

# **Fortschreibung RLuS**

**Fachveröffentlichung der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**bast**

# Fortschreibung RLuS

Forschungsprojekt 02.0375  
der Bundesanstalt für Straßenwesen

von

Volker Diegmann  
Florian Pfäfflin  
Florian Tautz  
Heike Wursthorn

IVU Umwelt GmbH  
Freiburg

Michael Baier

BSV Büro für Stadt- und Verkehrsplanung  
Aachen

Ulrich Uhrner

Institut für Verbrennungskraftmaschinen  
und Thermodynamik (IVT)  
TU Graz

**Fachveröffentlichung der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**bast**



---

## Kurzfassung – Abstract

### Fortschreibung RLuS

Die „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (RLuS) dienen den zuständigen Behörden der Straßenbauverwaltung in Planfeststellungsverfahren zur Abschätzung der zu erwartenden Luftschadstoffbelastung. Darüber hinaus werden die RLuS bei bestimmten Fragestellungen der Maßnahmenplanung an schon bestehenden Verkehrswegen eingesetzt. Die letzte Veröffentlichung der RLuS erfolgte 2012 und entspricht in wichtigen Teilen nicht mehr dem aktuellen Wissensstand. Im Rahmen dieses Projekts wurden daher über einen Zeitraum von fünf Jahren hinweg Aktualisierungen und Erweiterungen in die RLuS eingearbeitet.

Nach einer vollständigen Neucodierung des Berechnungsprogramms zu den RLuS zu Projektbeginn wurde das Emissionsmodul auf jeweils aktuelle Versionen des Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA) aktualisiert und auf Basis des gegenwärtig aktuellen HBEFA 4.1 in Form der „RLuS 2012 - Ausgabe 2020“ eine neue Version veröffentlicht.

Im Rahmen dieser Aktualisierungen des Emissionsmoduls erfolgte neben einer Überprüfung der (nicht im HBEFA enthaltenen) B[a]P-Emissionsfaktoren und des Ansatzes zur Ermittlung der Verkehrsqualität auch eine Erweiterung auf die im HBEFA 4.1 neu hinzugekommene Verkehrsqualitätsstufe „LOS 5“.

Im Weiteren wurde das Tunnelmodul der RLuS auf Basis eines Ausbreitungsmodells aktualisiert und bietet nun eine realitätsnähere Abbildung der Immissionssituation.

Um der aktuellen Entwurfspraxis mit verstärkter Planung und zunehmendem Bau von Kreisverkehren im Außerortsbereich Rechnung zu tragen, wurde auf Basis von gemessenen Fahrprofilen ein Kreisverkehrsmodul entwickelt, das mit den RLuS die systematische und flexible Beurteilung von Kreisverkehren im Außerortsbereich hinsichtlich der Luftqualität ermöglicht.

Schließlich wurden die Anhaltswerte für die Vorbelastung an Hand eines räumlich hoch differenzierenden Verfahrens auf Basis von Modell- und Messwerten aktualisiert und bis auf das Bezugsjahr 2040 erweitert.

### Update of the RLuS

The "Guidelines for determining air quality along roads without or with few roadside buildings" (RLuS) are used by the responsible authorities of the road construction administration in Germany in planning approval procedures to estimate the expected air quality. In addition, the RLuS are used within the process of planning of measures for existing traffic routes. The previous RLuS were published in 2012, thus, in relevant aspects no longer correspond to current knowledge. Therefore, in this project updates and extensions were incorporated into the RLuS over a period of five years.

At the inception of the project, the calculation program for the RLuS was completely re-coded. Then, the emission module was updated to the most recent editions of the Handbook for Emission Factors (HBEFA) and a new version "RLuS 2012 - Edition 2020" was published based on the current HBEFA 4.1.

Within the scope of these updates of the emission module, B[a]P emission factors (not included in the HBEFA) and the approach to determine traffic quality were revised. The

new traffic quality level "LOS 5", introduced with HBEFA 4.1, was integrated into the RLuS.

Furthermore, the tunnel module of the RLuS was updated on the basis of a dispersion model, now offering a more realistic representation of the pollutant concentrations due to tunnels.

Traffic circles are increasingly planned and constructed in extra-urban areas. In order to reflect this current design practice, a traffic circle module was developed on the basis of measured driving profiles. It enables the users of the RLuS to systematically assess traffic circles in extra-urban areas with regard to air quality.

Finally, the reference values for the background concentrations were updated and extended to the year 2040 in a high spatial resolution based on modelled and measured concentration values.

---

# Summary

## Update of the RLuS

### 1 Introduction and scope of work

The "Guidelines for determining air quality along roads without or with few roadside buildings" (RLuS) are used by the responsible authorities of the road construction administration in Germany in planning approval procedures to estimate the expected air quality. In addition, the RLuS are used within the process of planning of measures for existing traffic routes. Therefore, the RLuS always have to be up-to-date with regard to base data and methodological approaches used. The previous RLuS were published in 2012, thus, in relevant aspects no longer correspond to current knowledge.

In the project "Update of the RLuS" (FE 02.375/2014/IRB) outlined here, the following updates and extensions were incorporated into the existing RLuS over a period of five years:

- recoding of the of the RLuS software,
- updating of the emission module to current versions of the Handbook of Emission Factors (HBEFA),
- review of the emission factors for B[a]P,
- updating of the tunnel module,
- integration of a traffic circle module, and
- updating of background concentrations from databases for area-based calculations.

### 2 Update of the emission module

#### 2.1 Update of Benzo[a]pyren emission factors

For Benzo[a]pyrene (B[a]P), a target value is defined in the 39th BImSchV (German ordinance implementing the federal immission control act) as a marker for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). In the HBEFA, no emission factors are given for either B[a]P or PAHs as a whole, although motor vehicle traffic is a source of these. The approach of the previous RLuS to determine B[a]P emissions corresponds to the approach published by the European Environment Agency (EEA) in the "EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook". In the current 2019 edition of this guidebook, it remains unchanged. As no newer approaches for determining B[a]P emissions could be identified within the scope of a literature study and through expert inquiries, the B[a]P emission factors hitherto used can remain the basis for the RLuS for the time being.

#### 2.2 Adaptation of the emission module

In Germany, for many years the basis for modeling vehicle-related emissions has been the Handbook of Emission Factors. Its latest version 4.1 has been available since 2019. The previous RLuS are based on the version 3.1 of the HBEFA, published in 2010. Within the scope of this project, updates to the HBEFA versions 3.2 from 2014 and 3.3 from 2017 were provided, which, however, were never published as RLuS versions.

The adjustments of the emissions module to the current version 4.1 of HBEFA, outlined below, are implemented in the "Guidelines for determining air quality along roads without or with few roadside buildings - RLuS 2012, Version 2020", instituted by the German government on January 11, 2021.

The changes of HBEFA from version 3.1 to 3.2 and 3.3 and especially to the current version 4.1 are manifold and include, in particular, updates of all emission factors for warm operating conditions. To adapt the RLuS to HBEFA 4.1, the base emission factors and the vehicle fleets for the reference years 2005 - 2040 were extracted and prepared for use in the RLuS and aggregated accordingly.

Non-exhaust particulate emissions, which are caused by road, clutch and brake abrasion, resuspension of dust on roads, etc., are provided by the current version 4.1 of the HBEFA and were transferred to the RLuS. They largely correspond to the approaches of the previous RLuS, but differentiate PM10 emission factors with regard to traffic situations. In part, this leads to differing numbers, which are higher for poorer traffic qualities (LOS 3 and above for light traffic and in particular LOS 2 and above for heavy traffic for maximum speed limits  $\leq 70$  km/h) than in the previous guidelines.

With HBEFA 4.1, the concept of "Level-of-Service" (LOS) and its determination or use has not changed in principle. However, with the introduction of HBEFA 4.1, the previous traffic quality level LOS 4 ("Stop&Go") was differentiated by adding LOS 5 ("Heavy Stop&Go"), a further level with even worse traffic quality. To take into account this new LOS 5 in the RLuS, the procedure according to the HBEFA Development Report is being used and a fraction of the mileage from the previous LOS 4 is shifted to LOS 5.

Within the scope of updating the emission module, the fractions of light duty vehicles in traffic and the division of heavy duty vehicles into heavy goods vehicles, regular service buses and coaches were also updated based on TREMOD version 6.03.

As a result of the updates, the emission situation has changed drastically in some cases compared to the previous RLuS based on HBEFA 3.1. These changes do not follow a uniform pattern and vary between years, pollutants, and vehicle types. The changes are particularly relevant for  $\text{NO}_x/\text{NO}_2$  emissions, both in absolute and relative terms. There are also substantial relative changes in PM exhaust emissions, but these emissions are consistently at a much lower level. In any case, for modern vehicles PM emissions from road traffic are dominated by non-exhaust emissions. Since these are largely similar in HBEFA 4.1 to those previously applied in the RLuS, the effects of the changes in emissions in the new RLuS are in most cases much less pronounced for PM concentrations than for  $\text{NO}_x/\text{NO}_2$ .

### **3 Update of the tunnel module**

The tunnel module of the previous RLuS is based on findings and data prior to 1999 and was implemented via a set of formulas. Due to progress in modeling of flow conditions and dispersion, validated operational models are now available for concentration calculations in the vicinity of tunnel portals. For the update of the tunnel module carried out here, the model system "GRAMM/GRAL" was used.

Since the RLuS is a screening model, it was important to represent a typical, but simple portal geometry and topography, showing a straight tunnel entrance and exit at a depth of 6 m with a ramp. The model was used to calculate flow and concentration fields for this geometry with 2 m horizontal resolution for a total of 12 different parameter combi-

nations of wind speed and velocity of the tunnel jet. The wind directions were assumed to be uniformly distributed in accordance with the other modules of the RLuS.

These concentration fields were transferred to the RLuS as a library of tunnel-related base concentration fields. With this library, the additional pollutant load at a given receptor point can be calculated for a given wind speed, tunnel jet velocity and portal emission. The tunnel jet velocity and the portal emissions result from parameters such as traffic volume, fraction of heavy duty traffic and driving speed as well as the number of lanes and the geometry of the portal.

In this context, the drag coefficients and cross-sectional areas of the passenger cars and heavy goods vehicles, which are also required for the determination of the tunnel exhaust air velocity, were updated.

The tunnel-induced concentrations calculated with the new tunnel module were systematically compared with those of the previous one as well as with available measurement values and detailed modeling results suitable for comparison. The new approach provides a good agreement with measured values and a much more realistic representation of the concentration distribution than the previous one.

The comparison with measured values shows that the approach of the RLuS to apply uniformly distributed wind directions cannot be regarded as conservative in general. Therefore, in coordination with the FGSV working group 2.12.3 "RLuS" and the committee accompanying the research of this project, it is recommended to integrate a safety margin in the RLuS for the contribution of the tunnel to the concentrations in order to obtain largely conservative results in the sense of a screening.

## **4 Integration of a traffic circle module**

Traffic circles are increasingly planned and constructed in extra-urban areas. However, these cannot be assessed in terms of their impact on air quality using the existing RLuS. In order to reflect this current design practice, the RLuS were extended by a module for the assessment of the effect of traffic circles on air pollution.

For this purpose, three representative traffic circles were identified in a two-stage process and extensive measurement runs were carried out for these to record driving profiles. Based on these profiles, emission factors were determined in accordance with the methodology of HBEFA 4.1 using the PHEM model of Graz University of Technology. Emission factors were differentiated with respect to varying speed limits and the sections of the traffic circles: access, within the circle and exit. In particular, the variable driving dynamics on these sections with coasting and braking as well as possible stop-and-go situations in the approach and diverse acceleration regimes in the exit were taken into account.

Exemplary comparisons show that for congestion-free access to traffic circles, significantly lower specific fuel consumption and emissions occur than during free travel on an average extra-urban road according to HBEFA. On the other hand, acceleration within the traffic circle and especially when exiting the circle increases emissions up to several times over compared to an average extra-urban road.

For the evaluation of concentrations along traffic circles, a spatially differentiated library of supplements to the standard concentrations of a RLuS road was created on the basis of a dispersion model. In accordance with the evaluation of the measurement runs, the access and exit roads of the traffic circles were divided into several segments, to which



different emissions are assigned depending on the respective congestion or acceleration.

To employ the module, the RLuS software was extended. It now offers an interface to evaluate two-, three- and four-way traffic circles with 90° or 120° offset of the joints with respect to concentrations within the framework of the RLuS.

A comparison of variants between an intersection and a traffic circle in the sense of a methodically valid comparison is, however, not possible in the RLuS. The intersection module of the RLuS can only represent grade separated intersections without braking and acceleration processes, whereas the traffic circle module is methodically much more complex and also takes into account the driving dynamics.

## 5 Update of background concentrations

In planning projects, such as those to be assessed with the RLuS, background concentrations have a significant influence on the total concentration of air pollutants. For individual air pollutants, these background concentrations can show a high spatial variation. Due to the application of the RLuS in planning, forecasts of the reference values of background concentrations are also required. In addition, as the RLuS allows to calculate situations for past years, reference values of background concentrations have to be provided for past years as well.

In order to determine these reference values of the background concentrations, a new approach was developed, which is based on nationwide measurement data and model values for air pollution, as they are established or published by the Umweltbundesamt (German Environment Agency). The municipalities (Gemeinden) were chosen as reference areas for the spatial differentiation, thus achieving a high spatial differentiation that corresponds to the scope of the RLuS. The base year for the reference values of the background concentrations is 2015. The forecasts and the values for past years were determined based on data in 5-year steps and linearly interpolated for the years in between.

In order to determine new reference values of the background concentrations, two approaches were followed. For the pollutants NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and ozone, for which detailed base data were available, spatially differentiated reference values of the background concentrations were determined for the year 2015 on the basis of model calculations. In order to determine reference values of background concentrations for previous years to use within the RLuS, for each municipality in Germany for each of the five pollutants NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and ozone, differentiated factors were determined to obtain background concentrations for 2010 and 2005 based on the values for 2015.

For the four pollutants SO<sub>2</sub>, benzene, CO, and B[a]P, model data are not available in the level of detail as for the other five pollutants. Therefore, to update the background concentrations for these pollutants, corresponding measurement data for the years 2010 to 2019 were evaluated.

The forecast of the reference values of the background concentrations of NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, ozone, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> is based on model data from the "Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland" (National Clean Air Program of the Federal Republic of Germany). Since there are no reliable forecasts of the development of national air pollution levels beyond the year 2030, for the RLuS it is proposed to use the

forecast values for 2030 without changes also for the years up to 2040. For the pollutants SO<sub>2</sub>, benzene, CO and B[a]P, no corresponding nationwide forecast calculations are available. Based on the analysis of measurement data, for these pollutants it is proposed to set the reference values of the background concentrations for years after 2015 to the respective value of 2015.

With the new methodology to determine reference values of background concentrations developed in this project, the user is provided with more reliable values, especially with regard to the regional classification. However, also with this new approach, the user is responsible for the assessment of whether these reference values are appropriate for the regional background concentrations in a specific case and, in particular, the consideration of any local influences.



## INHALT

<b>1</b>	<b>Einführung und Aufgabenstellung</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>Aktualisierung des Emissionsmoduls</b>	<b>15</b>
2.1	Aktualisierung der Benzo[a]pyren-Emissionsfaktoren	15
2.1.1	EMEP/EEA guidebook	15
2.1.2	BAST (2013) - Erstellung der RLuS	15
2.1.3	Literaturrecherche und Abfrage bei Experten	16
2.1.4	Schlussfolgerungen	16
2.2	Anpassung des Emissionsmoduls an HBEFA 4.1	16
2.2.1	Aktualisierung der Verkehrszusammensetzung	18
2.2.2	Aktualisierung der Basisemissionsfaktoren und der Fahrzeugflotten	20
2.2.3	Überprüfung der Ermittlung des „Level-of-Service“ (LOS)	20
2.2.4	Integration des „Level-of-Service“ (LOS) 5	22
2.2.5	Umstellung der Berechnung nicht-motorbedingter Partikel-Emissionen auf das HBEFA	23
2.3	Sensitivitätsbetrachtungen	23
<b>3</b>	<b>Aktualisierung Tunnelmodul</b>	<b>28</b>
3.1	Vorbemerkung	28
3.2	Beurteilung und Berechnung der Immissionsbelastung im Umfeld von Portalen	29
3.2.1	Grundlagen	29
3.2.2	Modellierung der Tunnelabluftausbreitung	31
3.2.3	Einfluss von verschiedenen Eingangsparametern auf die Güte der Simulationen	33
3.3	Modellierungsansatz für die RLuS	35
3.4	NO-NO <sub>2</sub> -Konversion im Tunnel	38
3.5	Vergleich mit bisherigem Tunnelmodul	38
3.6	Validierung	47
3.6.1	Vergleich mit Messdaten am Elbtunnel in Hamburg	48
3.6.2	Vergleich mit Modellergebnissen für das Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen	51
3.6.3	Validierungsergebnis	55
<b>4</b>	<b>Integration eines Kreisverkehrsmoduls</b>	<b>56</b>
4.1	Aufgabenstellung und Vorgehen	56
4.2	Weitere Randbedingungen	56
4.3	Ermittlung von Emissionsfaktoren	57
4.3.1	Auswahl von Kreisverkehren für Mitfahrten	57
4.3.1.1	Entwurfstechnische Grundlagen	57
4.3.1.2	Vorauswahl geeigneter Kreisverkehre	59
4.3.1.3	Abschließende Auswahl	67

---

4.3.2	Durchführung von Mitfahrten	67
4.3.3	Auswertung der Mitfahrten	69
4.3.3.1	Zufahrt	69
4.3.3.2	Ausfahrt	72
4.3.3.3	Kreissegment	76
4.3.4	Ableitung der Verkehrsqualität (LOS-Modell)	78
4.3.5	Ableitung von Emissionsfaktoren	79
4.3.5.1	Motorbedingte Emissionen	79
4.3.5.2	Nicht-Motorbedingte Partikelemissionen	83
4.3.5.3	Stop&Go-Emissionsfaktoren	83
4.4	Ermittlung der Immissionen	83
4.4.1	Vorgehen	83
4.4.2	Geometrien	84
4.5	Umsetzung im RLuS-Berechnungsprogramm	86
<b>5</b>	<b>Aktualisierung der Vorbelastungen</b>	<b>89</b>
5.1	Grundlagen	89
5.2	Basisjahr 2015 und vorangegangene Jahre	91
5.2.1	Vorgehensweise	91
5.2.2	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , Ozon, PM10 und PM2.5	92
5.2.2.1	NO <sub>2</sub>	92
5.2.2.2	NO <sub>x</sub>	97
5.2.2.3	Ozon	101
5.2.2.4	PM10	106
5.2.2.5	PM2.5	110
5.2.3	SO <sub>2</sub> , Benzol, CO und B[a]P	112
5.2.3.1	SO <sub>2</sub>	112
5.2.3.2	Benzol	114
5.2.3.3	CO	116
5.2.3.4	B[a]P	118
5.3	Prognosen	120
5.3.1	Vorgehensweise	120
5.3.2	Darstellung der Veränderung der Schadstoffbelastungen für NO <sub>2</sub> , Ozon, PM10 und PM2.5 bis 2030	120
5.4	Abstimmung mit den Bundesländern	128
5.5	Umsetzung im RLuS-Berechnungsprogramm	128
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>129</b>
<b>Literatur</b>		<b>131</b>
<b>Bilder</b>		<b>137</b>
<b>Tabellen</b>		<b>140</b>
<b>A</b>	<b>Anhang</b>	<b>141</b>
A.1	Literaturrecherche B[a]P	141

# 1 Einführung und Aufgabenstellung

Die bisherigen „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2012“ wurden bis 10. Januar 2021 gemäß dem Allgemeinen Rundschreiben Straßenbau (ARS) 29/2012 des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur von den zuständigen Behörden der Straßenbauverwaltung in Planfeststellungsverfahren zur Abschätzung der zu erwartenden Luftschadstoffbelastung angewendet. Darüber hinaus dienen die RLuS bei bestimmten Fragestellungen der Maßnahmenplanung an schon bestehenden Verkehrswegen.

Die RLuS müssen daher immer auf möglichst aktuellem Stand bezüglich der Grundlegenden Daten und eingesetzten methodischen Ansätze sein und beispielsweise Änderungen in der dem Emissionsmodell zugrundeliegenden Datenbank der Emissionsfaktoren zeitnah umsetzen und den Nutzern bereitstellen.

Mit dem hier dokumentierten Projekt „Fortschreibung RLuS“ (FE 02.375/2014/IRB) wurden über einen Zeitraum von fünf Jahren hinweg Aktualisierungen in die bestehenden RLuS eingearbeitet. Damit wird den Straßenbaubehörden eine aktuelle Arbeitsgrundlage für eine geeignete Umsetzung der rechtlichen Anforderungen auf dem Gebiet der Luftreinhaltung bei der Ermittlung der von einer Straße ausgehenden Luftschadstoffbelastungen in straßenrechtlichen Planfeststellungs- und Plangenehmigungsverfahren zur Verfügung gestellt.

Zum Zeitpunkt der Veröffentlichung dieses Berichts sind die im Rahmen dieses Projektes entstandenen „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2012, Fassung 2020“, die mit dem ARS 3/2021 am 11. Januar 2021 eingeführt wurden aktuell. In dieser Fassung wurde eine vollständige Neucodierung des Programms vorgenommen und das Emissionsmodul aktualisiert (s. Kapitel 2).

Folgende Aufgaben wurden durchgeführt:

- Neucodierung der programmtechnischen Umsetzung der RLuS,
- Aktualisierung des Emissionsmoduls auf das Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.2 aus dem Jahr 2014 und HBEFA 3.3 aus dem Jahr 2017,
- Überprüfung der Emissionsfaktoren für B[a]P,
- Aktualisierung des Tunnelmoduls,
- Aktualisierung des Emissionsmoduls auf das Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 4.1 (INFRAS, 2019a), das seit August 2019 zur Verfügung steht,
- Integration eines Kreisverkehrsmoduls und
- Aktualisierung der Vorbelastungen aus Datenbanken für flächenhafte Berechnungen.

Die Bearbeitung der einzelnen Arbeitspakete erfolgte in Abstimmung mit dem FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ des Arbeitsausschusses Luftreinhaltung an Straßen. Zudem wurde das Projekt von einem forschungsbegleitenden Ausschuss betreut.

## **Anmerkung:**

Im Text wird der Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

Die Aktualisierungen und das Kreisverkehrsmodul wurden in das PC-Berechnungsprogramm integriert. Für die RLuS 2012 Ausgabe 2020 (RLuS, 2020) wurden die betroffenen Kapitel der Papierversion der Richtlinien überarbeitet und dem FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ zur Verfügung gestellt.

## 2 Aktualisierung des Emissionsmoduls

### 2.1 Aktualisierung der Benzo[a]pyren-Emissionsfaktoren

Für Benzo[a]pyren (B[a]P) ist in der 39. BImSchV (2020) ein Zielwert als Marker für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) definiert. Im HBEFA sind weder für B[a]P noch für PAK insgesamt Emissionsfaktoren angegeben, obgleich der Kfz-Verkehr dafür eine Quelle darstellt.

In den RLuS werden motorbedingte B[a]P-Emissionen derzeit auf Basis einer Studie aus dem Jahr 1999 (Wunderlin et al., 1999) in einer bezüglich der Verkehrssituation groben Klassifikation ermittelt und nicht-motorbedingte B[a]P-Emissionen aufgrund der großen Unsicherheiten als pauschale Zuschläge abgeschätzt.

Im Rahmen dieses Projekts wurde eine Literaturstudie hinsichtlich B[a]P-Emissionsfaktoren durchgeführt, um zu prüfen, ob belastbare, über die gegenwärtig in den RLuS verwendeten Emissionsfaktoren hinausgehende, Grundlagendaten zur Angabe von B[a]P-Emissionsfaktoren vorliegen.

Ausgangspunkt der Recherche war die zum Zeitpunkt der Durchführung der Arbeiten im Jahr 2016 aktuelle Ausgabe des von der European Environment Agency (EEA) veröffentlichten „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook“ (EEA, 2013).

Zusätzlich wurde bei einer Auswahl an Experten nachgefragt, ob neuere Erkenntnisse zu B[a]P-Emissionen vorliegen.

#### 2.1.1 EMEP/EEA guidebook

Die zum Zeitpunkt der Durchführung der Arbeiten im Jahr 2016 aktuelle Ausgabe des von der European Environment Agency (EEA) veröffentlichten „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook“ (EEA, 2013) stützt sich auf relativ alte Quellen, die in Part B (sectoral guidance chapters, Abschnitt 1.A.3.b.i-iv Exhaust emissions from road transport, S. 100) aufgeführt sind: „They have been developed on the basis of a literature review, including the following sources: BUWAL (1994), TNO (1993b), Volkswagen (1989).“ Damit wird auf folgenden Quellen verwiesen:

- BUWAL (1994): Emissionsfaktoren ausgewählter nichtlimitierter Schadstoffe des Strassenverkehrs, CD Data Version 2.2. Erarbeitet von Carbotech AG, Basel. Herausgeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern, 1994.
- TNO (1993): Regulated and Unregulated Exhaust Components from LD Vehicles on Petrol, Diesel, LPG and CNG. TNO report 93.OR.VM.029/1/PHE/RR. Delft, 1993.
- VW (1989): Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten. Volkswagen AG. Wolfsburg, 1989.

Die in EEA (2013) aufgeführten Zahlenwerte zu den B[a]P-Emissionen des Kfz-Verkehrs finden sich unverändert auch in der aktuellen Version des EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook“ (EEA, 2019).

#### 2.1.2 BASt (2013) - Erstellung der RLuS

Bei den Arbeiten zur Erstellung der RLuS (BASt, 2013) wurde für die Ermittlung von motorbedingten B[a]P-Emissionen vorrangig Wunderlin (1999), das eine Aktualisierung von



BUWAL (1994) darstellt, berücksichtigt. In Wunderlin (1999) wird auch auf die drei in EEA (2013) genannten Quellen (s. Abschnitt 2.1.1) verwiesen.

Wunderlin (1999) liefert, gemäß BAST (2013, S. 29): „die umfangreichste und detaillierteste Systematisierung. Dort werden Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von Fahrzeugtypen, Betriebsarten und Schadstoffminderung genannt. ... Diese Emissionsfaktoren werden im Folgenden als Grundlage für die Berechnung der fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren verwendet.“

Insgesamt werden in BAST (2013) vier Studien zur Ermittlung motorbedingter B[a]P-Emissionsfaktoren aufgeführt:

- Beer, F.; Herpetz, S.; Moritz, K.; Peters, A.; Saltzmann-Koscke, G.; Tegethof, U.; Wirtz, H. (2005): Untersuchungen zu Fremdstoffbelastungen im Straßenseitenraum. Band 1 bis Band 5. BAST-Bericht V 122. Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). 2005.
- Pregger, T.; Friedrich, R. (2003): Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht. Förderkennzeichen: BWE 20005. Gefördert vom Programm "Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung" (BWPLUS). 2003.
- Wiedmann, T.; Kersten, J.; Ballschmiter, K. (2000): Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich. Literaturstudie. Bericht Nr. 146. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Stuttgart. 2000.
- Wunderlin, D.; Klaus, T.; Schneider, A.; Schläpfer, K. (1999): Emissionsfaktoren ausgewählter nichtlimitierter Schadstoffe im Straßenverkehr. Projektbericht. Erarbeitet durch Carbotech AG, Basel. Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern. 1999.

### **2.1.3 Literaturrecherche und Abfrage bei Experten**

Alle Quellen, die im Rahmen der Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zu publizierten B[a]P-Emissionsfaktoren berücksichtigt wurden, sind in Tabelle A-1 im Anhang aufgeführt.

Alle angefragten Experten haben keine neueren Erkenntnisse zu B[a]P. In den Verkehrsemissionskatastern von Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen werden B[a]P-Emissionen auf der gleichen Datenbasis, wie in den RLuS angenommen, berechnet. Das Umweltbundesamt in Dessau gibt im Standardwerkzeug GRETA (Gridding Tool zur räumlichen Verteilung nationaler Emissionsjahreswerte; UBA, 2016) zurzeit keine B[a]P-Emissionen aus.

### **2.1.4 Schlussfolgerungen**

Die Datengrundlage in BAST (2013) ist auf dem Stand von EEA (2013) bzw. EEA (2019). Auf Basis der Literaturstudie und der Expertenfragen konnten keine neueren Datensätze gefunden werden, so dass die bisherigen Datensätze bis auf weiteres die Grundlage für die RLuS bleiben können.

## **2.2 Anpassung des Emissionsmoduls an HBEFA 4.1**

Die Grundlage der Modellierung Kfz-bedingter Emissionen in Deutschland ist seit vielen Jahren das Handbuch für Emissionsfaktoren, das seit September 2019 in der gegenwärtig aktuellen Version 4.1 vorliegt (INFRAS, 2019a). Die bisherigen RLuS 2012 in der

Fassung von 2012 basieren auf der Version 3.1 des HBEFA aus dem Jahr 2010. Im Rahmen dieses Projekts wurden zunächst Aktualisierungen auf die HBEFA-Versionen 3.2 aus dem Jahr 2014 und 3.3 aus dem Jahr 2017 durchgeführt, die jedoch nie als RLuS-Versionen veröffentlicht wurden.

Die im Folgenden beschriebene Anpassung des Emissionsmoduls auf die gegenwärtig aktuelle Version 4.1 des HBEFA ist in den „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2012, Fassung 2020“, die mit dem ARS 3/2021 am 11. Januar 2021 eingeführt wurden, umgesetzt.

Die Änderungen von Version 3.1 über 3.2 und 3.3 und insbesondere zur gegenwärtig aktuellen Version 4.1 sind vielfältig und beinhalten die folgenden Aspekte (s. z. B. INFRAS, 2019b):

- Alle Emissionsfaktoren für den betriebswarmen Zustand wurden aktualisiert.
- Elektrofahrzeuge (Batterie-elektrisch und Plug-In Hybrid) sind verfügbar.
- Für CNG/LNG-Fahrzeuge stehen Emissionsfaktoren auf der Grundlage von Messungen und modelliert nach Verkehrssituation im PHEM-Modell zur Verfügung,
- Warme Emissionsfaktoren für Motorräder (außer Mopeds) sind auch nach Längsneigungsklassen differenziert verfügbar.
- Verbrauch/Emissionen aufgrund von Klimaanlage sind standardmäßig in den Emissionsfaktoren enthalten.
- Geschätzte Emissionsfaktoren für Euro-7-PKW sind bei manchen Abfragen verfügbar. In den Flottenzusammensetzungen sind die Euro-7-Fahrzeuge aber nicht enthalten.
- Mehrere zusätzliche Verkehrssituationen wurden eingeführt: ein fünfter Level of Service („Heavy Stop&Go“, d. h. Stau mit Durchschnittsgeschwindigkeiten von 5 - 10 km/h) und Geschwindigkeitsbeschränkungen von 30 km/h auf städtischen Hauptverkehrsstraßen.
- Der reale Kraftstoffverbrauch und die CO<sub>2</sub>-Emissionen von Pkw wurden im Detail analysiert und die Ergebnisse integriert.
- „Well-to-Tank“-Emissionsfaktoren für CO<sub>2</sub>-Äquivalente (CO<sub>2</sub>e) sind verfügbar.
- Die Emissionsfaktoren für Kaltstart und Verdampfung wurden aktualisiert.
- Die Methodik der Verdampfungsemission wurde auf die Methodik von COPERT V aktualisiert (entspricht der Tier-3-Methode im EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook; EEA, 2016).
- Emissionsfaktoren für Nicht-Abgas-Partikeln und Black Carbon sind verfügbar.
- Emissionsfaktoren von nichtregulierten Schadstoffen wie HC (und HC-Spezies), NO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> und Nicht-Abgas-Partikeln wurden auf der Grundlage neuer Messdaten und Literatur aktualisiert.
- Vereinfachte Segmentierung: Für PKW werden keine Hubraumklassen mehr und für Zweiräder weniger Größenklassen unterschieden.
- Die aktuellen Zeitreihen der Länderdaten (Flottenzusammensetzungen) umfassen für Deutschland die Jahre 1994 - 2050.
- Software-Updates nach dem Dieselgate-Skandal für den vom VW Pflichtrückruf betroffenen Euro 5 Diesel Pkw mit dem Motortyp EA189 werden berücksichtigt.

