

**Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG**

**Immissionsschutz, Klima,
Aerodynamik, Umweltsoftware**

Mohrenstraße 14, D - 01445 Radebeul

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

E-Mail: info.dd@lohmeyer.de

URL: www.lohmeyer.de

**BAB 7, ERSATZBAUWERK
RADER HOCHBRÜCKE**

**- LUFTSCHADSTOFFTECHNISCHE
UNTERSUCHUNG -**

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

Dipl.-Ing.(FH) E. Nitzsche
Dipl.-Met. A. Moldenhauer

Dr. rer. nat. I. Düring

April 2018
Projekt 71263-16-01
Berichtsumfang 65 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/LASAT	8
3.4	Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte.....	10
4	EINGANGSDATEN	12
4.1	Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	13
4.2	Verkehrsdaten Straßenverkehr	15
4.3	Eingangsdaten Schiffsverkehr	15
4.4	Lärmschutzsituation	18
4.5	Meteorologische Daten	18
4.6	Hintergrundbelastung der Luft	21
5	EMISSIONEN	24
5.1	Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren aus Kfz-Verkehr	24
5.2	Motorbedingte Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr	24
5.3	Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr	26
5.4	Emissionen des untersuchten Straßennetzes.....	29
5.5	Emissionen der Wasserstraße	32
6	IMMISSIONEN.....	33
6.1	Stickstoffdioxid (NO ₂).....	33
6.2	Feinstaub (PM ₁₀)	37
6.3	Feinstaub (PM _{2.5})	40
7	LITERATUR	44

ANHANG A1: BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFF- KONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN	48
ANHANG A2: BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONS-ERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION	52
ANHANG A3: EMISSIONSABBILDUNGEN	59

Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

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

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

ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

Emission / Immission

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

Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung

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

Grenzwerte / Vorsorgewerte

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

Jahresmittelwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)

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

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

Verkehrssituation

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

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

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

1 ZUSAMMENFASSUNG

Die Rader Hochbrücke als ein Teil der BAB 7 liegt in Schleswig-Holstein östlich von Rendsburg zwischen der Anschlussstelle Rendsburg/Büdelsdorf und dem Kreuz Rendsburg. Sie überspannt mit zwei Fahr- und einem Standstreifen je Fahrtrichtung in einer maximalen Höhe von ungefähr 49 m den Nord-Ostsee-Kanal (NOK), die Rader Insel und die Borgstedter Enge. Die lichte Durchfahrtshöhe für Schiffe beträgt 42 m. Die Autobahntrasse ist im Grundriss im Bereich der Brücke mit einem Radius von 12.500 m gekrümmt, die Rampenneigungen betragen ungefähr 3 %. Gebaut wurde die Brücke zwischen den Jahren 1969 und 1972.

Bei regulären Sanierungsarbeiten wurden Schäden festgestellt, die einen Ersatzneubau nötig machen. Der Ersatzneubau der Brücke soll in geringem Abstand parallel zur bestehenden Brücke errichtet werden.

In diesem Zusammenhang ist im Zuge der Entwurfsbearbeitung die Erstellung eines Luftschadstoffgutachtens erforderlich. Innerhalb des Gutachtens sind unter Berücksichtigung der geltenden Rechtslage die Auswirkungen des geplanten Bauvorhabens auf die Immissions-situation des Untersuchungsgebietes zu untersuchen und zu bewerten.

Betrachtet wurden folgende Fälle:

- Prognose-Nullfall 2026 ohne Realisierung des Vorhabens, d.h. mit der baulichen Situation des Istzustands und den Verkehrszahlen 2030 sowie Emissionen für das Prognosejahr 2026, dem Jahr der frühestmöglichen Inbetriebnahme der 1. Richtungsfahrbahn
- Planfall 2026 (nach Realisierung des Vorhabens, d.h. mit Umsetzung der Planungsmaßnahme und den Verkehrszahlen 2030 sowie Emissionen für das Prognosejahr 2026).

Betrachtet wurden die folgenden Komponenten: Stickstoffdioxid (NO₂) und Feinstaub (PM₁₀, PM_{2.5}) hinsichtlich des Schutzes der Gesundheit. Die Beurteilung der Maßnahme erfolgte im Vergleich mit bestehenden Grenzwerten der 39. BImSchV.

Auf Basis des Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFA) in seiner Version 3.3 (UBA, 2017) wurden mit PROKAS die Kfz-verkehrsbedingten Emissionen für das Bezugsjahr 2026 ermittelt. Die Emissionen aus dem Schiffsverkehr, welche zur Hintergrundbelastung im Untersuchungsgebiet beitragen, wurden dem Gutachten von LAIRM CONSULT GmbH „Luft-

schadstoffuntersuchung zum Planfeststellungsverfahren für die Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals, (2009) entnommen und explizit in der Ausbreitungsberechnung berücksichtigt.

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

Die Ausbreitungsmodellierung erfolgte mit dem dreidimensionalen Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangemodell in Anlehnung an das Modell der TA Luft). Die Schadstoffausbreitung wurde dabei flächenhaft für die Kombinationen aus Emissionssituationen, Windrichtung, Windgeschwindigkeit und atmosphärischen Stabilitätsbedingungen simuliert.

Die so berechneten Zusatzbelastungen, verursacht vom Kfz-Verkehr auf den berücksichtigten Straßen und dem Schiffsverkehr auf dem Nord-Ostsee-Kanal, wurde mit der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung überlagert. Die Hintergrundbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne die Emissionen auf den berücksichtigten Straßen und dem NOK vorläge, wurde auf Grundlage von Messdaten und in Abstimmung mit der zuständigen Immissionschutzbehörde dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein angesetzt. Die NO/NO₂-Konversion wurde mit einem vereinfachten Chemiemodell durchgeführt. Diskutiert und bewertet wurde die Gesamtbelastung (Zusatzbelastung + Hintergrundbelastung).

Ergebnisse

An den im Untersuchungsgebiet liegenden Wohnbebauungen sowie an deren beurteilungsrelevanten Immissionsorten werden deutliche Unterschreitungen der beurteilungsrelevanten Luftschadstoffbelastungen berechnet. Dies gilt sowohl für den Prognose-Nullfall 2026 als auch für den Planfall 2026.

Veränderungen der Luftschadstoffbelastung zwischen Planfall und Prognose-Nullfall ergeben sich durch die Erhöhung der zugelassenen Geschwindigkeit auf der Brücke, die zu einer Erhöhung der Emissionen führen wird. Des Weiteren werden durch die Verschiebung der Brücke sowie unterschiedliche Höhen der Lärmschutzwände je nach Lage der Immissionsorte geringe Veränderungen der Konzentrationen erwartet. Diese Veränderungen sind an den beurteilungsrelevanten Immissionsorten sehr klein und betragen beim NO₂-Jahresmittelwert max. 1 µg/m³ und bei den Feinstäuben PM10 und P2.5 weniger als 1 µg/m³.

Aus Sicht der Lufthygiene sind die Planungen im Hinblick auf die Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit bezogen auf die bestehende Wohnnutzung im Prognosejahr 2026 deshalb nicht abzulehnen.

2 AUFGABENSTELLUNG

Die Rader Hochbrücke als ein Teil der BAB 7 liegt in Schleswig-Holstein östlich von Rendsburg zwischen der Anschlussstelle Rendsburg/Büdelndorf und dem Kreuz Rendsburg. Sie überspannt mit zwei Fahr- und einem Standstreifen je Fahrtrichtung in einer maximalen Höhe von ungefähr 49 m den Nord-Ostsee-Kanal (NOK), die Rader Insel und die Borgstedter Enge. Die lichte Durchfahrtshöhe für Schiffe beträgt 42 m. Die Autobahntrasse ist im Grundriss im Bereich der Brücke mit einem Radius von 12.500 m gekrümmt, die Rampenneigungen betragen ungefähr 3 %. Gebaut wurde die Brücke zwischen den Jahren 1969 und 1972.

Bei regulären Sanierungsarbeiten wurden Schäden festgestellt, die einen Ersatzneubau nötig machen. Der Ersatzneubau der Brücke soll in geringem Abstand parallel zur bestehenden Brücke errichtet werden.

Zu betrachten sind folgende Fälle im Prognosejahr 2026:

- Prognose-Nullfall 2026 ohne Realisierung des Vorhabens; mit der baulichen Situation des Istzustands und den Verkehrszahlen für 2030 sowie Emissionen für das Prognosejahr 2026, dem Jahr der frühestmöglichen Inbetriebnahme der 1. Richtungsfahrbahn
- Planfall 2026 nach Realisierung des Vorhabens, nach Umsetzung der Planungsmaßnahme und den Verkehrszahlen für 2030 sowie Emissionen für das Prognosejahr 2026

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 2026, dem frühesten Jahres der möglichen Inbetriebnahme der 1. Richtungsfahrbahn. Die Fertigstellung der 2. Richtungsfahrbahn ist für 2029 geplant.

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/LASAT

Für die vorliegende Aufgabenstellung wird das Programmsystem PROKAS/LASAT verwendet. Die Emissionsbestimmung erfolgt mit dem Modul PROKAS_E entsprechend den Vorgaben der VDI-Richtlinie „Kfz-Emissionsbestimmung“ (VDI, 2003). Als Ausbreitungsmodell wird

das dreidimensionale Strömungs- und Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangemodell in Erweiterung des Modells der TA Luft, www.janicke.de) verwendet.

Die Verkehrsbelegungsdaten, das sind Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV in Kfz/24 h) und des Lkw-Anteils (>3.5 t), werden vom Auftraggeber übernommen. Mit Hilfe der Informationen über Verkehrsflusskenngrößen (z. B. Straßentyp, Verkehrsdichte, zulässige Höchstgeschwindigkeit, Längsneigung usw.) werden so genannte Verkehrssituationen für die einzelnen Straßenabschnitte festgelegt, die als Attribute der Segmente digitalisiert werden. Unter Verwendung der aktuellen vom Umweltbundesamt herausgegebenen Emissionsfaktoren-Datenbank „Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ HBEFA Version 3.3 (UBA, 2017) werden die Schadstoffemissionen berechnet. Die Vorgehensweise zur Emissionsbestimmung entspricht somit dem aktuellen Stand der Technik.

Mit dem Berechnungsverfahren LASAT werden zunächst Windfeldberechnungen durchgeführt. Mit diesen Windfeldern und auf Grundlage der berechneten verkehrsbedingten Emissionen werden die Luftschadstoffkonzentrationen bzw. Depositionen im Untersuchungsgebiet mit dem Ausbreitungsmodell LASAT durchgeführt. Anwendung findet die aktuelle LASAT-Version 3.4 (Janicke, 2017) entsprechend dem Stand der Technik.

Lärmschutzmaßnahmen können entsprechend der „Richtlinien über Luftverunreinigungen an Straßen ohne und mit lockerer Randbebauung“ RLuS (FGSV, 2012) immissionsmindernd wirken. Die Wirkung der Lärmschutzwand oder -wall kann im Modell als Anfangsverdünnung in Relation zur Wand- bzw. Wallhöhe für jedes Straßensegment berücksichtigt werden.

Für die Ausbreitung verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind die bodennahen Freisetzungsbedingungen von besonderer Bedeutung, da durch die Bewegungen der Fahrzeuge auf einer Straße Verwirbelungen der Luft entstehen, welche als fahrzeugerzeugte Turbulenz (TPT: Traffic Produced Turbulence) bezeichnet werden. Die TPT wirkt sich insbesondere auf trassennah modellierte Konzentrationen aus. Sie wird in der Ausbreitungsrechnung mit einer Parametrisierung nach Bäumer (2003) sowie Stern und Yamatino (2001) berücksichtigt.

Die Schadstoffausbreitung wird für die Kombinationen aus Emissionssituationen, Windrichtung, Windgeschwindigkeit und atmosphärischen Stabilitätsbedingungen durchgeführt. Die für die Ausbreitungsrechnungen notwendigen Daten zur Meteorologie werden einer nahe gelegenen Messstation entnommen. Das verwendete Ausbreitungsmodell ist in der Lage, sämtliche im Rechengebiet liegenden Straßenabschnitte gleichzeitig mit ihrer jeweiligen

Emission emittieren zu lassen. Die Schadstoffkonzentrationen werden mit dem Verfahren PROKAS/LASAT flächenhaft für das Untersuchungsgebiet berechnet.

3.4 Überschreitungshäufigkeit der Stunden- und Tagesmittelwerte

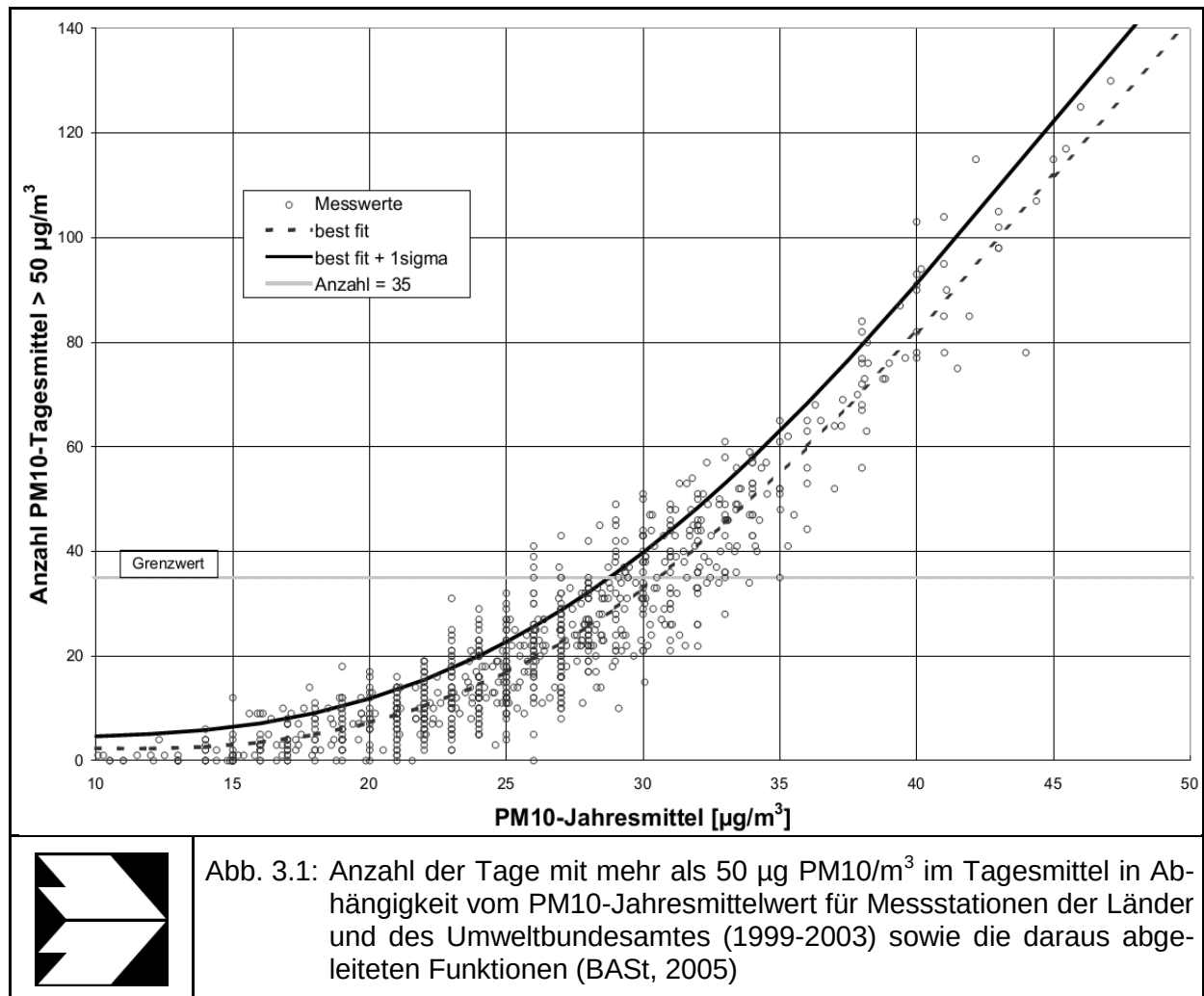
Die 39. BImSchV definiert u. a. als Kurzzeitgrenzwert für NO_2 einen Stundenmittelwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der nur 18-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend einem einfachen praktikablen Ansatz basierend auf Auswertungen von Messdaten (Lohmeyer, 2012) kann abgeschätzt werden, 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} -Jah-

resmittelwerte 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 PM_{10} -24h-Grenzwertes lässt sich die folgende differenzierte Bewertung in Hinblick auf das Eintreten von Überschreitungen ableiten:

PM₁₀-Jahresmittel

< $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$
 $29 - 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$
 $31 - 33 \mu\text{g}/\text{m}^3$
 $34 - 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$
 $\geq 36 \mu\text{g}/\text{m}^3$

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 (Schüßler Plan, 2018 Stand 2017-12-19)
- Verkehrsbelegungsdaten
- Tempolimits für Streckenabschnitte (DEGES, 2018a)
- Lage und Höhen von Lärmschutzanlagen (DEGES, 2018b)

Die übergebenen Lagen- und Höheninformationen zu geplanten Lärmschutzbauten im Planfall 1 beinhalten:

