	16	30	130	9	49
AB90d	-2 %	15	445	50	1 615	1	4	30	130	9	49
AB90d	-6 %	7	82	23	300	0	1	30	130	9	49

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2030



ein Stop&Go-Verkehr auf die tägliche Fahrleistung angesetzt. Dieser stellt den Anteil der jeweiligen Stau-Verkehrssituation, z. B. IOS-HVS50s zur verwendeten regulären Verkehrssituationen (IOS-HVS50d) **Tab. 5.1** dar.

Hinweis: Die im HBEFA aufgeführten Verkehrssituationen repräsentieren lange Straßenabschnitte, worin die Beschleunigungsvorgänge, z. B. beim Anfahren an Lichtsignalanlagen, nur einen geringen Anteil besitzen. Kreuzungsbereiche können innerhalb der Kategorie „Hauptverkehrsstraße“ 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 Straßenabschnitt der A 1 die Verkehrskenndaten und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken und Zeit bezogene Emissionsdichten. Darüber hinaus sind die Emissionsdichten von NO_x, PM10 und PM2.5 für das Straßennetz jedes Berechnungsfalls, z. T. nach Fahrtrichtung getrennt, im Anhang A3 dargestellt.

Abschnitt	DTV in Kfz/24 h	SV-Anteil in %	Verkehrssituation	Längsneigung	NO ₂ , direkt in mg/(m s)	NO _x in mg/(m s)	PM10 in mg/(m s)	PM2.5 in mg/(m s)
A 1 RiFa Lübeck	62 600	16	ABS130	+2 %	0.06999	0.24142	0.03571	0.01404
A 1 RiFa Bremen	63 200	16	ABS130	-2 %	0.09121	0.32201	0.03440	0.01253