Nicht alle diese Änderungen sind für den Anwendungsbereich der RLuS relevant. So kommen z. B. die neuen Verkehrssituationen zum Tempolimit von 30 km/h in den RLuS

nicht vor. Die meisten Änderungen werden dadurch in die RLuS übernommen, dass die Basis-Emissionsfaktoren und die Flottenzusammensetzungen, die dem RLuS-Emissionsmodul zugrunde liegen, auf den aktuellen Stand gebracht werden. Einige Änderungen erfordern Anpassungen am RLuS-Emissionsmodul. Als Teilaufgaben wurden konkret folgende Punkte bearbeitet:

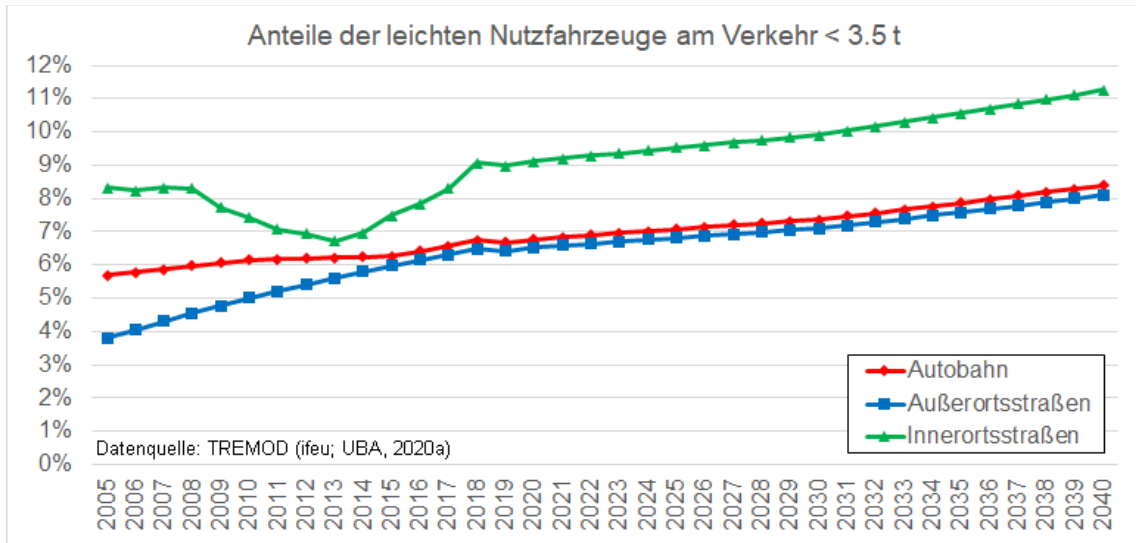
- Sichten der Veränderungen zwischen den Versionen HBEFA 3 und HBEFA 4.1,
- Überprüfung des Aktualisierungsbedarfs der Daten zur Verkehrszusammensetzung,
- Überprüfung des Aktualisierungsbedarfs zur Verkehrsqualität,
- Aktualisierung der Basisemissionsfaktoren,
- Aktualisierung der Fahrzeugflotten,
- Integration der neuen Verkehrssituation „Level-of-Service“ (LOS) 5 und
- Umstellung der Berechnung nicht-motorbedingter Partikel-Emissionen auf die nun vorhandenen Basisemissionsfaktoren des HBEFA.

### **2.2.1 Aktualisierung der Verkehrszusammensetzung**

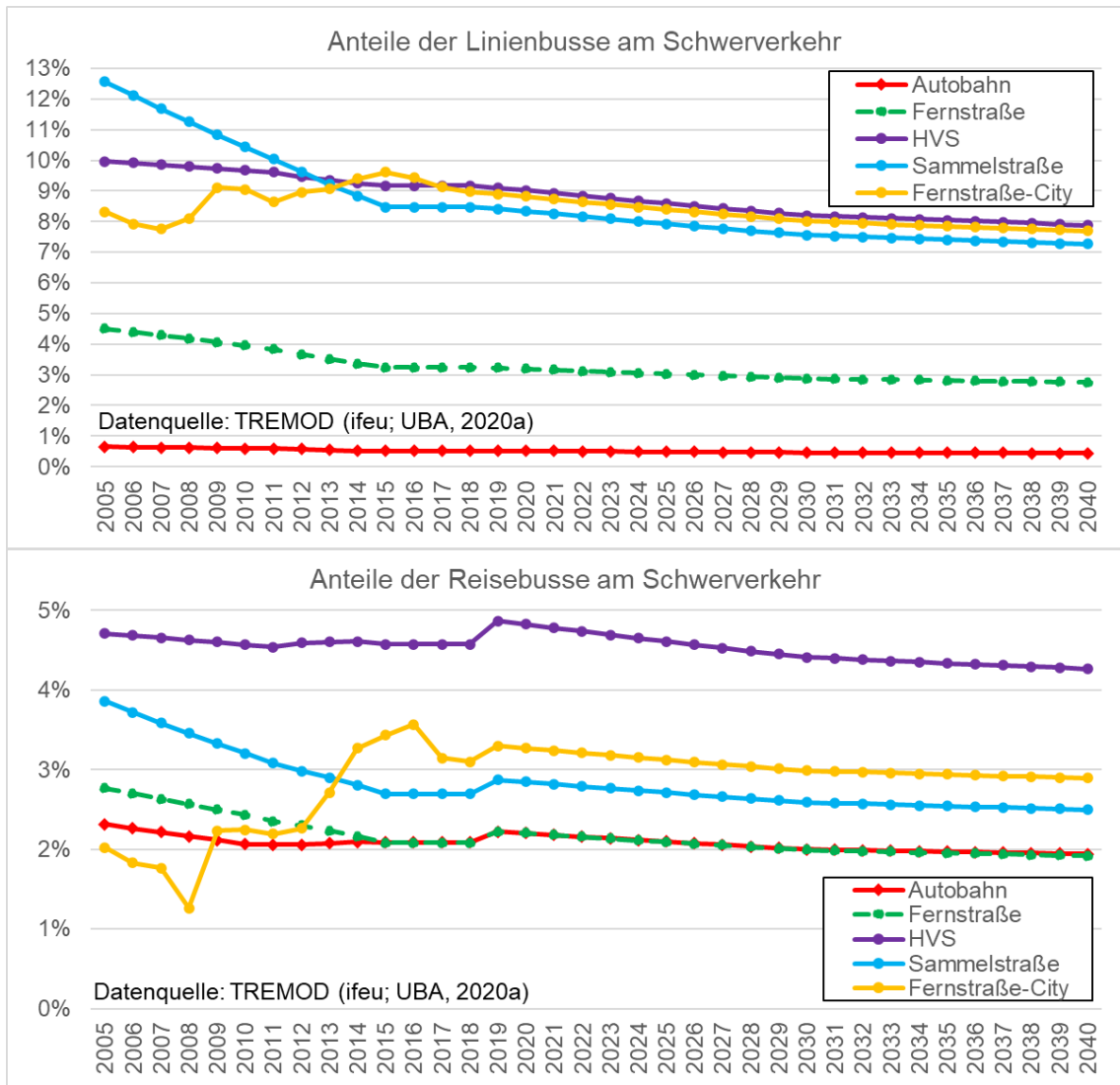
Die Anteile leichter Nutzfahrzeuge am Verkehr sind bei der Emissionsmodellierung auf Basis des HBEFA ein relevanter Eingangsparameter. Diese Größe muss vom RLuS-Anwender nicht eingegeben werden, sondern ist im Programm nach Jahren differenziert auf Basis des Emissionsberechnungsmodells „TREMODO“ hinterlegt. Ebenso ist die Aufteilung des Schwerverkehrs in schwere Nutzfahrzeuge, Linienbusse und Reisebusse nach Jahren und Straßenart differenziert auf Basis von TREMOD in den RLuS intern hinterlegt.

Seitens des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (ifeu), dem Entwickler von TREMOD, wurden die Grundlagendaten zur Aktualisierung der Anteile der leichten Nutzfahrzeuge und zur Zusammensetzung des Schwerverkehrs auf Basis der TREMOD-Version 6.03 (UBA, 2020a) bereitgestellt. Diese Daten wurden für die Verwendung in den RLuS aufbereitet und bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren berücksichtigt.

Der zeitliche Verlauf der Anteile der leichten Nutzfahrzeuge ist in Abbildung 2-1 dargestellt. In Abbildung 2-2 sind die in den RLuS verwendeten Anteile der Linien- und Reisebusse am Schwerverkehr differenziert nach Straßenarten dargestellt.



**Abbildung 2-1: In den RLUS berücksichtigter Anteil leichter Nutzfahrzeuge am Verkehr kleiner 3.5 t zulässigen Gesamtgewichts**



**Abbildung 2-2: Anteile der Linienbusse und Reisebusse am Schwerverkehr in den RLUS**

## **2.2.2 Aktualisierung der Basisemissionsfaktoren und der Fahrzeugflotten**

Die Emissionsfaktoren der RLuS lassen sich aus den entsprechenden Daten zu den Emissionsfaktoren und Flottenzusammensetzungen des HBEFA ableiten. Für die Anpassungen auf das HBEFA 4.1 wurden aus diesem die Basisemissionsfaktoren und die Fahrzeugflotten für die Bezugsjahre 2005 - 2040 extrahiert und zur Nutzung in den RLuS aufbereitet und entsprechend aggregiert.

## **2.2.3 Überprüfung der Ermittlung des „Level-of-Service“ (LOS)**

Im HBEFA werden differenzierte Basisemissionsfaktoren für verschiedene Verkehrsqualitätsstufen, sogenannte „Level-of-Service“ (LOS) bereitgestellt. Schon für bestehende Straßen ist die Bestimmung der Verkehrsqualitätsstufen eine komplexe Aufgabe, wie beispielsweise in Kohlen et al. (2016) dargestellt wird. Dementsprechend stehen für die Vorgabe der LOS für planerische Fragestellungen auch unterschiedlich aufwendige Verfahren zur Verfügung, die z. B. in der VDI Richtlinie 3782 „Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen“ (KRdL, 2020) beschrieben werden. Die Ermittlung der Verkehrsqualitätsstufen erfolgt in den RLuS über den Auslastungsgrad einer Straße. Dabei werden nach Straßentyp differenzierte Standard-Verkehrsganglinien, Standardkapazitäten und Schwellwerten zur Zuordnung zu LOS-Klassen verwendet. Bis einschließlich Version 3.3 wurden im HBEFA vier grundlegende Verkehrsqualitätsstufen bzw. LOS differenziert. Die Überprüfung der Ermittlung dieser vier LOS-Klassen in den RLuS ist in diesem Abschnitt dokumentiert. Mit Einführung des HBEFA 4.1 wurde das LOS 4 („Stop&Go“) in zwei LOS aufgeteilt. Dies wird im darauffolgenden Abschnitt 2.2.4 betrachtet.

Die verwendeten querschnittsbezogenen Verkehrsganglinien der RLuS werden in BAST (2013) im Abschnitt 4.5 für die drei Tagesgänge Montag-Freitag, Samstag und Sonntag in Bild 4.7 und für den Wochengang in Form von Minderungswerten für Samstag und Sonntag, jeweils getrennt für Pkw, INfz und sNfz, angegeben. Im Abschnitt 4.6 wird dort die Methode zur Bestimmung der Verkehrsqualität beschrieben. In Tabelle 2-1 werden hier die dort aufgeführten Kapazitäten und Zuordnungskriterien bzw. Schwellenwerte wiedergegeben, aus denen sich die Verteilung der Fahrleistungen auf die vier LOS in Abhängigkeit vom Straßentyp-Werte bestimmen lässt.

**Tabelle 2-1: Straßenkapazitäten und Schwellenwerte zur Ermittlung der Verkehrszustände in der RLuS 2012 (BASt, 2013)**

Straßentyp	Fahrstreifen pro Richtung, Tempolimit	Kapazität Pkw-E/Fahrstreifen	Verkehrszustand				
			Frei	Dicht	Gesättigt 80 % Stop+Go 20 %	Gesättigt 60 % Stop+Go 40 %	Gesättigt 40 % Stop+Go 60 %
Autobahn	> 1 Fahrstreifen, Tempolimit	2.050	0-50 %	50-80 %	80-100 %	100-120 %	> 120 %
	> 1 Fahrstreifen, freigegeben	1.850	0-50 %	50-80 %	80-100 %	100-120 %	> 120 %
Fernstraße	1 Fahrstreifen	1.200	0-30 %	30-70 %	70-100 %	100-120 %	> 120 %
	> 1 Fahrstreifen	2.000	0-50 %	50-80 %	80-100 %	100-120 %	> 120 %
Regionalstraße*	1 Fahrstreifen	950	0-30 %	30-70 %	70-100 %	100-120 %	> 120 %
	> 1 Fahrstreifen	1.600	0-50 %	50-80 %	80-100 %	100-120 %	> 120 %
Stadtautobahn	> 1 Fahrstreifen	2.000	0-50 %	50-80 %	80-100 %	100-120 %	> 120 %
IO > 50 km/h	1 Fahrstreifen	1.100	0-30 %	30-75 %	70-100 %	100-120 %	> 120 %
	> 1 Fahrstreifen	1.300	0-45 %	45-85 %	85-100 %	100-120 %	> 120 %

\* entsprechend der Festlegung im fachlichen Betreuerkreis werden alle Regionalstraßen wie kurvige Regionalstraßen behandelt

Im aktuellen Entwurf der Richtlinien für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen (RWS, 2020) wird die Verkehrsqualität ebenfalls über den Auslastungsgrad bestimmt, jedoch fahrtrichtungsgetrennt. Dabei werden die Kapazitäten nach Straßentypen der RWS differenziert. Außer bei anbaufreien und angebauten Hauptverkehrsstraßen wird zusätzlich noch nach Schwerverkehrsanteilen und bei Autobahnen zusätzlich nach Längsneigungsklasse unterschieden. Weiterhin wird bei einbahnigen Landstraßen noch nach Kurvigkeit differenziert.

Damit wird in der RWS eine deutlich komplexere Methode als in der RLuS gewählt, die vom Anwender verlangt, eine entsprechende Zuordnung der zu untersuchenden Straße zu den deutlich differenzierteren RWS-Straßentypen vorzunehmen.

Die Schwellenwerte der Zuordnung von Auslastungsgraden zu den LOS-Stufen im Entwurf der RWS sind in Tabelle 2-2 dargestellt. Auch hier werden LOS3 und LOS4-Stufen gemischt. Dabei wird in der höchsten Stufe LOS4 auf 100 % gesetzt, was in den RLuS nicht vorkommt.

**Tabelle 2-2: Grundlagen der LOS-Bestimmung nach dem Entwurf der RWS (2020)**

Auslastungsgrad für jede Stunde eines Jahres

Verkehrszustandsstufe	$x_{S,h}$ [-]	
	Autobahnen, zweibahnige Landstraßen	einbahnige Landstraßen, anbaufreie und angebaute Hauptverkehrsstraßen
VZS 1	$\leq 0,55$	$\leq 0,40$
VZS 2	$\leq 0,90$	$\leq 0,80$
VZS 3	$\leq 1,00$	$\leq 1,00$
VZS 4	$\leq 1,15$	$\leq 1,05$
VZS 5	$\leq 1,30$	$\leq 1,15$
VZS 6	$> 1,30$	$> 1,15$

Verkehrszustandsstufen

Basis: 4 LOS aus HBEFA

- VZS 1 = LOS 1 (flüssiger Verkehr)
- VZS 2 = LOS 2 (dichter Verkehr)
- VZS 3 = LOS 3 (gesättigter Verkehr)
- VZS 4 = Mischung aus LOS 3 + LOS 4
- VZS 5 = Mischung aus LOS 3 + LOS 4
- VZS 6 = LOS 4 (Stop&go-Verkehr)

Die Ermittlung der „Level-of-Service (LOS)“ basiert in den RLU auf einem grundsätzlich recht detaillierten Ansatz, der in einer anwenderfreundlichen und inhaltlich sachgerechten Form aggregiert ist. Eine weitere Differenzierung der LOS-Bestimmung in den RLU ließe sich nur sinnvoll umsetzen, wenn für die Berechnung zusätzliche Daten vom Anwender bereitgestellt würden bzw. wenn der Anwender die LOS direkt angäbe. Letzteres jedoch ist, wie schon die hier beschriebenen Ansätze zeigen, inhaltlich komplex. Beide Alternativen sind dem Anwendungsbereich der RLU nicht angemessen und es gibt daher gegenwärtig keine Veranlassung, die Ermittlung der LOS in den RLU zu ändern.

#### 2.2.4 Integration des „Level-of-Service“ (LOS) 5

Grundsätzlich hat sich mit dem HBEFA 4.1 an der Konzeption des „Level-of-Service“ (LOS) und seiner Ermittlung bzw. Verwendung nichts geändert. Allerdings wurde mit Einführung des HBEFA 4.1 die bisherige Verkehrsqualitätsstufe LOS 4 („Stop&Go“) differenziert, in dem ihr mit LOS 5 („Heavy Stop&Go“, d. h. Stau mit Durchschnittsgeschwindigkeiten von 5 - 10 km/h) eine weitere Stufe mit noch schlechterer Verkehrsqualität an die Seite gestellt wurde.

Zur Berücksichtigung des neuen LOS 5 in den RLU wird das Verfahren entsprechend der Hinweise im HBEFA Development Report (INFRAS et al., 2019) verwendet: aus dem bisherigen LOS4 wird ein Teil der Fahrleistung auf LOS 5 verschoben und der Rest bei LOS 4 belassen. In INFRAS et al. (2019) wird dabei als Standardwert eine Verschiebung von 30 % der Fahrleistung aus LOS 4 nach LOS 5 vorgeschlagen. Nach Auskunft des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (ifeu), dem Entwickler von TREMOD und eine der Institutionen, die für das HBEFA deutschlandbezogene Grundlegenden beisteuert, sollte das Verhältnis der Fahrleistungen in LOS 4 und LOS 5 für alle Straßen bei 2:1 liegen. Demnach ist also 1/3 der Fahrleistung von LOS 4 in das LOS 5 zu verschieben.

Da im Staumodell der RLU die Verkehrsqualitätsstufe LOS 4 nicht direkt oder als Einzelzustand vorkommt, sondern immer nur in Kombination mit LOS 3, erfolgt diese Umsetzung durch eine Anpassung des Basisemissionsfaktors der RLU für LOS 4  $EF_{LOS4_{RLU}}$  wie folgt:

$$EF\_LOS4_{RLuS} := 0.67 \times EF\_LOS4_{HBEFA4.1} + 0.33 \times EF\_LOS5_{HBEFA4.1}$$

Dazu wurden aus dem HBEFA 4.1 alle Basis-Emissionsfaktoren der LOS 4 und 5 für die RLU-S-relevanten Stoffe, Verkehrssituationen und Fahrzeugarten exportiert und entsprechende  $EF\_LOS4_{RLuS}$  zur Nutzung im Programm berechnet.

### 2.2.5 Umstellung der Berechnung nicht-motorbedingter Partikel-Emissionen auf das HBEFA

Bei der Ermittlung von verkehrsbedingten Schadstoffkonzentrationen von Partikeln PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> sind neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen, die durch Straßen-, Kupplungs- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. hervorgerufen werden.

Diese Emissionen sind in der aktuellen Version 4.1 im HBEFA enthalten und wurden aus diesem übernommen. Sie entsprechen für PM<sub>10</sub> dem Ansatz gemäß Düring & Schmidt (2016), der wiederum grundsätzlich der bisher in den RLU-S verwendeten Methodik gemäß BAST (2013) entspricht. Gegenüber BAST (2013) weist der aktuelle Ansatz des HBEFA 4.1 jedoch Differenzierungen der Emissionsfaktoren hinsichtlich der Verkehrssituationen auf. Dies führt teilweise zu anderen Zahlenwerten, die für schlechtere Verkehrsqualitätsstufen (ab LOS 3 beim Leichtverkehr und insbesondere ab LOS 2 beim Schwerverkehr für zulässige Höchstgeschwindigkeiten  $\leq 70$  km/h) höher sind als in den bisherigen RLU-S.

Die nicht motorbedingte Partikelemissionen der Größenklasse PM<sub>2.5</sub> basieren im HBEFA 4.1 auf dem „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook“ (EEA, 2013), die der bisherigen RLU-S auf der Version des „Guidebooks“ aus dem Jahr 2007 (EEA, 2007). Die relevanten Teile der Methodik und der Parameter zur Bestimmung der nicht motorbedingten PM<sub>2.5</sub>-Partikelemissionen sind in den beiden Versionen des „Guidebooks“ gleich, so dass sich durch die Umstellung auf das HBEFA 4.1 als Datengrundlage für die nicht motorbedingten PM<sub>2.5</sub>-Partikelemissionen keine grundlegenden Änderungen ergeben.

Das Emissionsmodul wurde entsprechend umprogrammiert und greift nun auf die vom HBEFA 4.1 bereitgestellten nicht motorbedingten Partikelemissionen zu.

Entsprechend den Vorgänger-Versionen der RLU-S werden auch in der aktuellen Version für Straßen im schlechten Zustand die nicht motorbedingten PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren mit einem Faktor von 2 multipliziert.

Für überdeckelte Tunnel und tunnelähnliche Strecken von mindestens 450 m Länge werden weiterhin die, im Rahmen der Entwicklung der RLU-S gemäß BAST (2013) ermittelten und in Düring & Schmidt (2016) bestätigten, tunnelspezifischen Emissionsfaktoren für die Aufwirbelung und Abrieb von PM<sub>10</sub> verwendet.

## 2.3 Sensitivitätsbetrachtungen

Mit Einführung des HBEFA 3.3 und insbesondere des HBEFA 4.1 hat sich die Emissionssituation gegenüber dem HBEFA 3.1 zum Teil drastisch geändert (s. z. B. INFRAS et al., 2019 und UBA, 2019a). Die Veränderungen folgen dabei keinem einheitlichen Muster und variieren zwischen den Jahren, zwischen den Schadstoffen und zwischen den Kfz-Arten. Dabei sind die Änderungen sowohl absolut als auch relativ bei den NO<sub>x</sub>/NO<sub>2</sub>-Emissionen besonders relevant. Bei den PM-Abgasemissionen gibt es ebenfalls relevante relative Änderungen, allerdings bewegen sich diese Emissionen durchgehend auf

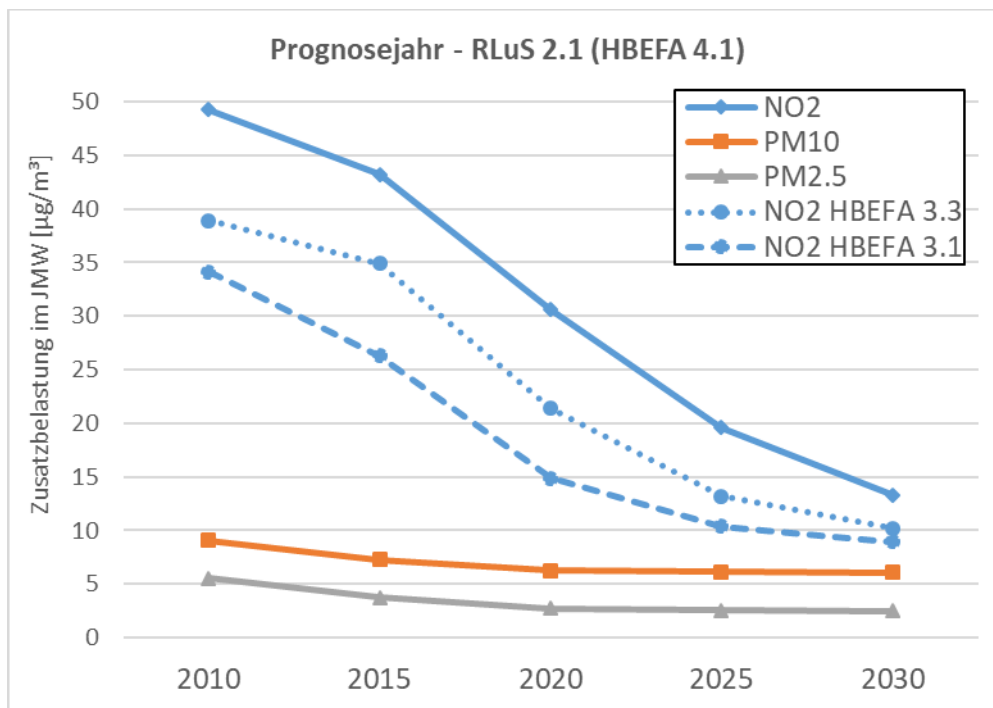


einem deutlich geringeren Niveau. Ohnehin werden die PM-Emissionen des Straßenverkehrs bei modernen Fahrzeugen durch die nicht-motorbedingten Emissionen dominiert. Da diese im HBEFA 4.1 weitgehend den bisher in den RLuS angesetzten ähneln (s. Abschnitt 2.2.5), sind die Auswirkungen der Änderungen der Emissionen in den neuen RLuS für die PM-Konzentrationen in den meisten Fällen deutlich weniger ausgeprägt als bei NO<sub>2</sub>. In den folgenden Abbildungen finden sich die Ergebnisse gemäß der Sensitivitätsstudie aus BAST (2013), durchgeführt mit den RLuS 2.1 auf Basis des HBEFA 4.1. Als Referenzparameter wurden hier wie dort folgende Größen verwendet:

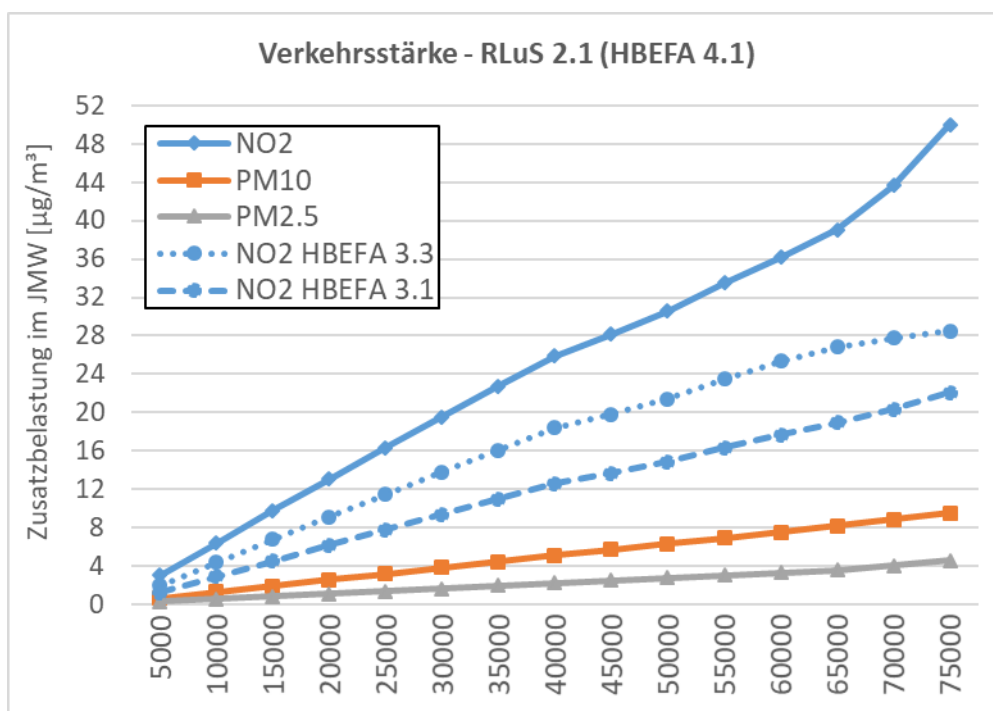
- Prognosejahr: 2020,
- Verkehrsstärke: 50'000 Kfz/24h,
- Schwerverkehrs-Anteil (> 3.5 t): 25 %,
- Verkehrssituation: BAB>130 (ohne Tempolimit),
- Anzahl Fahrstreifen: 4,
- Längsneigung: 0 %,
- Entfernung zum Straßenrand: 10 m,
- Windgeschwindigkeit: 2.0 m/s und
- Ozonbelastung: 43 µg/m<sup>3</sup>.

Für die Sensitivitätsbetrachtung wurden einige der Parameter variiert, die entsprechenden Berechnungen durchgeführt und die Ergebnisse in Grafiken zusammengestellt. Abbildung 2-3 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung bezüglich des Prognosejahrs entsprechend BAST (2013), durchgeführt mit den RLuS 2.1 auf Basis des HBEFA 4.1. Zusätzlich dargestellt sind die Ergebnisse für NO<sub>2</sub>, die mit der (nicht veröffentlichten) RLuS-Version 2.0 auf Basis des HBEFA 3.3 ermittelt wurden, sowie die Ergebnisse der RLuS Version auf Basis des HBEFA 3.1 aus dem Jahr 2012. Abbildung 2-4 zeigt entsprechende Auswertungen für die Verkehrsstärke, Abbildung 2-5 für den Schwerverkehrsanteil, Abbildung 2-6 für die Längsneigung und Abbildung 2-7 für die Verkehrssituation und das Tempolimit.

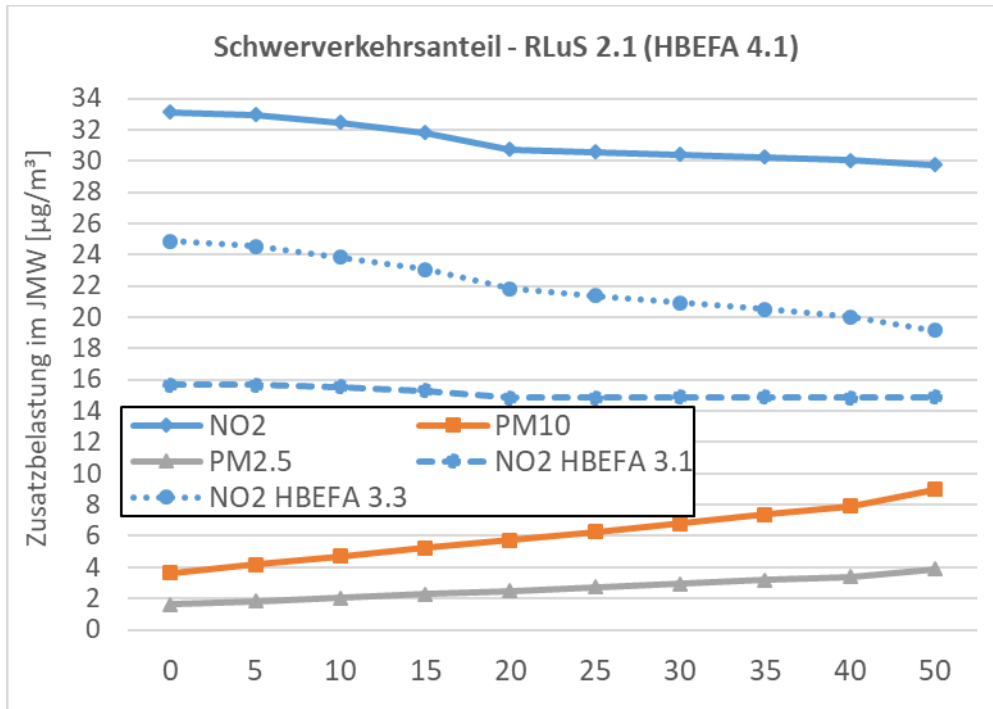
Zu Abbildung 2-5 für den Schwerverkehrsanteil ist anzumerken, dass hier die Ergebnisse auf den ersten Blick unintuitiv erscheinen mögen, denn im Allgemeinen steigt die Schadstoffbelastung mit zunehmendem Schwerverkehrsanteil an. Hier kommt aber zum Tragen, dass die in BAST (2013) gewählte und hier aus Gründen der Vergleichbarkeit beibehaltende Grundverkehrssituation „Autobahn ohne Tempolimit“ eine ist, in der die Pkw relativ hohe Emissionsfaktoren haben. Ein steigender Schwerverkehrsanteil führt hier dazu, dass schnell fahrende Pkw durch schwere Nutzfahrzeuge ersetzt werden, für die eine zulässige Höchstgeschwindigkeit von 80 km/h gilt. Gleichzeitig steigt mit steigendem Schwerverkehrsanteil die Auslastung und damit sinkt die mittlere Geschwindigkeit. Im Zusammenspiel führt das dazu, dass die NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastungen mit steigendem Schwerverkehrsanteil bei allen dargestellten RLuS-Versionen leicht abnehmen.