Westliche Lärmschutzwand

- Bau-km ca. 0+010 bis ca. 0+058 (Abtreppungslänge ca. 48 m, Höhe 2 - 5 m)
- Bau-km ca. 0+058 bis ca. 0+838 (Lärmschutzwandlänge ca. 780 m, Höhe 5 m)
- Bau-km ca. 0+838 bis ca. 1+327 (Lärmschutzwandlänge ca. 489 m, Höhe 4.5 m)
- Bau-km ca. 1+327 bis ca. 1+343 (Abtreppungslänge ca. 16 m, Höhe 4.5 - 3 m)
- Bau-km ca. 1+343 bis ca. 2+470 (Lärmschutzwandlänge 1 127 m, Höhe 3 m)
- Bau-km ca. 2+470 bis ca. 2+478 (Abtreppungslänge ca. 8 m, Höhe 3 - 4 m)
- Bau-km ca. 2+478 bis ca. 3+124 (Lärmschutzwandlänge ca. 646 m, Höhe 4 m)
- Bau-km ca. 3+124 bis ca. 3+140 (Abtreppungslänge 16 m, Höhe 4 - 5.5 m)
- Bau-km ca. 3+140 bis ca. 4+040 (Lärmschutzwandlänge ca. 900 m, Höhe 5.5 m)
- Bau-km ca. 4+040 bis ca. 4+056 (Abtreppungslänge 16 m, Höhe 5.5 - 4 m)
- Bau-km ca. 4+056 bis ca. 4+340 (Lärmschutzwandlänge ca. 284 m, Höhe 4 m)

Östliche Lärmschutzwand

- Bau-km ca. 0+392 bis ca. 0+408 (Abtreppungslänge 16 m, Höhe 2 - 3 m)
- Bau-km ca. 0+408 bis ca. 2+920 (Lärmschutzwandlänge ca. 2 512 m, Höhe 3 m)
- Bau-km ca. 2+920 bis ca. 2+936 (Abtreppungslänge 16 m, Höhe 2 - 3 m)

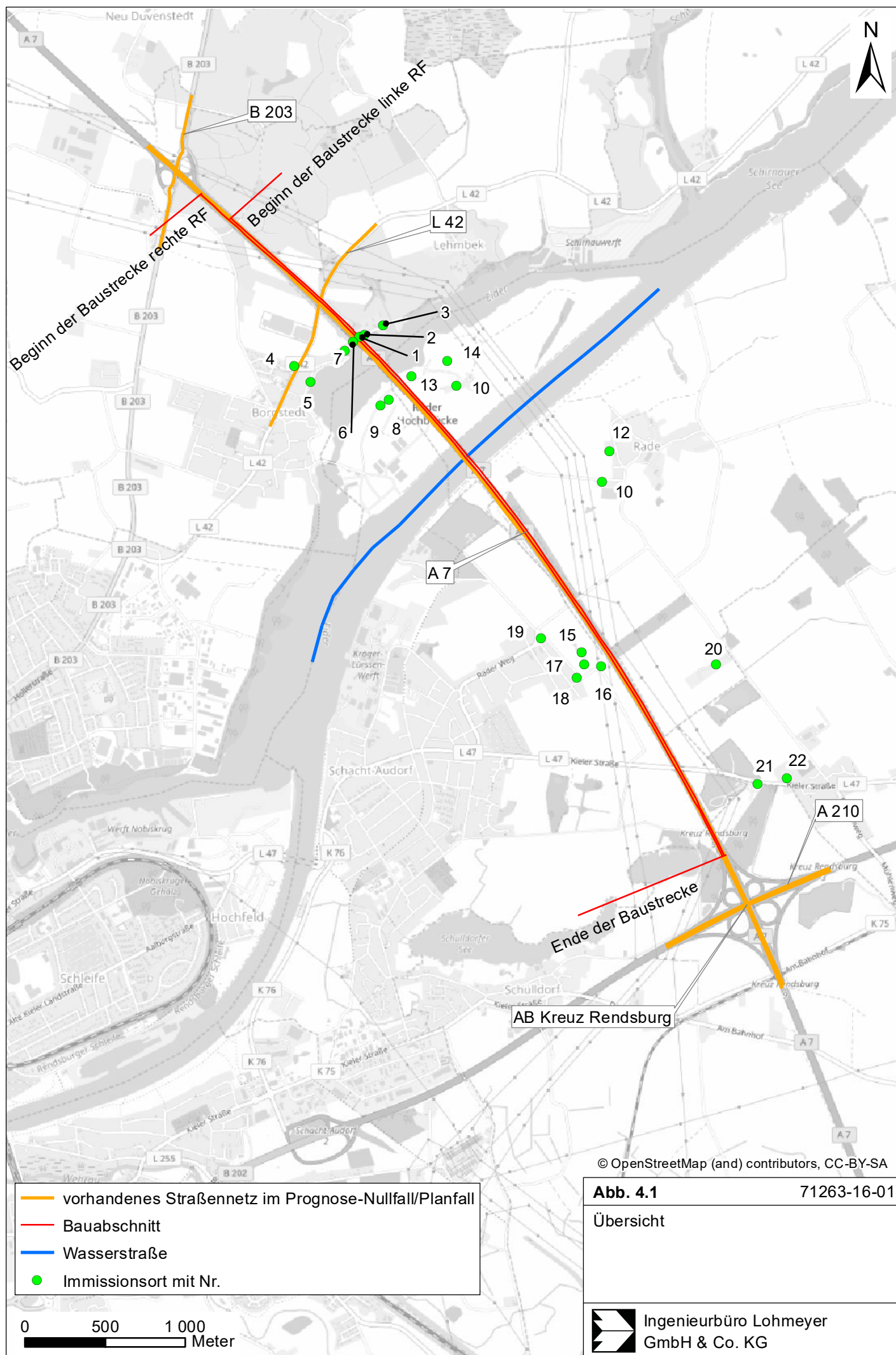
4.1 Lage und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet bzw. die vorhandene und der geplante Ersatzneubau der Rader Hochbrücke der BAB 7 liegt in Schleswig-Holstein östlich von Rendsburg zwischen der Anschlussstelle Rendsburg/Büdelndorf und dem Kreuz Rendsburg. Die Brücke führt dabei über den Nord-Ostsee-Kanal, die Rader Insel und die Borgstedter Enge und über Wohnbebauung die zur Ortschaft Borgstedt gehört. Die Rader Hochbrücke weist eine Durchfahrtshöhe für Schiffe von 42 m auf. Ansonsten ist das Untersuchungsgebiet von landwirtschaftlich genutzten Flächen geprägt. Die Ortschaft Borgstedt befindet sich in unmittelbarer Nähe.

Das Gelände im Untersuchungsgebiet weist von der L 42 in Richtung Borgstedter Enge bzw. Nord-Ostsee-Kanal eine leichte Hangneigung bis ca. 3 % auf.

Die BAB 7 wird in diesem Bauabschnitt 3-streifig je Fahrtrichtung geplant. Dabei wird östlich der vorhandenen Brücke die neue Brücke für die nördliche Fahrtrichtung gebaut, während sich die südliche Fahrtrichtung zum Teil im Bereich der derzeitigen Brücke befindet. Es gibt im Planfall keine Geschwindigkeitsbeschränkungen, während im Prognose-Nullfall im Bereich der Brücke für PKW von einem Tempolimit auf 100 km/h und für LKW auf 80 km/h ausgegangen wird. Auch innerhalb des Bauabschnittes sind derzeit Geschwindigkeitsbeschränkungen von 100 km/h bzw. 120 km/h vorhanden, die entsprechend bei der Festlegung der Verkehrssituationen im Prognose-Nullfall berücksichtigt wurden. Hierbei werden nur die statischen Geschwindigkeitsbeschränkungen im Bestand berücksichtigt und nicht die dynamischen Geschwindigkeitsbegrenzungen der Windwarnanlage.

Die **Abb. 4.1** zeigt eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet sowie das bei den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigte Straßennetz. Die im Bestand betrachteten Straßenabschnitte sind orange und die geplante neue Trasse der Rader Hochbrücke ist rot dargestellt. In den betrachteten Varianten wurden nur Straßenabschnitte in die Immissionsbestimmung einbezogen, die eine durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke an Werktagen (DTV_w) größer 5 000 Kfz/24 h aufweisen. Die Emissionen von Straßenabschnitten mit geringerer Verkehrsbelegung werden über die Hintergrundbelastung pauschal berücksichtigt (Abschnitt 4.5).



Die Lage des Untersuchungsgebietes mit dem umliegenden Straßennetz ist in **Abb. 4.1** für die bestehenden und geplanten Straßenverläufe aufgezeigt. Des Weiteren sind ausgewählte Immissionsorte gekennzeichnet. Blau gekennzeichnet ist der ebenfalls berücksichtigte Fahrweg der Schiffe auf dem NOK.

4.2 Verkehrsdaten Straßenverkehr

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 (SSP Consult, 2017), 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 Prognose-Nullfall 2030 in **Abb. 4.2** und für den Planfall in **Abb. 4.3** dargestellt.

Die oben beschriebenen Verkehrsbelegungsdaten für das Jahr 2030 werden hier unverändert auf das Prognosejahr 2026 angewendet, was einer konservativen Vorgehensweise entspricht, da somit eine Kombination aus hohen Verkehrsstärken und hohen Emissionsfaktoren für die Prognose entsteht.

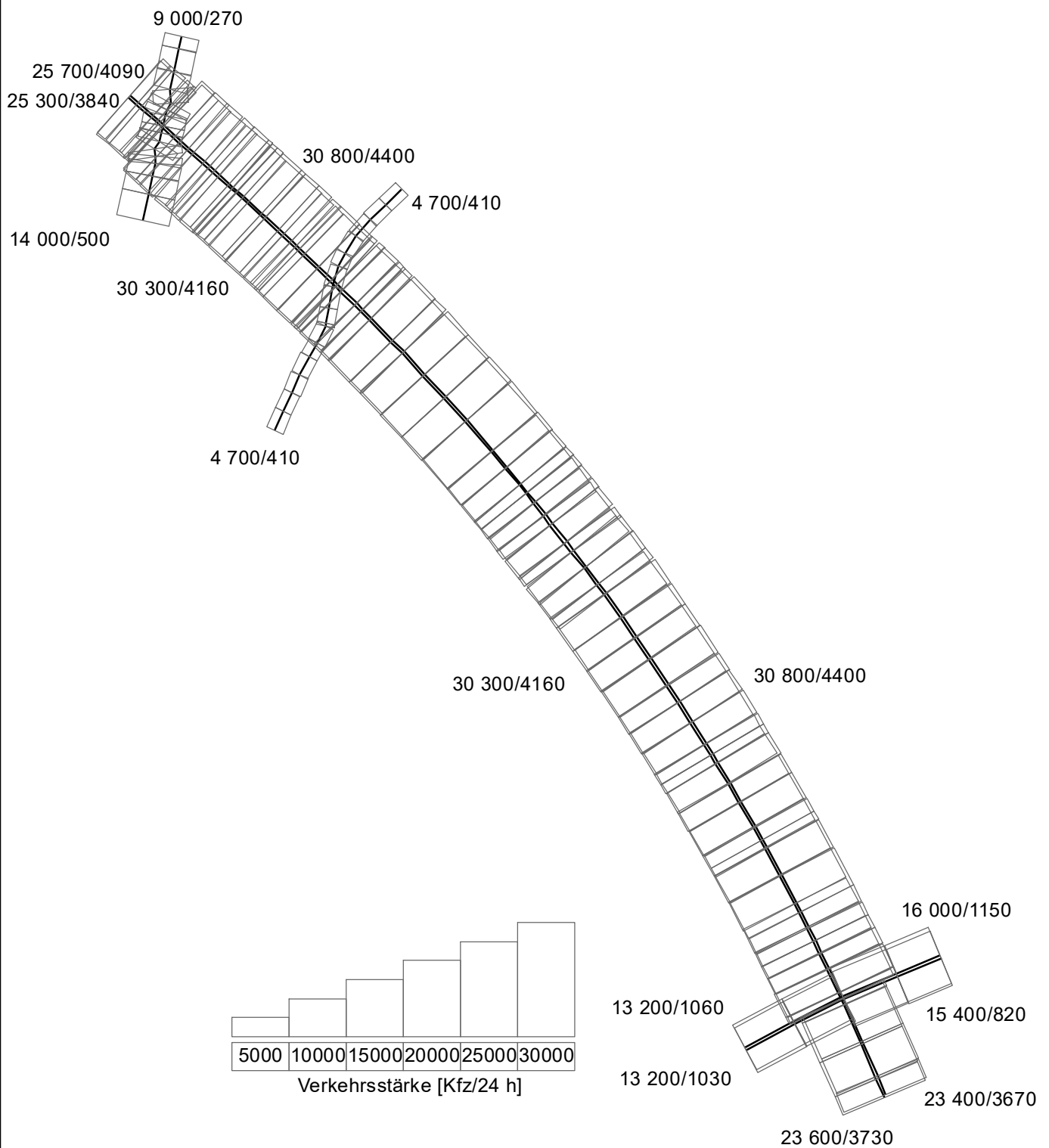
Für die Berechnungen werden die Daten als mittlere Verkehrsstärken (DTV) verwendet, welche den Verkehr von Montag bis Sonntag abbilden. Folgende vom Auftraggeber (SSP Consult, 2017) zur Verfügung gestellten Umrechnungsfaktoren werden dabei verwendet:

$$DTV_{Kfz, Mo-So} = DTV_w \times 1.003$$

$$DTV_{SV, Mo-So} = DTV_{SV, w} \times 0.863$$

4.3 Eingangsdaten Schiffsverkehr

Für die Berechnungen des Schiffsverkehrs sollten die Emissionsdaten direkt aus dem Transport Emission Model (TREMODO) des Umweltbundesamtes entnommen werden, die durch ifeu (2016) übergeben wurden. Bei der Bearbeitung wurde festgestellt, dass dort nur die Emissionen der wenigen Binnenschiffe erfasst sind und die Hochseeschiffe nicht enthalten sind. Die Emissionen aus dem Schiffsverkehr im Untersuchungsgebiet wurden daher dem Gutachten von LAIRM CONSULT GmbH „Luftschadstoffuntersuchung zum Plan-



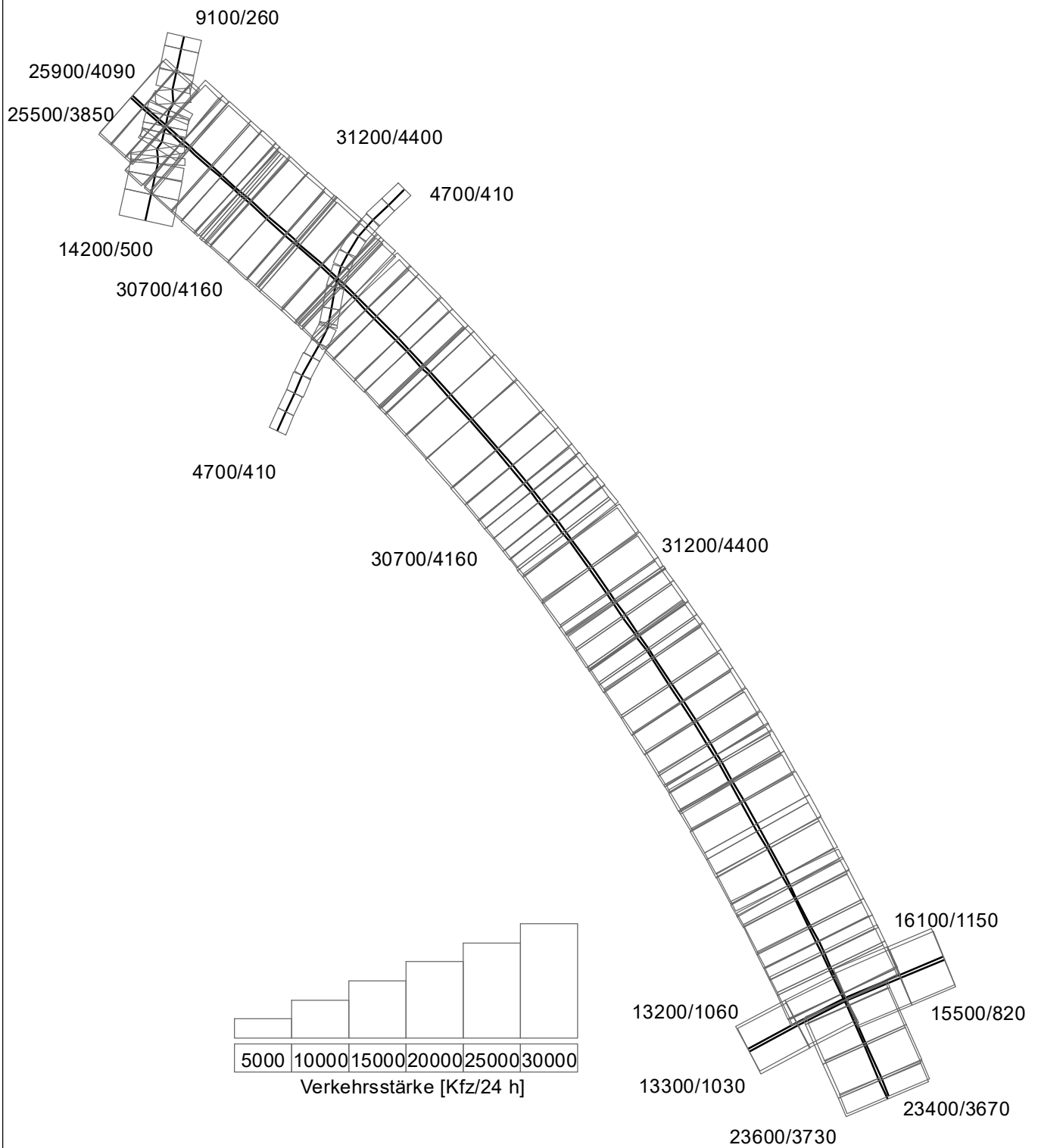
0 500 1 000
Meter

Abb. 4.2

71263-16-01

Prognose-Nullfall 2026
Durchschnittliche Verkehrsstärke
DTV_w (2030) in Kfz pro Tag / SV > 3.5 t

 Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG



0 500 1 000
Meter

Abb. 4.3

71263-16-01

Planfall 2026
Durchschnittliche Verkehrsstärke
DTV_w (2030) in Kfz pro Tag / SV > 3.5 t



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

feststellungsverfahren für die Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals, entnommen und der Ausbreitungsberechnung (LAIRM CONSULT GmbH, 2009) zugeführt, weil es die Emissionen aller Schiffe berücksichtigte. Dort wurde für den Planfall 2015 von folgenden Schiffszahlen ausgegangen (**Tab. 4.1** und **Tab. 4.2**):

Schiffstyp		Nord-Ostsee-Kanal, Oststrecke, Prognose-Planfall 2015 mit Anpassung NOK (Anpassungsstufe 3), Fahrten je tdw-Klasse												
		<2.500	2.500-4.999	5.000-7.499	7.500 - 9.999	10.000-14.999	15.000-19.999	20.000-29.999	30.000-39.999	40.000-49.999	50.000-99.999	<100.000	Summe	
Massengutschiffe	mg	196	273	50	29	43	57	19	18	28	4	0	717	
Containerschiffe	co	5	1.616	2.085	412	886	209	4	0	0	0	0	5.217	
Fischerboote	fi	67	87	34	10	0	0	0	0	0	0	0	198	
Gastanker	gt	50	57	13	8	18	16	0	0	0	0	0	162	
Öltanker	öt	810	525	328	66	219	219	18	3	3	4	0	2.195	
Passagierschiffe	ps	106	135	50	14	9	6	0	0	0	0	0	320	
Produktentanker	pt	1.162	1.598	134	145	254	182	130	3	21	3	0	3.632	
RoRo-Schiffe	ro	533	678	113	48	129	113	0	0	0	0	0	1.614	
Sonstige	so	868	1.183	407	120	34	18	0	0	0	0	0	2.630	
Stückgutschiffe	sg	12.338	15.679	3.851	1.363	477	307	39	6	17	0	0	34.077	
Summe		16.135	21.831	7.065	2.215	2.069	1.127	210	30	69	11	0	50.762	

Tab. 4.1: Schiffsverkehr Oststrecke Nord-Ostsee-Kanal Prognose-Planfall 2015 (LAIRM CONSULT GmbH, 2009)

Schiffstyp		Nord-Ostsee-Kanal, Weststrecke, Prognose-Planfall 2015 mit Anpassung NOK (Anpassungsstufe 3), Fahrten je tdw-Klasse											Summe
		<2.500	2.500-4.999	5.000-7.499	7.500 - 9.999	10.000-14.999	15.000-19.999	20.000-29.999	30.000-39.999	40.000-49.999	50.000-99.999	<100.000	
Massengutschiffe	mg	180	251	46	26	40	53	18	17	26	4	0	661
Containerschiffe	co	5	1.488	1.920	379	816	192	4	0	0	0	0	4.804
Fischerboote	fi	62	81	31	9	0	0	0	0	0	0	0	183
Gastanker	gt	47	53	12	8	17	15	0	0	0	0	0	152
Öltanker	öt	746	484	302	60	202	202	17	2	2	4	0	2.021
Passagierschiffe	ps	97	124	46	13	8	6	0	0	0	0	0	294
Produktentanker	pt	1.070	1.471	124	134	234	167	120	2	19	2	0	3.343
RoRo-Schiffe	ro	491	625	104	45	119	104	0	0	0	0	0	1.488
Sonstige	so	799	1.089	375	110	31	17	0	0	0	0	0	2.421
Stückgutschiffe	sg	11.362	14.438	3.547	1.255	439	282	36	6	15	0	0	31.380
Summe		14.859	20.104	6.507	2.039	1.906	1.038	195	27	62	10	0	46.747

Tab. 4.2: Schiffsverkehr Weststrecke Nord-Ostsee-Kanal Prognose-Planfall 2015 (LAIRM CONSULT GmbH, 2009)

4.4 Lärmschutzsituation

Der geplante Lärmschutz entlang der Rader Hochbrücke wird entsprechend den schalltechnischen Lageplänen (DEGES, 2018b bzw. Abschnitt 4.1) für den Planfall 2026 übernommen. Für den Prognose-Nullfall wurde die 275 m lange Lärmschutzwand im nördlichen Teil der Brücke mit 2.0 m Höhe berücksichtigt.

4.5 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, 2017 und

2018) zur Verfügung. In direkter Umgebung liegen Winddaten des Deutschen Wetterdienstes für die Station Schleswig vor. Die Station ist ca. 20 km nördlich-westlich vom Untersuchungsgebiet gelegen.

Die Windmessung erfolgt dort in 16.6 m Höhe über Grund. Die häufigsten Windrichtungen liegen bei Südwest. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 4 m/s. Diese Windstatistik repräsentiert die Windverhältnisse im Freiland, das heißt bei weitgehend ungestörten Verhältnissen. 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. Es wurde dabei berücksichtigt, dass im Bereich der Rader Hochbrücke in dem vom DWD herausgegebenen Windkarten in 10 m Höhe Windgeschwindigkeiten von 4.0 m bis 4.5 m ausgewiesen werden. Bei Übertragung der Daten der Station Schleswig und der Berücksichtigung der Rauigkeit im Untersuchungsgebiet würde sich bei Umrechnung auf eine Anemometerhöhe von 10 eine Windgeschwindigkeit über 5 m/s ergeben. Die Anemometerhöhe wurde deswegen weiter korrigiert, sodass mit einer Windgeschwindigkeit von 4.0 m/s gerechnet wird. Dieses entspricht einer eher konservativen Herangehensweise.

Die für die Ausbreitungsrechnungen verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik der Station Schleswig ist in **Abb. 4.4** dargestellt.

Das diagnostische Windfeldmodell des eingesetzten Ausbreitungsmodells LASAT berechnet für das gesamte Untersuchungsgebiet die durch Topografie geprägte örtliche Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung. Hierfür werden 36 Windverteilungen einzeln berechnet, wobei die Anströmrichtung am Rand des Untersuchungsgebiets jeweils um 10 Grad variiert wird. Die unter Berücksichtigung der Rauigkeit im Betrachtungsgebiet herangezogene Ausbreitungsklassenstatistik repräsentiert mit dieser Vorgehensweise die Referenz für die großräumigen Windverhältnisse, die dann mit den berechneten örtlichen Windfeldern im Untersuchungsgebiet statistisch gekoppelt werden. Somit liegt für das Untersuchungsgebiet flächendeckend die Information zu den lokalen Windverhältnissen vor.

Zusätzlich zur Wind- und Ausbreitungsstatistik existiert in der näheren Umgebung eine meteorologische Station des DWD, an der u. a. Temperaturen gemessen werden. Die Station Osterfeld-Rendsburg ist ca. 5 km östlich vom Untersuchungsgebiet gelegen. Für die 10-jährige Temperaturzeitreihe (2008–2017) werden dort im Mittel 9.2°C gemessen. Die Temperatur wird für die Emissionsberechnung benötigt (s. u.).

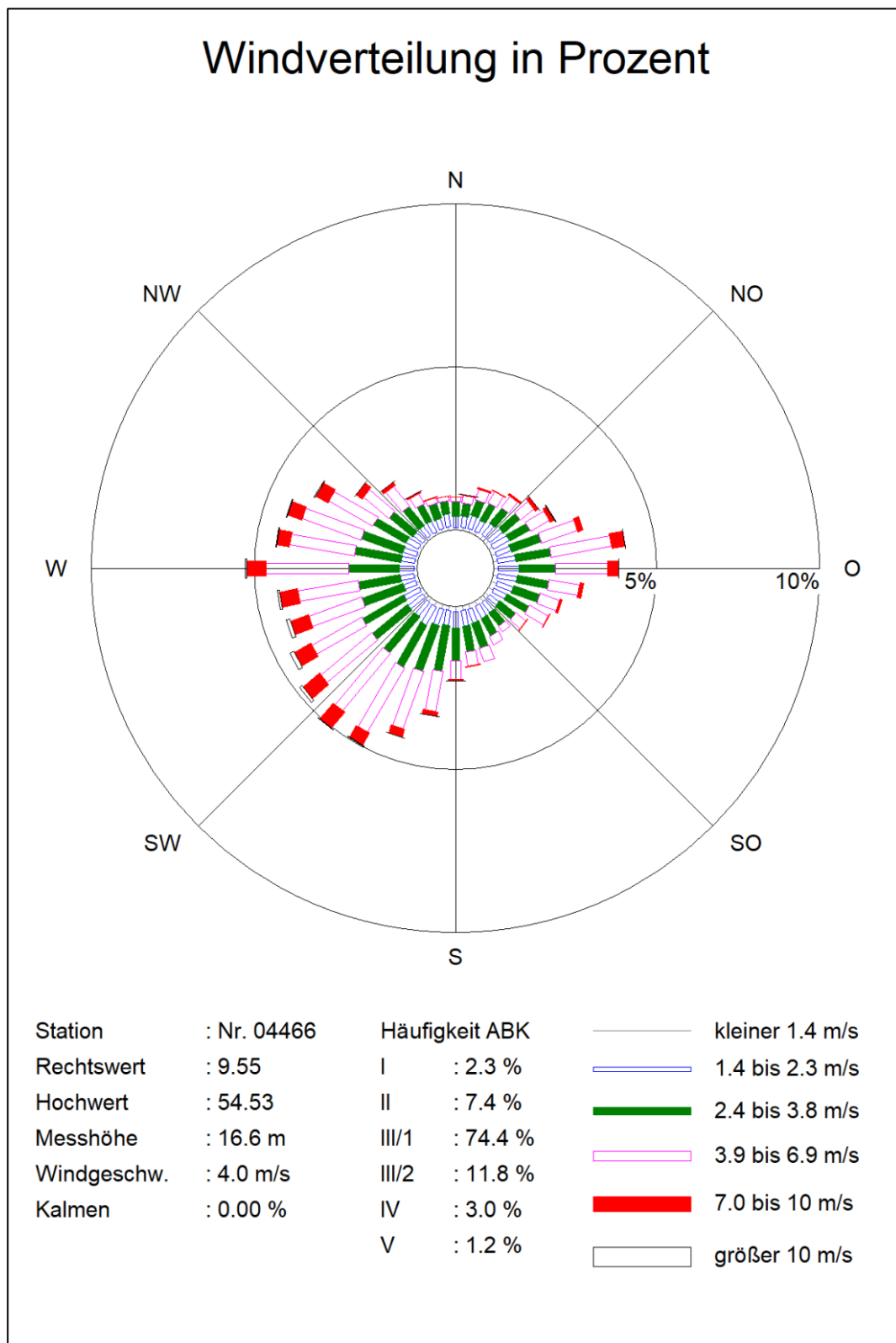


Abb. 4.4: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung der Station Schleswig 2003-2011. Quelle: DWD 2017 und 2018, eigene Darstellung

4.6 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 und dem Schiffsverkehr vorliegen würde.

Stickoxide unterliegen auf dem Ausbreitungspfad chemischen Umwandlungsprozessen. Die Berechnung der NO_2 -Schadstoffbelastung erfolgt deshalb mit Hilfe eines Chemiemodells (siehe Anhang A2), welche als zusätzliche Hintergrundbelastungen NO_x und O_3 benötigt.

Im Untersuchungsgebiet sind aktuell keine Messstellen im Luftgüte-Messnetz von Schleswig-Holstein vorhanden. Zur Bestimmung der Schadstoffhintergrundbelastung standen aber Werte der nächstgelegenen Messstationen aus dem Luftüberwachungssystem für NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ und Ozon zur Verfügung. 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. 4.3** aufgelistet.

Stationsname	Umgebung	Stationstyp	Entfernung, ca. [km]	Richtung
Kiel, Max-Planck-Str. 1	städtisch	Hintergrund	26	O
Kiel, Bahnhofstraße	städtisch	Verkehr	27	O
Schleswig	ländlich	Hintergrund	24.5	NW

Tab. 4.3: Klassifizierung der verwendeten Messstationen des Luftgüte-Messnetzes sowie Lage zum Untersuchungsgebiet

Aus den Messwerten, die in **Tab. 4.4** aufgeführt sind, wurde in Abstimmung mit der zuständigen Behörde (LLUR, 2018a) die in **Tab. 4.5** dargestellten Werte für das Bezugsjahr 2017 abgeleitet und unverändert für das Jahr 2026 angesetzt. Die Messdaten der städtischen Hintergrundstationen Kiel, Max-Planck-Straße sowie den ländlichen Hintergrundstationen Schleswig und der städtische Verkehrsstation Kiel, Bahnhofstraße wurden bei der Ableitung der Hintergrundbelastung herangezogen. Des Weiteren erfolgte die Berücksichtigung der

Tendenz der Messwerte der weiter entfernt liegenden Messstationen in Schleswig-Holstein in ländlicher Region.

Schadstoffkomponente	Zeitraum	Kiel Max-Planck-straße	Kiel Bahnhofstraße	Schleswig Regenpfeiferweg
NO ₂ Jahresmittel	2012	19	39	-
	2013	19	37	-
	2014	17	37	-
	2015	16	41	-
	2016	18	42	-
PM10 Jahresmittel	2012	18	20	-
	2013	18	22	-
	2014	20	25	-
	2015	20	24	-
	2016	16	22	-
PM10 Überschreitung (Anzahl der Tage über 50 µg/m ³)	2012	5	4	-
	2013	6	12	-
	2014	7	17	-
	2015	16	20	-
	2016	2	3	-
PM2.5 Jahresmittel	2012	-	14	-
	2013	-	14	-
	2014	-	17	-
	2015	-	14	-
	2016	-	12	-
O ₃ Jahresmittel	2012	48	-	52
	2013	50	-	56
	2014	46	-	58
	2015	50	-	56
	2016	48	-	52

Tab. 4.4: Jahreskenngrößen der Luftschadstoff-Messwerte in µg/m³ an Stationen in der Umgebung der BAB 7 bei Rendsburg (Schleswig-Holstein Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Jahresberichte 2012-2016)

Schadstoff	Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO ₂	15
NO _x	20
O ₃	55
PM10	18
PM2.5	14

Tab. 4.5: Schadstoffhintergrundbelastungen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2017 und 2026

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.

5 EMISSIONEN

5.1 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren aus Kfz-Verkehr

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 Trasse 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 des Prognosejahres 2030 für das Jahr der möglichen Inbetriebnahme der Straße 2026 bei der Emissionsberechnung und Festlegung der Schadstoffhintergrundbelastung verwendet. Im Folgenden wird der Planfall deshalb mit Planfall 2026 beschrieben. Dabei liegen aber dennoch die Verkehrszahlen des Prognosejahres 2030 zu Grunde.

5.2 Motorbedingte Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr

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 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 aus der Station Ostfeld-Rendburg ermittelten langjährigen Jahresmitteltemperatur. Die Ermittlung des Mittelwertes wird unter Berücksichtigung des Abschneidekriteriums der Temperaturkurve entsprechend HBEFA und gewichtet nach dem Verkehrstagesgang verwendet.

Die motorbedingten Emissionen hängen für die Fahrzeugkategorien Pkw, INfz, 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 (UBA, 2017) entnommen. Darin ist die Gesetzgebung bezüglich Abgasgrenzwerten (EURO 2, 3, ...) berücksichtigt.

Die Staub-Fraktion der motorbedingten Emissionen kann nach vorliegenden Erkenntnissen (Klingenberg et al., 1991; 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:

AB>130	Autobahn, Tempolimit >130 km/h, flüssiger Verkehr
AB>130d	Autobahn, Tempolimit >130 km/h, dichter Verkehr
AB100d	Autobahn, Tempolimit 100 km/h, dichter Verkehr
AB120d	Autobahn, Tempolimit 120 km/h, dichter Verkehr
AO-Fern100	Fernstraße, Tempolimit 100 km/h, flüssiger Verkehr
AO-HVS100	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 100 km/h, flüssiger Verkehr
IO-HVS50d	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, dichter Verkehr
IO-HVS50s	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, Stau

5.3 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelimmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA nicht enthalten, sie sind auch derzeit nicht mit 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 PM2.5-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 eingetragenen 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 den **Tab. 5.1**, aufgeführten Emissionsfaktoren angesetzt. Die NO_x-Emissionsfaktoren beinhalten die Korrekturen der Diesel-EURO 6-Pkw.

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.