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

6 IMMISSIONEN

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

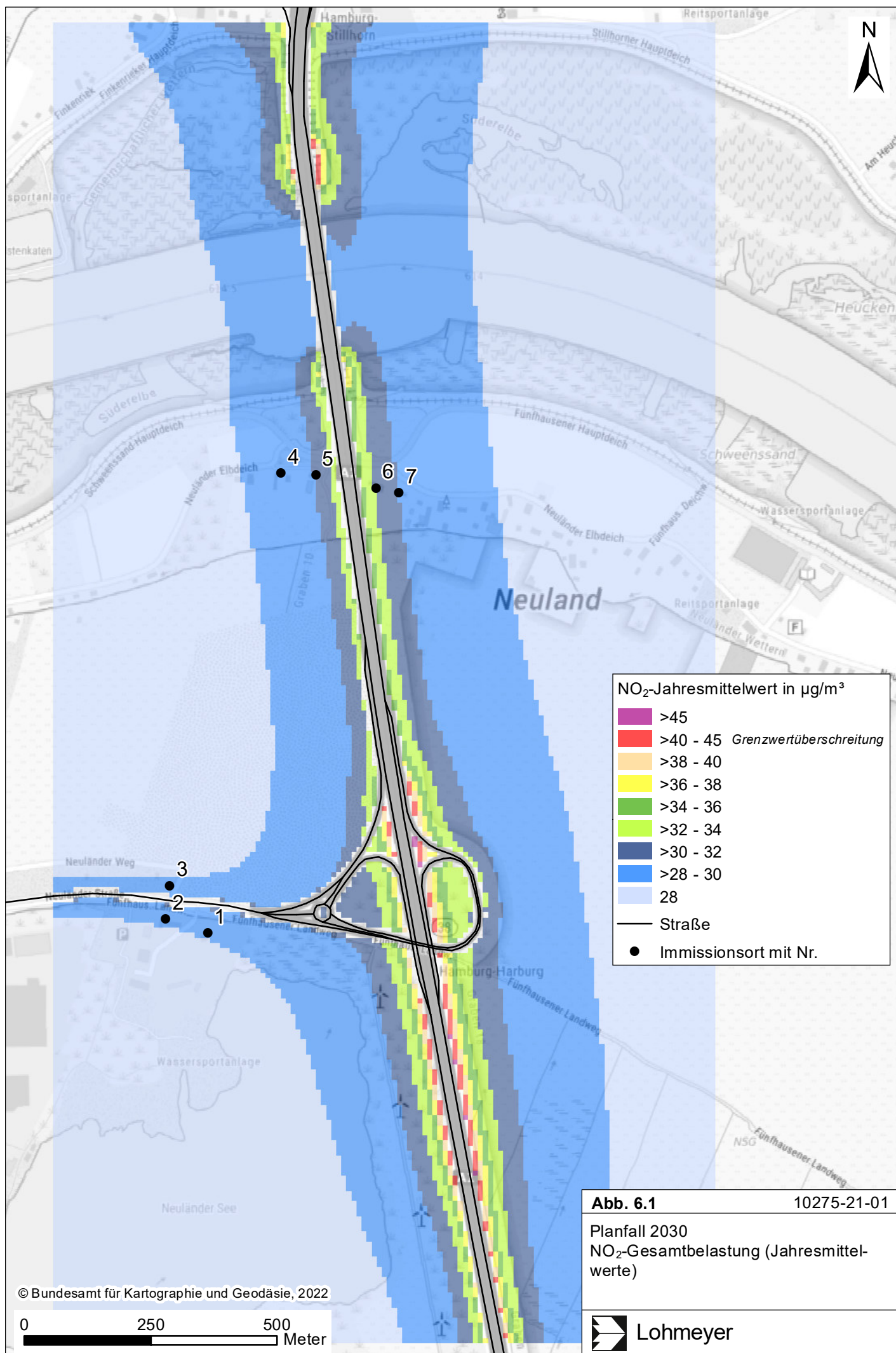
In die Berechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge (siehe Kapitel 5) der Betrachtungsjahre auf der Grundlage der jeweiligen Verkehrsstärken der berücksichtigten Straßen ein. Diese Emissionen verursachen die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Die Beurteilungswerte beziehen 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 PM_{2.5} sind als Gesamtbelastungen (Hintergrundbelastung + verkehrsbedingte Zusatzbelastung) in den jeweiligen Abschnitten dargestellt. Die flächenhafte grafische Darstellung erfolgt in Form von farbigen Quadraten. 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 wird 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 werden 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 mit über 45 µg/m³ die höchsten NO₂-Konzentrationen vor allem am oder südlich der AS HH-Harburg entlang der A 1 auf. Nördlich der AS sind die Wirkungen der Lärmschutzeinrichtungen mit verringerten bodennahen NO₂-Immissionen erkennbar. Ebenfalls fällt die Brücke im flächendeckenden Erscheinungsbild positiv auf.



Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist 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 in µg/m ³
1	Gewerbe Fünfhausener Landweg 130	29
2	Gewerbe Fünfhausener Landweg 130	29
3	Gärten Neuländer Str.	29
4	Wohnen Neuländer Elbdeich 178	29
5	Wohnen Neuländer Elbdeich 184	31
6	Wohnen Neuländer Elbdeich 190	32
7	Wohnen Neuländer Elbdeich 192	30
Beurteilungswert		40

Tab. 6.1: NO₂-Konzentrationen für ausgewählte Immissionsorte

An den Immissionsorten (IO) entlang des Fünfhausener Landweges bzw. der Neuländer Str. (IO 1–3) werden NO₂-Belastungen bis 29 µg/m³ prognostiziert. Dort wird die Belastung gegenüber der Hintergrundbelastung nur sehr gering erhöht sein.

An den Wohnhäusern des Neuländer Elbdeichs werden NO₂-Gesamtbelastungen bis 32 µg/m³ (IO 6) berechnet. Für weiter entfernte Wohnhäuser des Neuländer Elbdeichs werden NO₂-Jahresmittelwerte von 29-31 µg NO₂/m³ ermittelt.

Der seit dem Jahr 2010 geltende Grenzwert für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird den Berechnungsergebnissen zu Folge im Planfall 2030 im Betrachtungsgebiet 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 bis erhöhte Konzentrationen einzustufen.

Eine Überschreitung des 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)

Einen Überblick über die flächendeckenden, bodennahen PM10-Jahresmittelwerte ist der **Abb. 6.2** zu entnehmen. Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ treten die höchsten PM10-Belastungen bis $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Anschlussstelle oder entlang der südlich verlaufenden A 1 auf. Auch hier sind die Auswirkungen der Lärmschutzwände und der Brücke über die Süderelbe im Konzentrationsfeld zu erkennen.