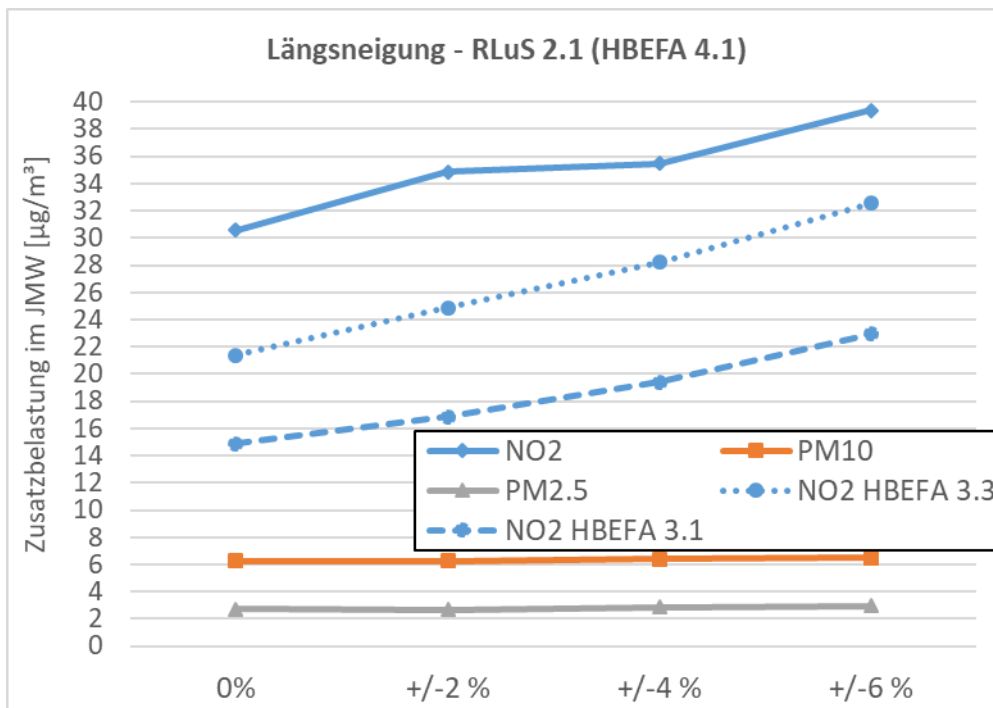
**Abbildung 2-3:** Abhängigkeit der Jahresmittelwerte (JMW) der Zusatzbelastungen vom Prognosejahr für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> im definierten Referenzfall



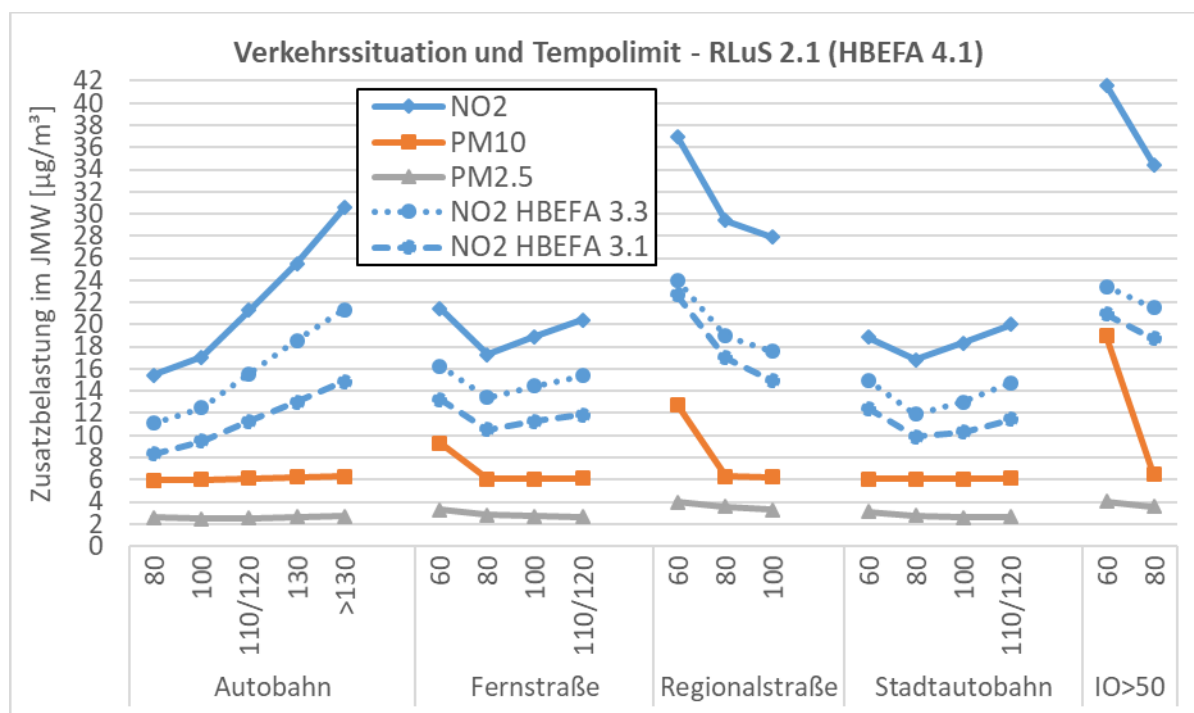
**Abbildung 2-4:** Abhängigkeit der Jahresmittelwerte (JMW) der Zusatzbelastungen von der Verkehrsstärke für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> im definierten Referenzfall



**Abbildung 2-5:** Abhängigkeit der Jahresmittelwerte (JMW) der Zusatzbelastungen vom Schwerverkehrsanteil für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall



**Abbildung 2-6:** Abhängigkeit der Jahresmittelwerte (JMW) der Zusatzbelastungen von der Längsneigung für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall



**Abbildung 2-7: Abhängigkeit der Jahresmittelwerte (JMW) der Zusatzbelastungen von Verkehrssituation und Tempolimit für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> im definierten Referenzfall**

In der Gesamtschau zeigen diese Abbildungen zunächst, dass die Kurven der Sensitivitäten der NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastung der verschiedenen RLuS- bzw. HBEFA-Varianten jeweils ähnliche Verläufe haben und sich an den Sensitivitäten nichts grundsätzlich geändert hat. Im Vergleich mit BAST (2013) gilt dies weitgehend auch für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> (hier nicht dargestellt).

Besonders auffallend sind die deutlichen Niveauunterschiede der Zusatzbelastungen bei NO<sub>2</sub>, die sich im Vergleich von HBEFA 4.1 in der Version RLuS 2.1 mit HBEFA 3.1 in der letzten davor veröffentlichten Version RLuS 2012 ergeben. Mit dem HBEFA 4.1 werden teilweise über doppelt so hohe Werte, wie mit dem HBEFA 3.1 berechnet. Ein großer Teil dieser Zunahmen (teilweise über die Hälfte) kam bereits mit der Einführung des HBEFA 3.3. Ganz entscheidend, und, je nach Parameterkombination auch deutlich dominierend, sind aber die Änderungen vom HBEFA 3.3 zum HBEFA 4.1. Die Gründe für die Anstiege der NO<sub>x/2</sub>-Emissionen in den HBEFA-Versionen 3.2, 3.3 und 4.1 sind in den entsprechenden HBEFA-Dokumentationen (TU Graz, 2013; INFRAS et al., 2017; INFRAS et al., 2019) oder auch in UBA (2019a) dokumentiert.

## 3 Aktualisierung Tunnelmodul

### 3.1 Vorbemerkung

Das bisher in die RLuS integrierte Tunnelmodul basierte auf Erkenntnissen und Daten mit Stand vor 1999. Seitdem sind grundlegende Parameter für die Tunnelabluftberechnung fortgeschrieben worden. Auch gibt es mittlerweile mehr Messwerte sowie detaillierte (mikroskalige) Berechnungen im Umfeld von Tunnelportalen für eine bessere Systematisierung und Validierung des Ausbreitungsmodells. Ziel dieses Teilprojektes war die Anpassung des Tunnelmoduls an den aktuellen Stand der Technik.

Die Arbeiten zur Entwicklung des Tunnelmoduls erfolgten in enger Zusammenarbeit mit dem Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik (IVT) der TU Graz. Das IVT verfügt durch Gutachtenerstellung und als Entwickler und Vertreiber des Ausbreitungsmodells GRAL (Öttl, 2015; Uhrner et al., 2014) das weltweit vielfach für Tunnelmodellierungen eingesetzt wird (Öttl et al., 2002; Öttl et al., 2003a; McCrae et al., 2009; Uhrner & Reifeltshammer, 2012; Uhrner et al., 2019; Sydney Gateway Road Project, 2019), über große Erfahrungen in der Modellierung von Immissionen an Tunneln.

Straßentunnel leisten einen wichtigen Beitrag zur ganzjährig nahezu witterungsunabhängigen Durchquerung z. B. von Gebirgsketten und Flüssen. Mittlerweile spielen Straßentunnel oder Unterflurtrassen eine zunehmend wichtige Rolle als Unterführung von Stadtzentren oder Stadtteilen, sowie in engen Tälern auch als Unterführung oder Umfahrung im Berg.

Die in Tunneln entstehenden Emissionen werden dabei nicht wie bei freien Strecken sofort in die Atmosphäre freigesetzt, sondern entweder über größere Abschnitte abgesaugt und über Abluftschächte oder gänzlich über die Portale freigesetzt. Dabei können in der Umgebung der Portale bodennah hohe Immissionsbelastungen resultieren.

Bei den meisten Straßentunneln in Europa, vor allem den kurzen Tunneln, erfolgt die Freisetzung der Emissionen an den Austrittsportalen. Deutliche Reduktionen der Kraftfahrzeugemissionen in den letzten Jahrzehnten führten dazu, dass die Notwendigkeit der Entlüftung von Tunneln über Abluftkamine nachgelassen hat und mittlerweile viele Tunnel ohne Abluftkamine geplant werden. Bei Tunneln im Richtungsverkehr stellt sich bei höheren Verkehrsdichten aufgrund der Schubwirkung des Verkehrs in Tunnellängsrichtung eine Strömung in Fahrtrichtung ein, der sogenannte „Kolbeneffekt“ oder „Pistoneffekt“. Dieser Effekt wird auch bei längeren Tunneln, z. B. Islisberg mit 5 km in der Schweiz oder Plabutsch mit 10 km in Österreich, im Regelfall zur Entlüftung des Tunnels genutzt. Längere Tunnel mit Gegenrichtungsverkehr müssen ventiliert werden um hohe Schadstoffkonzentrationen sowie geringe Sichtweiten im Tunnel zu vermeiden.

Zur Beurteilung und Planung von Straßentunneln und deren Entlüftung werden Methoden zur Abschätzung von kritischen Immissionsbelastungen, vor allem an den Austrittsportalen, benötigt. Basierend auf Messungen in vielen Tunneln, sowohl im Rahmen der Ventilation im Regelbetrieb als auch bezüglich des Brandschutzes, sowie Messungen in Tunneln zur Bestimmung von Emissionsfaktoren im realen Betrieb liegen recht gute Informationen zur Beschreibung der Akkumulation der Luftschadstoffe über die Tunnellänge, sowie der Strömungsverhältnisse (Ausströmgeschwindigkeit) an Austrittsportalen in Abhängigkeit von Verkehrsdichte, Fahrtgeschwindigkeiten, Tunnelgeometrie und -rauigkeit vor.

Die Hauptherausforderung bei der Modellierung von Tunneln mit Entlüftung über Portale ist die Beschreibung der Wechselwirkung des Emissions-Austrittsstrahls mit den

Umgebungsbedingungen, vor allem den Windverhältnissen im Portalumfeld. Bei langen Tunneln spielen auch Auftriebseffekte infolge der Temperaturdifferenzen eine wichtige Rolle. In diesem Bereich gab es über die letzten 10 Jahre keine grundlegend neuen, in Fachzeitschriften publizierten Ansätze, lediglich Verfeinerungen der bestehenden Konzepte (Öttl & Pongratz, 2016). Durch gezielte Messungen von Luftschadstoffen oder auch Tracern im Umfeld von Portalen, sowie der Meteorologie kamen weitere Datensätze hinzu und es konnten weitere Fortschritte, vor allem hinsichtlich komplexerer Topographien (Gelände und städtische Bereiche) erzielt werden.

Nachfolgend soll der Kenntnisstand hinsichtlich Immissionen an Tunnelportalen sowie der Berechnung oder Abschätzung von Immissionen im Umfeld von Portalen aufgezeigt werden. Wichtige Prozesse zur Berechnung stellen dabei die Bestimmung der Tunnelmissionen und deren Austrittsgeschwindigkeit am Portal und nachfolgend die Wechselwirkung des Tunnelaustrittsemissionsstroms mit den Umgebungsbedingungen wie Wind und Stabilitätsverhältnissen dar.

## **3.2 Beurteilung und Berechnung der Immissionsbelastung im Umfeld von Portalen**

### **3.2.1 Grundlagen**

Das Verständnis zum Einfluss von Portalemissionen auf die Umgebung kommt letztendlich aus vier verschiedenen Arten von Erhebungen: Tracer-Experimenten, Luftgütemessungen, Windkanal-Experimenten sowie numerischen Simulationen. Die Ergebnisse dieser Ansätze stimmen in den Grundzügen gut überein.

Die grundlegenden Prozesse der Luftverdünnung der Portalabluft wurden für den Normalbetrieb sowie den Ereignisfall (z. B. Brandfall) für Portale von Richtungs- und Gegenverkehrstunneln bei verschiedenen Bedingungen hinsichtlich Windrichtung und Straßeneinschnitte bereits in den 70er Jahren vertiefend anhand von Großversuchen untersucht und sind in Blennemann & Meyeroltmanns (1978) dargestellt. Eine Zusammenfassung dieser Forschung findet sich in Haerter (1980). Hauptaspekte dieser recht frühen Arbeiten sind in Buchmann et al. (2013) zusammenfassend dargestellt.

Nach dem Ansatz von Haerter (1980) läuft die Verdünnung der Portalabluft in zwei Phasen ab. In der ersten Phase wird angenommen, dass die Verdünnung ohne Umgebungseinflüsse abläuft. Anfänglich vermischt sich die Tunnelluft mit der durch die Strahlerturbulenz und die Fahrzeugturbulenz eingebrachten Umgebungsluft. Dabei ist die Fahrzeugturbulenz bei Gegenverkehr noch intensiver als bei einem starken Richtungsverkehr. Nach 40 m ab Portal beträgt beispielsweise die mittlere Konzentration zwischen 10 und 40 % der Austrittskonzentration, und nach 100 m liegt sie unter 10 %. Übertemperaturen von 2 bis 4 K bewirken bei Austrittsgeschwindigkeiten um 2 bis 4 m/s nach 20 bis 40 m ein Abheben des Strahls vom Grund. Allerdings kann bei hohen Außentemperaturen die Tunnelluft auch kälter als die Außenluft sein.

In Phase 2, nachdem sich die Geschwindigkeit der Portalabluft auf jene der umgebenden Außenluft verlangsamt hat, übernimmt die atmosphärische Luftbewegung die weitere Verdünnung. Bei Bodeninversionen, also kalten Luftschichten über dem Boden, ist der weitere Abbau langsam, bei Wind und Sonneneinstrahlung ist er kräftiger, doch die entscheidende Verdünnung erfolgte bereits in der 1. Phase durch die dort dominierende Strahl- und Fahrzeugturbulenz (Haerter, 1980; Buchmann et al., 2013).

Auch der Einfluss der Windrichtung sowie der Einfluss der Topographie der Portalumgebung wurde von Blennemann & Meyeroltmanns (1978) und Haerter (1980) untersucht. Die Belastung der Portalumgebung hängt stark von der Windrichtung und der Lage der Straße im Gelände ab. Bläst beispielsweise der Wind in Richtung Abluftstrahl und Straße, so wird eine seitliche Bebauung durch die Portalabluft nicht stark belastet.

Bei Gegenwind läuft der Abluftstrahl dank seinem Impuls und der Schleppwirkung der Fahrzeuge noch einige Dutzend Meter ab Portal weiter, wird aber dann durch den Wind ab Portal völlig umgestülpt. Der Vorgang ist sehr turbulent und entsprechend rasch fallen die Konzentrationen in der Portalumgebung.

Trifft der Wind seitlich auf den Abluftstrahl, so sind nach Haerter (1980) zwei Situationen zu unterscheiden, je nachdem, ob die Straße in einem Einschnitt oder auf ebenem Gelände liegt:

- Liegt die Straße im ebenen Gelände, so wird der ganze Abluftstrahl kompakt abgelenkt. Seine Bahn ist aus dem Verhältnis Strahl- zu örtlicher Windgeschwindigkeit bestimmt.
- Liegt die Straße im Einschnitt, so läuft der Abluftstrahl in den Kern des darin drehenden Wirbels ein, und nur der Wirbelrand wird seitlich verfrachtet, wodurch eine Abgaslinienquelle von 100 m bis 200 m Länge entsteht. Relativ starker Seitenwind räumt die Abluft nach kurzem Weg aus dem Einschnitt hinaus, durch die intensive seitliche Frischluftzufuhr wird sie aber auch stark verdünnt; umgekehrt verhält es sich bei relativ schwachem Seitenwind. Daher sind auf 100 m bis 200 m ab Portal die Abgaskonzentrationen neben der Straße wenig von der Windstärke abhängig und liegen in 20 bis 30 m seitlichem Abstand um 10 Prozent der Austrittskonzentration.

Der gleiche Strömungsvorgang spielt sich ab, wenn die Straße beidseitig von geschlossenen Gebäudereihen flankiert wird oder im Windschatten einer Gebäudezeile liegt (Haerter, 1980).

Für die Freisetzung von Tunnelemissionen über Abluftkamine wurde von Haerter (1980) ein Zwei-Phasenmodell vorgestellt. Phase 1 beschreibt dabei den Versatz des seitlich angeströmten Freistrahls und Phase 2 die Ausbreitung mit einem Gauß Modell.

Da diese zitierten Arbeiten noch vor Einführung und Durchdringung des 3-Wege Katalysators durchgeführt wurden, lagen die damaligen NO<sub>x</sub>- und CO-Emissionen pro Fahrzeug sehr hoch. Lange Straßentunnel im Richtungsverkehr wurden daher in der Regel mit Absaugungen und Auslass über Abluftkamine konzipiert und betrieben. Im Regelbetrieb entstehen durch Absaugung und Auslass über Abluftkamine aufgrund des hohen Energieverbrauchs für die Entlüftung hohe Stromkosten. Bei manchen Straßentunneln werden die Emissionen teilweise oder auch ganz über Abluftkamine freigesetzt (z. B. Longley & Kelly, 2008). Hierbei muss sogar entgegen der Strömung durch die Fahrzeuge abgesaugt werden, was einen erhöhten Energiebedarf erfordert. Die deutlichen Reduktionen von Kraftfahrzeugemissionen in den letzten Jahrzehnten sowie der Bau einer zweiten Tunnelröhre bei Schnellstraßen und Autobahnen führten dazu, dass die Notwendigkeit der Entlüftung von Tunneln nachgelassen hat. Da bei den Umweltaspekten für Tunnel auch der Stromverbrauch für die Lüftung ins Gewicht fällt, werden Richtungsverkehrs Straßentunnel im Regelbetrieb mehr und mehr allein durch die Schubwirkung des Verkehrs entlüftet.

### 3.2.2 Modellierung der Tunnelabluftausbreitung

Basierend auf Großversuchen an Tunnelportalen wurde bereits in Blennemann & Meyeroltmanns (1978) ein einfaches analytisches Modell nach Haerter & Steinemann (1977) für die Strahlausbreitung vorgestellt. Es behandelt den Verlauf der Strahlachse bei Querwind, den Auftrieb und die Konzentrationen sowohl in den durch die Strahl- als auch durch die Windturbulenz dominierten Zonen.

Zumsteg & Graf (1993) entwickelten ein einfaches Gauß-Modell basierend auf dem US EPA Modell HIWAY-2+ (Petersen, 1980). Das zugrunde gelegte Konzept war die Modellierung der Portalemission als weitere Linienquelle. Allerdings sind solche Modelle lediglich zur Abschätzung der Immissionsverhältnisse bei einfachen Topographien (geringe Bebauung, ebenes Gelände) geeignet.

Aufgrund von Einschränkungen im Bereich von Computersimulationen als auch Messungen wurden die Verhältnisse bei komplexen Topographien zuerst anhand von Windkanalsimulationen untersucht. Dabei wurden Windkanalmessungen an Portalen mit bewegten Fahrzeugen vorgenommen (Nadel et al., 1994; Plate, 1999). Dabei wurden hohe Konzentrationsbelastungen in Portalnähe gemessen und der Einfluss der verkehrsinduzierten Turbulenz untersucht. Zur Realisierung des „Central Artery Tunnel“ Projektes in Boston wurde aufgrund der komplexen Portallagen unter hohen Gebäuden die städtische Topographie im Maßstab 1:100 nachgebaut und im Windkanal die Strömungs- und Ausbreitungsbedingungen simuliert. Fahrzeuge wurden dabei auf Transportbändern platziert und bewegt um den Verkehrseinfluss auf die Strömung mit zu berücksichtigen (Schattanek & Wan, 1996). Allerdings sind Windkanaluntersuchungen sehr aufwändig und weltweit gibt es nur wenige Windkanäle mit denen atmosphärische Schichtungs- oder Stabilitätseinflüsse studiert werden können.

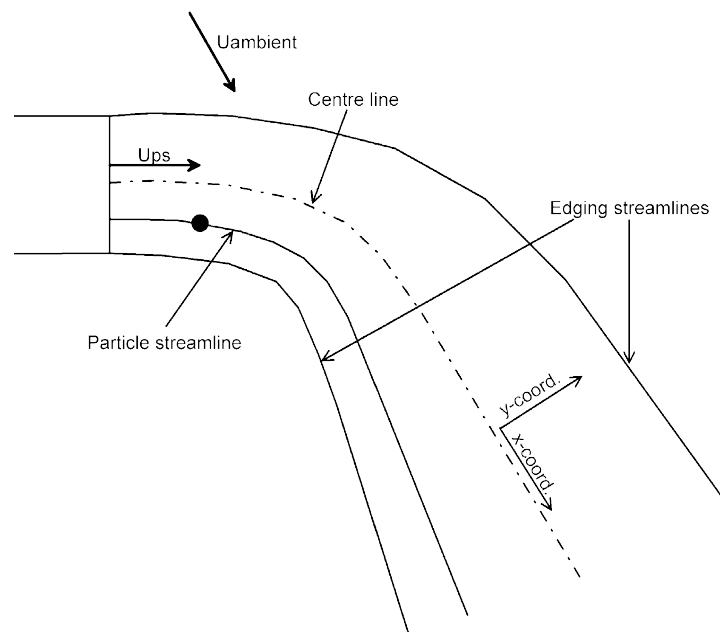
Aufgrund von Fortschritten in der Modellierung der Strömungsverhältnisse und Ausbreitung in der unteren Meso- und Mikroskala, Entwicklung leistungsfähiger Computational Fluid Dynamics (CFD) Programme, sowie leistungsfähigeren Rechnern konnten verbesserte Ansätze zur Berechnung der Ausbreitung im Umfeld von Tunnelportalen entwickelt werden. Nach und nach konnten die wesentlichen, physikalischen Prozesse, wie beispielsweise der Einfluss der atmosphärischen Stabilität auf die Umgebungsbedingungen (Wind und Turbulenz), sowie orographisch komplex gegliedertes Gelände aufgelöst werden.

Neben dem einfachen Modelansatz von Zumsteg & Graf (1993), der immer noch in der Beurteilungspraxis verwendet wird, wurden nachfolgend anspruchsvollere Modelle entwickelt. Ein Modell wurde beispielsweise von der Japanischen Highway Corporation entwickelt und angewendet (Okamoto et al., 1998, 2001; siehe auch Öttl et al., 2003a). Bei diesem Modell wurden Windfeldberechnungen benutzt und am Portal eine lokal „fixierte initiale“ Gauß-Verteilung des Emissionsabluftstrahls angenommen. Diffusionsprozesse wurden mit einer Taylor-Galerkin-Forester-Filtermethode berechnet. Allerdings wies der Modellansatz Defizite in der Wechselwirkung mit den Umgebungsbedingungen auf, insbesondere bei Seitenwind oder unter stabilen Verhältnissen, wie ein Modellvergleich zeigte (Öttl et al., 2003a). Die Krümmung des Emissionsabluftstrahls, wie von Haerter (1980) beschrieben, konnte nicht zufriedenstellend repräsentiert werden.

Für Lagrange-Modelle wie beispielsweise GRAL (Öttl, 2003b und Öttl, 2015) oder LASAT (Janicke, 2005) wurden verfeinerte Ansätze hinsichtlich der Wechselwirkung Emissionsabluftstrahl – Umgebungsverhältnisse (Wind und Turbulenz) entwickelt (Öttl et al., 2002, 2003a, 2004, Öttl, 2013, 2015 für GRAL; Hirtl, 2011 für LASAT).



Das Grundkonzept von Öttl et al. (2002) zur Berechnung der Ausbreitung von Portalemissionen ist die Positionsberechnung eines Tunnelabluftstrahls, der sich infolge des Umgebungswindfeldes krümmen kann (Abbildung 3-1). Wegen der Massenerhaltung, nimmt der Querschnitt mit abnehmendem Portalemissionsstrom entsprechend zu. Ein empirischer „Stiffness“ Parameter wurde eingeführt, um die Erhaltungsneigung der Normalwindkomponente des Tunnelemissionsstrom (direkt am Portal) im Verhältnis zum Umgebungswind abbilden zu können. Die Ansätze zur Bestimmung des empirischen Parameters sowie zur Bestimmung der Austriebseffekte wurden immer wieder verfeinert (Öttl et al., 2004; Öttl, 2013; Öttl & Pongratz, 2016). In einer Studie von Uhrner & Reifeltshammer (2012) wurde der „Stiffness“ Parameter basierend auf 30 Passivsammler Messungen (McCrae et al., 2009) so adjustiert, dass eine möglichst gute Übereinstimmung mit den Messungen erzielt werden konnte.



**Abbildung 3-1: Stromlinienkonzept um die Position des Tunnelemissionsstrahl in einem Lagrange Modell abzubilden (Öttl et al., 2002)**

Der von Öttl et al. (2002) vorgestellte Modellansatz ermöglicht neben der Berechnung von Linienquellen, Flächen- und Punktquellen die gleichzeitige Berechnung von Portalquellen.

Hinsichtlich des Lagrange-Ansatzes wurden den häufigen Windrichtungswechseln („Mäandern“) bei niedrigen Windgeschwindigkeiten ( $< 2 \text{ m/s}$ , siehe auch Etling, 1990) Rechnung getragen. Das Mäandern führt zu einer stärkeren Dispersion von Luftschadstoffen und wird in GRAL bei niedrigen Windgeschwindigkeiten berücksichtigt.

Infolge von allgemeinen Verbesserungen hinsichtlich der Modellkette zur Beschreibung der Strömungsfelder in komplexem Gelände (Öttl & Pongratz, 2016; Uhrner et al., 2014) aber auch in städtischen Bereichen (Öttl, 2015; Uhrner et al., 2015) wurden mittels Simulation und Messung (siehe Tabelle 3-1) immer komplexere Portalbereiche untersucht. Viele der in Tabelle 3-1 aufgelisteten Messungen wurden und werden immer wieder zur Modellvalidierung herangezogen. Auffallend ist dabei die Zunahme der Untersuchungen von Tunnelportalen, die in städtischen Bereichen liegen. Ebenso zeigt sich auch eine klare Tendenz zu  $\text{NO}_x/\text{NO}_2$ -Passivsammlern und -Monitoren, da es bei Stickstoffoxiden weltweit zu verkehrsbedingten hohen Konzentrationen, gerade im Umfeld von Tunnelportalen, kommen kann.

**Tabelle 3-1: Messungen an Portalen von Straßentunneln, Zusammenstellung nach Longley, 2014 überarbeitet und Ergänzung um 6 Referenzen.**

Tunnel	Ort	Länge (m)	DTV (Querschnitt)	Umgebung	Methode	Referenz
Valerenga	Oslo	700	65 000	urban	Tracer Freisetzung	Larssen et al., 1990
Ehrentalerberg	Klagenfurt N Österreich	3345	15 000	vorstädtisch /ländlich	Tracer Freisetzung	Öttl et al., 2002 Hirtl, 2011
Ninomiya	Japan	445	30 000	gebirgig	Tracer Freisetzung	Öttl et al., 2003a
Hitachi	Japan	2439	24 000	gebirgig	Tracer Freisetzung	Öttl et al., 2003a
Enrai	Japan	1800	32 000	gebirgig	Tracer Freisetzung	Öttl et al., 2003a
Kaisermühlen	Wien Österreich	2150	91 200	urban	5 NOx Monitors	Öttl et al., 2004, Hirtl, 2011
Landy	Paris	1360	220 000	urban	10 Passiv Sammler	Brousse et al., 2005
Southwick	England	490	42 000	vorstädtisch /ländlich	30 Passiv Sammler	McCrae et al., 2009
Bell Common	England	470	103 000	ländlich	30 Passiv Sammler	McCrae et al., 2009
Wijkerl	Niederlande	680	53 000	vorstädtisch /ländlich	14 Passiv Sammler	COB, 2009
Johnstone's Hill	Auckland Neuseeland	380	15 000	ländlich	10 Passiv Sammler (5 pro Portal)	Kuschel & Wickham, 2013
Plabutsch	Graz, Österreich	10 000	36 000	urban	1 Monitor (Zeitreihe)	Öttl et al., 2013
Victoria Park	Auckland Neuseeland	440	54 000	urban	7 Passiv Sammler	Longley et al., 2014
Darmstadt	Deutschland	540 /70	17000 /29000	urban Straßenschlucht	8 Passiv Sammler, 1 Monitor	Föll & Jacobi, 2016

### 3.2.3 Einfluss von verschiedenen Eingangsparametern auf die Güte der Simulationen

Insgesamt hängt die Güte der Simulation von der Güte der einzelnen Eingangsdaten ab. Abgasemissionen werden dabei in der Regel, wie auch in den RLU<sub>S</sub>, mit Emissionsmodellen auf Basis von entsprechenden Datenbanken wie dem HBEFA berechnet.

Ein wichtiger Parameter für Immissionsberechnungen im Umfeld von Tunnelportalen stellt die sich infolge des Fahrzeugschubes („Kolben-“ oder „Piston-“Effekt) oder auch durch Ventilation bedingte Tunnellängsgeschwindigkeit am Portalausgang dar. Basierend auf einer Impulsbilanz für durchschnittliche Verhältnisse kann diese Geschwindigkeit auch rechnerisch ermittelt werden (z. B. Meier et al., 2015, Öttl, 2013). Anhand von Verkehrszahlen, der durchschnittlichen Fahrtgeschwindigkeit, Annahmen über die äquivalente Durchschnitts-Widerstandsflächen der Fahrzeuge, der Rohrreibungszahl  $\lambda$ , der Summe von Ein- und Ausströmverlustbeiwerten  $\zeta$  und den geometrischen Werten (Länge, Tunnelquerschnittsfläche, hydraulischer Durchmesser) kann die

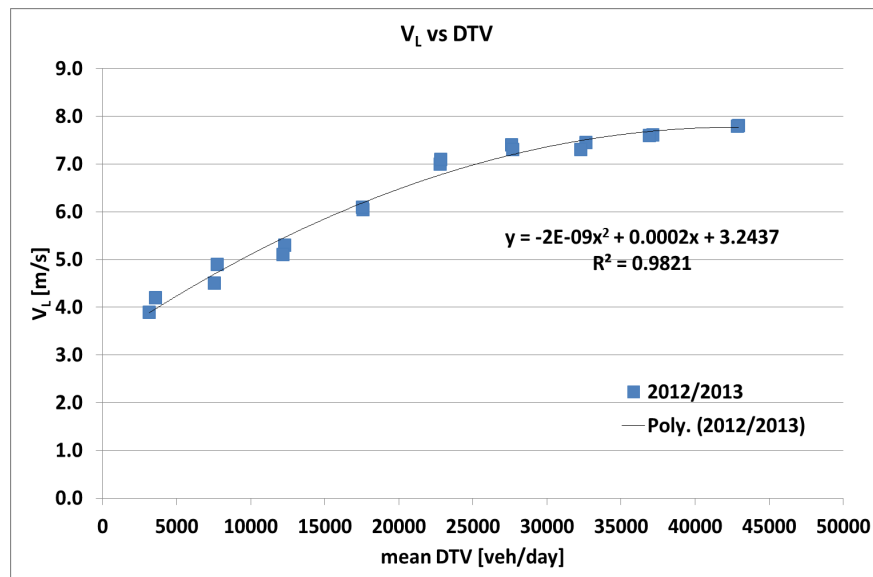
Austrittsgeschwindigkeit  $v_T$  allein durch den Fahrzeugschub durch Lösung der folgenden quadratischen Gleichung 1 (s. Abschnitt 3.3) berechnet werden (Herzke, 1972; Öttl, 2013):

$$\left(1 + \zeta + \lambda \frac{L}{D_h}\right) v_T^2 = \frac{n_{PKW} \cdot c_{wPKW} \cdot A_{eqPKW} + n_{LKW} \cdot c_{wLKW} \cdot A_{eqLKW}}{A_T} (v_F - v_T)^2 \quad \text{Gleichung 1}$$

mit:

$\zeta$	Ein- und Ausströmverlustbeiwert
$\lambda$	Rohrreibungszahl
$L$	Tunnellänge [m]
$D_h$	Hydraulischer Durchmesser der Tunnelquerschnittsfläche ( $= 4 \cdot A_T / C$ ) [m]
$A_T$	Tunnelquerschnittsfläche [m <sup>2</sup> ]
$C$	Umfang Tunnelquerschnitt [m]
$v_F$	Fahrzeuggeschwindigkeit [m/s]
$n$	Anzahl Fahrzeuge
$c_w \cdot A_{eq}$	äquivalente Fahrzeug-Durchschnitts-Widerstandsfläche [m <sup>2</sup> ]
$v_T$	Austrittsgeschwindigkeit Tunnelabluft [m/s]

Abbildung 3-2 zeigt Beispiele aus Messungen vom Plabutschtunnel für die Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit vom Verkehrsvolumen.