Straßenparameter		Autobahn, Tempolimit >130 km/h, flüssiger Verkehr									
Verkehrs- situation	Längs- nei- gung	NO ₂ (direkt) [mg/km]		NO _x [mg/km]		PM10/PM2.5 (nur Abgas) [mg/km]		PM10 (nur Abrieb und Aufwirbelung) [mg/km]		PM2.5 (nur Abrieb) [mg/km]	
		LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV	LV	SV
Prognose-Nullfall											
AB>130d	±0 %	98	61	319	265	3.8	4.6	30	130	11	51
AB>130d	-2 %	59	178	192	664	3.2	1.6	30	130	11	51
AB100d	±0 %	41	61	137	266	2.0	4.7	30	130	12	52
AB100d	+2 %	69	87	225	391	2.7	6.9	30	130	12	52
AB100d	-2 %	23	182	78	673	1.4	1.6	30	130	12	52
AB120d	±0 %	52	61	169	264	2.3	4.6	30	130	11	52
AB120d	+2 %	85	87	275	390	3.0	6.8	30	130	11	52
AB120d	-2 %	34	179	111	664	1.7	1.5	30	130	11	52
AO-Fern100	±0 %	44	63	144	324	2.0	5.8	30	130	11	51
AO-HVS100	±0 %	50	65	164	334	2.2	5.7	30	130	11	53
IO-HVS50d	±0 %	49	166	172	828	3.2	8.7	33	350	22	62
IO-HVS50s	±0 %	72	457	249	2 152	5.2	17.8	45	1 200	22	62
Planfall											
AB>130	±0 %	122	63	395	267	4.8	4.6	30	130	11	48
AB>130	+2 %	192	93	621	413	5.8	6.6	30	130	11	48
AB>130	-2 %	76	124	243	465	3.8	1.3	30	130	11	48
AB120d	±0 %	52	61	169	264	2.3	4.6	30	130	11	52
AB120d	+2 %	85	87	275	390	3.0	6.8	30	130	11	52
AB120d	-2 %	34	179	111	664	1.7	1.5	30	130	11	52
AO-Fern100	±0 %	44	63	144	324	2.0	5.8	30	130	11	51
AO-HVS100	±0 %	50	65	164	334	2.2	5.7	30	130	11	53
IO-HVS50d	±0 %	49	166	172	828	3.2	8.7	33	350	22	62
IO-HVS50s	±0 %	72	457	249	2 152	5.2	17.8	45	1 200	22	62

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren je Kfz für die betrachteten Straßen im Untersuchungsgebiet für das Bezugsjahr 2026

5.4 Emissionen des untersuchten Straßennetzes

Die Emissionen der betrachteten Schadstoffe NO_x , PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$ werden für jeden der betrachteten Straßenabschnitte ermittelt. Dabei wirken sich sowohl die verschiedenen Verkehrsaufkommen und SV-Anteile als auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen aus.

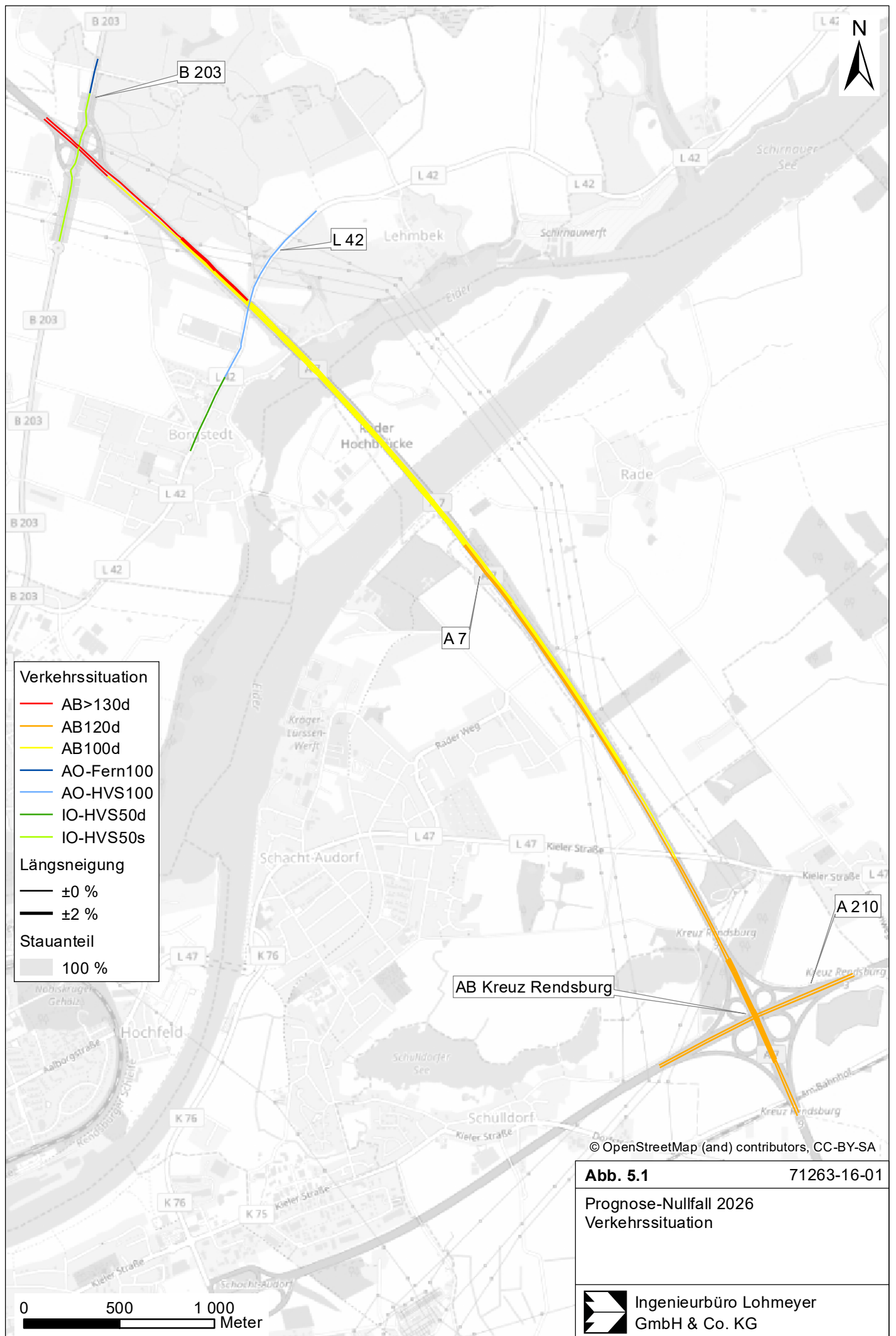
Die Verkehrssituationen sind für den Prognose-Nullfall bzw. Planfall 2026 in **Abb. 5.1** und **Abb. 5.2** aufgezeigt. Die darin verwendeten Signaturen setzen sich aus folgenden Eigenschaften zusammen: eigentliche Verkehrssituation (Fahrmuster, siehe Abschnitt 5.2) und Längsneigung. Die Verkehrssituation wird durch die Farbe der Signatur wiedergegeben und die Strichstärke zeigt die Längsneigung an.

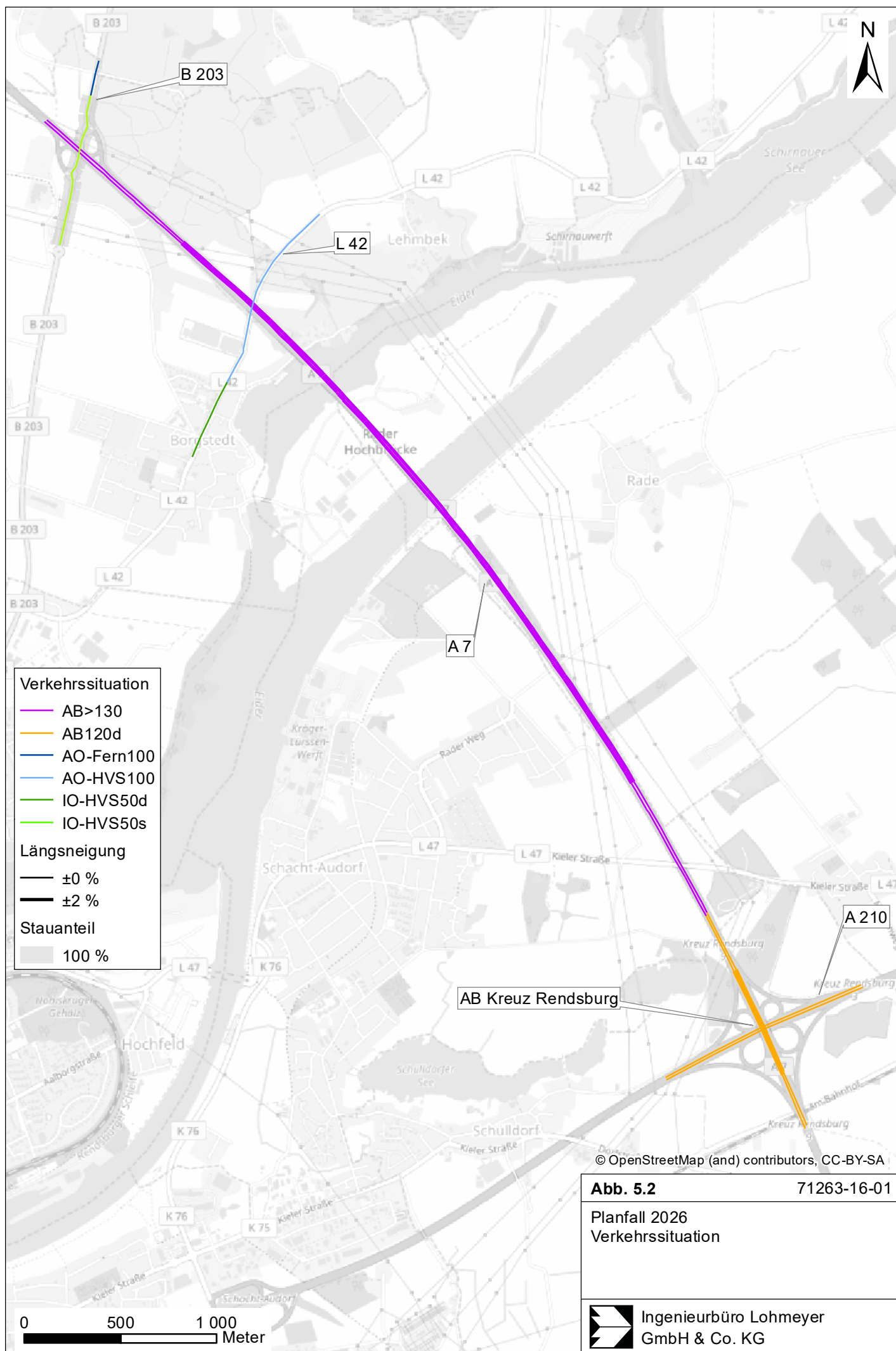
Demzufolge bedeutet eine fett gezeichnete, rotfarbene Liniensignatur (vgl. **Abb. 5.1** und **Abb. 5.2**) eine Verkehrssituation $\text{AB}>130$ mit flüssigem Verkehr und einer Längsneigung $>0\%$.

Zusätzlich werden Stauanteile dargestellt, welche im Nahbereich von Kreisverkehren bzw. Kreuzungen den gestörten Verkehrsfluss gesondert berücksichtigen. Dort wird anteilig ein Stop&Go-Verkehr auf die tägliche Fahrleistung angesetzt. Dieser stellt den Anteil der jeweiligen Stau-Verkehrssituation, z. B. IO-HVS50s, zur verwendeten regulären Verkehrssituation (IOS-HVS50d) dar (**Tab. 5.1**).

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 BAB 7 im Bereich der Brücke die Verkehrskennzahlen und die berechneten Emissionen, ausgedrückt als Strecken und Zeit bezogene Emissionsdichten. Des Weiteren sind die Emissionsdichten von NO_x , PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$ für das Straßennetz und die Schiffsemissionen jedes Berechnungsfalls, z. T. nach Fahrtrichtung getrennt, im Anhang A3 dargestellt.





DTV [Kfz/24 h]	SV-Anteil [%]	Verkehrssituation	NO _{2, direkt} [mg/(m s)]	NO _x [mg/(m s)]	PM10 [mg/(m s)]	PM2.5 [mg/(m s)]
Prognose-Nullfall 2026 (östliche Fahrrichtung)						
30 892	12.3	AB100d-2	0.01526	0.05393	0.01564	0.00646
Prognose-Nullfall 2026 (westliche Fahrrichtung)						
30 391	11.8	AB100d+2	0.02502	0.08617	0.01582	0.00689
Planfall 2026 (östliche Fahrrichtung)						
31 294	12.1	AB>130-2	0.02949	0.09787	0.01651	0.00697
Planfall 2026 (westliche Fahrrichtung)						
30 792	11.7	AB>130+2	0.06418	0.2128	0.01698	0.00768

Tab. 5.2: Verkehrsdaten und berechnete, jahresmittlere Emissionsdichten für einen Straßenabschnitt der BAB 7 im Bereich der Brücke

5.5 Emissionen der Wasserstraße

Die Emissionen aus dem Schiffsverkehr im Untersuchungsgebiet wurden dem Gutachten von LAIRM CONSULT GmbH „Luftschadstoffuntersuchung zum Planfeststellungsverfahren für die Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals“, unverändert entnommen. Dort werden für die Schiffsemissionen im Prognose-Planfall für eine Strecke von 13 km NO_x-Emissionen von 991.48 t/a und PM10-Emissionen von 70.84 t/a abgeleitet. Die entsprechenden Emissionsdichten sind in **Tab. 5.3** aufgeführt. Die PM10-Emissionen entsprechen hierbei zu 100 % der PM2.5-Fraktion.

NO ₂ , [mg/(m s)]	NO _x [mg/(m s)]	PM10 [mg/(m s)]	PM2.5 [mg/(m s)]
0.24184	2.41843	0.17279	0.17279

Tab. 5.3: Jahresmittlere Emissionsdichten für die Wasserstraßenabschnitte des Nord-Ostsee-Kanals

Dabei wurde von einer Quellhöhe von 1.5 m bis 20 m und einer Fahrrinnenbreite von 50 m ausgegangen.

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).

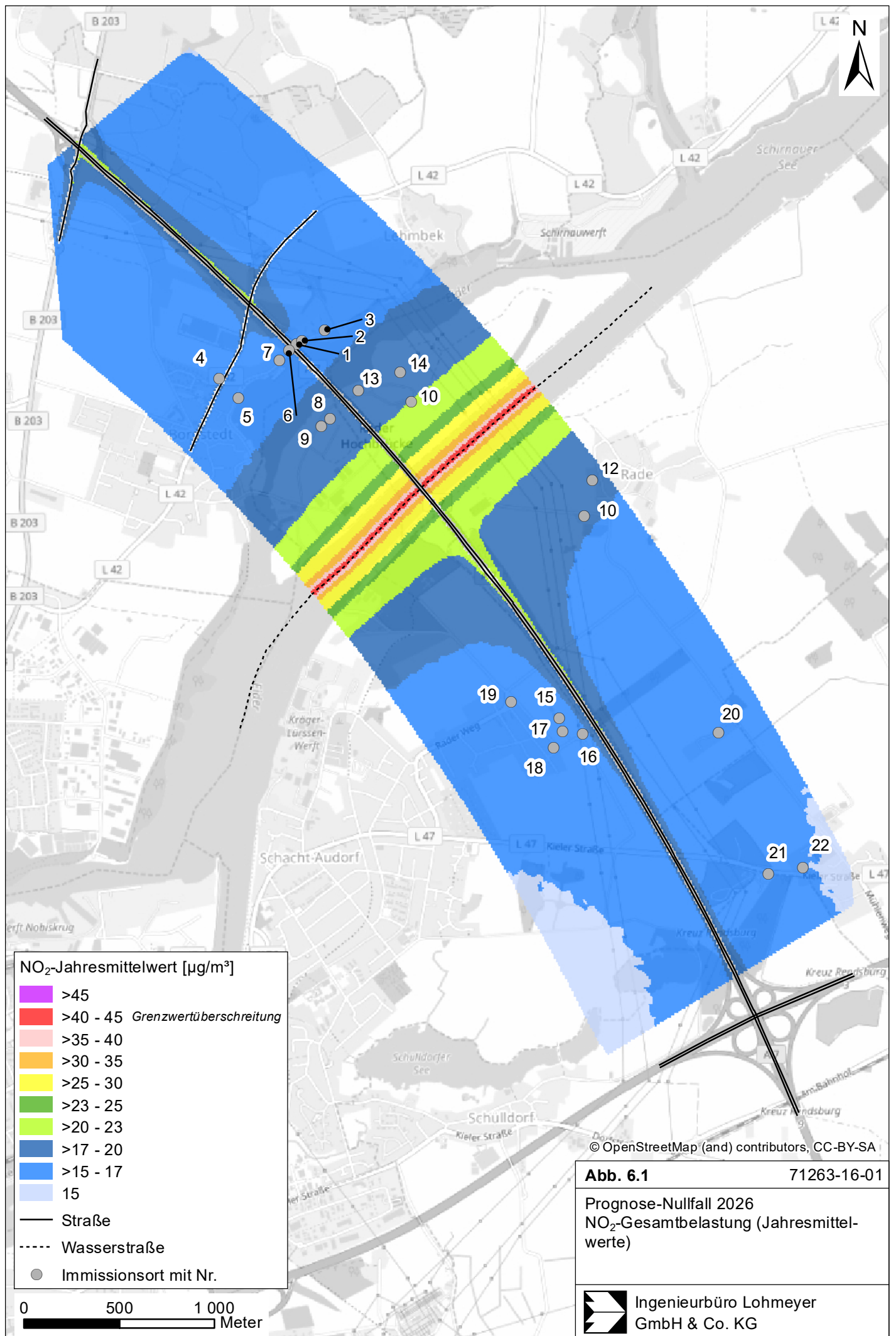
Zusätzlich werden für ausgewählte, repräsentative Immissionsorte (IO) die berechneten Luftschadstoffbelastungen separat ausgewiesen (**Tab. 6.1**). Sie stellen sensible Nutzungen (Wohnbebauung, Kleingärten, Sportplatz) im Untersuchungsgebiet dar.