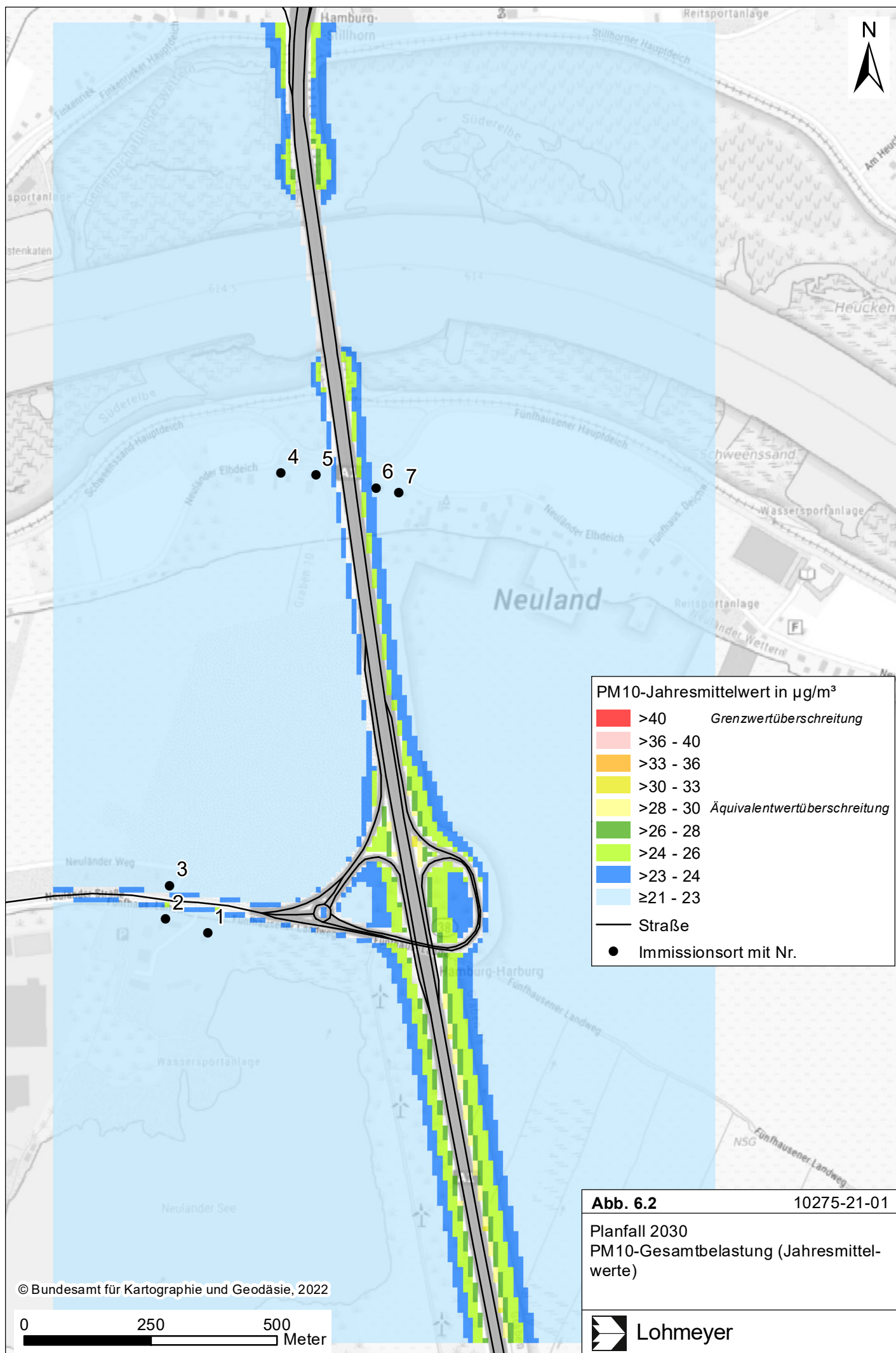
Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an beurteilungsrelevanten Gebäuden, z. B. Wohnbebauung, führen. Die Gesamtbelastungen der PM10-Jahresmittelwerte sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.2** dargestellt.