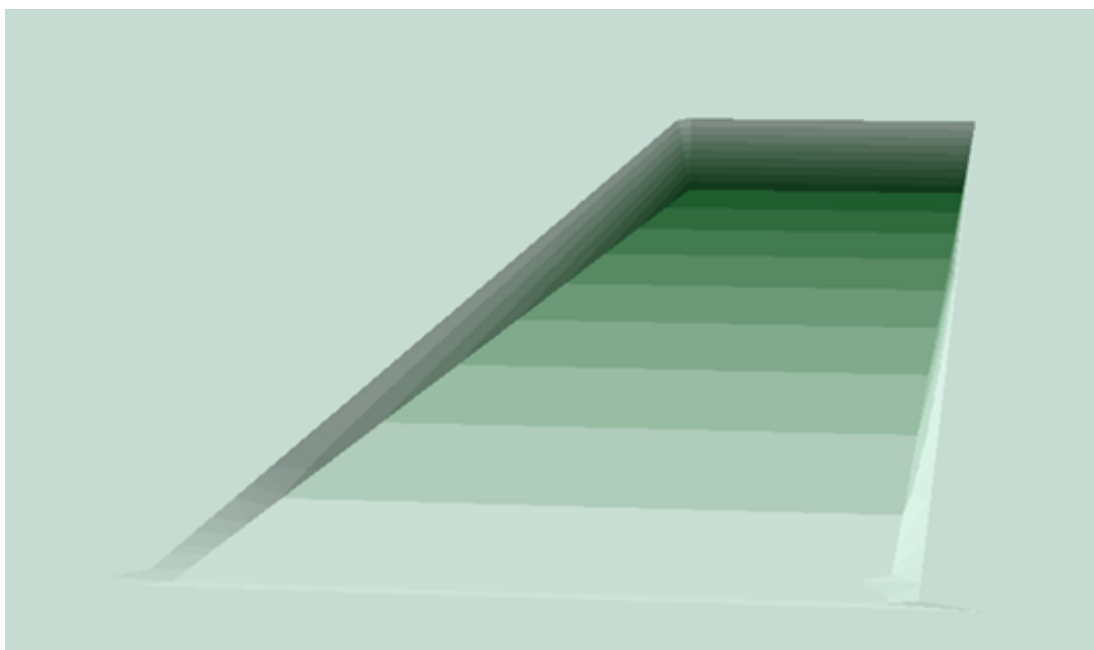
**Abbildung 3-2:** Strömungsgeschwindigkeit der Luft durch den Plabutschtunnel (10 000 m) infolge der Kolbenwirkung der Fahrzeuge (Uhrner et al., 2016)

### 3.3 Modellierungsansatz für die RLuS

Entsprechend den Festlegungen des FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und des forschungsbegleitenden Ausschusses zum Projekt wurde eine Methodik zur Bestimmung der tunnelbedingten Immissionen unter Nutzung des Modellsystems „GRAMM/GRAL“ (Öttl, 2015; Uhrner et al., 2014) zur Verwendung in den RLuS entwickelt und angewandt.

Da es sich bei den RLuS um ein Screening-Modell handelt, wurde darauf Wert gelegt, eine typische, jedoch einfache Portal-Geometrie und -topographie abzubilden. Die Ableitung der tunnelbedingten Immissionen wurde daher anhand einer möglichst realistischen einfachen Tunnelportalumgebung untersucht, die in Abbildung 3-3 dargestellt ist. Diese Geometrie weist eine Tieflage von 6 m mit Rampe auf. Die Rampe bietet mit 10 m je Fahrtrichtung Platz für 2½ Fahrstreifen. Zwischen den beiden Richtungen ist ein 4 m breiter Zwischenraum.

Die Anzahl von 2½ Fahrbahnen je Fahrtrichtung wurde gewählt, um Verhältnisse für typische Tunnel mit zwei bis drei Fahrbahnen je Fahrtrichtung zu repräsentieren.



**Abbildung 3-3: Darstellung der verwendeten Portalgeometrie**

Für insgesamt 12 verschiedene Parameterkombinationen der Windgeschwindigkeit (1.15 m/s, 3 m/s und 5 m/s) sowie der Tunnelabluftgeschwindigkeit  $v_T$  (1.5 m/s, 3 m/s, 5 m/s und 7.5 m/s) wurden mittels GRAMM/GRAL Strömungs- und Konzentrationsfelder mit 2 m Horizontalauflösung für diese Geometrie berechnet. Als Portalquelle wurde eine Emission von 1 kg/h inertes Gas vorgegeben. Die Windrichtungen wurden entsprechen dem sonstigen Vorgehen in den RLuS als gleichverteilt angesetzt.

Diese Konzentrationsfelder wurden als Bibliothek von tunnelbedingten Basiskonzentrationfeldern in die RLuS übernommen. Mit dieser Bibliothek kann für vorgegebene Windgeschwindigkeit, Tunnelabluftgeschwindigkeit  $v_T$  (s. u.) und Portalemission die Immissionsbelastung am vorgegebenen Aufpunkt  $x$  (Abstand vom Tunnelportal) und  $s$  (Abstand vom Fahrbahnrand) berechnet werden. Die Tunnelabluftgeschwindigkeit  $v_T$  und die Portalemissionen ergeben sich dabei aus Parametern wie Verkehrsstärke, Schwerverkehrsanteil und Fahrtgeschwindigkeit (die sich aus der gewählten Verkehrssituation ergibt) sowie der Anzahl der Fahrstreifen und den Dimensionen des Portals.

Für Werte der Wind- und Portalgeschwindigkeit die außerhalb des berechneten Parameterraums liegen, werden die vorberechneten Ausbreitungsfelder für die jeweiligen Minimal bzw. Maximalwerte angesetzt. Für Werte zwischen den Stützstellen wird interpoliert, z. B. für  $v_T = 2$  m/s zwischen den Basisfeldern für  $v_T = 1.5$  m/s und  $v_T = 3$  m/s.

Die Tunnelabluftgeschwindigkeit  $v_T$  wird durch Lösung der quadratischen Gleichung 1 berechnet und ergibt sich als:

$$v_T = \frac{v_F}{1 + \sqrt{\frac{(1 + \zeta + \lambda \frac{L}{D_h}) \cdot A_T}{n_{Pkw} \cdot c_{wPkw} \cdot A_{eqPkw} + n_{Lkw} \cdot c_{wLkw} \cdot A_{eqLkw}}}}} \quad \text{Gleichung 2}$$

Die Rohrreibungszahl  $\lambda$  hängt im Wesentlichen von den Oberflächen des Tunnels, Pannebuchten und Tunneleinbauten (Ventilatoren, Lichtsignalanlagen, etc.) ab. Für Straßen und Eisenbahntunnel liegt  $\lambda$  typischerweise im Bereich 0.015 - 0.020. Messtechnische Validierungen der TU-Graz bestätigen diesen Wertebereich. Der Ein- und Ausströmverlustbeiwert  $\zeta$  hängt im Wesentlichen von der Bauform der Portale ab (Idelchik & Fried, 1989). Die Bandbreite der Einströmverlustbeiwerte liegt gemäß dem Entwurf (ASFiNAG, 2010) der technischen Richtlinie zur Tunnellüftung der ASFiNAG (2018) abhängig von der Portalgestaltung gemäß Pokorny et al (1981) zwischen 0.2 und 1. Der Standardwert der Schweizer Richtlinie zur Lüftung von Straßentunnel (ASTRA, 2008) für den Ein- und Ausströmverlustbeiwert ist 1.6 (0.6 für den Einströmverlust plus 1.0 für den Ausströmverlust). Für den 4955 m langen Islisbergtunnels in der Schweiz sind Werte für  $\lambda = 0.0175$  und  $\zeta$  1.6 (Standardwert) angegeben (OSTLuft, 2015). Da der Islisbergtunnel keine komplexe Bauform der Portale aufweist, wird in den RLU S der Ein- und Ausströmverlustbeiwert  $\zeta$  zu 1.6 gesetzt und die Rohrreibungszahl  $\lambda$  auf 0.0175 gesetzt.

Die minimale Tunnelabluftgeschwindigkeit  $v_T$  wird auf 1 m/s festgelegt und dieser Wert auch für Tunnel im Gegenrichtungsverkehr angesetzt, basierend auf der Erfahrung der bisherigen Simulationen, die am IVT/TU-Graz durchgeführt wurden.

Für die Berechnung von relevanten Tunnelabluftgeschwindigkeiten  $v_T$  wurden Daten zu aktuellen Widerstandsflächen ( $c_w \cdot A$ ) recherchiert (Rexeis et al., 2013). Die durchschnittlichen Strömungswiderstandskoeffizient ( $c_w$ -Werte) und Querschnittswerte (A) liegen für verschiedene Euro-Normen für Pkw und Lkw vor (Tabelle 3-2 bis Tabelle 3-3).

**Tabelle 3-2: Strömungswiderstandskoeffizient  $c_w$  und Querschnittswerte A für Pkw**

Euro-Norm	$c_w$	A (m <sup>2</sup> )	$c_w \cdot A$ (m <sup>2</sup> )
<b>Pkw Benziner</b>			
EU0	0.333	2.00	0.666
EU1	0.325	2.05	0.667
EU2	0.320	2.10	0.673
EU3	0.316	2.12	0.670
EU4	0.311	2.12	0.659
EU5	0.310	2.14	0.663
EU6	0.300	2.14	0.642
<b>Pkw Diesel</b>			
EU0	0.333	2.00	0.666
EU1	0.325	2.05	0.667
EU2	0.320	2.10	0.673
EU3	0.316	2.16	0.683
EU4	0.311	2.16	0.672
EU5	0.310	2.27	0.704
EU6	0.300	2.27	0.681
EU6_d1	0.276	2.27	0.627
EU6_d2	0.270	2.27	0.613

**Tabelle 3-3: Strömungswiderstandskoeffizient  $c_w$  und Querschnittswerte A für Lkw**

	$c_w$	A (m <sup>2</sup> )	$c_w \cdot A$ (m <sup>2</sup> )
EU0 RT12t	0.686	6.87	4.711
EU0 RT26t	0.700	7.46	5.223
EU0 TTt	0.532	9.00	4.787
EU1 RT12t	0.662	6.87	4.545
EU1 RT26t	0.676	7.46	5.039
EU1 TTt	0.513	9.00	4.619
EU2 RT12t	0.651	6.87	4.476
EU2 RT26t	0.665	7.46	4.962
EU2 TTt	0.505	9.00	4.548
EU3 RT12t	0.635	6.74	4.362
EU3 RT26t	0.648	7.46	4.836
EU3 TTt	0.493	9.00	4.433
EU4 RT12t	0.629	6.87	4.319
EU4 RT26t	0.642	7.46	4.789
EU4 TTt	0.488	9.00	4.388
EU5 RT12t	0.622	6.87	4.275
EU5 RT26t	0.635	7.46	4.739
EU5 TTt	0.483	9.00	4.344
EU6 RT12t	0.610	6.78	4.135
EU6 RT26t	0.623	7.46	4.645
EU6 TTt	0.473	9.00	4.257

Auf Basis dieser Strömungswiderstandskoeffizienten und Querschnittswerte wurden anhand der Flottenzusammensetzungen gemäß HBEFA mittlere äquivalente Fahrzeug-Durchschnitts-Widerstandsflächen ( $c_w \cdot A$ ) für Pkw und Lkw für die Jahre 2020, 2025 und 2030 für die Flottenzusammensetzungen städtisch bzw. innerorts, ländlich bzw. außerorts und auf Autobahnen ermittelt und entsprechende Mittelwerte berechnet, wie sie in Tabelle 3-4 zusammengestellt sind.

**Tabelle 3-4: Mittlere äquivalente Fahrzeug-Durchschnitts-Widerstandsflächen ( $c_w \cdot A$ )**

$c_w \cdot A$ [m <sup>2</sup> ]	Autobahn		außerorts		innerorts		Mittelwert	
	Pkw	Lkw	Pkw	Lkw	Pkw	Lkw	Pkw	Lkw
<b>2020</b>	0.67	4.28	0.67	4.31	0.67	4.33	0.67	4.31
<b>2025</b>	0.64	4.27	0.65	4.29	0.65	4.31	0.64	4.29
<b>2030</b>	0.63	4.27	0.63	4.29	0.63	4.30	0.63	4.29
<b>Mittelwert 2020-2030</b>	<b>0.65</b>	<b>4.27</b>	<b>0.65</b>	<b>4.30</b>	<b>0.65</b>	<b>4.32</b>	<b>0.65</b>	<b>4.30</b>

Wie die Zahlen in Tabelle 3-4 zeigen, variieren die mittleren äquivalenten Fahrzeug-Durchschnitts-Widerstandsflächen sowohl über die einzelnen Jahre als auch über die unterschiedlichen Flottenzusammensetzungen nur sehr gering, so dass in den RLUS für die Berechnung der Tunnelabluftgeschwindigkeit einheitlich die Mittelwerte über alle Jahre und Flottenzusammensetzungen in Höhe von 0.65 m<sup>2</sup> für Pkw bzw. 4.30 m<sup>2</sup> für Lkw als mittlere äquivalente Fahrzeug-Durchschnitts-Widerstandsflächen angesetzt werden können.

### 3.4 NO-NO<sub>2</sub>-Konversion im Tunnel

Am Austrittsportal sind je nach Verkehrsaufkommen sowie Tunnellänge sowohl sehr hohe NO- als auch NO<sub>2</sub>-Konzentrationen zu erwarten. Dabei wird in unmittelbarer Portalnähe durch hohe NO-Konzentrationen das Ozon (O<sub>3</sub>) in hohem Maße durch Reaktion mit NO abgebaut. Insofern ist im Tunnel nahe des Austrittsportals keine nennenswerte NO-NO<sub>2</sub>-Konversion mit O<sub>3</sub> zu erwarten. Nur in unmittelbarer Nähe des Eintrittsportales sind höhere O<sub>3</sub>-Konzentrationen tagsüber möglich, die zu einer nennenswerten Konversion von NO mittels O<sub>3</sub> zu NO<sub>2</sub> führen könnten, so dass die O<sub>3</sub>-Konzentration schnell gegen 0 läuft und keine weitere Konversion im Tunnel mittels O<sub>3</sub> stattfindet. Die photochemisch getriebene Konversion von NO zu NO<sub>2</sub> mittels flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) und deren organischen Radikalen wird mangels Sonnenstrahlung ebenso wenige Meter nach dem Lufteintrittsportal zum Erliegen kommen, so dass letztendlich die NO-NO<sub>2</sub>-Konversion innerhalb des Tunnels zu vernachlässigen ist. Daher werden mit dem neuen Tunnelmodul der RLUS die sich aus den Portal-Emissionen ergebenden Konzentrationen hinsichtlich der NO-NO<sub>2</sub>-Konversion nach dem Standardverfahren der RLUS über die Gesamt-NO<sub>x</sub>-Konzentrationen ermittelt.

### 3.5 Vergleich mit bisherigem Tunnelmodul

Das neue und das bisherige Tunnelmodul unterscheiden sich hinsichtlich der Modellierung der Schadstoffausbreitung grundsätzlich. Während das neue Tunnelmodul auf Ergebnissen von systematischen Ausbreitungsmodellierungen beruht, basiert das alte Tunnelmodul auf einem Formelwerk, das in Düring et al. (1998) dokumentiert ist. Die für die Ermittlung der Konzentrationen entscheidende Portalabluftgeschwindigkeit  $v_T$  wird dabei in beiden Ansätzen auf der gleichen Grundlage in Form von Gleichung 2 ermittelt, wobei sich die jeweiligen Parameter unterscheiden.

In Düring et al. (1998) finden sich Darstellungen einer Auswertung zur Abhängigkeit der Tunnelzusatzbelastungen von der Verkehrsstärke, der Tunnellänge und der

---

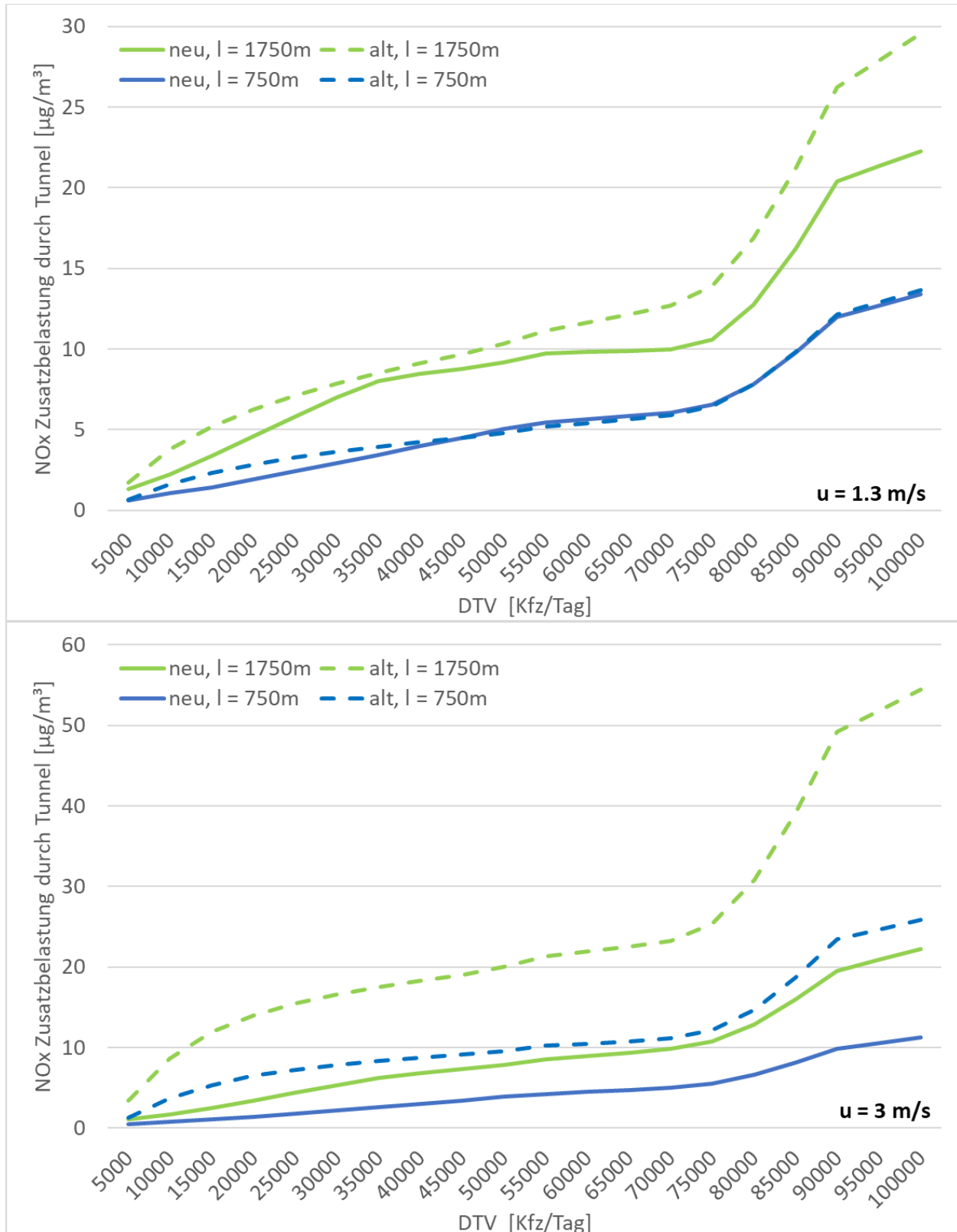
Windgeschwindigkeit. Diese Auswertungen wurden vergleichend für das alte und das neue Tunnelmodul durchgeführt, jetzt auf Basis des HBEFA 4.1, mit den Parametern

- Autobahn mit Tempolimit 100 km/h mit 4 Fahrstreifen ohne Längsneigung,
- sNfz-Anteil 20%,
- Bezugsjahr 2020 sowie
- Tunnel im Richtungsverkehr mit Portal mit 10m Breite und 5 m Höhe für einen
- Auswertepunkt in 60 m Abstand vom Fahrbahnrand und 40 m Abstand vom Portal.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in der Abbildung 3-4 dargestellt.

Dabei ist zu beachten, dass den damaligen Auswertungen ein völlig anderes Emissionsmodell zugrunde lag, so dass die absoluten Werte der Konzentrationskurven nicht denen aus Düring et al. (1998) entsprechen, die grundlegende Form der Kurven jedoch bis zu einem gewissen Grad aber schon. Ab einer Belastung von ca. 75000 Kfz/Tag ändern sich auch die Formen der Kurven in der aktuellen Auswertung jedoch deutlich, weil hier das Staumodell der RLuS auf Basis des HBEFA 4.1 mit seiner nichtlinearen Emissionszunahme sowie Änderungen der mittleren Fahrtgeschwindigkeiten zum Tragen kommt. Der Fokus der Abbildung 3-4 liegt aber ohnehin im Vergleich des alten und des neuen Tunnelmoduls unter sonst gleichen Randbedingungen.





**Abbildung 3-4:** Abhängigkeit der Tunnelzusatzbelastungen von der Verkehrsstärke, der Tunnellänge  $l$  und der Windgeschwindigkeit  $u$  für das alte und neue Tunnelmodell bei Richtungsverkehr. Näheres s. Text.

Abbildung 3-4 oben zeigt für den Vergleich bei der sehr geringen mittleren Windgeschwindigkeit von 1.3 m/s, insbesondere bei dem kürzeren Tunnel, dass beide Modellansätze

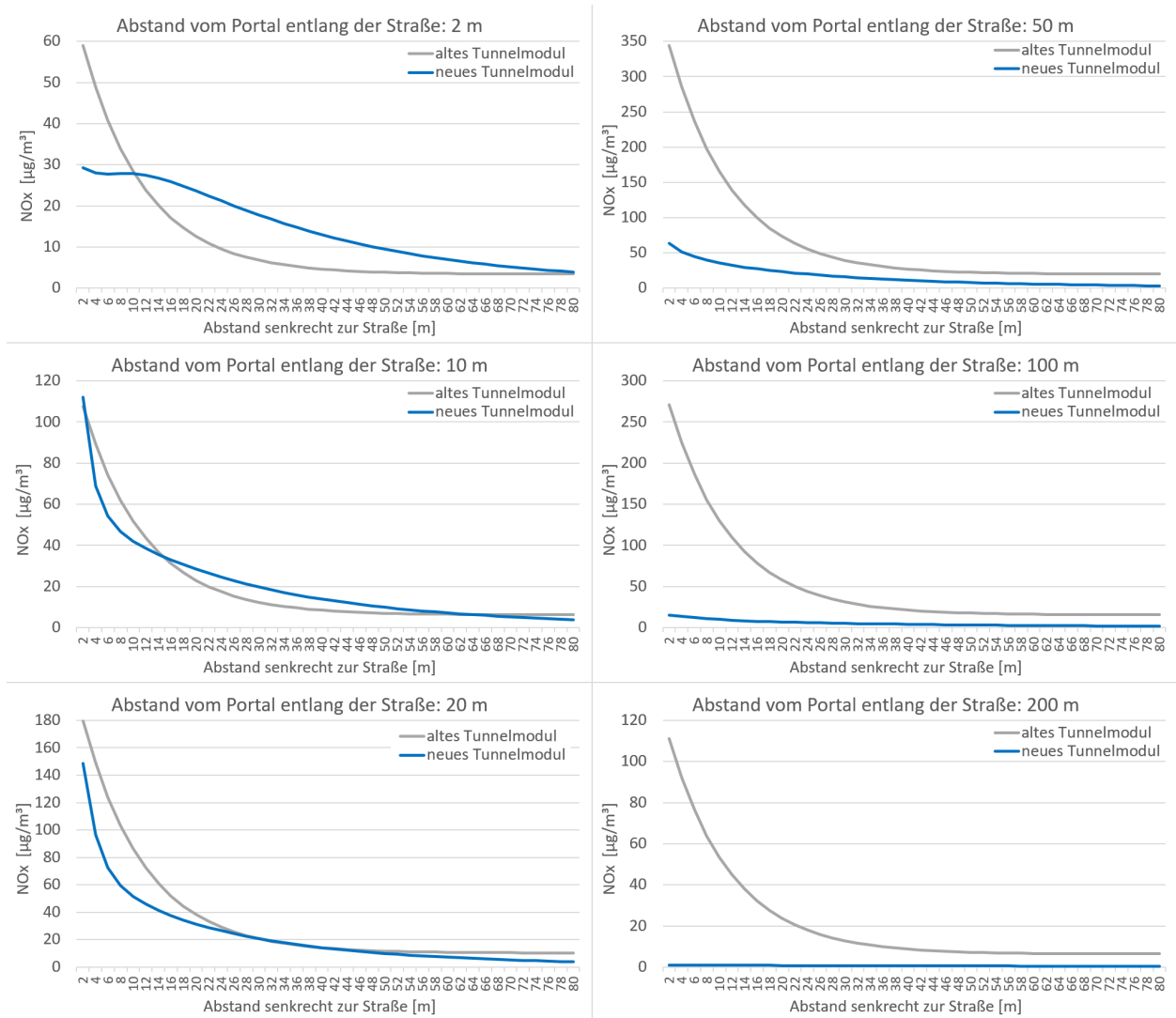
für den betrachteten Auswertepunkt sehr ähnliche Werte liefern. Im Mittel sind die Werte mit dem neuen Ansatz geringer und liegen beim kurzen Tunnel im Mittel bei 92 % des Niveaus des alten Ansatzes, wobei bei einer Verkehrsbelastung von etwa 45000 – 80000 Kfz/Tag der alte Ansatz leicht höhere Werte liefert. Beim langen Tunnel werden mit dem neuen Ansatz immer geringere Werte berechnet, die im Mittel bei 80 % derer des alten Ansatzes liegen.

Bei der mittleren Windgeschwindigkeit von 3 m/s zeigen sich jedoch deutlichere Unterschiede in den beiden Ansätzen und die mit dem neuen Tunnelmodul berechneten Werte betragen mit einer Bandbreite von 19 - 45 % im Mittel nur etwas mehr als ein Drittel der des alten Tunnelmoduls.

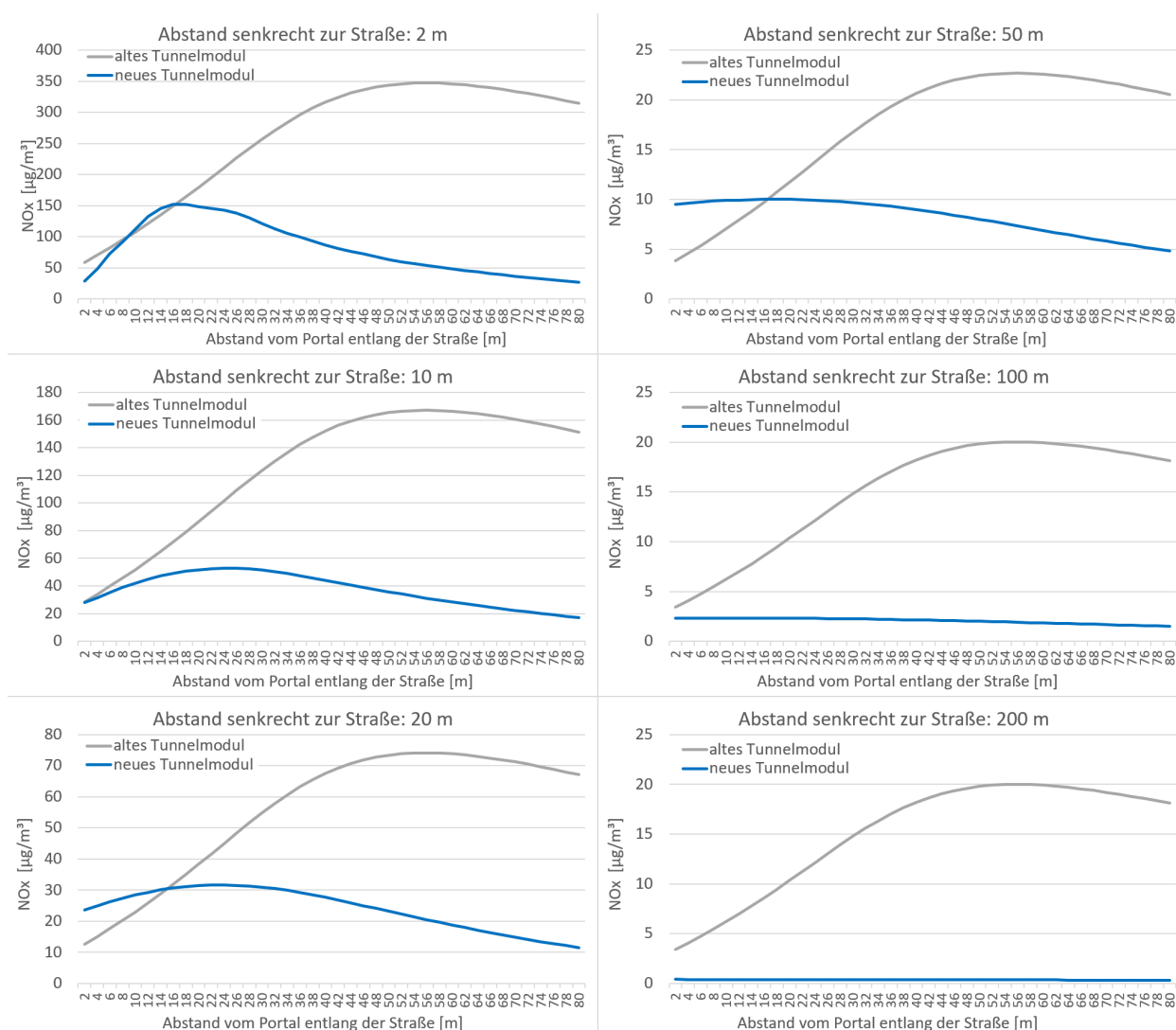
Um die beiden Tunnelmodule auch hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Konzentrationen zu vergleichen, wurden für einen konkreten, sich in Planung befindlichen Tunnel (s. Abschnitt 3.6.2) mit den Parametern

- 63000 Kfz/24h (Jahreswert) mit 15.6 % Schwerverkehr-Anteil,
- Autobahn mit 4 Fahrstreifen, eben; Tempolimit 80 km/h,
- Tunnellänge 1957.0 m; Portalbreite 21.0 m, Portalhöhe 5.1 m, Richtungsverkehr,
- Windgeschwindigkeit 3.8 m/s und Bezugsjahr 2020

systematische Berechnungen mit beiden Ansätzen in einem 2-m-Raster durchgeführt. Von den Modellergebnissen wurde jeweils nur der durch den Tunnel hervorgerufene Konzentrationsanteil ausgewertet (also die Emissionen der Autobahn außerhalb des Tunnels nicht betrachtet). Diese Ergebnisse sind in Abbildung 3-5, für die Variation der Konzentrationen senkrecht zur Straße für verschiedene Abstände vom Portal entlang der Straße, und in Abbildung 3-6, die umgekehrt die Variation der Konzentrationen abhängig vom Abstand vom Portal entlang der Straße für verschiedene Abstände senkrecht zur Straße zeigt, vergleichend gegenübergestellt.