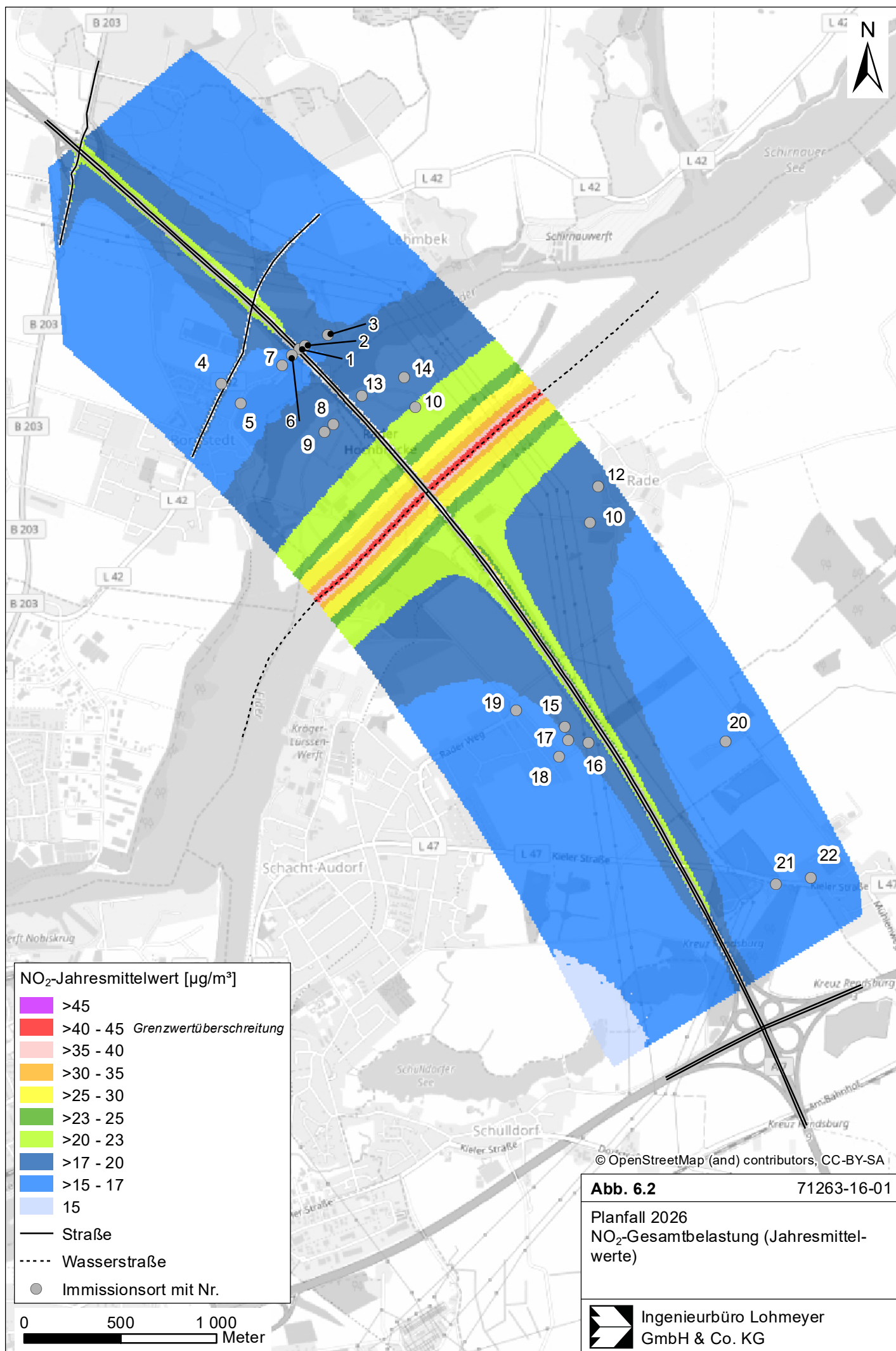
6.1 Stickstoffdioxid (NO₂)

Die Gesamtbelastungen der NO₂-Jahresmittelwerte sind flächendeckend in **Abb. 6.1** für den Prognose-Nullfall 2026 und in **Abb. 6.2** für den Planfall 2026 dargestellt. Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von 15 µgNO₂/m³ treten im Bereich des Festlandes und damit an den Immissionsorten keine Überschreitungen des geltenden Grenzwertes für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ auf. Im Bereich der Fahrrinne des Nord-Ostsee-Kanals werden in beiden Betrachtungsfällen max. NO₂-Immissionen von 43 µg/m³ prognostiziert, die dort jedoch nicht maßgeblich durch die BAB 7 bedingt sind. Entlang der BAB 7 werden am Fahrbahnrand (außerhalb des Einflussbereiches des Nord-Ostsee-Kanals) im Prognose-Nullfall maximal 23 µg/m³ und im Planfall 2026 maximal 27 µg/m³ berechnet.

Nr.	Immissionsort (Nutzung)	NO ₂ -Jahres- mittelwert [µg/m³]	PM10-Jahres- mittelwert [µg/m³]	PM2.5-Jahres- mittelwert [µg/m³]	Anzahl der Überschreitungen des PM10-24 h-Werts von 50 µg/m³ im Jahr
Prognose-Nullfall 2026					
1	Borgstedt, Treidelweg 23, Wohnhaus	17	18	14	9
2	Borgstedt, Treidelweg 24, Wohnhaus	17	18	14	9
3	Borgstedt, Treidelweg 28, Wohnhaus	17	18	14	9
4	Borgstedt, Ostlandstraße 4, Wohnhaus	17	19	15	10
5	Borgstedt, Treidelweg, Picknickplatz	17	18	14	9
6	Borgstedt, Treidelweg 22, Wohnhaus	17	18	14	9
7	Borgstedt, Treidelweg 19, Wohnhaus	17	18	14	9
8	Rade, Rader Insel 44, Kleingärten	18	19	15	10
9	Rade, Rader Insel 72, Wohnhaus	18	19	15	10
10	Rade, Rader Insel, Inselhof, Wohnhaus	21	19	15	10
11	Rade, Friedhofsallee 11, Wohnhaus	18	19	15	10
12	Rade, Alte Dorfstraße 15, Wohnhaus	18	19	15	10
13	Rade, Rader Insel 27, Kleingärten	18	19	15	10
14	Rade, Rader Insel, Wohnhaus	19	19	15	10
15	Schacht-Audorf, Zum Sportplatz 1, Sportverein	17	19	14	10
16	Schacht-Audorf, Zum Sportplatz, Wohnhaus	17	19	14	10
17	Schacht-Audorf, Feld/Wiese	17	18	14	9
18	Schacht-Audorf, Danziger Straße 27, Wohnhaus	16	18	14	9
19	Schacht-Audorf, Danziger Straße 1, Wohnhaus	17	18	14	9
20	Ostenfeld, Rader Weg, Landwirt.betrieb Lütje Rade	16	18	14	9
21	Ostenfeld, Kieler Straße 40-42, Wohnhaus	16	18	14	9
22	Ostenfeld, Tanneck 4, Wohnhaus	16	18	14	9
Planfall 2026					
1	Borgstedt, Treidelweg 23, Wohnhaus	17	18	14	9
2	Borgstedt, Treidelweg 24, Wohnhaus	18	18	14	9
3	Borgstedt, Treidelweg 28, Wohnhaus	18	18	14	9
4	Borgstedt, Ostlandstraße 4, Wohnhaus	18	19	15	10
5	Borgstedt, Treidelweg, Picknickplatz	17	18	14	9
6	Borgstedt, Treidelweg 22, Wohnhaus	17	18	14	9
7	Borgstedt, Treidelweg 19, Wohnhaus	17	18	14	9
8	Rade, Rader Insel 44, Kleingärten	19	19	15	10
9	Rade, Rader Insel 72, Wohnhaus	18	19	15	10
10	Rade, Rader Insel, Inselhof, Wohnhaus	21	19	15	10
11	Rade, Friedhofsallee 11, Wohnhaus	18	19	15	10
12	Rade, Alte Dorfstraße 15, Wohnhaus	19	19	15	10
13	Rade, Rader Insel 27, Kleingärten	19	19	15	10
14	Rade, Rader Insel, Wohnhaus	19	19	15	10
15	Schacht-Audorf, Zum Sportplatz 1, Sportverein	18	19	14	10
16	Schacht-Audorf, Zum Sportplatz, Wohnhaus	18	19	14	10
17	Schacht-Audorf, Feld/Wiese	17	18	14	9
18	Schacht-Audorf, Danziger Straße 27, Wohnhaus	17	18	14	9
19	Schacht-Audorf, Danziger Straße 1, Wohnhaus	17	18	14	9
20	Ostenfeld, Rader Weg, Landwirt.betrieb Lütje Rade	16	18	14	9
21	Ostenfeld, Kieler Straße 40-42, Wohnhaus	16	18	14	9
22	Ostenfeld, Tanneck 4, Wohnhaus	16	18	14	9
Beurteilungswerte		40	40	25	35

Tab. 6.1: Immissionen im Vergleich zum Beurteilungswert für ausgewählte Immissionsorte
fett = Grenzwertüberschreitung





Aus **Abb. 6.1** und **Abb. 6.2** ist ersichtlich, dass die Immissionen infolge des Schiffsverkehrs auf dem Nord-Ostsee-Kanal bis zum Ufer hin deutlich abnehmen. Des Weiteren werden im Bereich der Rader Hochbrücke, in dem der Einfluss vom Nord-Ostsee-Kanal stark abgenommen hat, deutlich geringere Immissionen berechnet.

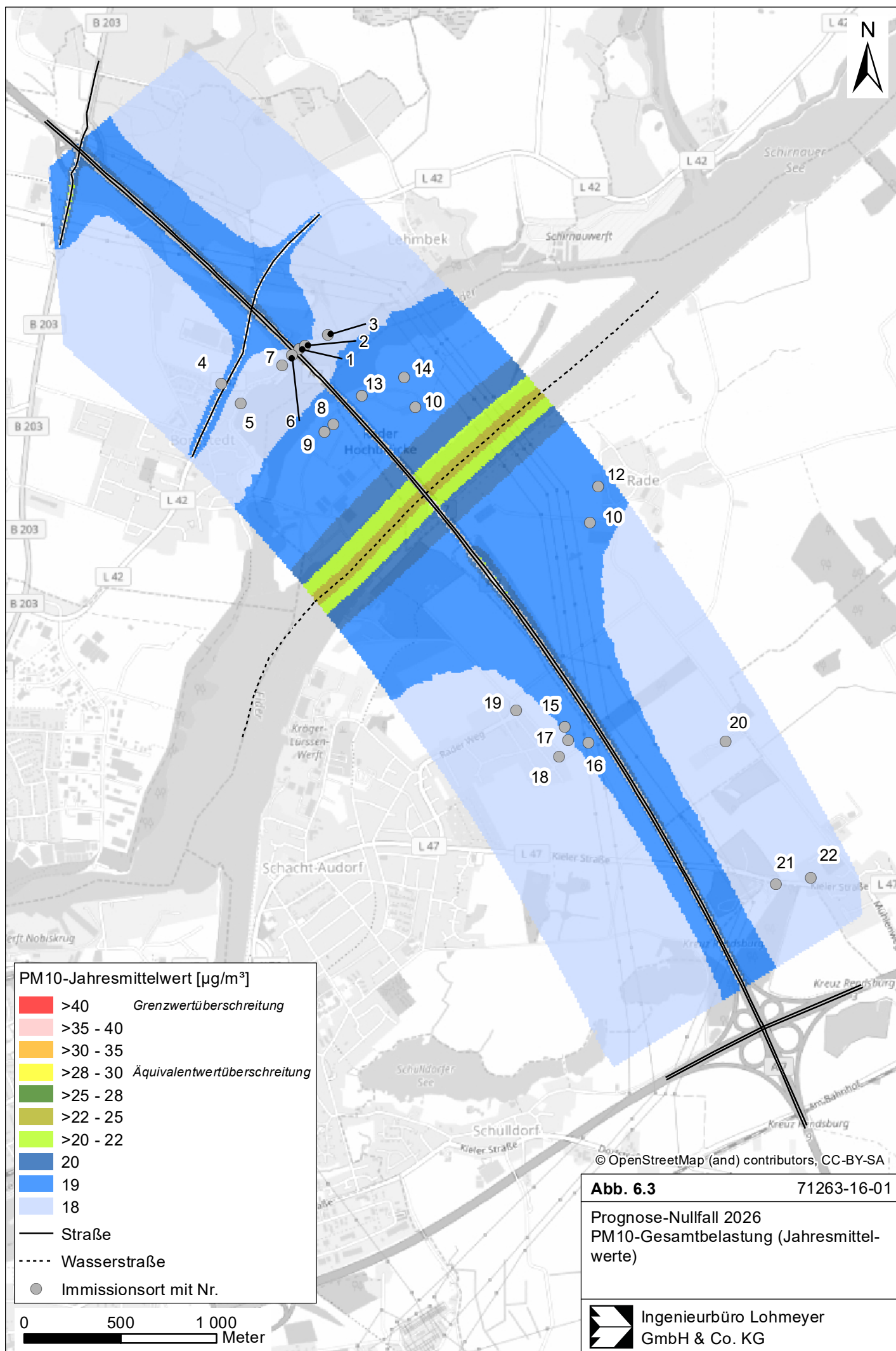
Zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist entscheidend, ob die ermittelten Immissionen zu Überschreitungen der Grenzwerte an beurteilungsrelevanten Gebäuden, z. B. Wohnbebauung, führen. Die Gesamtbelastungen der NO₂-Jahresmittelwerte sind für die ausgewählten Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt.

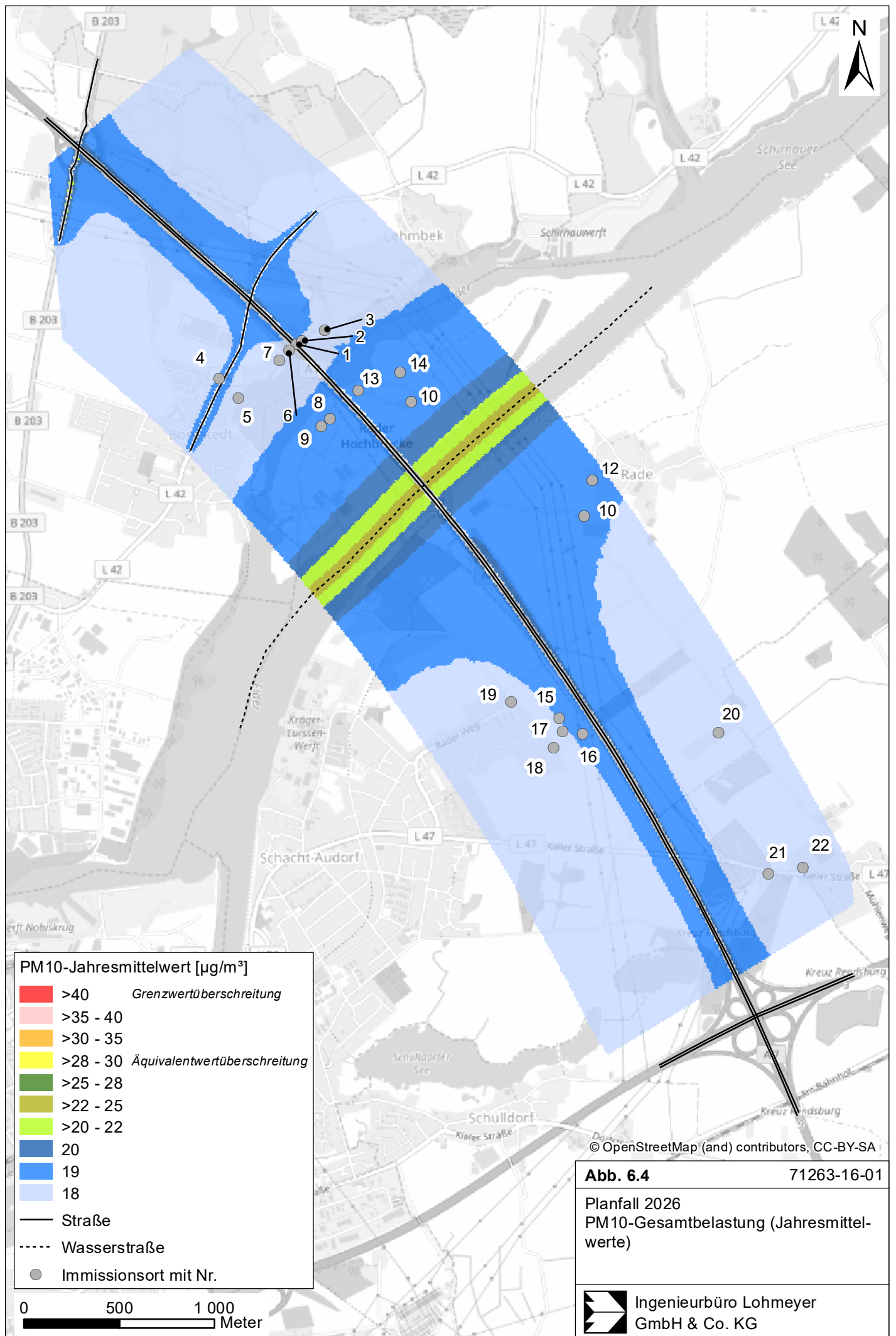
Der seit dem Jahr 2010 geltende Grenzwert für NO₂-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ wird den Berechnungsergebnissen zu Folge im Prognose-Nullfall 2026 und im Planfall 2026 im Betrachtungsgebiet an der nächstgelegenen Bebauung nicht erreicht und nicht überschritten. An einigen ausgewählten Immissionsorten (IO 2 - IO 4, IO 8, IO 12, IO 13, IO 15, IO 16 und IO 18) werden Zunahmen von NO₂-Immissionen prognostiziert, die jedoch unter 1 µg/m³ betragen. An den anderen Immissionsorten sind die Veränderungen geringer, sodass sie rundungsbedingt nicht dargestellt werden. Die Zunahme der Immissionen ist durch die Erhöhung der zugelassenen Fahrgeschwindigkeit bedingt, die zu einer Emissionserhöhung und folglich Immissionserhöhung führen. Des Weiteren wird durch die Verschiebung der Brücke in östliche Richtung bzw. unterschiedliche Höhen der Lärmschutzwände je nach Lage des Immissionsortes eine geringe Veränderung der NO₂-Immissionen prognostiziert. In Bezug auf den Grenzwert gemäß **Tab. 3.2** an der Bebauung als mittlere bis leicht 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. 6.3** für den Prognose-Nullfall 2026 und in **Abb. 6.4** für den Planfall zu entnehmen. Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von 40 µg/m³ gemäß 39. BImSchV wird im Prognose-Nullfall 2026 und im Planfall 2026 deutlich unterschritten. In beiden Betrachtungsfällen werden die höchsten PM10-Immissionen im Bereich der Fahrrinne des Nord-Ostsee-Kanals ermittelt, die bei maximal 25 µg/m³ liegen. Am Fahrbahnrand der BAB 7 (außerhalb des Einflussbereiches des Nord-Ostsee-Kanals) werden im Prognose-Nullfall maximal 21 µg/m³ und im Planfall maximal 20 µg/m³ prognostiziert





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 ausgewählte Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt.