Nr.	Immissionsort (Nutzung)	PM10-Jahresmittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anzahl der Überschreitungen des PM10-24 h-Werts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr
1	Gewerbe Fünfhausener Landweg 130	22	15
2	Gewerbe Fünfhausener Landweg 130	22	15
3	Gärten Neuländer Str.	23	18
4	Wohnen Neuländer Elbdeich 178	22	15
5	Wohnen Neuländer Elbdeich 184	23	18
6	Wohnen Neuländer Elbdeich 190	23	18
7	Wohnen Neuländer Elbdeich 192	23	18
Beurteilungswerte		40	35

Tab. 6.2: PM10-Konzentrationen für ausgewählte Immissionsorte

An den Immissionsorten werden PM10-Jahresmittelwerte bis $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß 39. BImSchV wird im Planfall 2030 an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten. Die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sind entsprechend der Einteilung aus **Tab. 3.2** als leicht erhöhte Konzentration zu bezeichnen.



Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 39. BImSchV auch ein 24-Stunden-grenzwert 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. Kapitel 3). Die Anzahl der Überschreitungen der PM₁₀-24 h-Werte (Überschreitungstage) von 50 µg/m³ sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.2** dargestellt.

Dort werden bis 18 Überschreitungstage des PM₁₀-24 h-Werts von 50 µg/m³ prognostiziert. Damit wird der strengere PM₁₀-Kurzzeitgrenzwert von 35 Tagen größer 50 µg/m³ entsprechend der 39. BImSchV an umliegender sensibler Nutzung nicht überschritten.

6.3 Feinstaub (PM_{2.5})

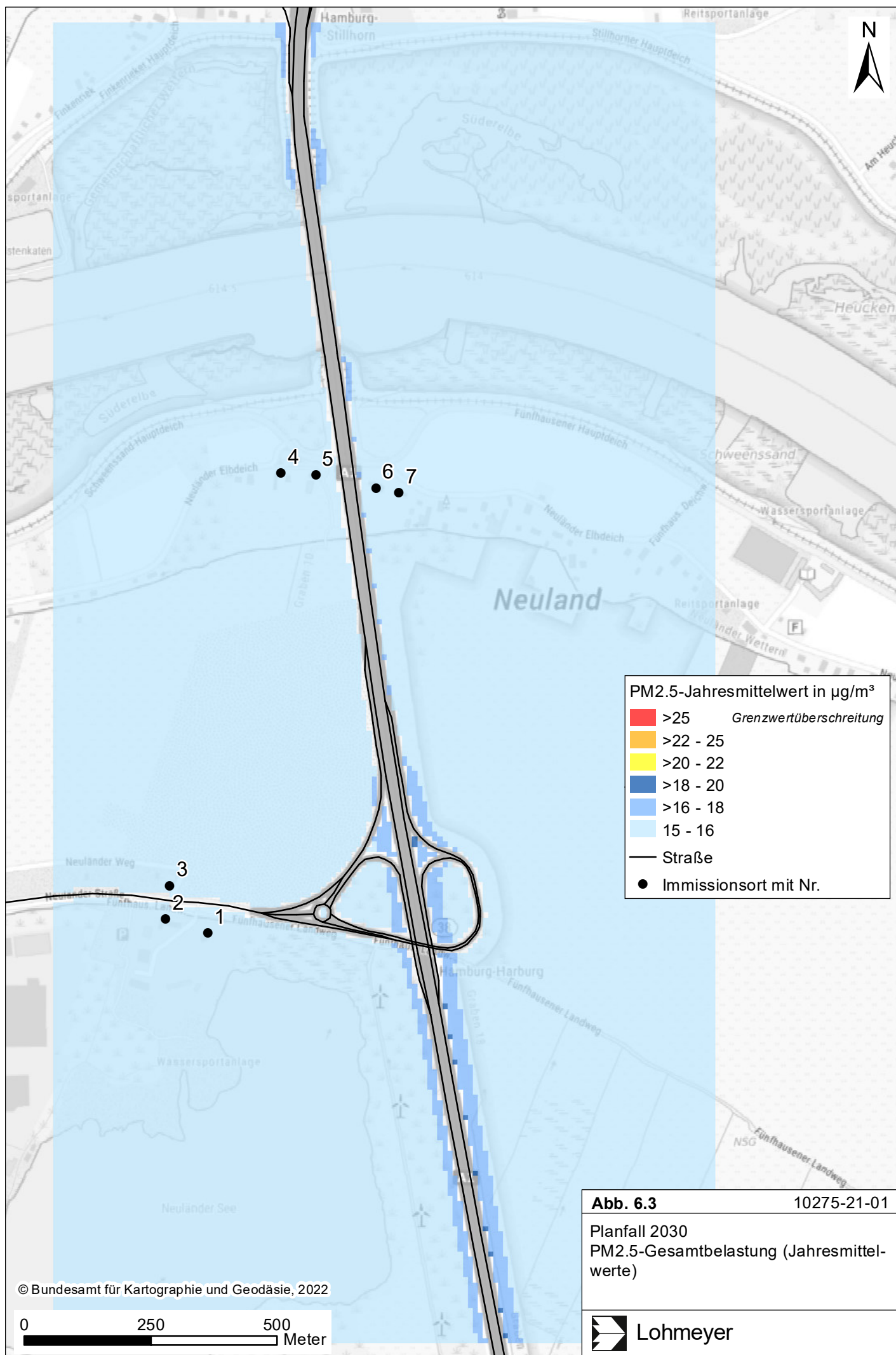
Die flächendeckenden PM_{2.5}-Jahresmittelwerte sind für den Planfall 2030 in **Abb. 6.3** dargestellt. Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 15 µg/m³ treten bis 20 µg/m³ die höchsten PM_{2.5}-Jahresmittelwerte im südlichen Untersuchungsgebiet auf.