**Abbildung 3-5: Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung senkrecht zur Straße für verschieden Abstände vom Portal entlang der Straße bei Richtungsverkehr. Näheres s. Text.**



**Abbildung 3-6: Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung abhängig vom Abstand vom Portal entlang der Straße für verschiedene Abstände senkrecht zur Straße bei Richtungsverkehr. Näheres s. Text.**

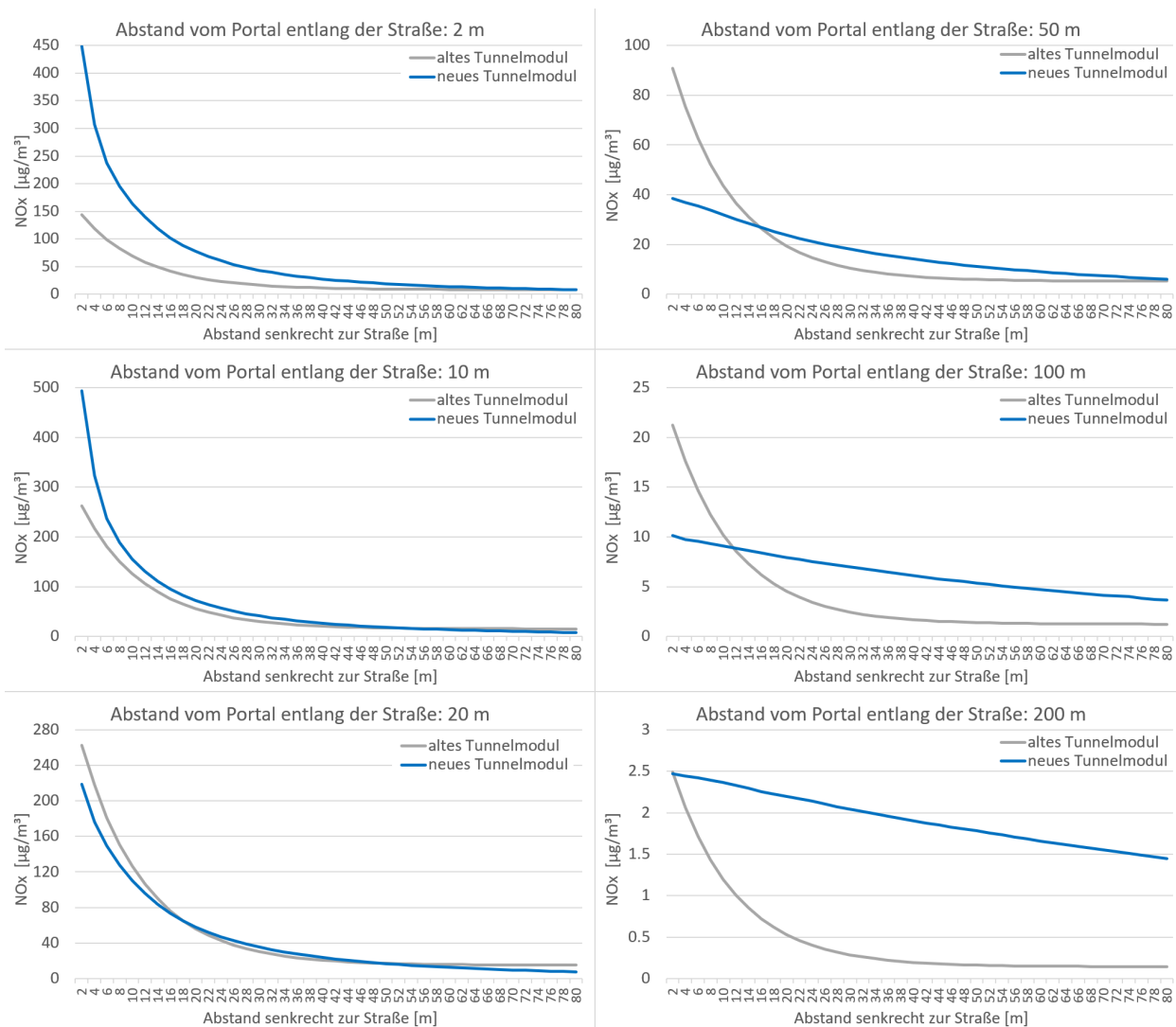
In Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6 wird zunächst deutlich, dass für diesen ca. 2 km langen Tunnel das neue Tunnelmodul über einen Großteil des dargestellten Parameterbereichs geringere Werte liefert als das alte. Bei größeren Entfernungen vom Portal entlang und/oder senkrecht zur Straße, liegen sie immer deutlich darunter.

Im Nahbereich des Portals liefern die beiden Ansätze ähnliche Werte. Direkt am Portal im Nahbereich der Straße liefert das neue Modul aufgrund der Rampe an der Portalausfahrt deutlich geringere Werte als das alte, die allerdings mit zunehmendem Abstand von der Straße deutlich schwächer abnehmen als mit dem alten Ansatz (Abbildung 3-5 links oben). Bei einem Abstand von 10 m vom Portal liefern beide Module sehr ähnliche Konzentrationsprofile senkrecht zur Straße, wobei mal das eine, mal das andere höhere Werte berechnet (Abbildung 3-5 Mitte links). Ab einer Entfernung von ca. 20 m vom Portal liegen die neuen Profile leicht unter den alten. Mit wachsenden Abständen vom Portal liefert das neue Modul dann zunehmend geringere Werte als das alte.

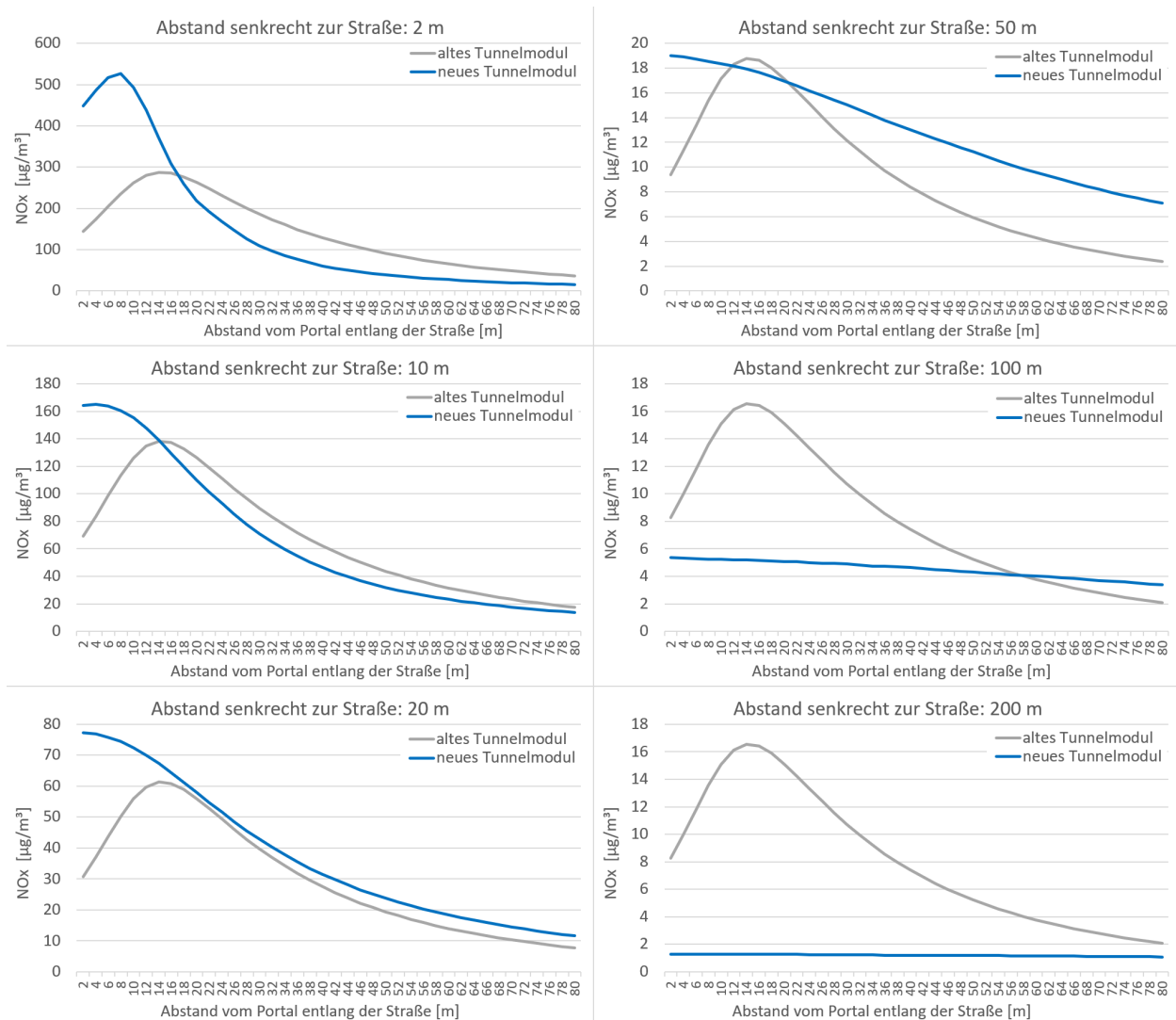
Die Profile parallel zur Straße in verschiedenen Abständen zur Straße in Abbildung 3-6 zeigen straßennah (linke Spalte) in Portalnähe wiederum bei beiden Ansätzen ähnliche

Werte. Mit zunehmendem Abstand vom Portal werden die Unterschiede zwischen den Ansätzen größer. Dies liegt insbesondere daran, dass beim neuen Tunnelmodul das jeweilige Maximum im Profil höchstens ca. 26 m vom Portal entfernt liegt, während es beim alten Tunnelmodul mit einem in allen Fällen gleichen Abstand von 56 m deutlich weiter vom Portal entfernt ist. Wiederum wird deutlich, dass in Portalnähe die Werte des alten Moduls mit zunehmender Entfernung zur Straße deutlich stärker abfallen als beim neuen Modul, so dass in einer Entfernung zur Straße zwischen 10 m und 84 m (hier nicht dargestellt) das neue Modul in Portalnähe höhere Werte berechnet. Weiterhin unterscheiden sich die Ergebnisse in größeren Entfernungen von der Straße ab etwa 40 m insofern deutlich, dass die Konzentrationen mit dem alten Tunnelmodul nur sehr gering abnehmen. So unterscheiden sie sich zwischen 50 und 100 m Abstand senkrecht zur Straße nur sehr wenig und zwischen 100 und 200 m praktisch gar nicht mehr. Mit dem neuen Tunnelmodul hingegen nehmen die berechneten Konzentrationen mit zunehmendem Abstand von der Straße deutlich ab.

Um die beiden Tunnelmodule auch für Tunnel im Gegenverkehrsbetrieb zu vergleichen, wurden mit denselben Tunnelparametern entsprechende Vergleichsrechnungen für Gegenverkehrsbetrieb erstellt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3-7, die wiederum die Variation der Konzentrationen senkrecht zur Straße für verschieden Abstände vom Portal entlang der Straße zeigt, und in Abbildung 3-8, die umgekehrt die Variation der Konzentrationen abhängig vom Abstand vom Portal entlang der Straße für verschiedene Abstände senkrecht zur Straße zeigt, vergleichend gegenübergestellt.



**Abbildung 3-7: Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung senkrecht zur Straße für verschieden Abstände vom Portal entlang der Straße bei Gegenverkehr. Näheres s. Text.**



**Abbildung 3-8: Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung abhängig vom Abstand vom Portal entlang der Straße für verschiedene Abstände senkrecht zur Straße bei Gegenverkehr. Näheres s. Text.**

Im Abbildung 3-7 und Abbildung 3-8 wird zunächst deutlich, dass das neue Tunnelmodul für den Gegenverkehrsbetrieb in Portalnähe deutlich höhere Konzentrationen ausrechnet als das alte. Mit zunehmendem Abstand vom Portal werden die Profile senkrecht zur Straße (Abbildung 3-7) mit beiden Modulen ähnlicher und entsprechen sich bei 20 m Abstand vom Portal ab 14 m Abstand von der Straße beinahe. Mit zunehmendem Abstand vom Portal entlang der Straße fallen die Werte des neuen Moduls mit zunehmendem Abstand senkrecht zur Straße deutlich weniger stark ab als mit dem alten Modul, so dass bei 200 m Abstand vom Portal mit dem neuen Modul entlang des gesamten Profils senkrecht zur Straße höhere Werte als mit dem alten berechnet werden.

Das Maximum der Profile entlang der Straße (Abbildung 3-8) liegt beim neuen Tunnelmodul mit 2 bis 8 m Abstand wiederum jeweils deutlich näher am Portal als beim alten, wo das Maximum immer in 14 m Entfernung vom Portal auftritt. Ab Erreichen des Maximums des alten Tunnelmoduls in 14 m Entfernung vom Portal berechnen beide Ansätze bis ca. 20 m Abstand senkrecht zur Straße dann sehr ähnliche Werte, die straßennah beim alten Modul etwas höher liegen um dann mit zunehmender Entfernung von der Straße zunächst beim neuen Modul höher zu liegen. Wie auch schon in Abbildung 3-6 für den

Richtungsverkehr deutlich geworden ist, unterscheiden sich die Werte beim alten Tunnelmodul zwischen 50 und 100 m Abstand senkrecht zur Straße nur sehr wenig und zwischen 100 und 200 m praktisch gar nicht mehr. Mit dem neuen Tunnelmodul hingegen nehmen die berechneten Konzentrationen mit zunehmendem Abstand von der Straße deutlich ab, so dass bei größeren Entfernungen von Portal und Straße das neue Tunnelmodul auch bei Gegenverkehr geringere Werte ermittelt als das alte.

Die Unterschiede in den Ergebnissen zwischen Richtungsverkehr (Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6) und Gegenverkehr (Abbildung 3-7 und Abbildung 3-8) werden in den Berechnungen nur durch die bei Gegenverkehrsbetrieb deutlich geringeren Portalabluftgeschwindigkeiten hervorgerufen. Dadurch werden die Emissionen deutlich langsamer und weniger weit vom Portal wegtransportiert als bei Richtungsverkehrsbetrieb. Dementsprechend ist zu erwarten, dass die Tunnelzusatzbelastungen portal- und straßennah und auch die absoluten Konzentrationsmaxima bei Gegenverkehr höher sind als bei Richtungsverkehr. Beide Modelle zeigen auch portal- und straßennah bei Gegenverkehr höhere Tunnelzusatzbelastungen als bei Richtungsverkehr. Dieser Effekt ist beim neuen Tunnelmodul deutlich stärker als beim alten. Das Maximum der Tunnelzusatzbelastung im dargestellten Parameterraum ist beim neuen Tunnelmodul bei Gegenverkehr deutlich höher als bei Richtungsverkehr. Beim alten Tunnelmodul hingegen werden in 2 m Abstand von der Straße bei Richtungsverkehr ( $347 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in 56 m Entfernung vom Portal) höhere Konzentrationen als bei Gegenverkehr ( $288 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in 14 m Entfernung vom Portal) ermittelt.

### 3.6 Validierung

In den RLuS ist in Form der mit GRAMM/GRAL und dessen Methodik zur Modellierung von Immissionen im Umfeld von Tunnelportalen erstellten Bibliothek von Basisfällen grundsätzlich ein schon durch zahlreiche Anwendungen validiertes Modell in die RLuS integriert. Siehe dazu auch Abschnitt 3.2 und insbesondere auch Öttl et al., 2003a, 2004; Uhrner & Reifeltshammer, 2012; Öttl, 2013; Öttl & Pongratz, 2016; Uhrner et al., 2019.

Die Emissionsberechnung im RLuS-Tunnelmodul erfolgt, wie in den übrigen RLuS auch, auf Basis des aktuellen HBEFA 4.1 und kann damit grundsätzlich auch als validiert betrachtet werden.

Dennoch können und sollen die mit den RLuS mittels der oben beschriebenen Methodik berechneten Konzentrationswerte zur konkreten Validierung mit geeigneten Messungen oder mit Ergebnissen komplexer Modellrechnungen verglichen werden. Da die RLuS-Berechnungsmethodik auf Jahresmittelwerte ausgelegt ist, sollten auch die Konzentrationsmessungen und Modellvergleiche möglichst auf Basis von Jahresmittelwerten erfolgen. Tracer-Gas Experimente mit SF<sub>6</sub>, wie sie z. B für den Ehrentalerberg in Klagenfurt vorliegen (Öttl et al., 2002), scheiden daher zur Validierung aus, denn diese Portaldispersions-Experimente mit Tracer-Gas wurden bisher nur über den Zeitraum von einigen Stunden durchgeführt.

Für die Validierung sind, entsprechend der für die RLuS definierten generischen Tunnelsituation, nur Tunnel geeignet, deren Umgebung kein komplexes Relief bzw. eine flache Topographie aufweist und möglichst ohne Bebauung ist. Bei diesen Validierungsfällen ist es zudem wichtig, dass sie möglichst nicht durch weitere starke Verkehrsquellen im unmittelbaren Umfeld beeinflusst sind.

Für eine Validierung spielen sowohl die Kfz-Emissionen des Portals als auch die Linienquellen der freien Strecken im Anschluss an das Portal eine große Rolle. Es kann also



nicht das Tunnelmodul alleine validiert werden, sondern immer nur die Kombination aus Tunnelmodul und generellen Emissions- und Ausbreitungsmodul der RLuS. Dies bedeutet auch, dass sinnvoll nur Tunnelmessungen für die Validierung verwendet werden können, bei denen sich das Emissionsgeschehen im Tunnel in und in dessen Anschluss mit den RLuS adäquat abbilden lässt. Bei einem Vergleich der Modellwerte mit Messwerten ist zusätzlich die Vorbelastung zu berücksichtigen.

Eine Recherche nach Messungen an Tunnelportalen und komplexen Modellierungen der Konzentrationsbelastung im Umfeld von Tunnelportalen zeigt zunächst, dass es grundsätzlich nicht allzu viele Datensätze gibt und insbesondere nur wenige, die den oben beschriebenen Anforderungen entsprechen und im Betrachtungszeitraum der RLuS liegen, also für ein Bezugsjahr ab 2005 erhoben bzw. modelliert wurden. Eine Abfrage bei für den Straßenbau zuständigen Länderverwaltungen in Deutschland und bei der DEGES zu Messdaten an Tunneln in Deutschland erbrachte lediglich einen Datensatz, und zwar mit Messdaten für den Hamburger Elbtunnel. Um die Vergleichsbasis zu erweitern werden zudem Modellierungen für das Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen in der Verlängerung des Elbtunnels in Hamburg als für eine konkrete Validierung geeignet betrachtet. Diese Fälle sind in den folgenden Abschnitten dokumentiert.

Für den Kaisermühlentunnel in Wien am Südportal sind Messdaten von 4 bis 5 Messstationen über einen längeren Zeitraum vorhanden. Aufgrund des zusätzlichen Beitrags der Rampen und die lange Tieflage der A22 nach dem Portal ist er jedoch für eine Validierung der RLuS nicht geeignet.

Aus den in Tabelle 3-1 aufgeführten Datensätzen scheiden aus den genannten Gründen formal lediglich der Southwick-Tunnel, der Bell Common-Tunnel, der Wijker-Tunnel und der Johnstone's Hill-Tunnel nicht direkt aus. Allerdings liegen alle diese Tunnel außerhalb Deutschlands, so dass eine Validierung hinsichtlich der RLuS nur durch aufwendige Anpassungen von Emissionen möglich wäre. Vor diesem Hintergrund wurden diese Datensätze hinsichtlich einer Eignung für eine Validierung nicht weiter untersucht.

### **3.6.1 Vergleich mit Messdaten am Elbtunnel in Hamburg**

Am Nordportal des Elbtunnels in Hamburg wurden im Auftrag der DEGES von August 2012 bis Januar 2013 und von Juli bis Dezember 2013 in zwei Messperioden von jeweils ca. 6 Monaten an 4 - 8 Messpunkten mit Passivsammlern NO<sub>2</sub>-Messungen durchgeführt. Diese Daten wurden, zusammen mit ergänzenden Informationen zur Lage der Messorte, von der DEGES bereitgestellt und Jänich et al. (2017) sowie weiteren dazu bereitgestellten Dokumenten entnommen, wozu auch eine Hochrechnung der Messungen für 2012 auf Jahresmittelwerte gehört, die hier verwendet wurden. Ein Messpunkt (MP6) lag dabei vom Portal in Richtung Tunnel zurückversetzt auf dem Tunnel und damit grundsätzlich außerhalb des Auswertebereichs der RLuS. Zwei Messpunkte wiesen eine Entfernung vom Portal von über 800 m bzw. einen Abstand zur Straße von über 600 m auf und lagen damit auch außerhalb des Auswertebereichs der RLuS. Die Lage der Messpunkte 1 - 6 dieser Messkampagnen ist in Abbildung 3-9 dargestellt.



**Abbildung 3-9: Lage der Messpunkte im Bereich des Nordportals des Elbtunnels in Hamburg**

Für den Vergleich der Messungen mit einer RLU-S-Modellierung ist grundsätzlich zu beachten, dass das Nordportal des Elbtunnels aus vier Röhren besteht, von denen im Regelbetrieb jeweils zwei Röhren pro Fahrtrichtung genutzt werden. Allerdings war während der Messungen 2012 die östlichste Röhre gesperrt, so dass nur je eine Röhre im Richtungsverkehr nach Norden bzw. Süden betrieben wurde und in der mittleren der geöffneten drei Röhren Gegenverkehr herrschte.

Das Nordportal des Tunnels Altona wurde mit den RLU-S 2.1 auf Basis des HBEFA 4.1 für die Bezugsjahre 2012 und 2013 sowohl mit dem alten als auch mit dem neuen Tunnelmodul modelliert. Die Parameter wurden dabei, auf Basis von Jänich et al. (2017) und weiterer dazu bereitgestellter Daten, wie folgt gesetzt

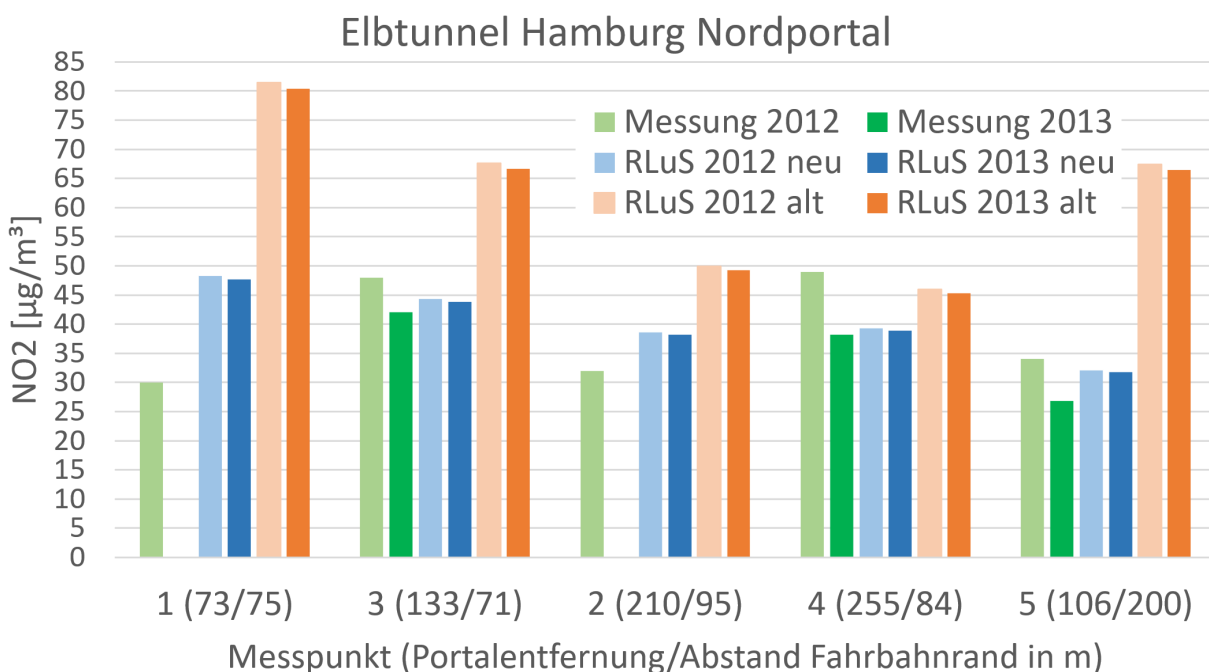
- 112800 Kfz/24h (Jahreswert) mit 15.5 % Schwerverkehr-Anteil,
- Autobahn mit 8 Fahrstreifen, eben; Tempolimit 100 km/h, im Tunnel 80 km/h,
- Tunnellänge 2818.0 m; Portalbreite 18.0 m, Portalhöhe 4.5 m,
- Windgeschwindigkeit 3.9 m/s und
- Vorbelastung: NO 9.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , NO<sub>2</sub>: 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Ozon: 41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Die Abstände der Messpunkte vom Portal und vom Fahrbahnrand wurde anhand der Lage der Messpunkte und Luftbildern abgeschätzt.

In Abbildung 3-10 sind die Berechnungsergebnisse beider RLuS-Tunnelvarianten für die beiden Bezugsjahre den Messwerten der beiden Messperioden gegenübergestellt.

In dieser Gegenüberstellung wird zunächst deutlich, dass sich die Messwerte der beiden Messperioden an den drei Messpunkten, soweit vorhanden, deutlicher unterscheiden als die Modellrechnungen für die beiden Bezugsjahre mit jeweils einer der Modellvarianten. In der Modellierung unterscheiden sich die Ergebnisse der beiden Bezugsjahre lediglich durch die geringen Auswirkungen der Veränderungen in der Flottenzusammensetzung gemäß dem HBEFA, spiegeln also den leichten technischen Fortschritt in der Abgasreinigung wider. Die Messwerte beider Messperioden hingegen unterscheiden sich nicht nur durch die zeitweise gesperrte Tunnelröhre, sondern auch hinsichtlich der Verkehrswerte und möglicherweise der meteorologischen Situation und sind 2013 um bis zu 22 % geringer als 2012.

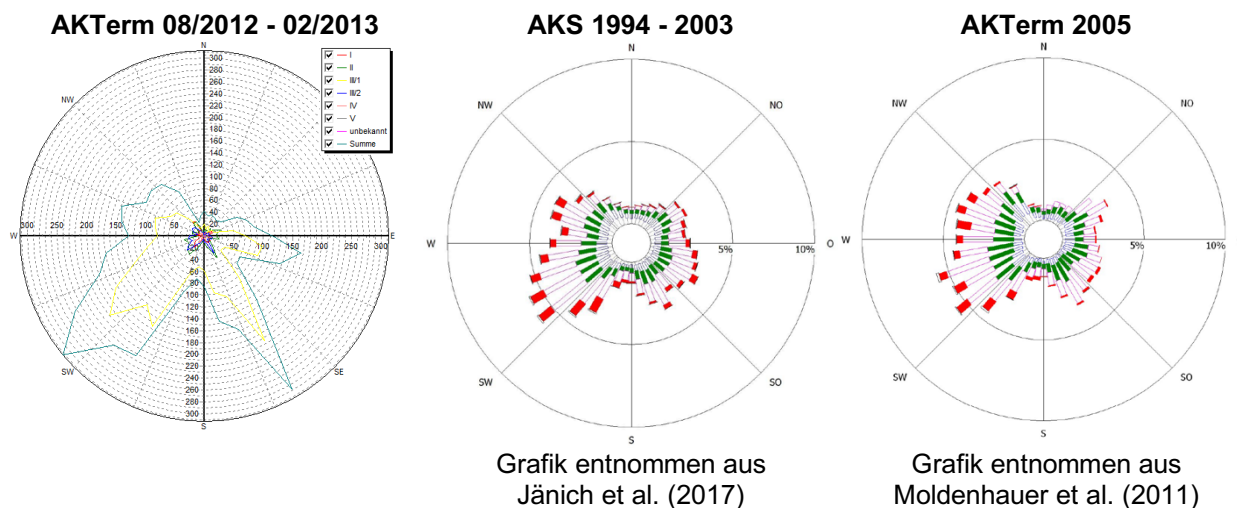
Die Modellwerte mit dem neuen Tunnelmodul sind bei dem Portal nächstgelegenen Messpunkt 1 deutlich höher als die dortigen Messwerte. Bei den weiter entfernten Messpunkten wird die Situation gut getroffen und die Modellwerte liegen meist zwischen den Messwerten für 2012 und 2013. Beim Messpunkt 2 liegen sie über dem Messwert für 2012. Die Modellwerte mit dem alten Tunnelmodul liegen immer deutlich über denen mit dem neuen Tunnelmodul und, mit Ausnahme des Messpunktes 4 und Messung 2012, auch immer deutlich über den Messwerten.



**Abbildung 3-10: Vergleich Messung/Modellierung am Nordportal des Elbtunnels in Hamburg**

In Abbildung 3-11 ist die Windrichtungsverteilung der Ausbreitungsklassenzeitreihe (AK-Term) für die Meteorologiestation Hamburg-Fuhlsbüttel für den Zeitraum 09.08.2012 - 05.02.2013, also den Messzeitraum der Messung 2012, dargestellt. In Abbildung 3-11 finden sich zusätzlich für Hamburg-Fuhlsbüttel die Windrichtungsverteilungen der 10jährigen Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) der Jahre 1994 - 2003, die in Jänich et al. (2017) zur Modellierung genutzt wurde und der Ausbreitungsklassenzeitreihe des Jahres 2005, die in Moldenhauer et al. (2011) als repräsentatives Jahr in der Modellierung genutzt wurde (s. Abschnitt 3.6.2). Dieser Darstellung kann entnommen werden, dass die

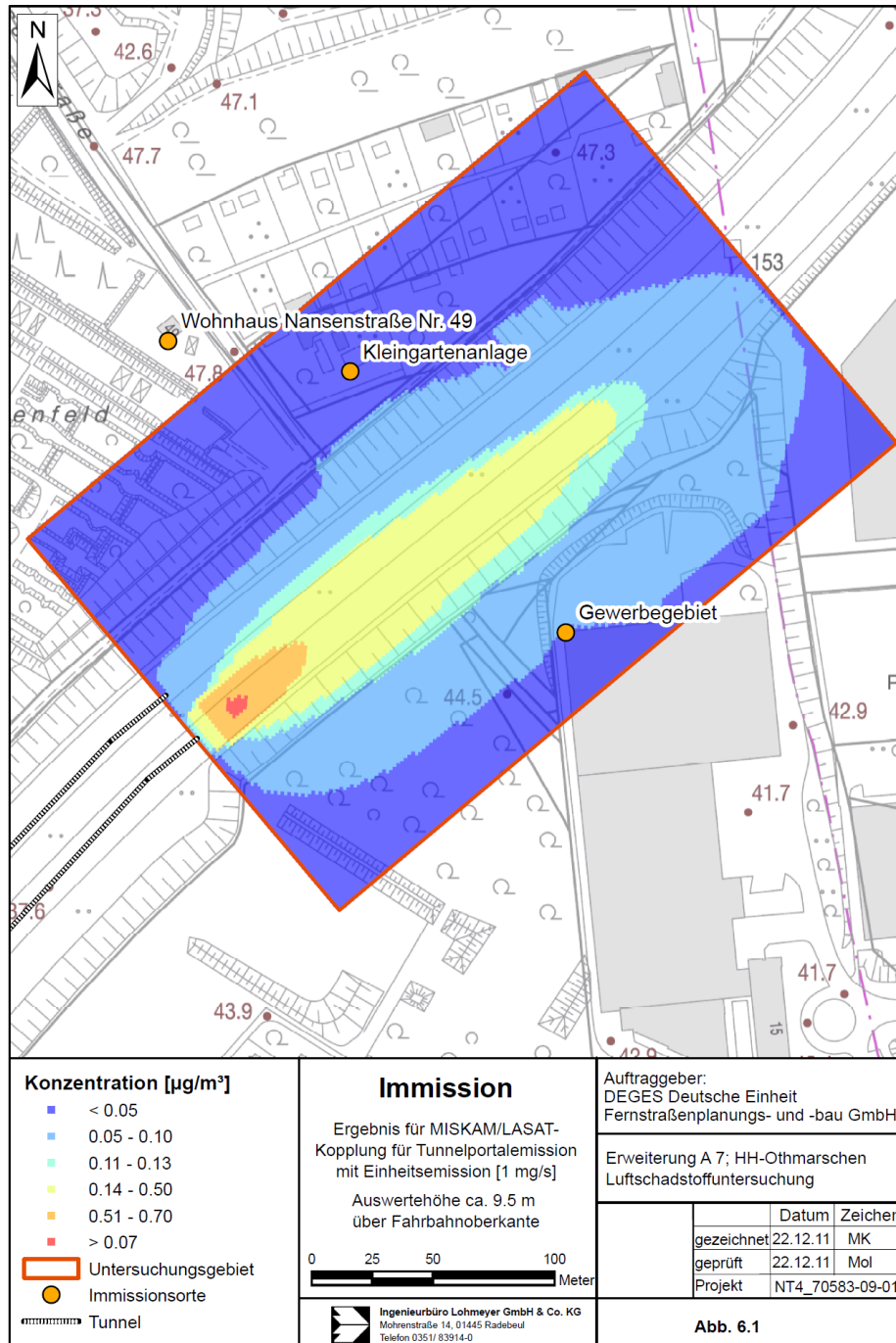
Windrichtungsverteilung in Hamburg in der Regel sehr stark von einer Gleichverteilung über alle Windrichtungen, wie sie in den RLuS angesetzt wird, abweicht. Die Hauptwindrichtung in Hamburg sowohl während der Messung 2012 als auch generell ist demnach Südwest. Mithin liegen die Messpunkte 3, 4 und 5 abwind der Hauptwindrichtung. An diesen drei Messpunkten liegen die Modellwerte des neuen Tunnelmoduls für 2012 leicht unter den Messwerten und für 2013 nur wenig darüber. Damit wird deutlich, dass der Grundansatz der RLuS, mit gleichverteilten Windrichtungen zu rechnen, nicht grundsätzlich als konservativ angesehen werden kann.