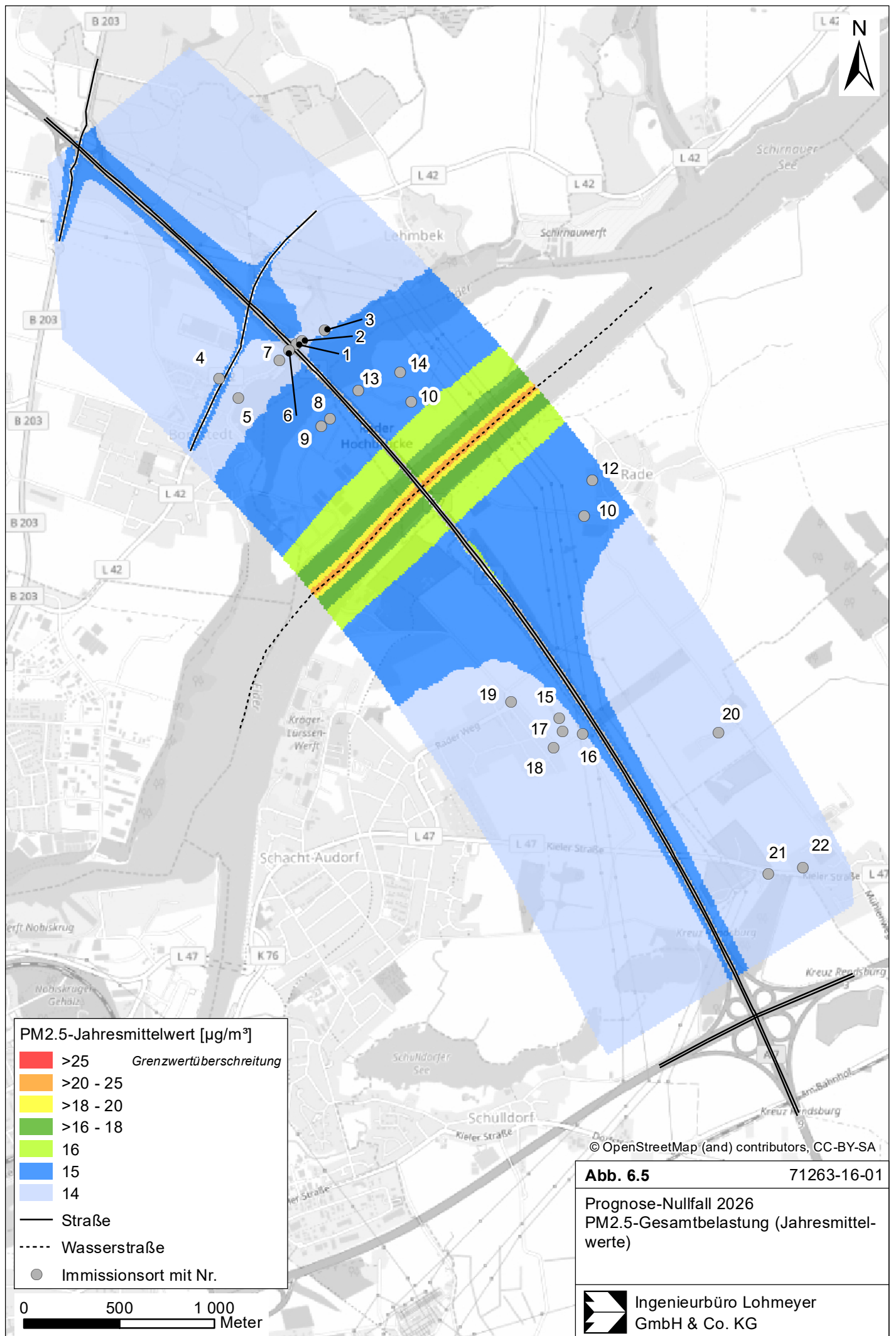
Der seit dem Jahr 2005 geltende Grenzwert für PM10-Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß 39. BImSchV wird im Prognose-Nullfall 2026 und im Planfall 2026 an der bestehenden Bebauung im Untersuchungsgebiet nicht erreicht und nicht überschritten. Zwischen den beiden Betrachtungsfällen betragen die Veränderungen maximal $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An den Immissionsorten sind die Konzentrationen im Bereich des Hintergrundwertes von $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. auf $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeklungen, sodass die Zusatzbelastung maximal $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt. Die berechneten PM10-Jahresmittelwerte sind entsprechend der Einteilung aus **Tab. 3.2** als mittlere Konzentration zu bezeichnen.

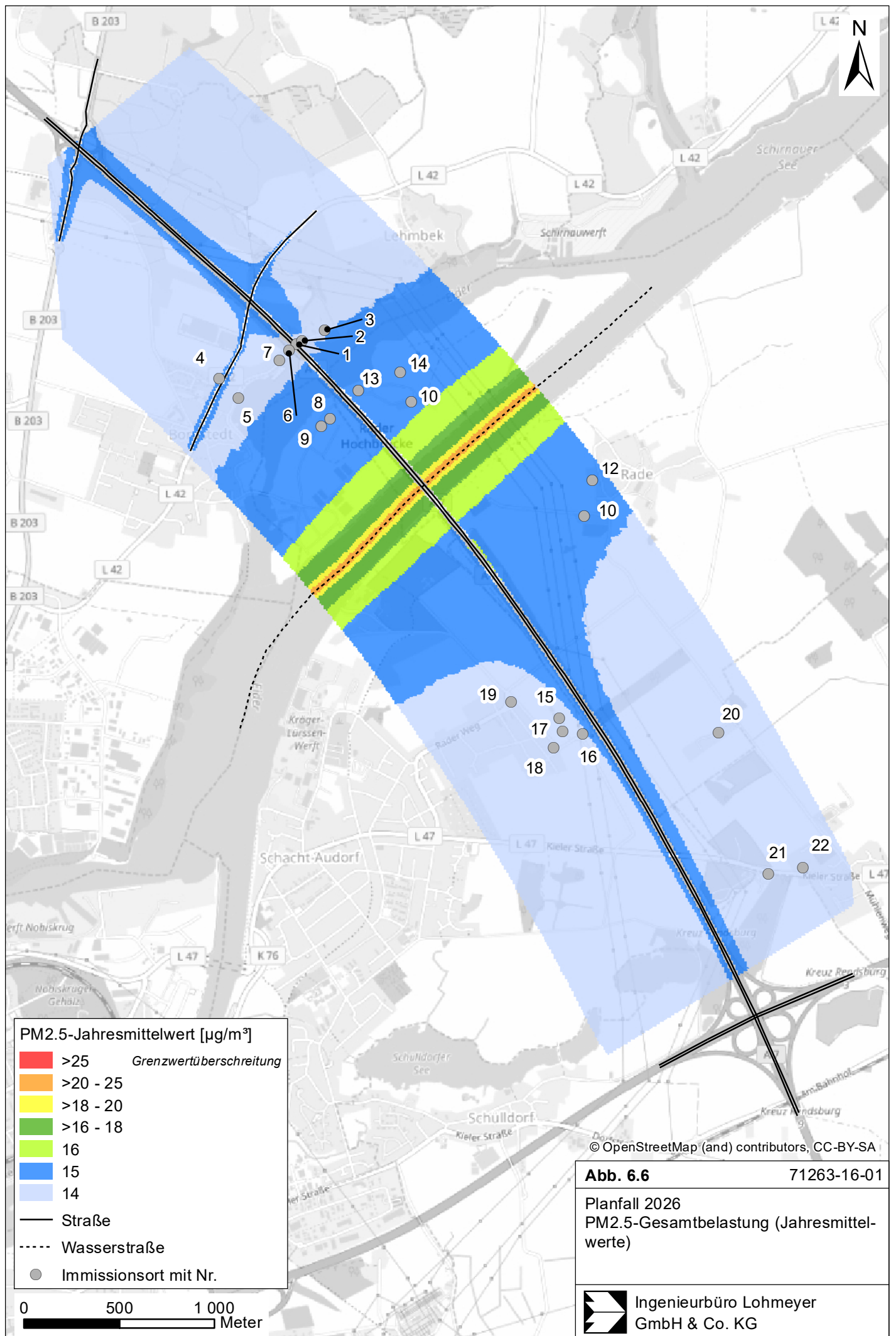
Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 39. BImSchV auch ein 24-Stundengrenzwert für Partikel (PM10) von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ definiert, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf. Entsprechend den Darstellungen im Kapitel 3 wird angesetzt, dass bei Konzentrationen unterhalb des entsprechenden Schwellenwertes von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind für die sensiblen Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt.

Der strengere PM10-Kurzzeitgrenzwert von 35 Tagen größer $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entsprechend der 39. BImSchV wird an umliegender sensibler Nutzung und im gesamten Untersuchungsgebiet nicht überschritten. Es werden maximal $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, die unter dem Schwellenwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen.

6.3 Feinstaub (PM2.5)

Die flächendeckenden PM2.5-Jahresmittelwerte sind für den Prognose-Nullfall in **Abb. 6.5** und für den Planfall 2026 in **Abb. 6.6** dargestellt. Unter Berücksichtigung der angesetzten Hintergrundbelastung von $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird in beiden Betrachtungsfällen der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM2.5-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß 39. BImSchV im Untersuchungsgebiet deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. Es werden auch hier im Bereich der Fahrrinne des Nord-Ostsee-Kanals die höchsten Immissionen mit $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$





prognostiziert. Entlang der BAB 7 werden im Prognose-Nullfall 2026 und Planfall 2026 maximal $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

Die Gesamtbelastungen der PM_{2.5}-Jahresmittelwerte sind für die ausgewählte Immissionsorte in **Tab. 6.1** dargestellt.

Der ab dem Jahr 2015 geltende Grenzwert für PM_{2.5}-Jahresmittelwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß 39. BImSchV wird entsprechend den Immissionsberechnungen im Prognose-Nullfall 2026 und im Planfall an den ausgewählte Immissionsorten deutlich nicht erreicht und nicht überschritten. Es werden an der nächstgelegenen Wohnbebauung maximal $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt, die damit $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über der angesetzten Hintergrundbelastung liegt. In Bezug auf den Grenzwert sind die PM_{2.5}-Immissionen an der bestehenden, beurteilungsrelevanten Bebauung als leicht erhöhte Konzentrationen einzustufen.

7 LITERATUR

- 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.
- Bäumer, D. (2003): Transport und chemische Umwandlung von Luftschadstoffen im Nahbereich von Autobahnen – Numerische Simulationen. Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe Nr. 32. Juni 2003.
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.
- DEGES (2018a): Mitteilung bezüglich der Tempolimits. E-Mail vom 02.03.2018 und 05.03.2018 von Herrn Nolte.
- DEGES (2018b): Übergabe des Lärmtechnischen Lageplans Stand 28.02.2018. E-Mail vom 28.02.2018 von Herrn Nolte.
- 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.
- DWD (2017): Winddaten und Bewölkung für die Station Schleswig für Zeitraum 2003-2011. Download 19.05.2017. <ftp://ftp->

- cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/hourly/wind/historical/ und ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/hourly/cloudiness/historical/
- DWD (2018) Mitteilung bezüglich z_0 und Anemometerhöhe der Station Schleswig für den Zeitraum 01.01.2003-31.12.2011. E-Mail von Herrn Stadtmüller vom 09.02.2018.
- 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.
- FGSV (2012): Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung - RLUS 2012. Hrsg.: FGSV Verlag GmbH, Köln (ISBN 978-3-86446-047-0). Ausgabe 2012.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Böisinger, R., Blazek, R., Schädler, G., Lohmeyer, A. (1996): Einfluss der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für Kfz-Abgase - Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Gehrig, R., Buchmann, B. (2003): Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations based on long-term Swiss monitoring data. Atmospheric Environment 37 (2003).
- ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (2016): Emission aus TREMOD für 2014 und Korrekturfaktoren für die Gesamtflotte für 2020. E-Mail von Herrn Heidt vom 10.06.2016.
- 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.
- Janicke (2017): Dispersion Model LASAT Version 3.4 Referenz Book. Janicke Consulting, Überlingen, April 2017.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- LAIRM CONSULT GmbH (2009): Luftschadstoffuntersuchung zum Planfeststellungsverfahren für die Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals. Projekt-Nr. 06107. Auftraggeber: TGP, Lübeck. Hammoor, 22.01.2009.
- LfU (1993): Die Luft in Baden-Württemberg, Jahresbericht 1992. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LLUR - Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Technischer Umweltschutz (2018a): Luftqualität in Schleswig-Holstein Jahresberichte 2012-2016. Download 08.01.2018 <https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/L/luftqualitaet/Berichte/>
- LLUR - Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Technischer Umweltschutz, Abt. 7 (2018b):, Abstimmung der Hintergrundbelastung. Telefonat am 09.01.2018 zwischen Frau Nitzsche (LOH) und Herrn Lehmann.
- 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_fagrapporter/rapporter/FR460.PDF.
- Romberg, E., Niemann, H.-J. und Brilon, W. (1986): Windkanaluntersuchungen über die Ausbreitung von Abgasen an Hochleistungsstraßen. 3. Teilstudie. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen vom Institut für Konstruktiven Ingenieurbau und Lehrstuhl für Verkehrswesen I, Ruhruniversität Bochum.
- 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).
- Schüßler Plan Ingenieurgesellschaft mbH (2018): Download der Lagepläne und Höhenpläne (Stand 19.12.2017) am 09.01.2018.
- SSP Consult - SSP Consult Beratende Ingenieure (2017): Ersatzneubau Rader Hochbrücke Verkehrsuntersuchung, Schlussbericht, September 2017, übergeben von DEGES am 08.01.2018 bzw. Ergänzungen für den Prognose-Nullfall vom 25.01.2018 per E-Mail von Herrn Nolte.
- Stern, R., Yamatino, R. J. (2001): Development and first evaluation of micro-calgrid: a 3-D, urban-canopy-scale photochemical model. Atmospheric Environment 35, S149-S165., ISSN: 13522310
- 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.
- TA Luft (1986): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 27. Februar 1986 (GMBI., 37. J., Nr. 7, S. 95-143).
- TA Luft (2002): 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). GMBI. 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605.
- 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 (2000): Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Partikelmodell. Richtlinie VDI 3945, Blatt 3. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Düsseldorf, September 2000.
- 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 A1:
BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN
AN KFZ-STRASSEN

A1 BEURTEILUNGSWERTE FÜR LUFTSCHADSTOFFKONZENTRATIONEN AN KFZ-STRASSEN

A1.1 Grenzwerte

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

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

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

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

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

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

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

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

A2 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONSERMITTLUNG

A2.1 PROKAS / LASAT - Berechnungsverfahren zur Bestimmung verkehrserzeugter Schadstoffbelastungen

Für die Berechnung der Emissionen wird das Berechnungsverfahren PROKAS verwendet, welches das umgebende Straßennetz bis in eine Entfernung von mehreren Kilometern vom Untersuchungspunkt berücksichtigt. Schadstoffbelastungen durch Ferntransport und andere Quellen (z. B. Industrie) werden durch PROKAS in der Hintergrundbelastung berücksichtigt.