Die Gesamtbelastungen der PM_{2.5}-Jahresmittelwerte sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.3** dargestellt.

Nr.	Immissionsort (Nutzung)	PM _{2.5} -Jahresmittelwert in µg/m ³
1	Gewerbe Fünfhausener Landweg 130	15
2	Gewerbe Fünfhausener Landweg 130	16
3	Gärten Neuländer Str.	16
4	Wohnen Neuländer Elbdeich 178	15
5	Wohnen Neuländer Elbdeich 184	16
6	Wohnen Neuländer Elbdeich 190	16
7	Wohnen Neuländer Elbdeich 192	16
Beurteilungswert		25

Tab. 6.3: PM_{2.5}-Konzentrationen für ausgewählte Immissionsorte

An den Immissionsorten werden PM_{2.5}-Belastungen bis 16 µg/m³ prognostiziert.



Der seit dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM_{2.5}-Jahresmittelwerte von 25 µg/m³ gemäß 39. BImSchV wird entsprechend den Immissionsberechnungen im Planfall 2030 im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM_{2.5}-Immissionen an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

7 LITERATUR

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.
- 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., Bösing, R., Lohmeyer, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
- BUKEA - Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (2022): HaLm-Online (Hamburger Luftmessnetz), Jahresberichte 2011-2021, aus Internet: <https://luft.hamburg.de/datenarchiv-und-stationsinfos/4369176/jahresergebnisse/>
- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2021): http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open.pdf, bkg-Dienstleistungszentrum, Leipzig.
- Düring, I., Bächlin, W., Ketzler, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzel, S. (2011): A new simplified NO/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).
- 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).
- 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 (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.
- PTV - Transport Consult GmbH (2019): 8-streifige Erweiterung der A 1, AD HH-Südost - AS HH-Harburg, Verkehrsprognose 2030 und Planfallberechnung – Verkehrsgutachten, April 2019.
- Romberg, E., Bösing, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R., Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, Band 56, Heft 6, S. 215-218.
- 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).
- TREMOT (2010): TREMOD – Transport Emission Model: Fortschreibung und Erweiterung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030". Im Auftrag des Umweltbundesamtes,