**Abbildung 3-11: Windrichtungsverteilungen in Hamburg-Fuhlsbüttel. Näheres s. Text.**

### 3.6.2 Vergleich mit Modellergebnissen für das Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen

Im Verlauf der Erweiterung der A7 nördlich des Elbtunnels wird in Othmarschen ein Lärmschutztunnel geplant, für dessen Nordportal in Moldenhauer et al. (2011) u. a. mikroskalige Berechnungen mit MISKAM (Eichhorn & Kniffka, 2010) durchgeführt und die damit ermittelte Zusatzbelastung durch den Tunnel für eine Einheitsemissionen entsprechend Abbildung 3-12 kartographisch dargestellt wurde.



**Abbildung 3-12: Tunnelbedingte Zusatzbelastung für Einheitsemission am Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen gemäß Moldenhauer et al. (2011)**

Auch die dortige Tunnelsituation entspricht nicht dem Standardtunnelmodell der RLuS, denn an das Nordportal des Tunnels schließen sich eingekragte Lärmschutzwände von 9 m Höhe über der Fahrbahn an, hinter denen das Gelände beiderseits der Trasse ansteigt (Einschnittlage), so dass das umliegende Gelände etwa 8 m höher als die Fahrbahnoberkante liegt (Moldenhauer et al., 2011).

Da das in Abbildung 3-12 dargestellte Ergebnis der dortigen Detailmodellierungen durch den Bezug auf die Einheitsemissionen jedoch die Möglichkeit eines vom Emissionsmodell unabhängigen Vergleichs ermöglicht, wurde die dortige Planungssituation dennoch

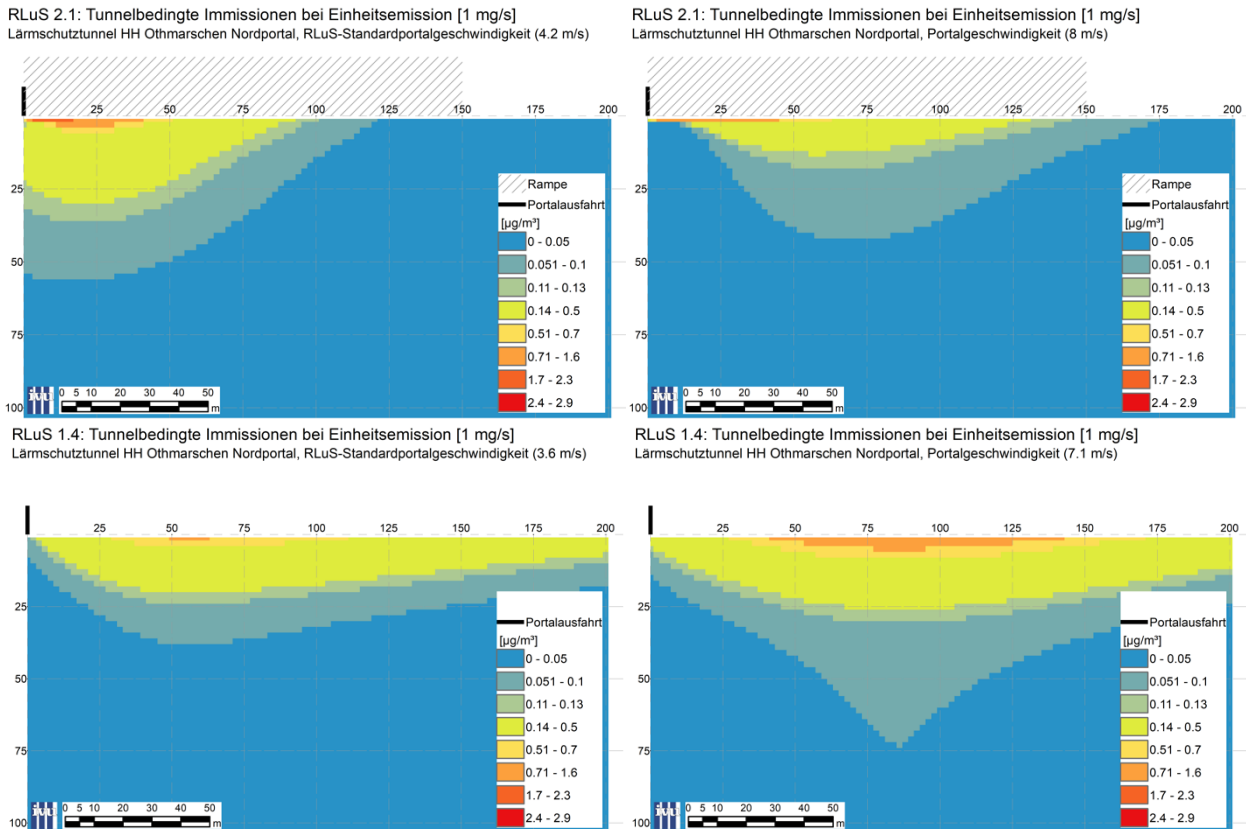
---

mit den RLuS sowohl mit dem alten als auch mit dem neuen Tunnelmodul systematisch für ein Aufpunktraster mit einer Auflösung von 2 m modelliert (s. auch Abschnitt 3.5). Die Parameter wurden dabei entsprechend Moldenhauer et al. (2011) wie folgt gesetzt

- 63000 Kfz/24h (Jahreswert) mit 15.6 % Schwerverkehr-Anteil,
- Autobahn mit 4 Fahrstreifen, eben; Tempolimit 80 km/h,
- Tunnellänge 1957.0 m; Portalbreite 21.0 m, Portalhöhe 5.1 m und
- Windgeschwindigkeit 3.8 m/s.

Für das so definierte Portal ergeben sich mit den RLuS Portalabluftgeschwindigkeiten  $v_T$  von 4.2 m/s mit dem neuen Tunnelmodul und 3.6 m/s mit dem bisherigen Tunnelmodul. In Moldenhauer et al. (2011) wird für den geplanten Tunnel auf Basis eines im Vergleich zu den RLuS aufwendigeren bzw. detaillierten Ansatz eine Portalabluftgeschwindigkeiten  $v_T$  von 8 m/s angesetzt. Um auch dies im Vergleich zu berücksichtigen, wurden mit den RLuS ergänzende Modellierungen mit entsprechendem  $v_T$  durchgeführt. Beim alten Tunnelmodul ließ sich dabei nur eine maximale Portalabluftgeschwindigkeiten von 7.12 m/s realisieren.

Von den Modellergebnissen der RLuS wurde nur der durch den Tunnel hervorgerufene Konzentrationsanteil ausgewertet (also die Autobahn außerhalb des Tunnels nicht betrachtet) und die ermittelten Konzentrationsfelder auf eine Einheitsemission von 1 mg/s skaliert und diese in Abbildung 3-13 in der Klasseneinteilung und Farbgebung entsprechend Abbildung 3-12 dargestellt, um einen direkten qualitativen Vergleich zu ermöglichen.



**Abbildung 3-13: Tunnelbedingte Zusatzbelastung für Einheitsemission am Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen modelliert mit dem neuen (oben) und alten (unten) RLuS-Tunnelmodul für entsprechende RLuS-Standardportalgeschwindigkeiten (links) und angepasste Portalgeschwindigkeiten (rechts). Näheres s. Text.**

Der Vergleich von Abbildung 3-12 und Abbildung 3-13 zeigt für das neue Tunnelmodul für die Standard-RLuS-Portalabluftgeschwindigkeit (links oben) erwartungsgemäß in Portalnähe eine senkrecht zur Straße weiter ausgedehnte und insgesamt entlang der Straße kürzere Konzentrationsfahne. Mit der Erhöhung der Portalabluftgeschwindigkeit (rechts oben) ergibt sich eine Konzentrationsfahne, die der aus Abbildung 3-12 recht gut entspricht. In beiden Varianten des neuen Tunnelmoduls entspricht auch der Bereich der Maximalkonzentrationen gut denen aus Abbildung 3-12. Insgesamt ist in Abbildung 3-12 die Konzentrationsfahne senkrecht zur Straße noch etwas weniger ausgedehnt und gleichzeitig entlang der Straße etwas länger, was sich wohl auf die in der mikroskaligen Modellierung berücksichtigten Lärmschutzwände und Einschnittlage zurückführen lässt.

Für das alte Tunnelmodul zeigt sich in Abbildung 3-13 unten bereits bei der geringen Standard-RLuS-Portalabluftgeschwindigkeit (links unten) eine Konzentrationsfahne, die deutlich langgezogener und gleichzeitig senkrecht zur Straße weiter ausgedehnt ist. Bei der erhöhten Portalabluftgeschwindigkeit (rechts unten) wird dieser Effekt noch verstärkt und zudem treten für die geringeren Konzentrationsbereiche dem zugrunde liegenden Formelwerk geschuldete, aber inhaltlich nicht erklärbare Strukturen auf. In beiden Varianten des alten Tunnelmoduls fällt die entlang der Straße weit vom Portal entfernte Lage der Maximalkonzentrationen auf, die, insbesondere bei der erhöhten Portalabluftgeschwindigkeit, im deutlichen Widerspruch zur Abbildung 3-12 steht.

### 3.6.3 Validierungsergebnis

Das neue RLuS-Tunnelmodul basiert, trotz aller nötigen Annahmen und Vereinfachungen, grundsätzlich auf den Berechnungen mit einem Ausbreitungsmodell für Tunnel, das dem aktuellen Stand der Technik entspricht. Dementsprechend zeigen die zwei Validierungen auch, dass die RLuS mit dem neuen Tunnelmodul für Konzentrationen im Umfeld von Tunnelportalen eine recht gute Übereinstimmung mit Messwerten bzw. einer aufwendigen mikroskaligen Modellierung liefert, die nur in seltenen Fällen signifikant überschätzt und vereinzelt auch leicht unterschätzt. Die Modellierung des neuen Tunnelmoduls an sich ist deutlich realistischer als mit dem bisherigen Tunnelmodul, mit dem für große Bereiche des Auswertegebiets deutlich höhere Konzentrationen ermittelt werden.

Es muss aber angemerkt werden, dass die in den RLuS angesetzte Gleichverteilung der Windrichtung nicht prinzipiell als ein konservativer Ansatz angesehen werden kann. Es ist davon auszugehen, dass bei realen Windrichtungsverteilung z. B. mit einer ausgeprägten Hauptwindrichtung, im Abwind dieser, deutlich höhere Konzentrationen auftreten, als bei einer gleichverteilten Windrichtung (s. Abschnitt 3.6.1). Vor diesem Hintergrund ist zu überlegen, ob nicht für die RLuS als Screeningmodell ein Sicherheitszuschlag für den Konzentrationsbeitrag des Tunnels integriert werden sollte, um im Sinne eines Screenings weitgehend konservative Ergebnisse zu erhalten.

Die Einführung eines solchen Sicherheitszuschlags für den Konzentrationsbeitrag des Tunnels wurde im FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und im forschungsbegleitenden Ausschuss zum Projekt diskutiert. Von diesen Gremien wird die Einführung eines solchen Sicherheitszuschlags für die RLuS in Form der Erhöhung des Konzentrationsbeitrag des Tunnels um den Faktor zwei empfohlen.



## 4 Integration eines Kreisverkehrsmoduls

### 4.1 Aufgabenstellung und Vorgehen

In der aktuellen Entwurfspraxis werden im Außerortsbereich verstärkt Kreisverkehre geplant und gebaut. Deshalb wurden die RLuS um ein Modul zur Abschätzung der Wirkung von Kreisverkehren auf die Luftschadstoffbelastung erweitert.

Kreisverkehre zeichnen sich durch eine besondere Geometrie und damit durch einen im Vergleich zu sonstigen Knotenpunkten stark unterschiedlichen Verkehrsfluss aus. Die Geometrie und Ausbildung von Kreisverkehren an außerörtlichen Landstraßen sind in den RAL (2012) geregelt. Hierin sind u. a. Vorgaben bzw. Angaben zu Außendurchmesser, Breite der Kreisfahrbahn sowie den Zu- und Ausfahrten enthalten. Weitere Angaben zu Geometrie und Ausbildung enthält das „Merkblatt für die Anlage von Kreisverkehren“ (FGSV, 2006).

Die Verkehrsdynamik in der Zu- und Ausfahrt sowie in der Kreisfahrbahn hängt stark von lokalen Bedingungen und der jeweiligen Verkehrsstärke ab, die über den Kreisverkehr abgewickelt werden muss. Das aktuell verfügbare HBEFA 4.1 stellt keine Daten für eine Verkehrssituation zur Verfügung, die auf Kreisverkehre anwendbar wäre.

Um Aussagen zur Verkehrsdynamik an Kreisverkehren machen zu können, wurden für ausgewählte – möglichst repräsentative Kreisverkehre – Fahrprofile durch Mitfahrten im Verkehr aufgenommen und für diese Profile wurden mit dem Modell PHEM (z. B. Luz, 2010) Emissionsfaktoren durch die Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik (FVT) der Technischen Universität Graz als Entwickler und Betreiber des Modells PHEM berechnet.

Die Auswahl möglichst repräsentativer Kreisverkehre erfolgte mit Unterstützung der BSV Büro für Stadt- und Verkehrsplanung Dr.-Ing. Reinhold Baier GmbH, Aachen.

Von den im Abschnitt 4.3.1 vorgeschlagenen Kreisverkehren wurden drei Kreisverkehre ausgewählt, bei denen Mitfahrten durchgeführt wurden, wie sie in Abschnitt 4.3.2 beschrieben werden. Die mit einem Hochfrequenz-GPS-Gerät (20 Hz) aufgenommenen Daten und über die OBD2-Schnittstelle ausgelesenen Fahrzeug-Daten wurden für die Weiterverarbeitung mit PHEM aufbereitet und dafür von der FVT mit PHEM Kfz-Emissionen getrennt für die verschiedenen Fahrzeugschichten des HBEFA berechnet.

Die Ergebnisse der PHEM-Modellierung wurden anschließend gemäß der HBEFA-Methodik um weitere Schadstoffe und Fahrzeugschichten ergänzt und systematisiert ausgewertet, so dass daraus entsprechende Emissionsfaktoren für den Kreisverkehr für die Anwendung in den RLuS bereitgestellt werden konnten (siehe Abschnitt 4.3.5).

Für die Ermittlung von Immissionen im Nahfeld der Kreisverkehre wurde unter Berücksichtigung der Grundlagen des bereits vorhandenen Kreuzungsmoduls der RLuS ein entsprechendes Ausbreitungsverfahren entwickelt (siehe Abschnitt 4.4).

### 4.2 Weitere Randbedingungen

In Absprache mit dem FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und dem forschungsbegleitenden Ausschuss zum Projekt wurden folgende weitere allgemeine Festlegungen zur Integration des Kreisverkehrsmoduls getroffen:

Ein Vergleich im Sinne eines methodisch abgesicherten Variantenvergleiches zwischen Kreuzungs- und Kreisverkehrsmodul ist in den RLuS weder bezüglich der Emissionen

noch der Immissionen erforderlich. Das Kreisverkehrsmodul muss deshalb methodisch nicht auf das Kreuzungsmodul Rücksicht nehmen. Ziel muss sein, die emissions- und immissionsseitigen Besonderheiten eines Kreisverkehrs abzubilden.

Kreisverkehre werden geometrisch als 4-armige Kreisverkehre (mit jeweils 90° Versatz) und zusätzlich als 3-armige Kreisverkehre mit 120° Versatz betrachtet. Im Modell werden DTV-Werte von 0 Kfz/24 h auf zwei (bei 4-armigen Kreisverkehren) bzw. einem (bei 3-armigen Kreisverkehren) Arm(en) zugelassen, so dass sich auch 2- bzw. 3-armige Kreisverkehre mit 90° und 180° bzw. 240° Winkelversatz zwischen den Armen abbilden lassen.

Bei Kreisverkehren werden keine Längsneigungen betrachtet, d. h., dass die Längsneigung in den Zu- und Ausfahrten und im Kreis selbst immer 0 % ist.

In jedem Kreisverkehr wird auf allen Segmenten jeweils eine einheitliche Verkehrsbelastung angesetzt, die sich als das arithmetische Mittel der Verkehrsbelastungen der Zufahrten der Arme mit Belastungen ergibt. Entsprechend der in den RLuS generell hälftigen Aufteilung von Querschnitts-Verkehrsbelastungen auf die zwei Fahrtrichtungen, ergibt sich die Verkehrsbelastung einer Zufahrt als die Hälfte der Verkehrsbelastung des jeweiligen Arms.

### **4.3 Ermittlung von Emissionsfaktoren**

#### **4.3.1 Auswahl von Kreisverkehren für Mitfahrten**

Für die Entwicklung des „Kreisverkehrs-Moduls“ der RLuS wurden Messfahrten an drei ausgewählten repräsentativen Kreisverkehren durchgeführt. Dazu erfolgte zunächst eine Vorauswahl grundsätzlich geeigneter Kreisverkehre, die im Folgenden beschrieben wird.

##### **4.3.1.1 Entwurfstechnische Grundlagen**

An Landstraßen kommen nach den RAL (2012) in der Regel kleine Kreisverkehre mit einstreifig befahrbaren Elementen (Zu- und Ausfahrten, Kreisfahrbahn) zum Einsatz. Diese haben nach den RAL (2012) einen Außendurchmesser von 35 m bis 50 m. Nach dem „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ der FGSV (2006) beträgt der Außendurchmesser von kleinen Kreisverkehren außerhalb bebauter Gebiete 30 m bis 50 m.

Der Einsatzbereich kleiner Kreisverkehre liegt nach dem „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ (FGSV, 2006) bei einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke (DTV) von 10'000 Kfz/24h bis 25'000 Kfz/24h (Summe des zuführenden Verkehrs in allen Zufahrten). Diese DTV-Werte sind als Orientierungswerte anzusehen, in Einzelfällen sind durchaus auch höhere Verkehrsbelastungen abwickelbar. Die Verkehrsqualität ist gemäß den RAL (2012) nach den Verfahren des Handbuchs für die Bemessung von Straßenverkehrsanlagen (HBS) (FGSV, 2015) nachzuweisen.

Ist die Verkehrsqualität eines einstreifigen Kreisverkehrs nicht ausreichend und besteht starker Rechtsabbiegeverkehr kann nach den RAL (2012) und dem „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ (FGSV, 2006) in einer oder mehreren Zufahrten ein Bypass angelegt werden. Mit diesem werden Rechtsabbieger direkt und außerhalb der Kreisfahrbahn geführt.

Ist die Kapazität eines kleinen Kreisverkehrs nicht ausreichend und kann sie auch durch die Anlage eines Bypasses nicht sichergestellt werden, soll nach den RAL (2012) geprüft werden, ob diese durch eine zweistreifig befahrbare Kreisfahrbahn verbessert werden

kann. Sollte bei einem bestehenden zweistreifig befahrbaren Kreisverkehr die Verkehrsqualität nicht ausreichend sein, kann diese nach den RAL (2012) durch zweistreifige Zufahrten verbessert werden.

Dieses schrittweise Vorgehen zur Erhöhung der Kapazität (zunächst Anlage einer zweistreifig befahrbaren Kreisfahrbahn, dann gegebenenfalls Anlage einer oder mehrerer zweistreifiger Kreiszufahrten) ist auch im „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ (FGSV, 2006) beschrieben, jedoch ohne die Einschränkung auf bestehende Kreisverkehre. Hier erfolgt zudem der explizite Hinweis, dass zweistreifige Zufahrten nur in Verbindung mit einer zweistreifig befahrbaren Kreisfahrbahn in Betracht kommen.

Nach den RAL (2012) sollen die Einfahrten in der Regel auch bei einer zweistreifig befahrbaren Kreisfahrbahn einstreifig ausgebildet sein. Kreisausfahrten sind aus Sicherheitsgründen immer einstreifig auszubilden.

Der Einsatzbereich kleiner Kreisverkehre mit zweistreifig befahrbaren Elementen (zweistreifig befahrbare Kreisfahrbahn, zweistreifige Zufahrten) liegt nach dem „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ (FGSV, 2006) bei einem DTV von 15'000 Kfz/24h bis 32'000 Kfz/24h. Auch diese DTV-Werte sind Orientierungswerte.

Im Weiteren werden für die Vorauswahl ausschließlich kleine Kreisverkehre mit einstreifig befahrbaren Elementen (Zu- und Ausfahrten, Kreisfahrbahn) vorgeschlagen, da sie den überwiegenden Teil der an Landstraßen vorkommenden Kreisverkehre darstellen.

Die grundsätzlichen Anforderungen an die geometrische Ausbildung von kleinen Kreisverkehren sind in den RAL (2012) enthalten. Diese verweisen aber hinsichtlich auf Einzelheiten der Ausbildung, z. B. von zweistreifig befahrbaren Kreisfahrbahnen und zweistreifigen Zufahrten, auf das „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ der FGSV (2006).

Die wesentlichen geometrischen Merkmale kleiner Kreisverkehre, die im Hinblick auf die Entwicklung des „Kreisverkehrs-Moduls“ und die in diesem Zusammenhang durchzuführenden Messfahrten relevant sind, sind

- die Anzahl der Zufahrten,
- der Außendurchmesser,
- die Breite der Kreisfahrbahn und
- der Winkel zwischen den zu verknüpfenden Straßen.

Kreisverkehre sind in der Regel entweder drei- oder vierarmig. Fünfarmige Kreisverkehre sind außerorts sehr selten.

Der Außendurchmesser soll nach den RAL (2012) zwischen 35 m (bzw. 30 m nach dem „Merkblatt zur Anlage von Kreisverkehren“ der FGSV, 2006) bis 50 m betragen. Größere Außendurchmesser erleichtern die Befahrbarkeit durch den Schwerverkehr.

Die Kreisfahrbahn ist nach den RAL (2012) mit einem konstanten Radius und mit konstanter Breite als einstreifig befahrbare Fahrbahn auszuführen. Die Breite ist abhängig vom Außendurchmesser: bei einem Außendurchmesser bis zu 40 m soll die Breite der Kreisfahrbahn (einschließlich der Randstreifen innen und außen mit einer Breite von jeweils 0.50 m) 7.50 m betragen, bei Außendurchmessern von 40 m bis 50 m soll die Kreisfahrbahn 7.00 m breit sein.

Die Achsen der zu verknüpfenden Straßen sollen nach den RAL (2012) radial auf den Kreismittelpunkt gerichtet sein.

#### 4.3.1.2 Vorauswahl geeigneter Kreisverkehre

Die Vorauswahl erfolgte auf Grundlage aktuell vorliegender Ergebnisse des im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur zum Zeitpunkt der Bearbeitung Anfang 2019 noch laufenden Forschungsprojekts „Auswirkungen der Erkennbarkeit der Zufahrtsgestaltung auf die Verkehrssicherheit von Kreisverkehren an Landstraßen“, das durch die TU Dresden (Professur für Integrierte Verkehrsplanung und Straßenverkehrstechnik, Professur für Gestaltung von Straßenverkehrsanlagen und Professur für Verkehrspsychologie) bearbeitet wird. Im Rahmen dieses Projekts erfolgte u. a. eine Erfassung der geometrischen Merkmale von 102 kleinen Kreisverkehren in acht Bundesländern.<sup>1</sup> Von diesen 102 Kreisverkehren sind 16 dreiarmig (16 %), die übrigen 86 sind vierarmige Kreisverkehre.

Die Auswertungen haben ergeben, dass bei einem nicht unerheblichen Anteil der Zufahrten dieser Kreisverkehre der Ablenkungswinkel (eines durch den Kreisverkehr geradeaus fahrenden Fahrzeugs) verhältnismäßig gering ist, da die Achse der zuführenden Straßen nicht wie in den RAL (2012) vorgegeben radial auf den Kreismittelpunkt gerichtet ist, sondern tangential auf den Kreisverkehr führt. Da sich diese Führung in den Unfallanalysen aber nicht als sicherheitskritisch erwiesen haben, sollten für die Durchführung der hier vorgesehenen Messfahrten auch solche Kreisverkehre in Betracht gezogen werden.<sup>2</sup>

Aus forschungsökonomischen Gründen erfolgte eine Vorauswahl geeigneter Kreisverkehre in Baden-Württemberg. Im Untersuchungskollektiv des Forschungsprojekts „Auswirkungen der Erkennbarkeit der Zufahrtsgestaltung auf die Verkehrssicherheit von Kreisverkehren an Landstraßen“ sind 18 kleine (ausschließlich einstreifige) Kreisverkehre aus Baden-Württemberg enthalten.

Diese 18 Kreisverkehre sind im Hinblick auf die relevanten geometrischen Merkmale als repräsentativ anzusehen. Drei Kreisverkehre sind dreiarmig (17 %), die übrigen 15 vierarmig. Die Außendurchmesser liegen zwischen 35 m und 45 m. Bei acht Kreisverkehren ist der Außendurchmesser kleiner 40 m, sechs Kreisverkehre haben einen Außendurchmesser von 40 m, vier Kreisverkehre von mehr als 40 m (einmal 42 m, dreimal 45 m). Die Breiten der Kreisfahrbahnen sind bei allen in Abhängigkeit des Außendurchmessers regelwerkskonform.

Elf dieser Kreisverkehre weisen einen DTV von teilweise weniger als 10'000 Kfz/24h auf, liegen also unterhalb des eigentlichen Einsatzbereiches<sup>3</sup>. Zu einem Kreisverkehr liegen keine Angaben zu den Verkehrsbelastungen vor. Die übrigen sechs Kreisverkehre weisen einen DTV von rund 12'600 Kfz/24h bis zu 20'700 Kfz/24h auf.

Die letztgenannten sechs Kreisverkehre werden als geeignet für die vorgesehenen Messfahrten vorgeschlagen. In Tabelle 4-1 sind zu diesen Kreisverkehren alle relevanten Angaben enthalten. Eine Übersichtskarte der vorgeschlagenen Kreisverkehre findet sich in Abbildung 4-1. Detaildarstellungen der Lage der vorgeschlagenen Kreisverkehre finden sich in Abbildung 4-2 bis Abbildung 4-7.

---

<sup>1</sup> Insgesamt wurden 109 Kreisverkehre erfasst, davon sieben mit zweistreifig befahrbaren Kreisfahrbahnen; dies entspricht einem Anteil von etwas mehr als 6 %. Insofern ist die Konzentration auf kleine einstreifige Kreisverkehre hier folgerichtig.

<sup>2</sup> Bei den Unfallanalysen wurden drei Fälle unterschieden (Ablenkungswinkel von kleiner 70 gon, von 70 gon bis 80 gon und größer 80 gon). Für die Auswahl der Kreisverkehre ist hier aber die Unterscheidung nach radial und tangential gerichtetem Anschluss der Zufahrten ausreichend.

<sup>3</sup> Es ist zu vermuten, dass diese Kreisverkehre u. a. aus Verkehrssicherheitsgründen angelegt wurden.

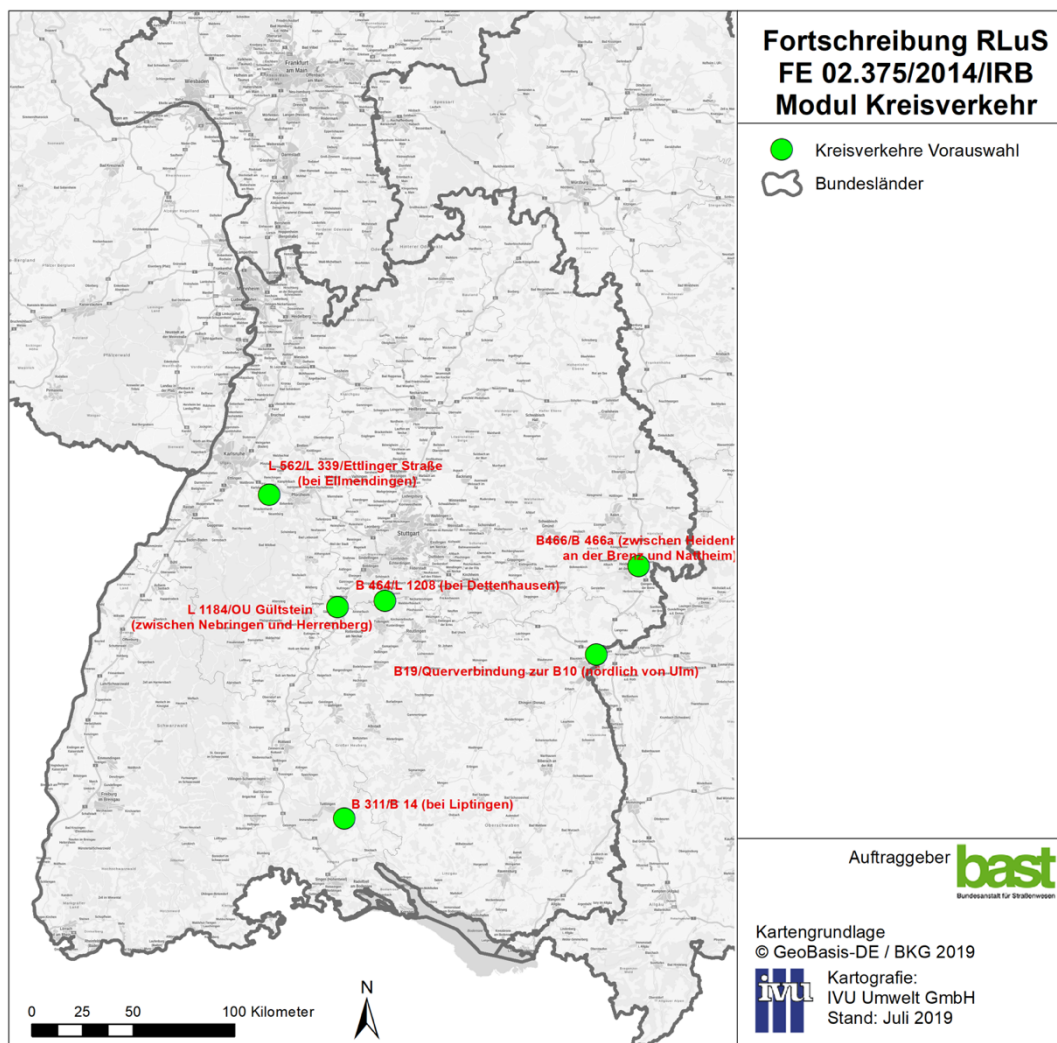
**Tabelle 4-1: Vorauswahl geeigneter Kreisverkehre**

Lage / Bezeichnung	Anzahl Zufahrten	Außendurchmesser [m]	Anschluss Zufahrten	DTV [Kfz/24h]
B 311/B 14 (bei Liptingen)	4 <sup>1)</sup>	45	radial	12'580
L 1184/OU Gültstein (zw. Nebringen und Herrenberg)	3 <sup>2)</sup>	40	tangential	16'882
B 464/L 1208 (bei Dettenhausen)	4	40	radial	16'093
B 466/B 466a (zw. Heidenheim an der Brenz und Nattheim)	3	45	radial	17'030
B 19/Querverbindung zur B 10 (nördlich von Ulm)	3	40	tangential	20'702
L 562/L 339/Ettliger Straße (bei Ellmendingen)	3 <sup>3)</sup>	35	radial	14'024

<sup>1)</sup> Baulich vierarmiger Kreisverkehr, eine Knotenpunktzufahrt ist jedoch verkehrlich von eher nachgeordneter Bedeutung.