Für die Rechnung wird das gesamte Straßennetz in kurze Linienquellen zerlegt. Mit diesem Aufteilen in Einzelquellen kann auch der Fall berücksichtigt werden, dass sich die Emissionen im Verlauf einer Straße ändern, zum Beispiel bei Geschwindigkeitsbeschränkung auf einem Teil einer Straße. Dann emittieren die Quellen, die dieses Straßenstück repräsentieren, mit einer anderen Quellstärke als die Quellen auf dem Straßenstück ohne Geschwindigkeitsbegrenzung. Für eine Bestimmung von Perzentilwerten ist es wichtig, die mit der Tageszeit veränderliche Verkehrsstärke zu berücksichtigen.

Strömungs- und Ausbreitungsmodellierung

Die Ausbreitung wird mit dem Lagrange'schen Partikelmodell LASAT (Janicke, 2017) simuliert. Das Ausbreitungsmodell LASAT (Beschreibung unten) berechnet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der unteren Atmosphäre im mikro- und mesoskaligen Bereich. Es basiert auf einem Lagrange-Modell (Teilchensimulation), bei dem die Dispersion der Stoffteilchen in der Atmosphäre durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert wird. Für komplexes Gelände ist im meteorologischen Präprozessor ein diagnostisches Windfeldmodell integriert. Dreidimensionale Wind- und Turbulenzfelder, in denen z. B. der Einfluss von Gebäuden oder Unebenheiten des Geländes berücksichtigt sind, können auch explizit vorgegeben werden. Für eine Umsetzung der Kaltluftsimulationen mit KALM in Eingabe-Files von LASAT stehen separate Programme (Schnittstellen) zur Verfügung. Es können beliebig viele Emissionsquellen als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- oder Volumenquellen definiert werden. Die meteorologischen Parameter der Ausbreitungsrechnung können als Zeitreihe vorgegeben werden. Es wird die über fortlaufende Zeitintervalle gemittelte dreidimensionale Konzentrationsverteilung der emittierten Spurenstoffe und die Massenstromdichte ihrer Deposition am

Erdboden berechnet. Liegen die meteorologischen Daten als Zeitreihe über ein Jahr oder als Jahresstatistik vor, können auch Jahresmittelwert und Perzentile berechnet werden. Im Nahbereich von Quellen kann die Ausbreitungsrechnung mit erhöhter räumlicher Auflösung durchgeführt werden.

Lärmschutzmaßnahmen

Auch der Einfluss von Lärmschutzmaßnahmen endlicher Länge kann entsprechend der Arbeiten von Romberg et al. (1986) für die Bundesanstalt für Straßenwesen berücksichtigt werden. Die Wirkung der Lärmschutzwand wird als Anfangsverdünnung interpretiert, indem der Quellboxhöhe ein Wert σ_{z0} als additiver Term zugeschlagen wird. Das Ausbreitungsmodell ist in der Lage, für jede der Linienquellen einen eigenen Wert für σ_{z0} zu berücksichtigen.

Meteorologie

Bezüglich der Meteorologie wird mit 36 verschiedenen Windrichtungsklassen, 9 verschiedenen Windgeschwindigkeitsklassen und 6 verschiedenen Ausbreitungsklassen gerechnet. Die Ausbreitungsklassen berücksichtigen, dass die Verdünnung der Abgase für eine gegebene Windrichtung und Windgeschwindigkeit auch noch von der Stabilität der Atmosphäre abhängt. So ist z. B. die Verdünnung bei "Inversionswetterlagen" schlechter als bei sonnigen "Normalwetterlagen". Insgesamt werden also $36 \times 9 \times 6 = 1\,944$ Wetterlagen mit den jeweiligen Häufigkeiten berücksichtigt.

Als Rechenergebnis erhält man somit für jeden betrachteten Punkt unterschiedliche Konzentrationswerte mit der zugehörigen Häufigkeit, also der Angabe darüber, wie häufig die jeweiligen Konzentrationen pro Jahr auftreten. Aus diesen Ergebnissen wird dann eine Häufigkeitsverteilung hergestellt und es wird derjenige Wert bestimmt, der z. B. in 98 % der Zeit unterschritten wird. Dies ist der gesuchte 98-Perzentilwert der Zusatzbelastung.

Ermittlung der Gesamtbelastung

Die Ermittlung der Immissionskenngrößen für die Gesamtbelastung aus den Kenngrößen für die Hintergrundbelastung und die Zusatzbelastung erfolgt nach dem in der TA Luft 86 in Anhang D angegebenen Verfahren.

Die Parametrisierung der Umwandlung des von Kraftfahrzeugen hauptsächlich emittierten NO in NO₂ erfolgt nach Romberg et al. (1996).

A2.2 Beschreibung des Modells LASAT (Auszug aus dem Handbuch)

LASAT (Lagrange Simulation von Aerosol-Transport) ist ein Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, das in einem Computerprogramm realisiert ist. LASAT ist ein Episodenmodell, d.h. es berechnet den zeitlichen Verlauf der Stoffkonzentration in einem vorgegebenen Rechengebiet.

Bei der Ausbreitungsrechnung wird für eine Gruppe repräsentativer Stoffteilchen der Transport und die turbulente Diffusion durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert (Lagrange-Simulation).

LASAT ist konform mit der VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 „Partikelmodelle“ (VDI, 2000) und ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der neuen TA Luft (2002), das vom Ingenieurbüro Janicke (2013) im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt wurde.

Das Ausbreitungsmodell LASAT berechnet die Ausbreitung passiver Spurenstoffe in der unteren Atmosphäre (bis ca. 2 000 m Höhe) im lokalen und regionalen Bereich (bis ca. 150 km Entfernung). Es basiert auf einem Lagrange-Modell (Teilchensimulation), bei dem die Dispersion der Stoffteilchen in der Atmosphäre durch einen Zufallsprozess auf dem Computer simuliert wird. Dies ist - seit der Version 2.00 - ein Markov-Prozess für die Orts- und Geschwindigkeitskomponenten eines Simulationsteilchens, der Zeitschritte bis zum Doppelten der Lagrange-Korrelationszeit zulässt.

Es werden folgende physikalische Vorgänge zeitabhängig simuliert:

- Transport durch den mittleren Wind,
- Dispersion in der Atmosphäre,
- Sedimentation schwerer Aerosole,
- Deposition am Erdboden (trockene Deposition),
- Auswaschen der Spurenstoffe durch Regen und nasse Deposition,
- Chemische Umwandlungen erster Ordnung,
- Gamma-Submersion (Wolkenstrahlung) bei radioaktiven Stoffen.

Eine Abgasfahnenüberhöhung wird parametrisch erfasst. Das Gelände kann eben oder gegliedert sein und Gebäude enthalten, deren Umströmung berücksichtigt wird. In ebenem Gelände werden die zeitabhängigen meteorologischen Größen durch ein ebenes Grenz-

schichtmodell beschrieben. Dieses greift auf einfache Parameter zur Charakterisierung der Wettersituation zurück, wie z. B. eine Klassierung nach TA Luft oder KTA, oder es wird direkt über die Monin-Obukhov-Länge und die Mischungsschichthöhe parametrisiert. Darüber hinaus können aber auch Vertikalprofile, wie sie von SODAR-Geräten zur Verfügung gestellt werden, oder Messreihen eines Ultraschall-Anemometers verarbeitet werden.

Für komplexes Gelände ist im meteorologischen Präprozessor ein diagnostisches Windfeldmodell integriert, das für indifferente und stabile Schichtung einsetzbar ist. Das diagnostische Windfeldmodell kann auch die Umströmung von Gebäuden berechnen und dabei die im Lee auftretende Rezirkulation und die erhöhte Turbulenz modellieren. Gebäude dürfen auch in gegliedertem Gelände stehen. Dreidimensionale Wind- und Turbulenzfelder können auch explizit vorgegeben werden. Die Struktur der hierfür benötigten Datendateien ist voll dokumentiert.

Es können beliebig viele Emissionsquellen als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- oder Volumenquellen definiert werden. Die meisten Parameter der Ausbreitungsrechnung - insbesondere die Quellstärken bzgl. der einzelnen Stoffkomponenten, Quellorte, Umwandlungsraten, Depositionsgeschwindigkeiten - können als Zeitreihe vorgegeben werden.

Es wird die über fortlaufende Zeitintervalle gemittelte dreidimensionale Konzentrationsverteilung der emittierten Spurenstoffe und die Stoffstromdichte ihrer Deposition am Erdboden berechnet. Die Größe des Mittelungsintervalles ist vorgebbar.

Die horizontale räumliche Auflösung beträgt typischerweise 1 bis 3 % des gesamten Rechengebietes. Für den bei Teilchensimulationen immer auftretenden Stichprobenfehler (er kann durch Erhöhung der Teilchenzahl beliebig verringert werden) wird während der Ausbreitungsrechnung ein Schätzwert berechnet. Diese Schätzung ermöglicht es dem Programm, die Fluktuationen in der berechneten Konzentrationsverteilung ohne systematische Verfälschung zu glätten. Neben der vollen dreidimensionalen Verteilung wird für vorgebbare Monitorpunkte die Zeitreihe von Konzentration und Deposition ausgerechnet.

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 Aus-

breitungsmodellen, 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.

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 Emissionsfaktoren liegen derzeit noch keine statistischen Erhebungen über Fehlerbandbreiten vor. Deshalb wird vorläufig ein mittlerer Schätzwert von ca. 20 % angenommen.

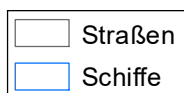
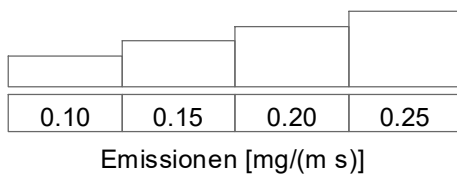
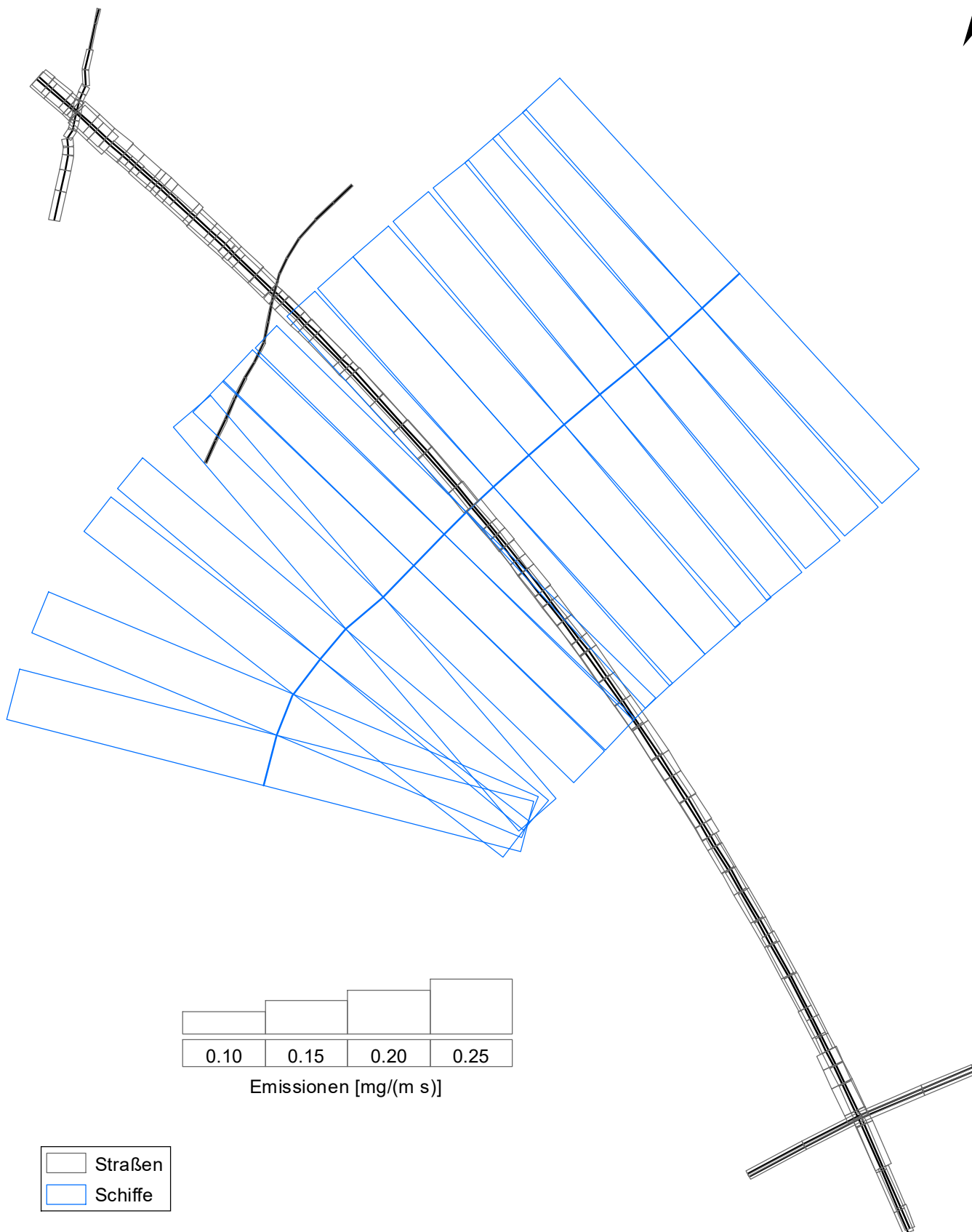
Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese Eingangsdaten einen unterschiedlich großen Einfluss auf die Emissionen. Untersuchungen haben beispielsweise gezeigt, dass die Emissionen, ermittelt über Standardwerte für die Anteile von leichten und schweren Nutzfahrzeugen und

für die Tagesganglinien im Vergleich zu Emissionen, ermittelt unter Berücksichtigung entsprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von +/-20 % aufweisen.

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

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

A N H A N G A3:
EMISSIONSABBILDUNGEN



0 500 1 000
Meter

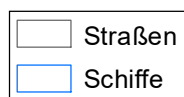
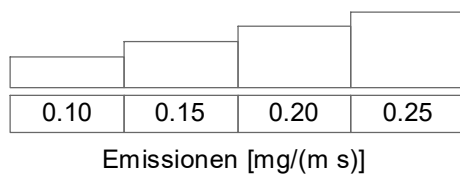
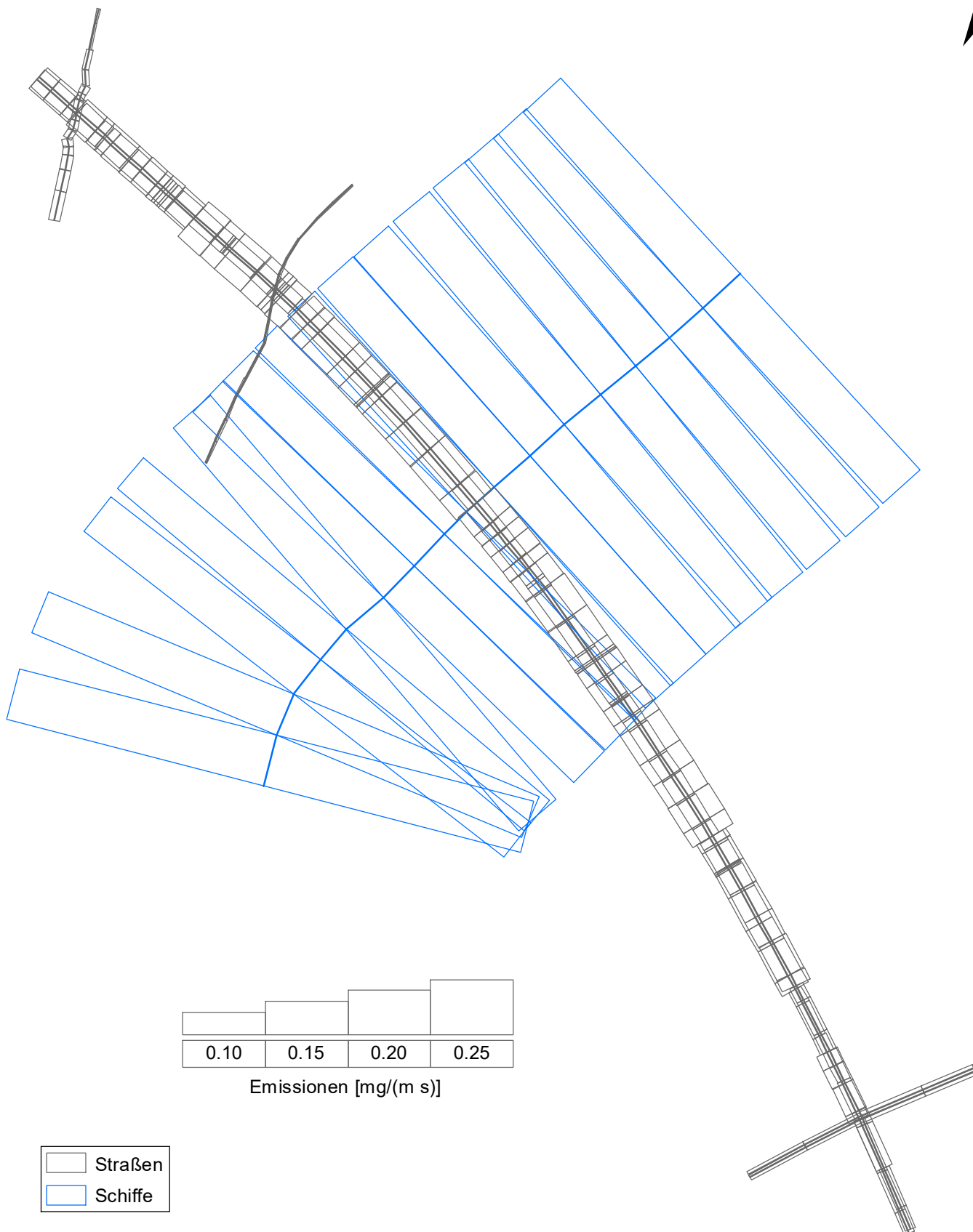
Abb. A3.1