- FKZ 3707 45 101, Version 5.1, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. 2010.
- UBA (2019): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 4.1. (HBEFA 4.1) (aktualisierte Version vom 03.11.2019). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit MKC Consulting GmbH und IVT/TU Graz. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- UBA (2021a): Minderung durch Stickstoffoxid-Emissionen durch Softwareupdates an Diesel-PKW - Empfehlungen zur Nutzung von Minderungsfaktoren. Autor: Dr. Lange, M. [„Schadstoffminderung und Energieeinsparung im Verkehr“ (I 2.2), Umweltbundesamt]. Stand: 1. April 2021. Internet <http://www.umweltbundesamt.de>.
- UBA (2021b): Ermittlung von Emissionsfaktoren für Diesel-PKW mit Softwareupdate (EFA-SU). (Dippold, M.; Hausberger, S.). Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik mbH. Graz (Österreich). UBA-Texte 87/2021. UBA-Projektnr. 148307, FB000536. ISSN 1862-4804. Dessau-Roßlau, Juni 2021. Internet <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>.
- UMK (2004): Partikelemissionen des Straßenverkehrs. Endbericht der UMK AG „Umwelt und Verkehr“. Oktober 2004.
- VDI 3782 Blatt 7 (2020): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL), Düsseldorf, Mai 2020.

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

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1.1 Grenzwerte

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

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

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

Zusätzliche Luftschadstoffe zu den genannten werden meist nicht betrachtet, da deren Immissionen in Deutschland typischerweise weit unterhalb der geltenden Grenzwerte liegen. In der 39. BImSchV (2010) werden auch Zielwerte für $\text{PM}_{2.5}$, Arsen, Kadmium, Nickel und

Benzo(a)pyren (BaP) in der Luft als Gesamtgehalt in der 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 PM_{2.5}-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 Immissionskenngößen 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 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	c^*	=	dimensionslose Abgaskonzentration
	Q	=	emittierter Schadstoffmassenstrom in $\mu\text{g}/\text{m s}$
	B	=	Straßenschluchtbreite in m beziehungsweise doppelter Abstand von der Straßenmitte zur Randbebauung
	u'	=	Windgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz in 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 in %
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 Immissionskenngößen 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-Rechnenergebnissen durch. Die Abweichungen zwischen Mess- und Rechenergebnissen lagen im Bereich von 10 %, wobei die Eingangsdaten im Fall der Göttinger Straße sehr genau bekannt waren. Bei größeren Unsicherheiten in den Eingangsdaten sind höhere Rechenunsicherheiten zu erwarten. Dieser Vergleich zwischen Mess- und Rechenergebnissen dient der Validierung des Modells, wobei anzumerken ist, dass sowohl Messung als auch Rechnung fehlerbehaftet sind.