<sup>2)</sup> Baulich eigentlich vierarmiger Kreisverkehr, jedoch verkehrlich als dreiarmer Kreisverkehr zu betrachten, da über die vierte Zufahrt nur ein Wirtschaftsweg angeschlossen ist.

<sup>3)</sup> Vierte Knotenpunktzufahrt zwar baulich am Kreisverkehr vorgesehen, aber derzeit keine Anbindung einer Straße vorhanden (nur ein Wirtschaftsweg).

**Abbildung 4-1: Übersichtskarte der vorgeschlagenen Kreisverkehre**

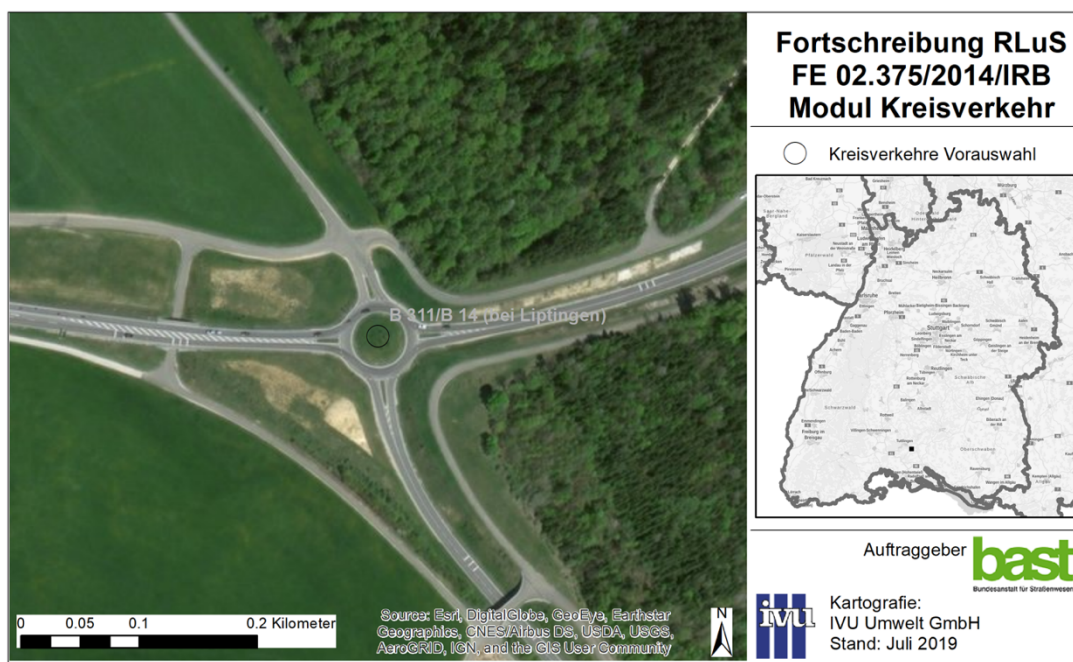
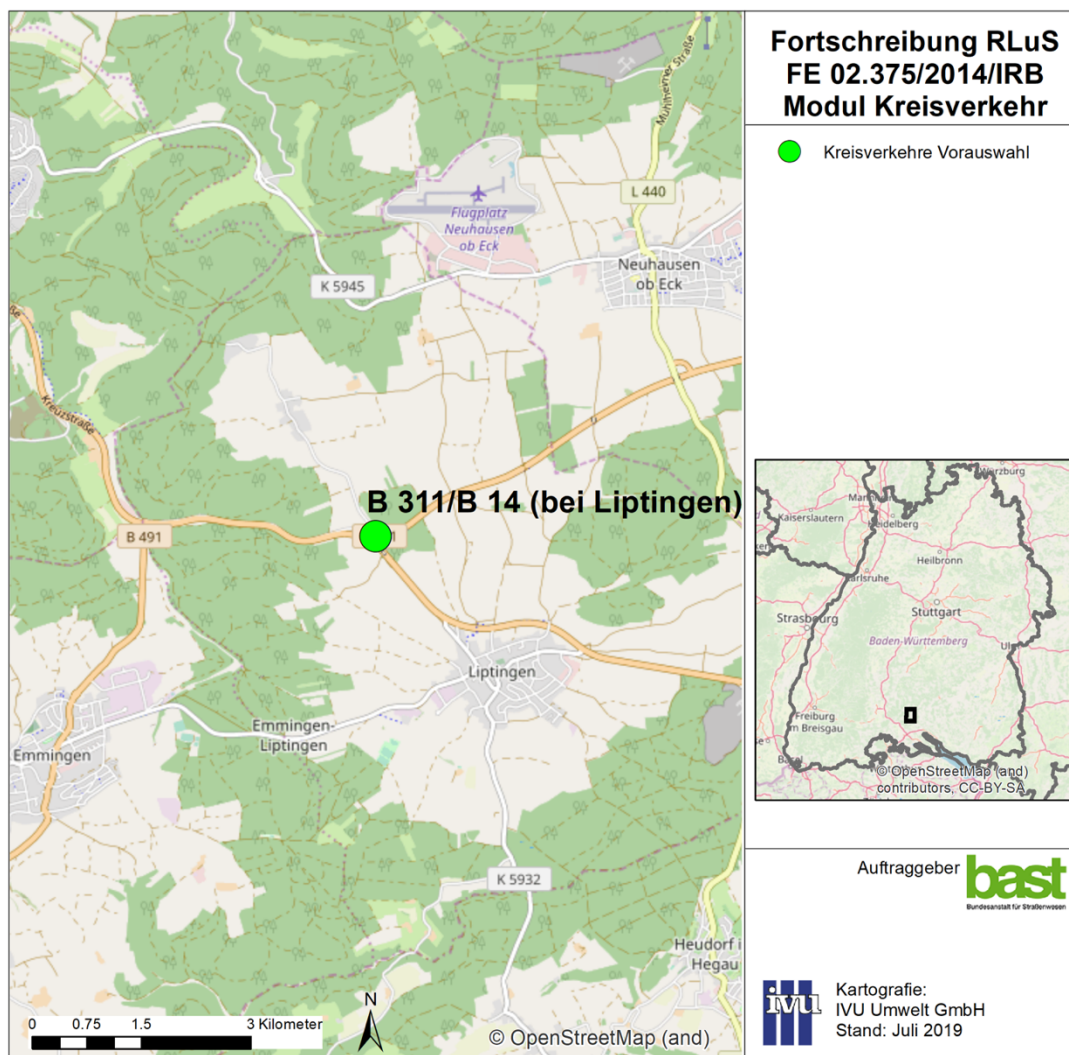
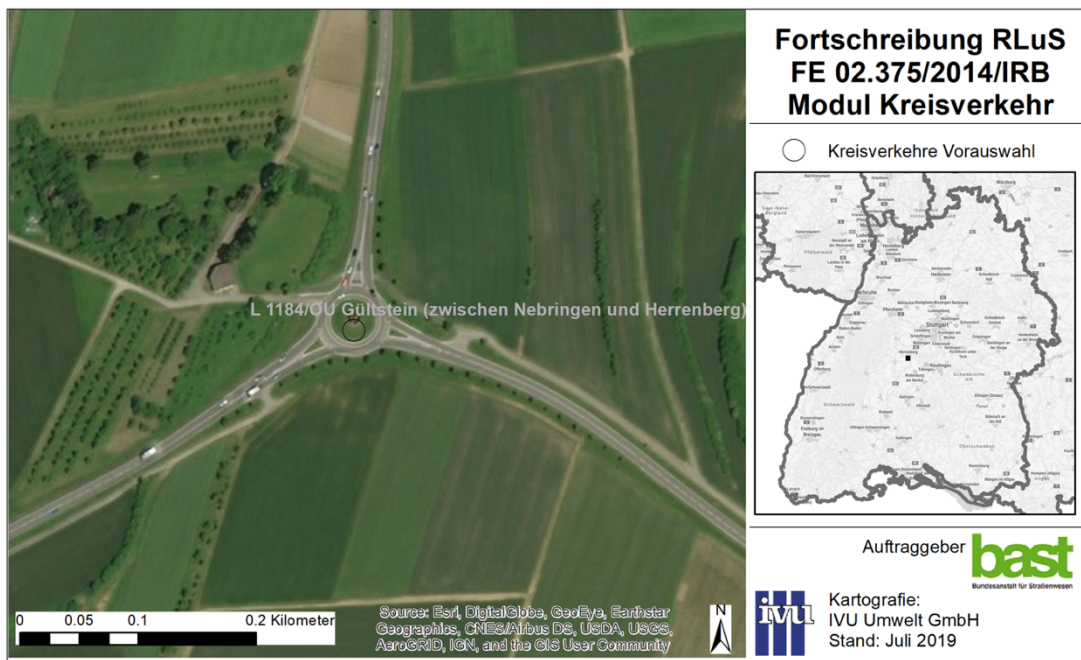
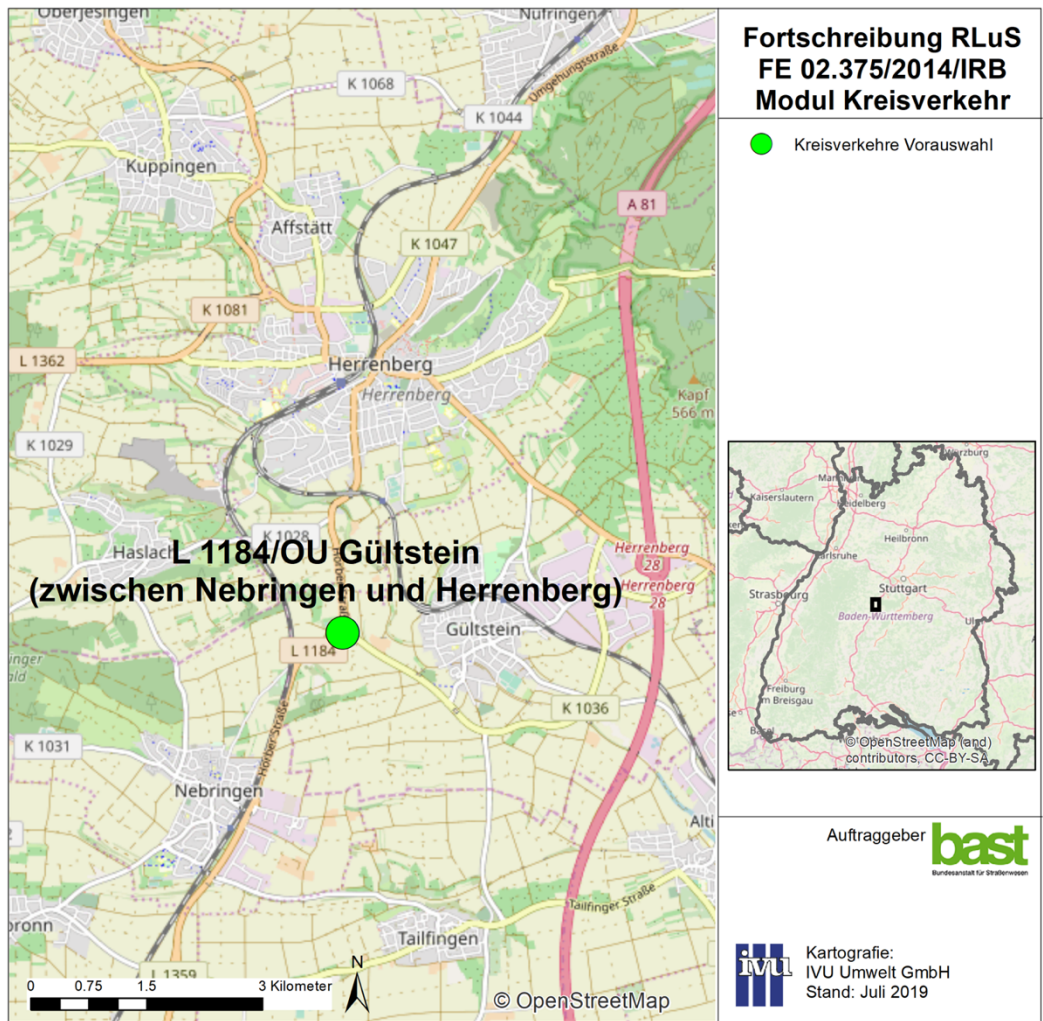


Abbildung 4-2: Detail Kreisverkehr B 311/B 14 bei Liptingen



**Abbildung 4-3: Detail Kreisverkehr L 1184/OU Gültstein zwischen Nebringen und Herrenberg**

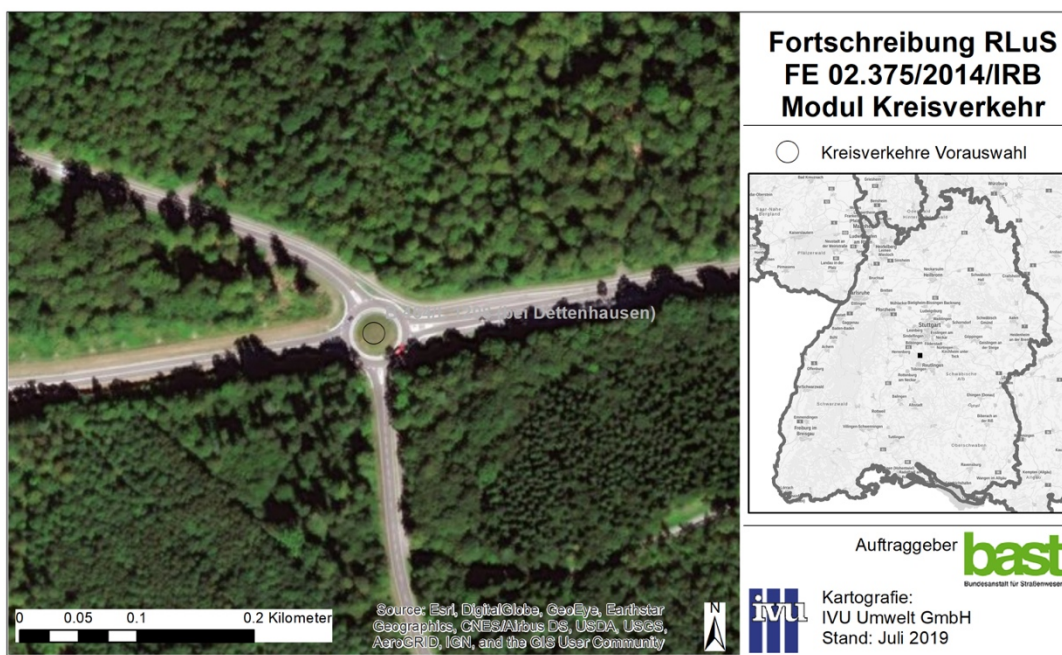
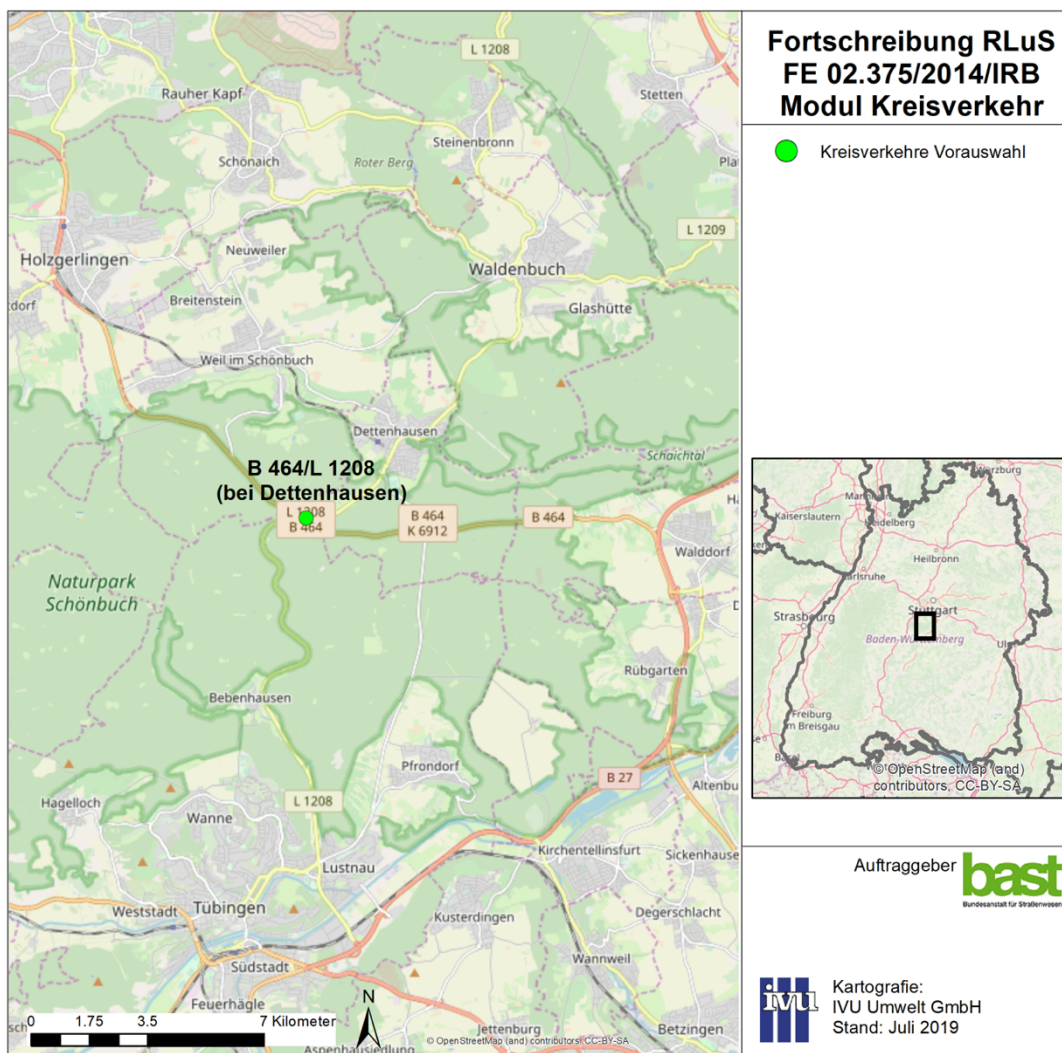
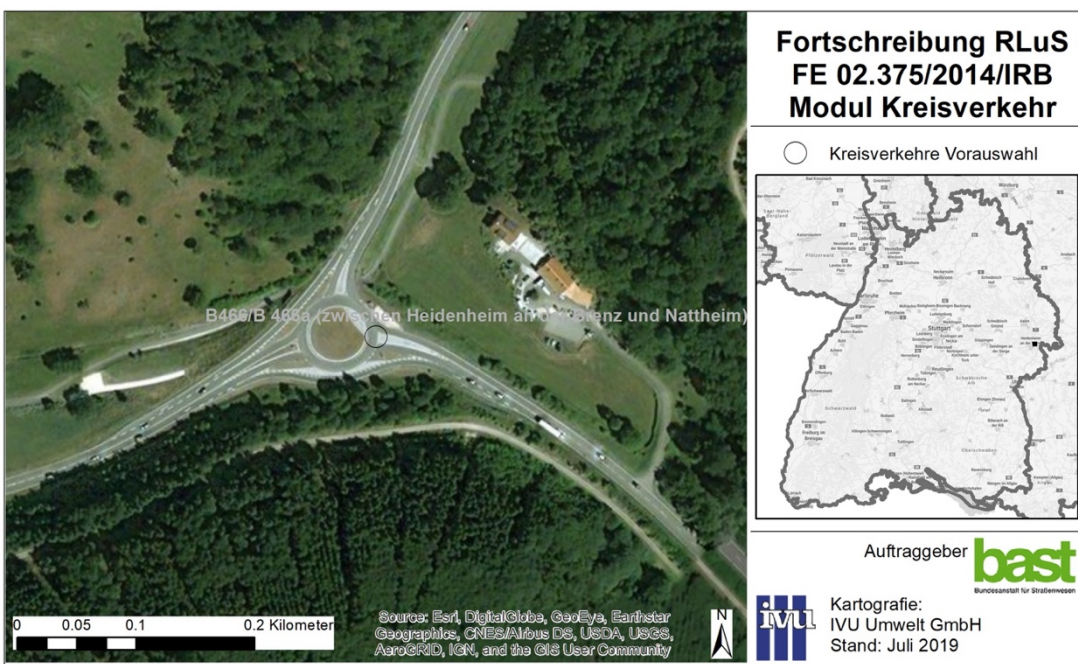
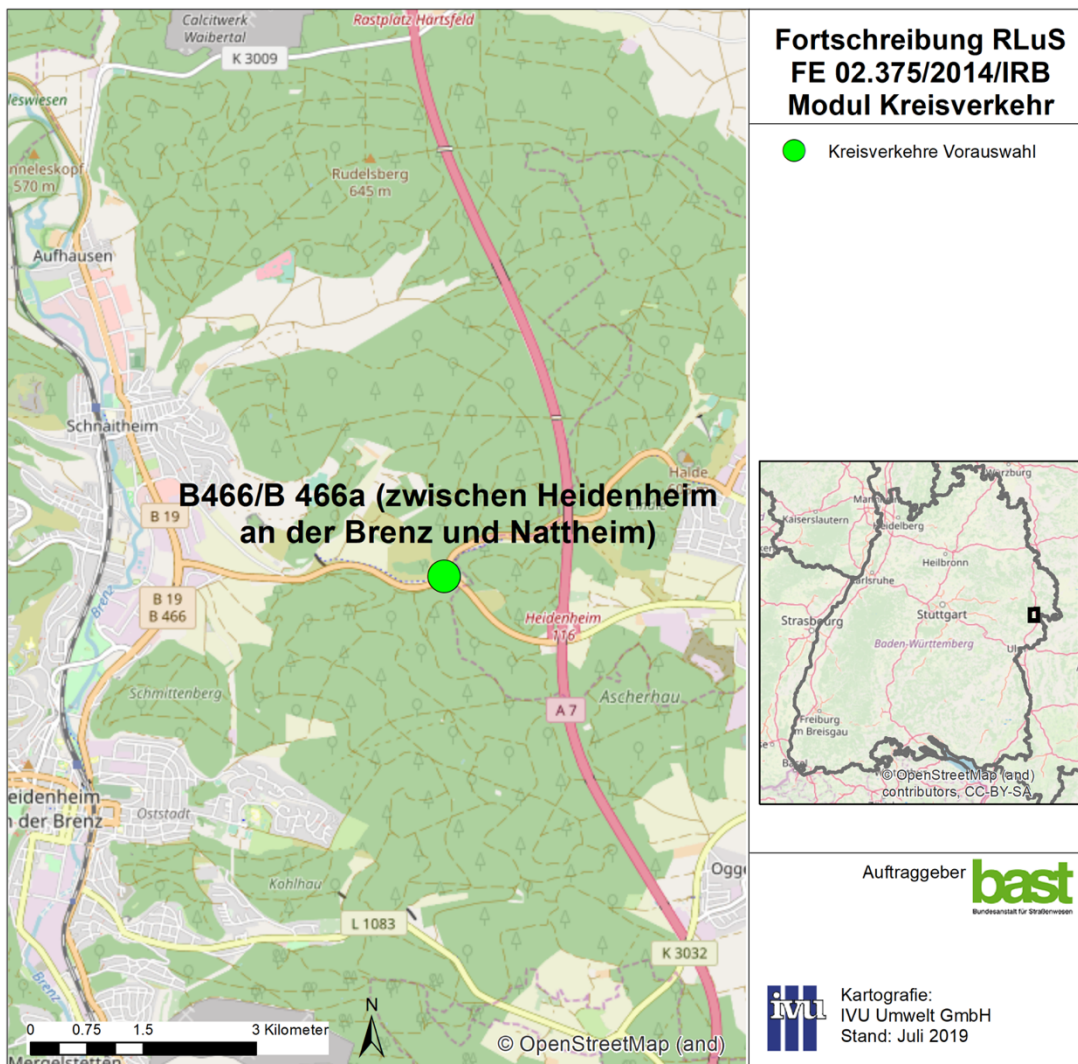
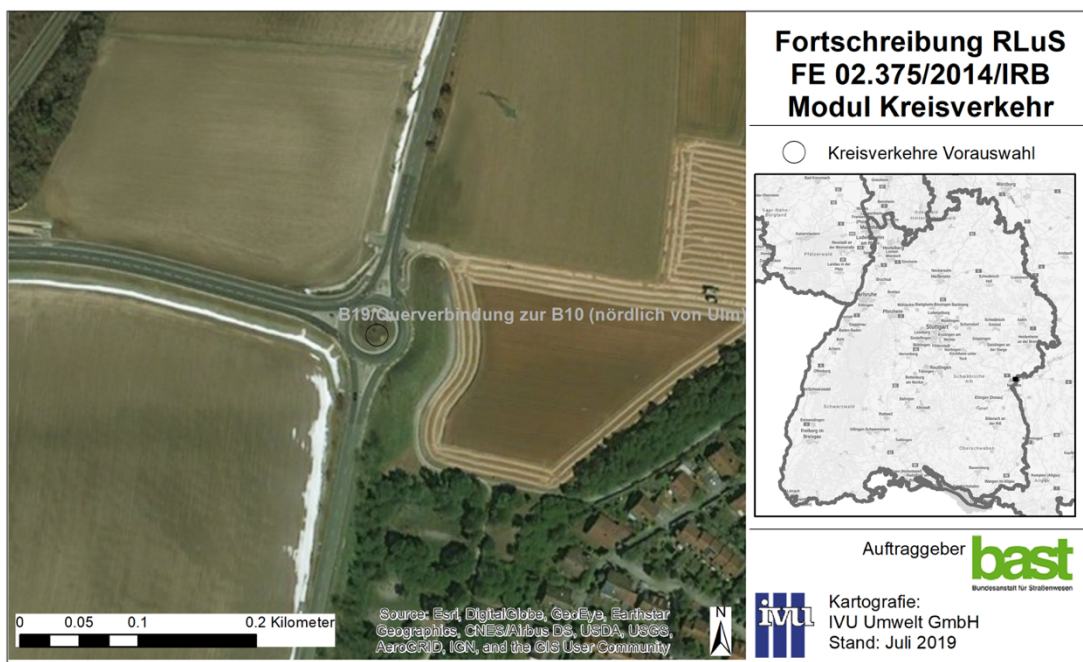
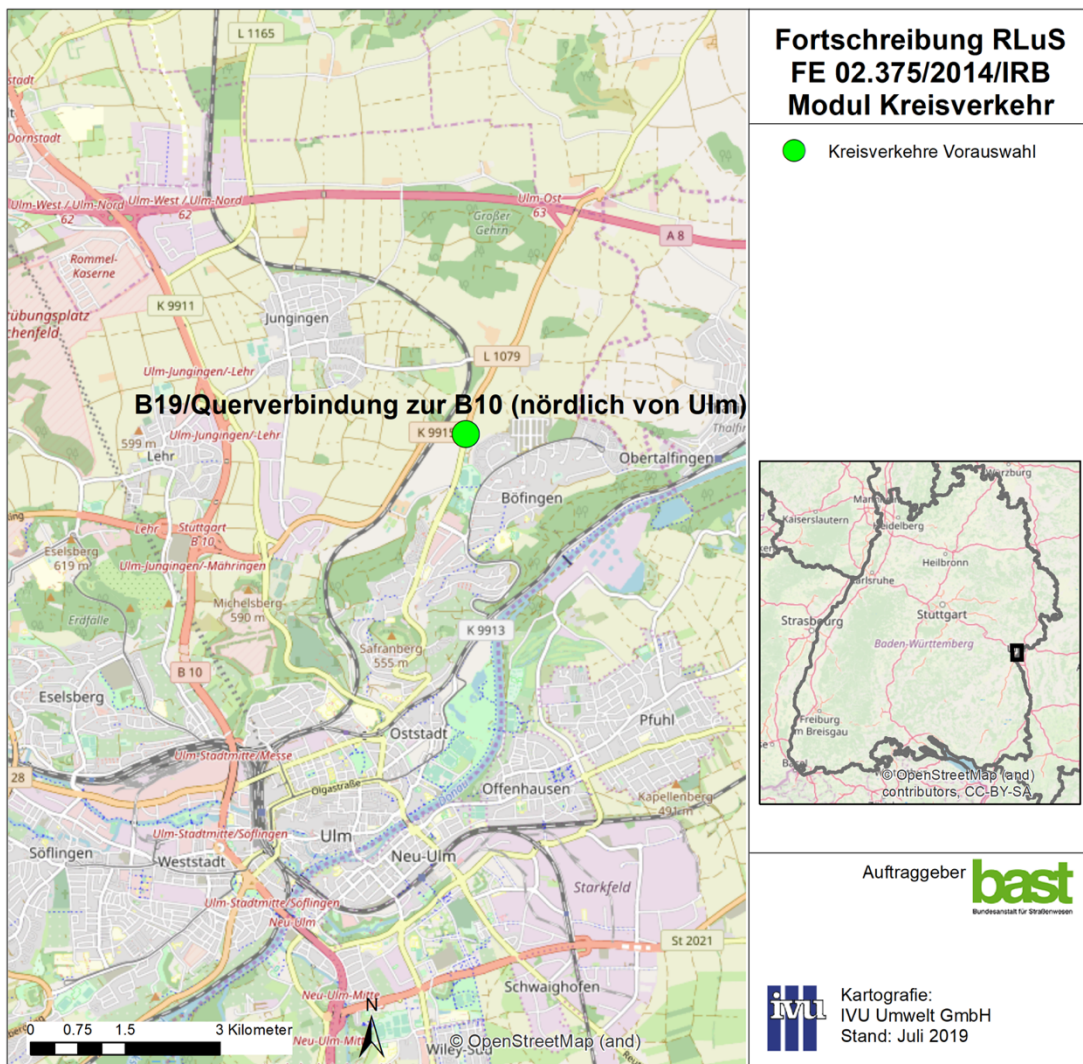


Abbildung 4-4: Detail Kreisverkehr B 464/L 1208 bei Dettenhausen





**Abbildung 4-5: Detail Kreisverkehr B 466/B 466a zwischen Heidenheim an der Brenz und Nattheim**



**Abbildung 4-6: Detail Kreisverkehr B 19/Querverbindung zur B 10 nördlich von Ulm**

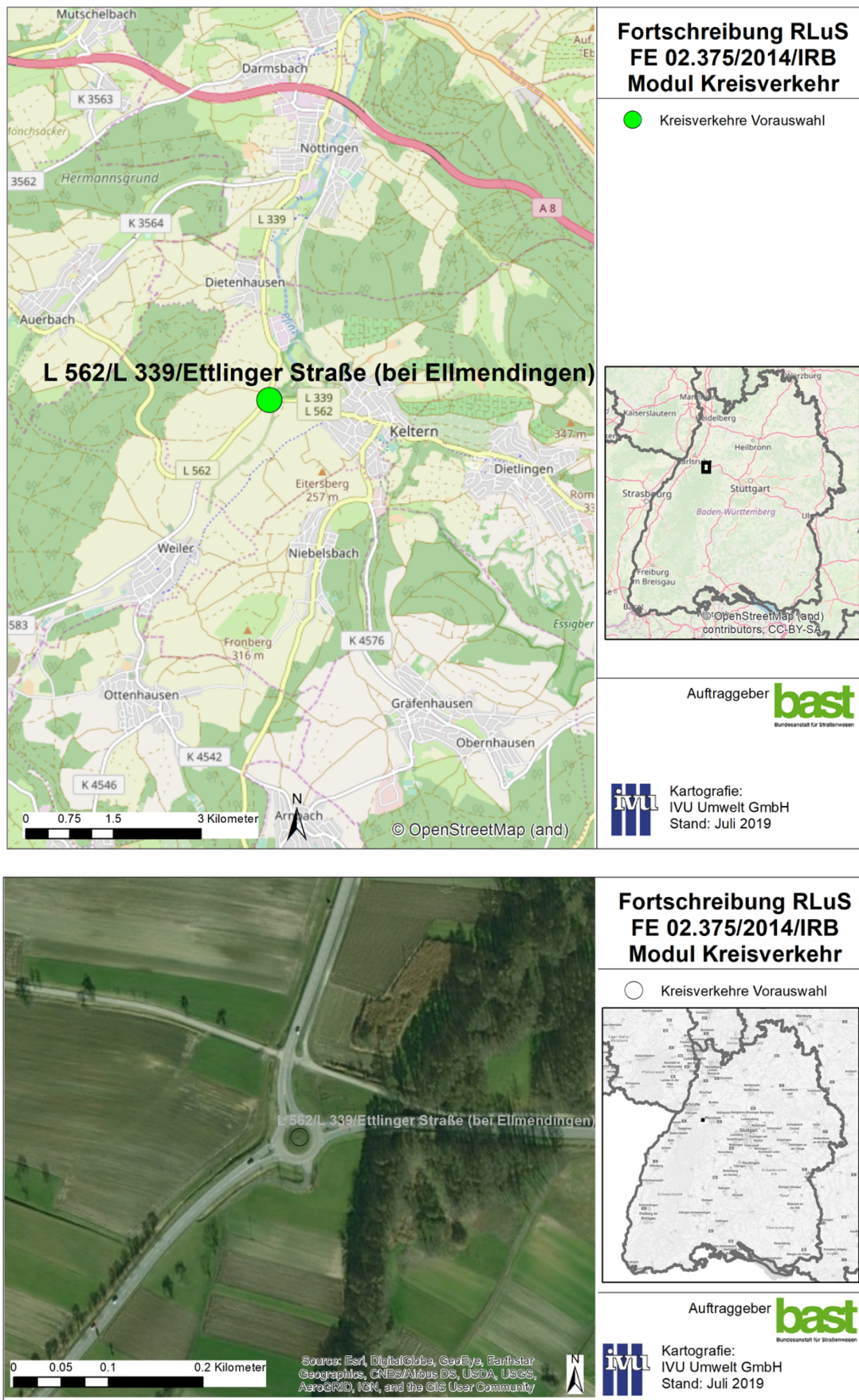


Abbildung 4-7: Detail Kreisverkehr L 562/L 339/Ettlinger Straße bei Ellmendingen

### 4.3.1.3 Abschließende Auswahl

Nach Vorstellung der dargestellten Vorauswahl wurde im FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und im forschungsbegleitenden Ausschuss zum Projekt beschlossen, dass die Messfahrten zur Aufnahme der Fahrprofile in folgenden Kreisverkehren durchgeführt werden sollen:

- B 311 / B 14 (bei Liptingen),
- B 464 / L 1208 (bei Dettenhausen) und
- B 19 / B 10 (nördlich Ulm).