71263-16-01

Prognose-Nullfall 2026
NO_x-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG



0 500 1 000
Meter

Abb. A3.2

71263-16-01

Planfall 2026
NO_x-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

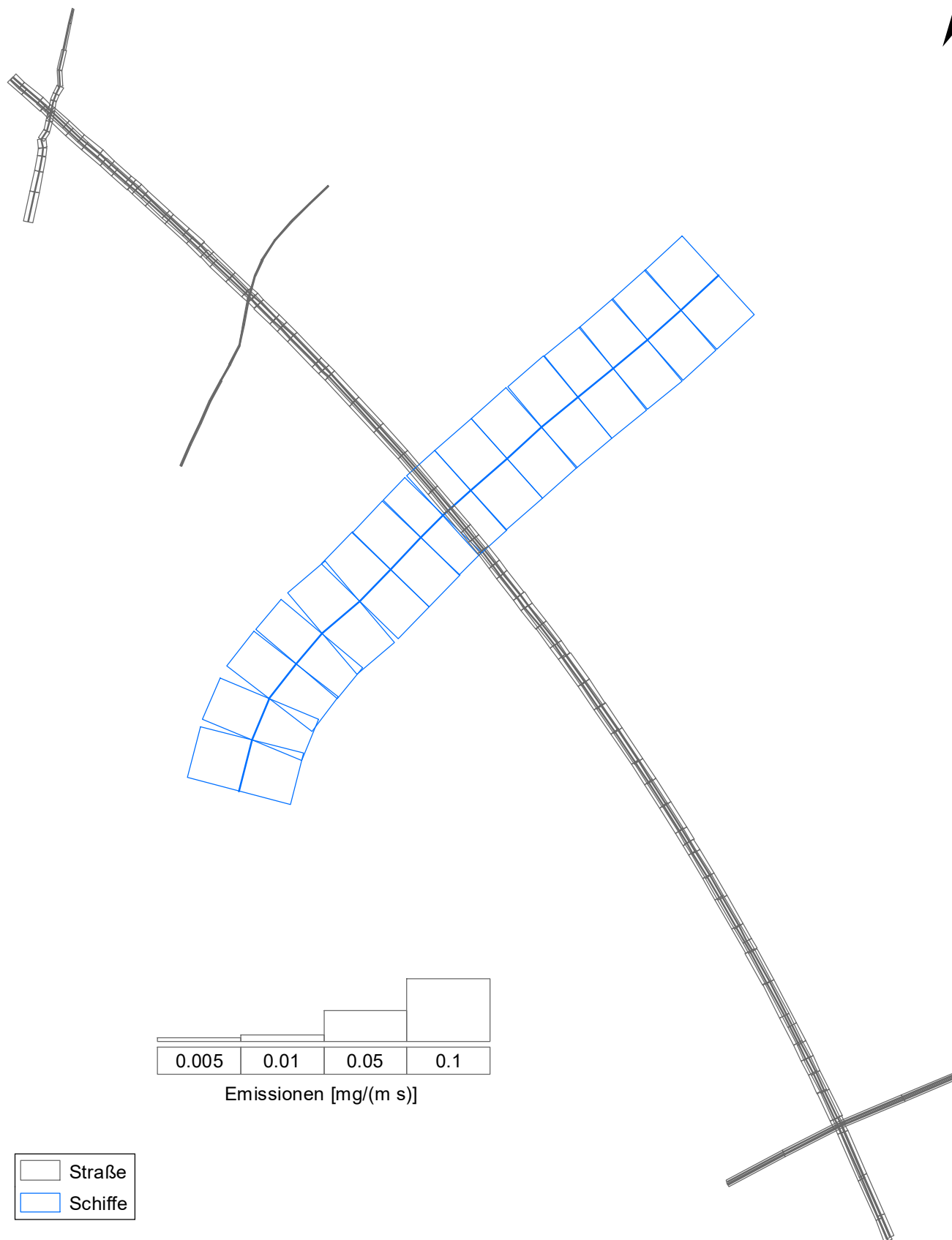


Abb. A3.3

71263-16-01

Prognose-Nullfall 2026
PM10-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

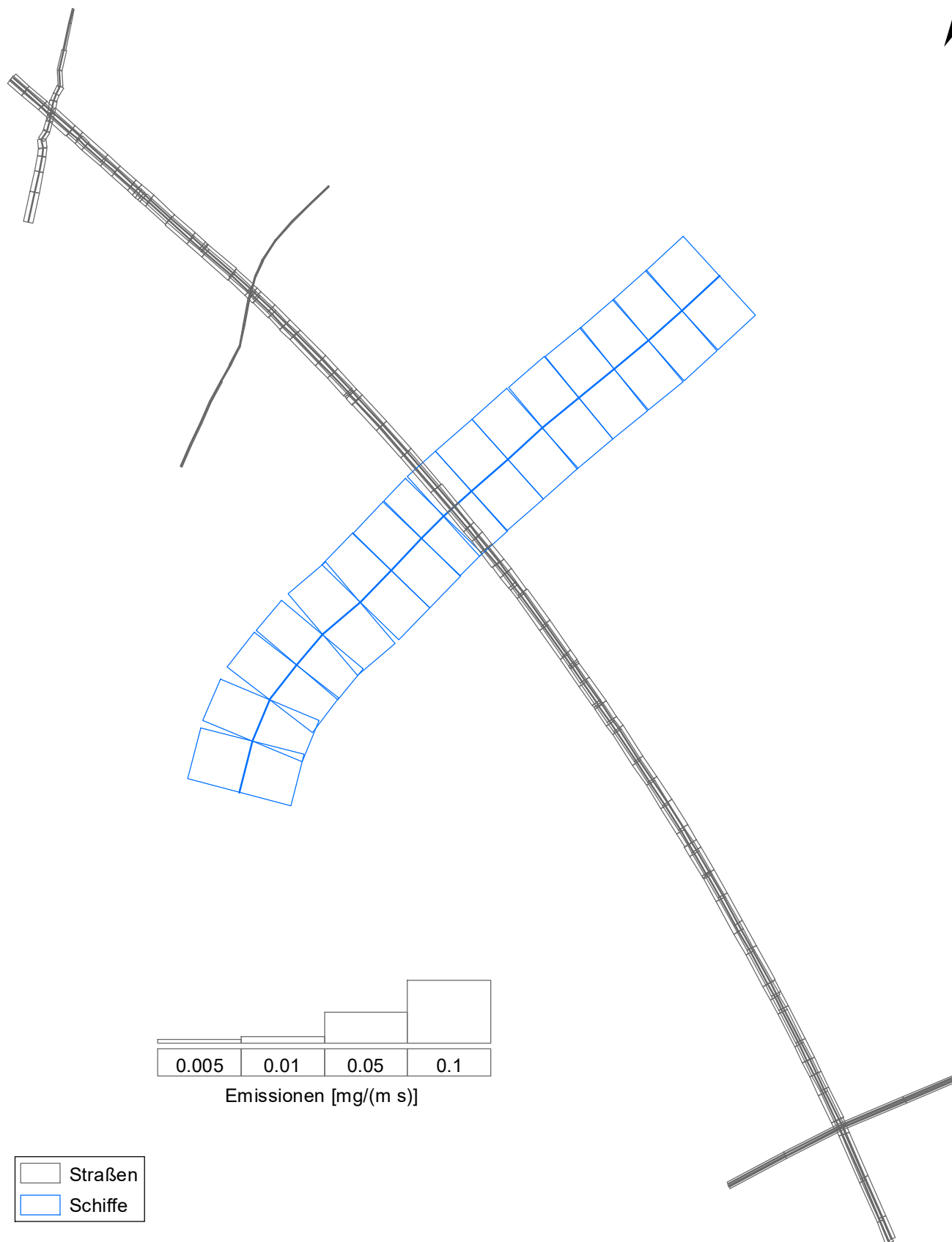


Abb. A3.4

71263-16-01

Planfall 2026
PM10-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG

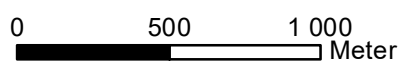
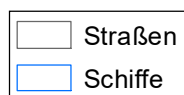
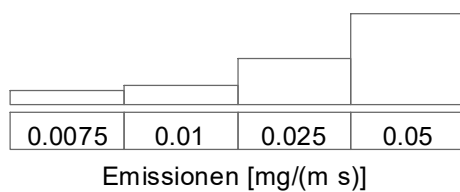
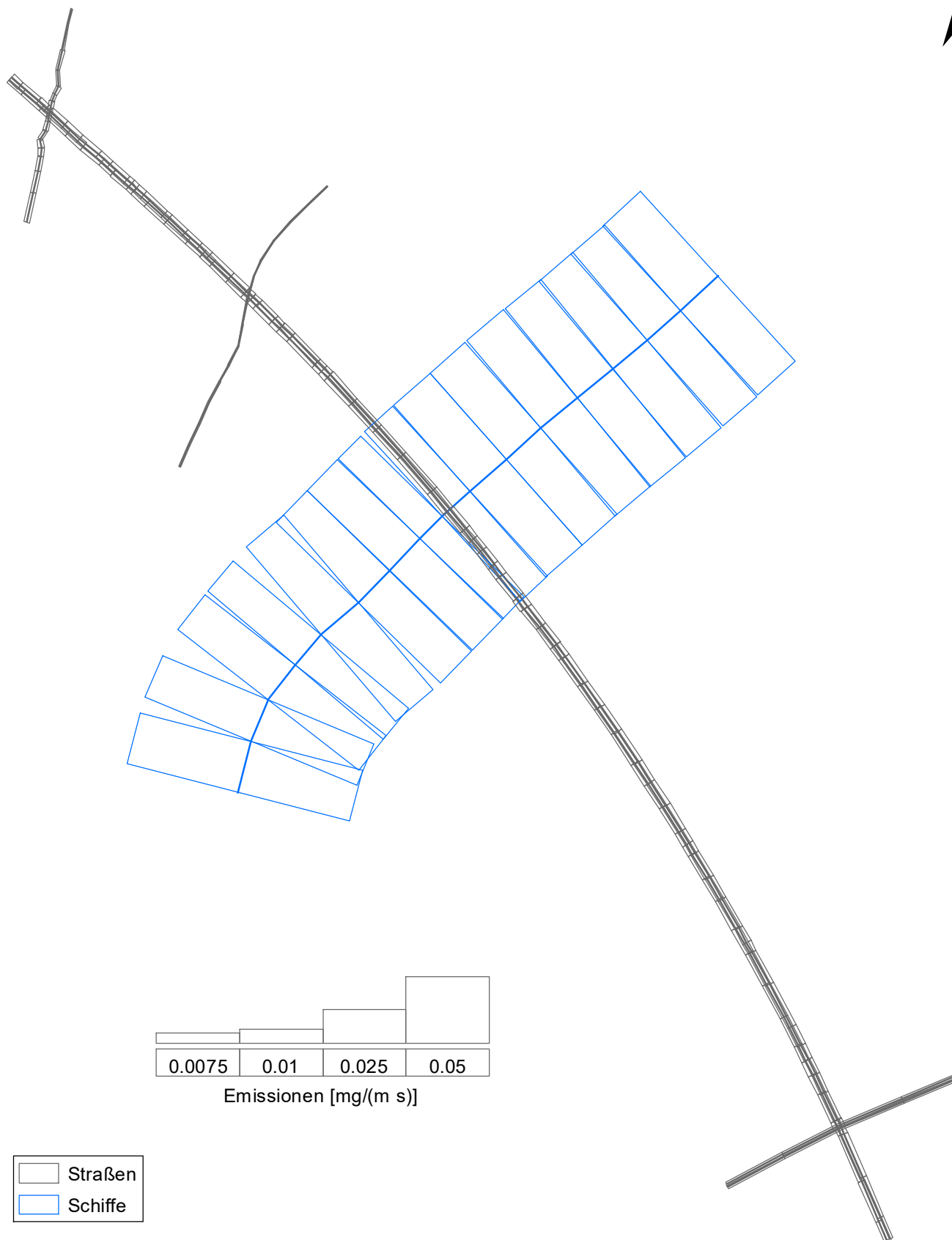
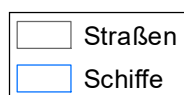
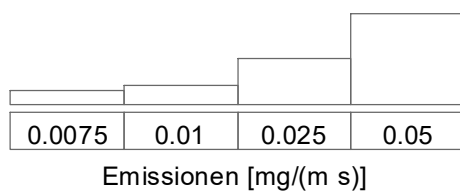
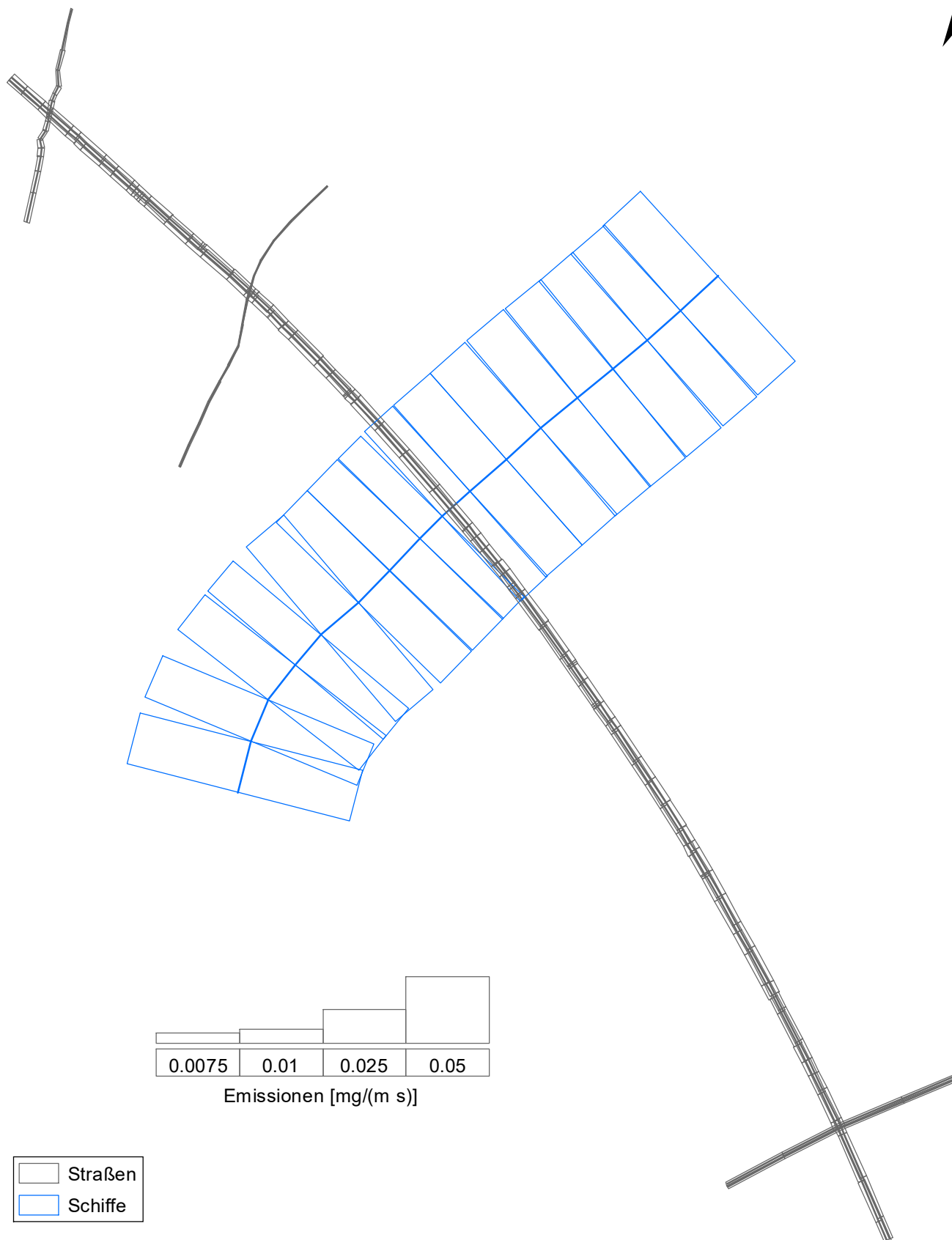


Abb. A3.5

71263-16-01

Prognose-Nullfall 2026
PM2.5-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



0 500 1 000
Meter

Abb. A3.6

71263-16-01

Planfall 2026
PM2.5-Emissionen
Mittlere Emissionsdichte



Ingenieurbüro Lohmeyer
GmbH & Co. KG