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

A N H A N G A3:
EMISSIONSABBILDUNGEN

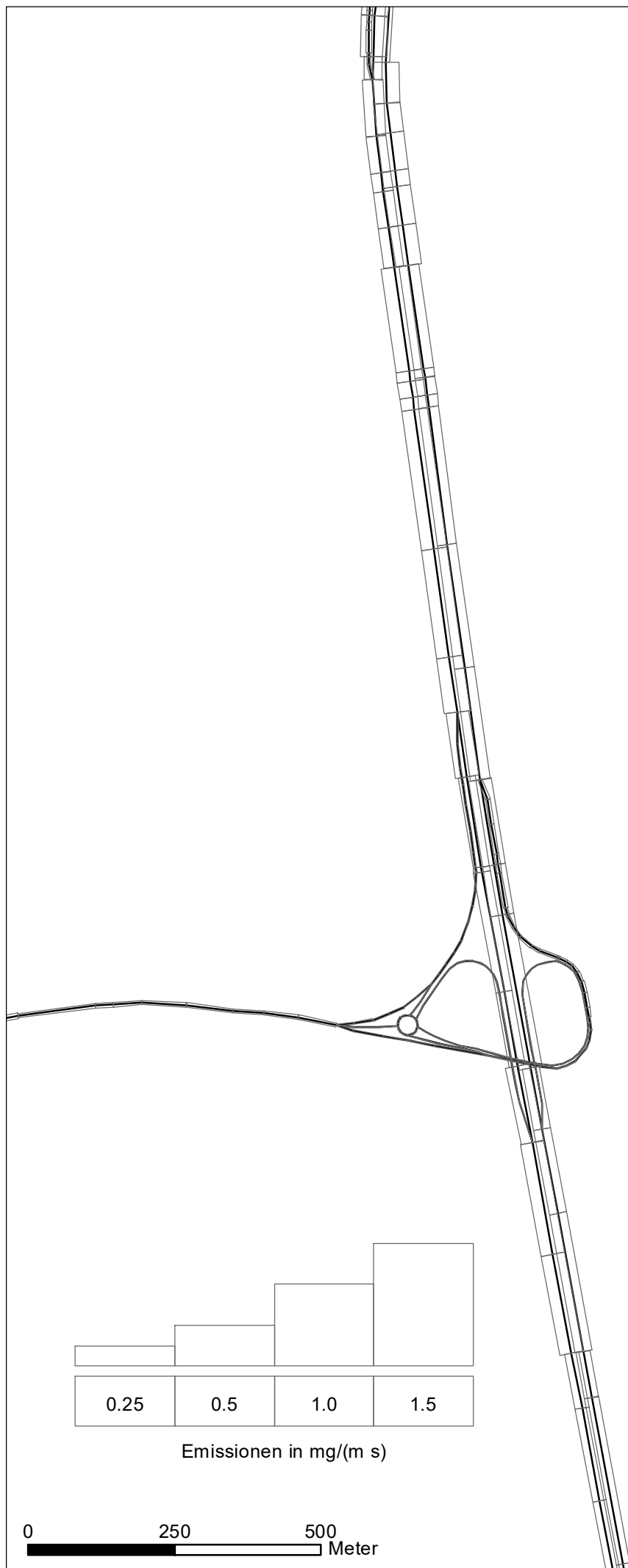


Abb. A3.1

10275-21-01

Planfall 2030
NO_x-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Lohmeyer

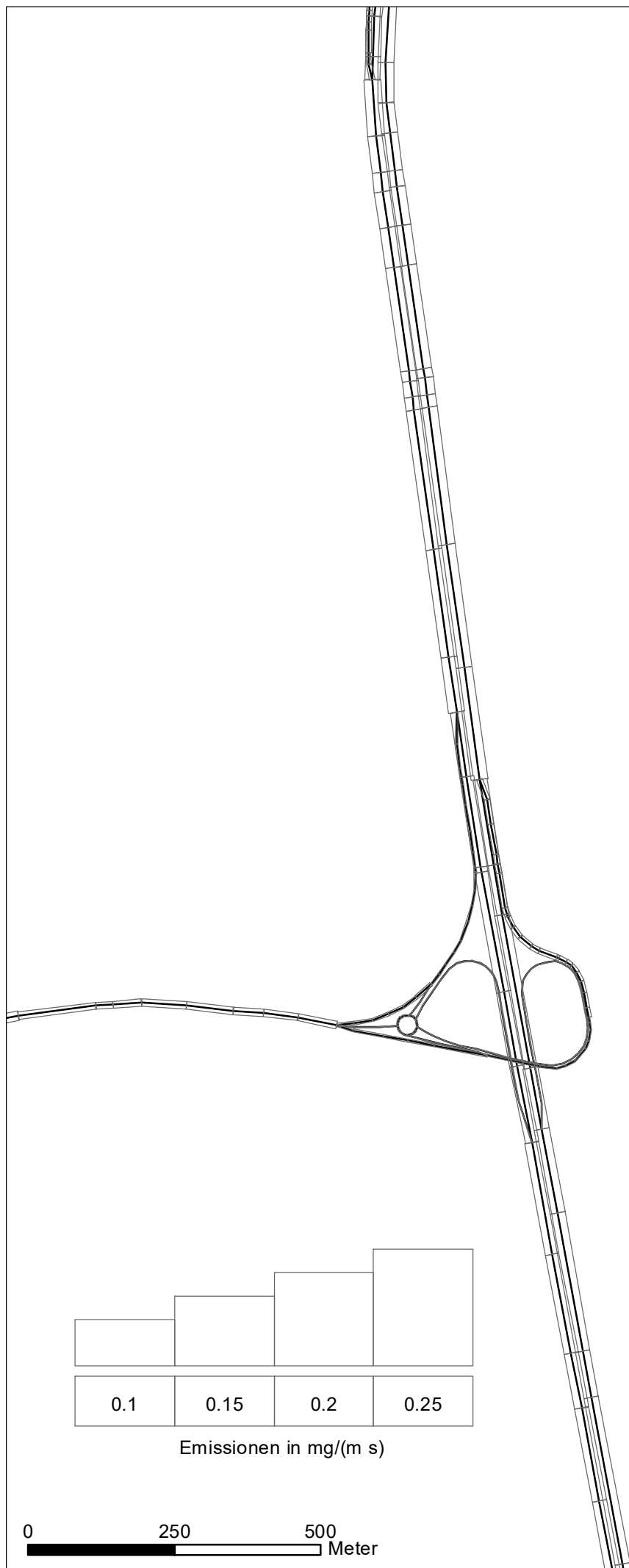


Abb. A3.2

10275-21-01

Planfall 2030
PM10-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Lohmeyer

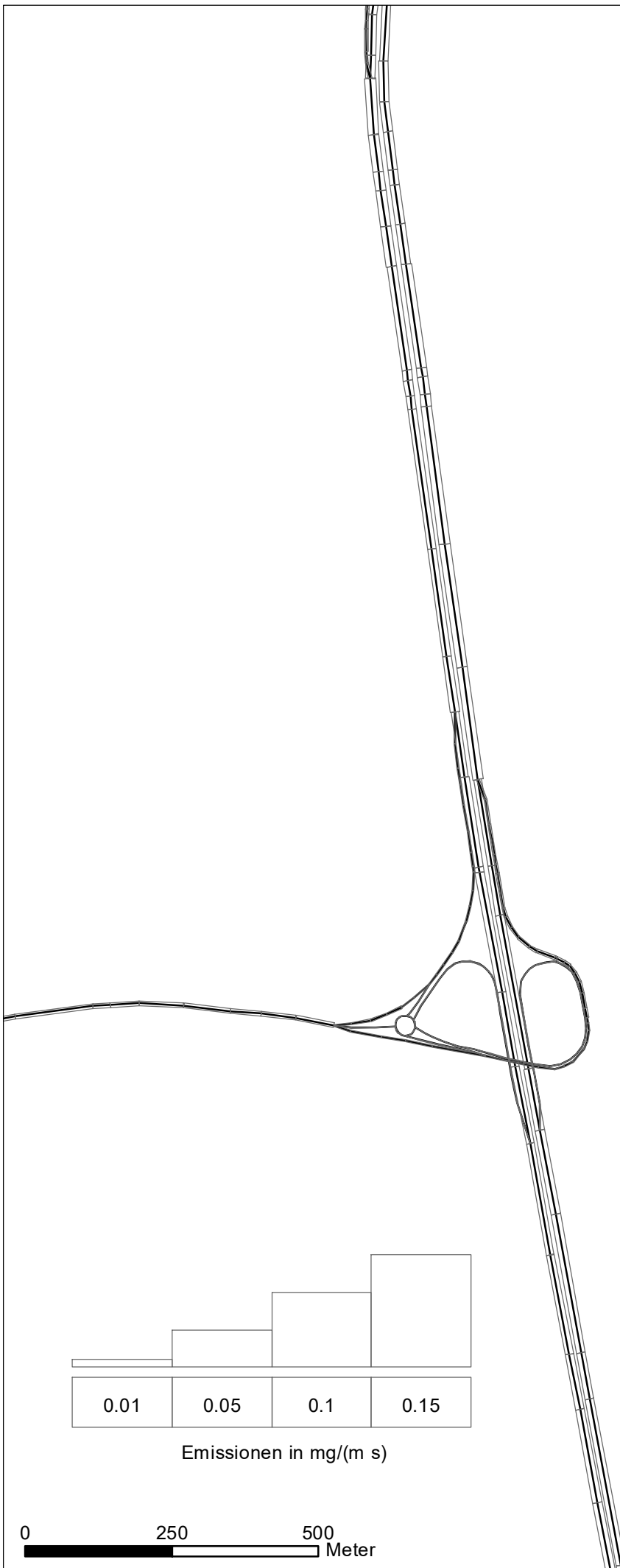


Abb. A3.3

10275-21-01

Planfall 2030
PM2.5-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Lohmeyer