### 4.3.2 Durchführung von Mitfahrten

Im FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und im forschungsbegleitenden Ausschuss zum Projekt wurde weiterhin festgelegt, dass die Ergebnisse des Kreisverkehrs-Moduls nicht mit denen des Kreuzungsmoduls, das nur planfreie Kreuzungen ohne Brems- und Beschleunigungsvorgänge berücksichtigt, vergleichbar sein müssen, und es auch für die RLuS wichtig ist, nicht nur das Fahrverhalten im Kreis, sondern auch in den Zu- und Ausfahrten mit aufzunehmen und auszuwerten.

Die Mitfahrten an den drei Kreisverkehren erfolgten an insgesamt 5 Kalendertagen dienstags und mittwochs sowie an einem Montagnachmittag im November 2019 mit einem VW Golf VII mit einem Euro-6 Otto-Motor mit 85 kW Nennleistung. An jedem Kreisverkehr wurden jeweils an zwei Tagen Mitfahrten durchgeführt, so dass an allen Kreisverkehren Mitfahrten insbesondere auch während der Morgen- und der Nachmittagsspitze erfolgten. Die frühesten Fahrten erfolgten dabei jeweils vor 6:30 Uhr und die spätesten bis nach dem Rückgang der Verkehrsbelastungen in den Abendstunden bis nach 19:00 Uhr. An jedem Kreisverkehr wurden Mitfahrten von zwei verschiedenen Fahrern durchgeführt. Bei jeder Fahrt war ein Beifahrer für die Datenaufzeichnung und die Protokollführung zuständig.

Während der Mitfahrten wurden die Fahrzeugdaten über die ODB2-Schnittstelle der Fahrzeuge ausgelesen und abgespeichert. Parallel wurden mit einem 20Hz-GPS-Gerät Positionsbestimmungen vorgenommen und abgespeichert. Die einzelnen Datensätze wurden über die Uhrzeit synchronisiert. Jede Mitfahrt wurde mit Start- und Endzeit, Fahrtstrecke (welche Zu- und welche Abfahrt des Kreisverkehrs) und Kommentaren zu ggf. besonderen Vorkommnissen protokolliert. Zudem wurde für jede Mitfahrt vermerkt, ob es sich um eine Fahrt hinter einem schweren Nutzfahrzeug handelte und eine Einschätzung der Verkehrsqualität in die vier folgenden Stufen vorgenommen:

- 1 frei, d. h. in Fahrtrichtung alle anderen Kfz so weit entfernt, dass keine Beeinflussung vorliegt
- 2 unbeeinflusst, d. h. zulässige Höchstgeschwindigkeit ist fahrbar und es konnte ohne zusätzlichen Halt/Bremsen bis zur Kreiseinfahrt gefahren werden
- 3 gebunden/dicht, d. h. zulässige Höchstgeschwindigkeit ist nicht fahrbar bzw. zwischendurch sind ggf. Bremsmanöver erforderlich bzw. mindestens ein zusätzlicher Halt vor Einfahrt in den Kreis bzw. im Kreis
- 4 Stop&Go, d. h. mehrfache Halte bzw. Langsamfahrt

Die Mitfahrten wurden als „Routen“ durchgeführt, die jeweils aus einer Zufahrt, einer Fahrt im Kreis und einer Ausfahrt bestanden und jeweils ca. 500 m vor dem Kreisverkehr begannen und ca. 500 m hinter dem Kreisverkehr endeten, um den verkehrlichen

Einflussbereich von Kreisverkehren außerorts von  $\pm 300$  m vor bzw. hinter dem Kreisverkehr (FGSV, 2008; BAST, 2015), für den die weiteren Auswertungen erfolgten, sicher abzudecken. Für die beiden 4-armigen Kreisverkehre gab es insgesamt je 12 verschiedene solche Routen, für den 3-armigen sechs. Diese wurden in einer festgelegten Reihenfolge so abgefahren, dass jede der Routen in jedem der Kreisverkehre jeweils etwa gleichhäufig erfasst wurde. Am Ende jeder Route schloss sich eine weitere Fahrtstrecke zum verkehrssicheren Wenden, z. B. auf Wanderparkplätzen, an, für die keine Fahrdaten erfasst wurden. Aufgrund der baulichen und verkehrlichen Gegebenheiten waren diese Zusatzstrecken zum Wenden z. T. bis zu 8 km lang.

Auf Basis der GPS-Positionen wurden die gefahrenen Routen auf einheitliche Längen der Zu- und Abfahrten von jeweils 300 m vor bzw. hinter dem Kreisverkehr beschnitten sowie jeweils in die drei Teilstrecken „Zufahrt“, „Fahrt im Kreisel“ und „Ausfahrt“ zerlegt. Für die Zu- und Ausfahrten wurden die zulässigen Höchstgeschwindigkeiten miterfasst. In den drei Kreisverkehren kamen dabei für die Zufahrten die drei Varianten keine Beschränkung, Beschränkung auf 70 km/h und Beschränkung auf 50 km/h (mit voranstehender Beschränkung auf 70 km/h) vor. Bei den Ausfahrten kamen die zwei Varianten keine Beschränkung und Beschränkung auf 70 km/h vor. Der Nordarm des Kreisverkehrs Liptingen ist zwar baulich wie die drei übrigen Arme der Bundesstraßen B14 und B311 angebunden, mündet aber nach ca. 30 Metern in eine unregelmäßige Kreuzung und führt dann als sehr schmale untergeordnete Straßenverbindung nach Norden (s. Abbildung 4-2). Dieser Arm wurde in der Zu- und Ausfahrt jeweils als ein Abschnitt mit Beschränkung auf 50 km/h klassifiziert.

An den drei Kreisverkehren wurden insgesamt 337 Routen mit jeweils einer „Zufahrt“, „Fahrt im Kreisel“ und „Ausfahrt“ gefahren und somit 1011 Strecken erfasst. Aus diesem Gesamtdatenbestand mussten einige Strecken wegen Fehlern bei der Datenaufzeichnung oder besonderen Vorkommnissen, wie z. B. rangierenden Fahrzeugen in der Ausfahrt, aufgrund derer die Fahrt gestoppt werden musste, entfernt werden. Insgesamt wurden für die weitere Auswertung 914 Strecken berücksichtigt, von denen 305 Zufahrten, 306 Fahrten im Kreis und 303 Ausfahrten waren. In Tabelle 4-2 findet sich eine Übersicht der einzelnen Mitfahrten differenziert hinsichtlich ihrer Art, der zulässigen Höchstgeschwindigkeit, der „Verfolgung“ eines schweren Nutzfahrzeugs und der Einschätzung der Verkehrsqualität. Aus dieser Zusammenstellung wird deutlich, dass die Zufahrten weitgehend Beschränkungen der zulässigen Höchstgeschwindigkeit aufwiesen, und zwar zu etwa gleichen Teilen auf 70 und 50 km/h und die Ausfahrten überwiegend unbeschränkt waren, also das generelle Tempolimit von 100 km/h für Pkw auf Außerortsstraßen aufwiesen. Die Anzahl der vorkommenden Fahrten hinter einem schweren Nutzfahrzeug war mit 7 - 10 % sehr gering. Aus der Zusammenstellung ist auch ersichtlich, dass bis auf wenige Ausnahmen alle Fahrten in den eingeschätzten Verkehrsqualitätsstufen 1 und 2 stattfanden.

Die Fahrten im Kreis wurden zudem noch nach der Länge der Fahrtstrecke im Kreis hinsichtlich der gefahrenen Kreissegmente in Quartile unterschieden. Bei 99 Strecken wurde der Kreis nach einem Viertel des Kreises wieder verlassen, bei 103 nachdem der halbe Kreis befahren wurde und bei 104 nach dem drei Viertel des Kreises befahren wurden.

**Tabelle 4-2: Übersicht der Mitfahrten**

<b>Strecken</b>	<b>Zufahrt</b>	<b>Ausfahrt</b>	<b>im Kreis</b>
Anzahl	305	303	306
davon ...			
zul. Höchstgeschwindigkeit 50 km/h	134	18	-
zul. Höchstgeschwindigkeit 70 km/h	144	63	-
unbeschränkt, d. h. 100 km/h	27	222	-
hinter schwerem Nutzfahrzeug	22	27	27
ohne schweres Nutzfahrzeug	283	276	279
Verkehrsqualität 1	189	210	141
Verkehrsqualität 2	94	93	163
Verkehrsqualität 3	13	0	2
Verkehrsqualität 4	9	0	0

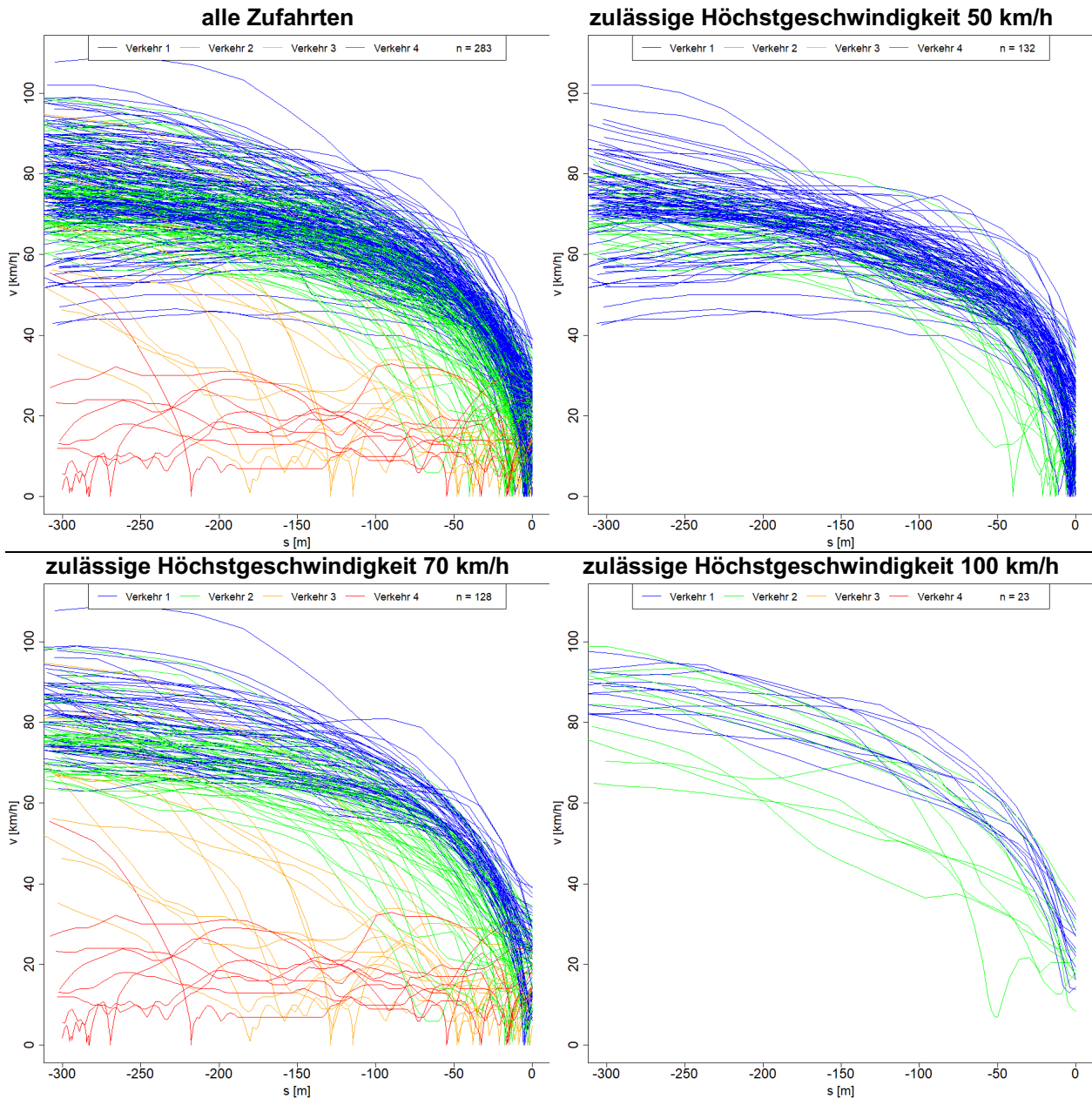
Für alle 914 befahrenen Strecken wurden die gemessenen Parameter zunächst auf 1Hz-Werte aggregiert und auf dieser Basis weiter ausgewertet und beispielsweise auch der für die Emissionsermittlung charakteristische Parameter der relativen positiven Beschleunigung (RPA) ermittelt.

### 4.3.3 Auswertung der Mitfahrten

Aufgrund der sehr geringen Anzahl der Fahrten hinter einem schweren Nutzfahrzeug bei gleichzeitig großer Variation im Fahrverhalten von schweren Nutzfahrzeugen, z. B. im Vergleich eines kleinen Solo-Lkw mit einem Sattelzug, und der damit einhergehenden geringen statistischen Relevanz wurde zunächst entschieden, diese Fahrten nicht weiter zu betrachten und nur die Fahrten zu verwenden, bei denen nicht hinter einem schweren Nutzfahrzeug gefahren wurde, im Folgenden z. T. auch als „Pkw-Fahrten“ bezeichnet.

#### 4.3.3.1 Zufahrt

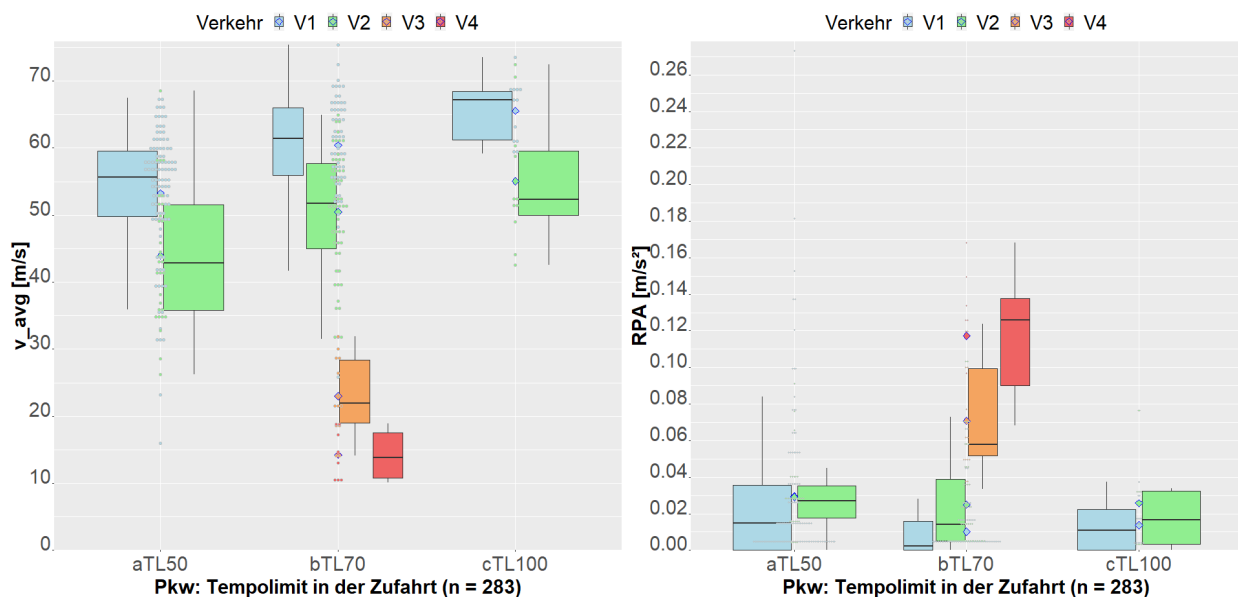
Die Mitfahrten für die Zufahrten sind in Abbildung 4-8 als Geschwindigkeits-Weg-Diagramme dargestellt. Dabei werden für die gesamte Strecke von 300 m bis zur Einfahrt alle Mitfahrten und getrennt die Fahrten mit den drei zulässigen Höchstgeschwindigkeiten 50 km/h, 70 km/h und 100 km/h vor der Einfahrt aufgeführt. In den Abbildungen sind die vier eingeschätzten Verkehrsqualitäten farblich getrennt dargestellt.



**Abbildung 4-8:** Geschwindigkeit gegenüber der Strecke bis Einfahrt in den Kreisverkehr für alle Zufahrten (links oben) und für die drei zulässigen Höchstgeschwindigkeiten der Zufahrt differenziert nach Verkehrsqualität

In Abbildung 4-9 sind für diese Fahrten die mittleren Geschwindigkeiten (links) und die relativen positiven Beschleunigungen (rechts) jeweils differenziert nach zulässiger Höchstgeschwindigkeit und eingeschätzter Verkehrsqualität als sogenannte Box-Whisker-Plots dargestellt, bei der die Unter- und Oberkante des jeweiligen Rechtecks für einen Parameter das 1. Quartil bzw. 3. Quartil der Werte kennzeichnen und die Linie im Rechteck den Median. Die kleinen Punkte zeigen jeweils die Häufigkeit der vorkommenden Werte an und der größer dargestellte Punkt jeweils den Mittelwert der Werte. In der Abbildung wird deutlich, dass mit zunehmender zulässiger Höchstgeschwindigkeit über die 300 m der Zufahrt erwartungsgemäß leicht ansteigende mittlere Geschwindigkeiten erreicht werden, die aber mit Werten für Mittelwerte und Mediane zwischen 53 und 67 km/h für die Verkehrsqualität 1 bzw. 43 und 55 km/h für die Verkehrsqualität 2 jeweils in recht

engen Bereichen liegen. Für die Verkehrsqualitäten 3 und 4, die nur bei Fahrten mit zulässigen Höchstgeschwindigkeiten von 70 km/h auftraten, sind die auf den 300 m der Zufahrt realisierten mittleren Geschwindigkeiten mit im Median 22 bzw. 14 km/h deutlich geringer. Die relativen positiven Beschleunigungen in den Verkehrsqualitäten 1 und 2 sind erwartungsgemäß sehr gering und unterscheiden sich über die drei zulässigen Höchstgeschwindigkeiten nur wenig, weil die Kfz im Wesentlichen zum Kreisverkehr hin „ausrollen“ bzw. auf die Einfahrtsgeschwindigkeit abbremsen. Mit den erforderlichen Halten und anschließendem Wiederauffahren in den Verkehrsqualitäten 3 und 4 steigt RPA deutlich an.



**Abbildung 4-9: Mittlere Geschwindigkeiten ( $v_{avg}$ ; links) und relative positive Beschleunigungen (RPA; rechts) der Zufahrten differenziert nach zulässiger Höchstgeschwindigkeit (Tempolimit, TL) und Verkehrsqualität (V1 - V4).**

Die weitere Umsetzung der Modellierung der Zufahrten basiert, neben der durch die Mitfahrten gewonnenen Datengrundlage, auf den folgenden Annahmen. Bis zum Beginn des verkehrlichen Einflussbereichs des Kreisverkehrs 300 m vor dem Kreis gilt die Standardverkehrssituation der betrachteten RLU-Straße. In der Zufahrt, die meist eine ein- bis zweistufige Beschränkung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit aufweist, findet auf diesen 300 m bei freier Strecke eine Verzögerung auf die Einfahrtsgeschwindigkeit entsprechend der aufgenommenen Fahrprofile der Verkehrsqualitätsstufe 1, mit einer deutlich zunehmenden Verzögerung ab etwa 50 m vor der Einfahrt, statt. Störungen in Form von Stop&Go in der Zufahrt sind eine Folge einer sehr hohen Auslastung bzw. sogar einer Überschreitung der Kapazität des Kreisverkehrs. Sie resultieren in einer Rückstaulänge vor der Einfahrt in den Kreisverkehr. Das Abbremsen von der Geschwindigkeit der Standard-RLuS-Verkehrssituation erfolgt nicht erst zur Einfahrt, sondern bereits vorher zum Ende des Rückstaubereichs. Im Rückstaubereich liegt dann eine Stop&Go-Situation vor.

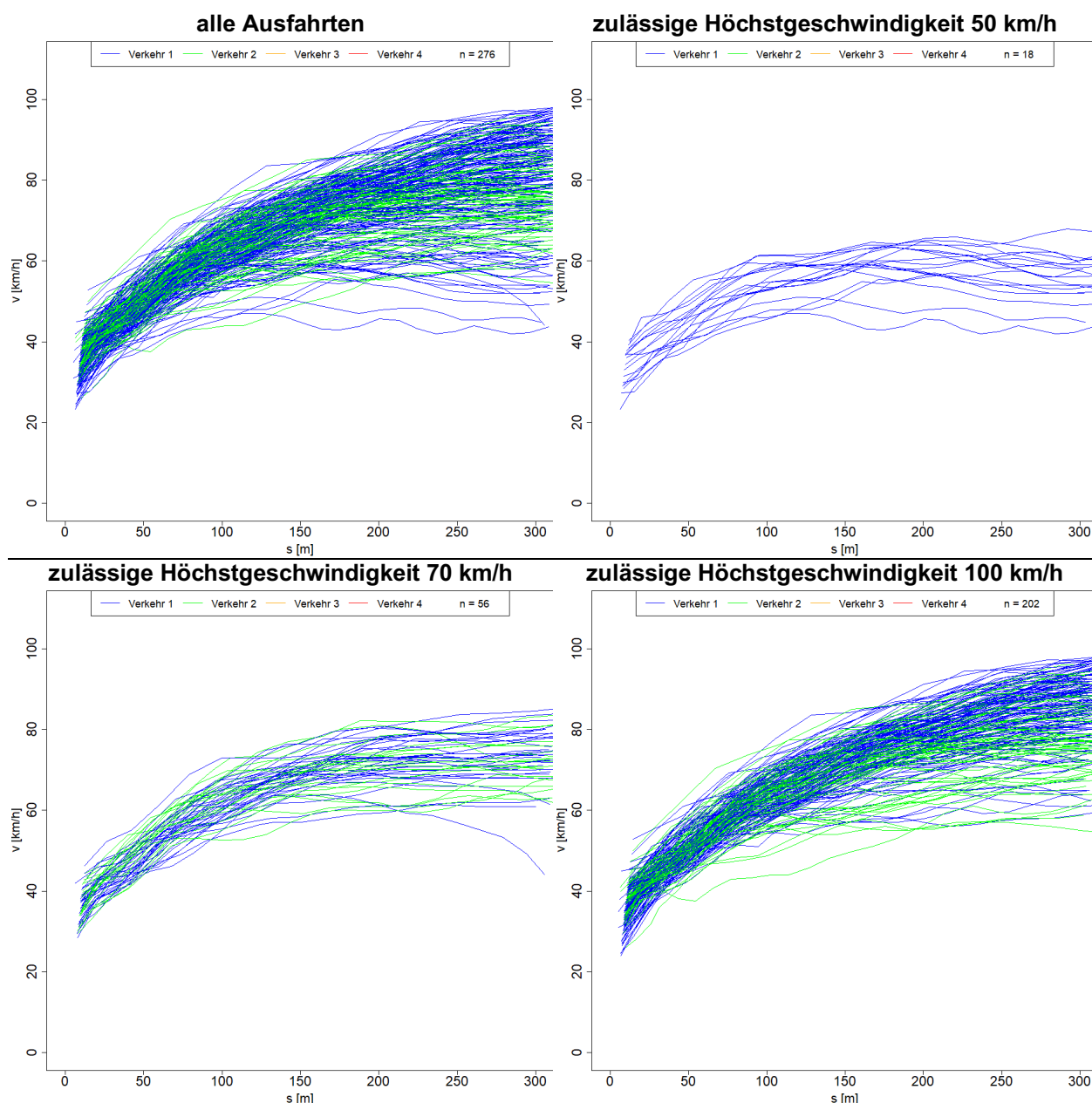
Für die Modellierung in den RLU-S bedeutet dies, dass bis 300 m vor dem Kreisverkehr die Standard-RLuS-Verkehrssituation gültig ist. In Abhängigkeit der Aus- bzw. Überlastung des Kreisverkehrs wird für die Zufahrt eine Rückstaulänge ermittelt, für die eine Stop&Go-Verkehrssituation angesetzt wird. Für die rückstaufreien Bereiche der Zufahrt, ggf. also auch die ganze Zufahrt, werden die Emissionsfaktoren angesetzt, die sich auf



Basis der 172 Mitfahrten, die nicht hinter einem schweren Nutzfahrzeug und in der Verkehrsqualitätsstufe 1 stattfanden, getrennt nach zulässigen Höchstgeschwindigkeiten ergeben.

#### **4.3.3.2 Ausfahrt**

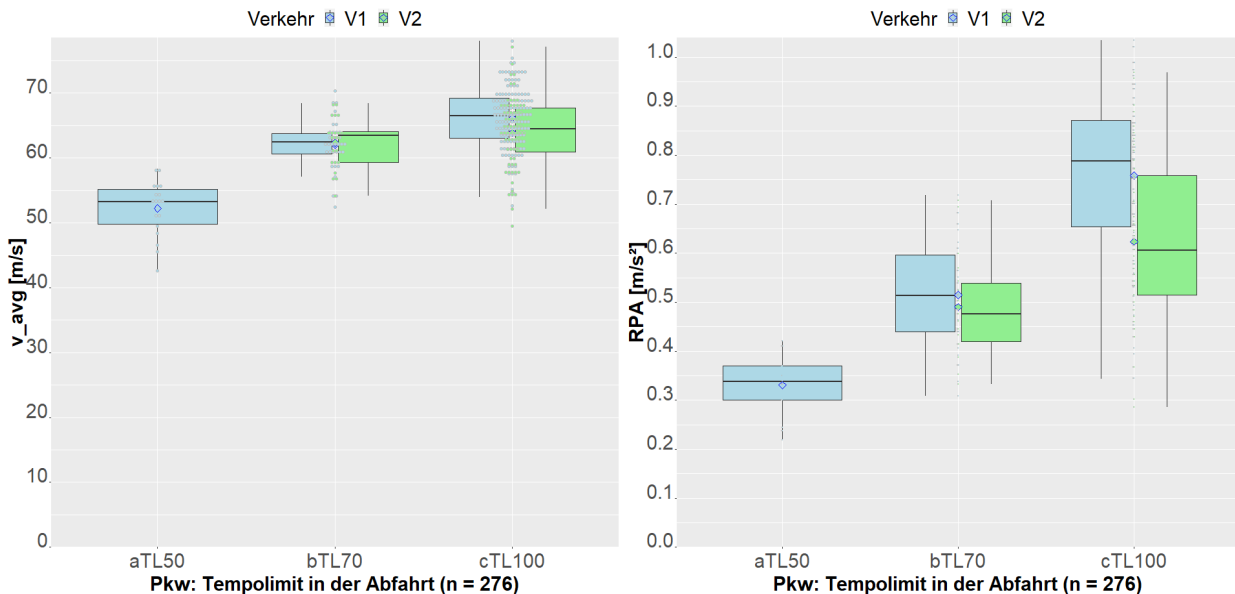
Die Mitfahrten für die Ausfahrten sind in Abbildung 4-10 als Geschwindigkeits-Weg-Diagramme dargestellt. Dabei werden für die gesamte Strecke von 300 m ab der Ausfahrt alle Mitfahrten und getrennt die Mitfahrten mit den drei zulässigen Höchstgeschwindigkeiten 50 km/h, 70 km/h und 100 km/h aufgeführt. In den Abbildungen sind die eingeschätzten Verkehrsqualitäten farblich getrennt dargestellt, wobei die Stufen 3 und 4 in den Ausfahrten nicht vorkommen.



**Abbildung 4-10: Geschwindigkeit gegenüber der Strecke ab Ausfahrt aus dem Kreisverkehr für alle Ausfahrten (links oben) und für die drei zulässigen Höchstgeschwindigkeiten der Ausfahrt differenziert nach Verkehrsqualität**

In Abbildung 4-11 sind für diese Fahrten die mittleren Geschwindigkeiten (links) und die relativen positiven Beschleunigungen (rechts) jeweils differenziert nach zulässiger Höchstgeschwindigkeit und eingeschätzter Verkehrsqualität als sogenannte Box-Whisker-Plots entsprechend Abbildung 4-9 dargestellt. In der Abbildung wird deutlich, dass mit zunehmender zulässiger Höchstgeschwindigkeit über die 300 m der Ausfahrt erwartungsgemäß leicht ansteigende mittlere Geschwindigkeiten erreicht werden, die aber mit Werten für Mittelwerte und Mediane zwischen 62 und 67 km/h für die zulässigen Höchstgeschwindigkeiten 70 und 100 km/h in einem sehr engen Bereich liegen. Die relativen positiven Beschleunigungen sind naturgemäß um ein Vielfaches höher als bei den Zufahrten. Bei der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 70 km/h unterscheiden sich die Werte für die Verkehrsqualitäten nur wenig, während bei einem Tempolimit von 100 km/h

die nicht völlig frei mögliche Beschleunigung bei der Verkehrsqualität 2 deutlich geringere RPA aufweist als in der Verkehrsqualität 1.



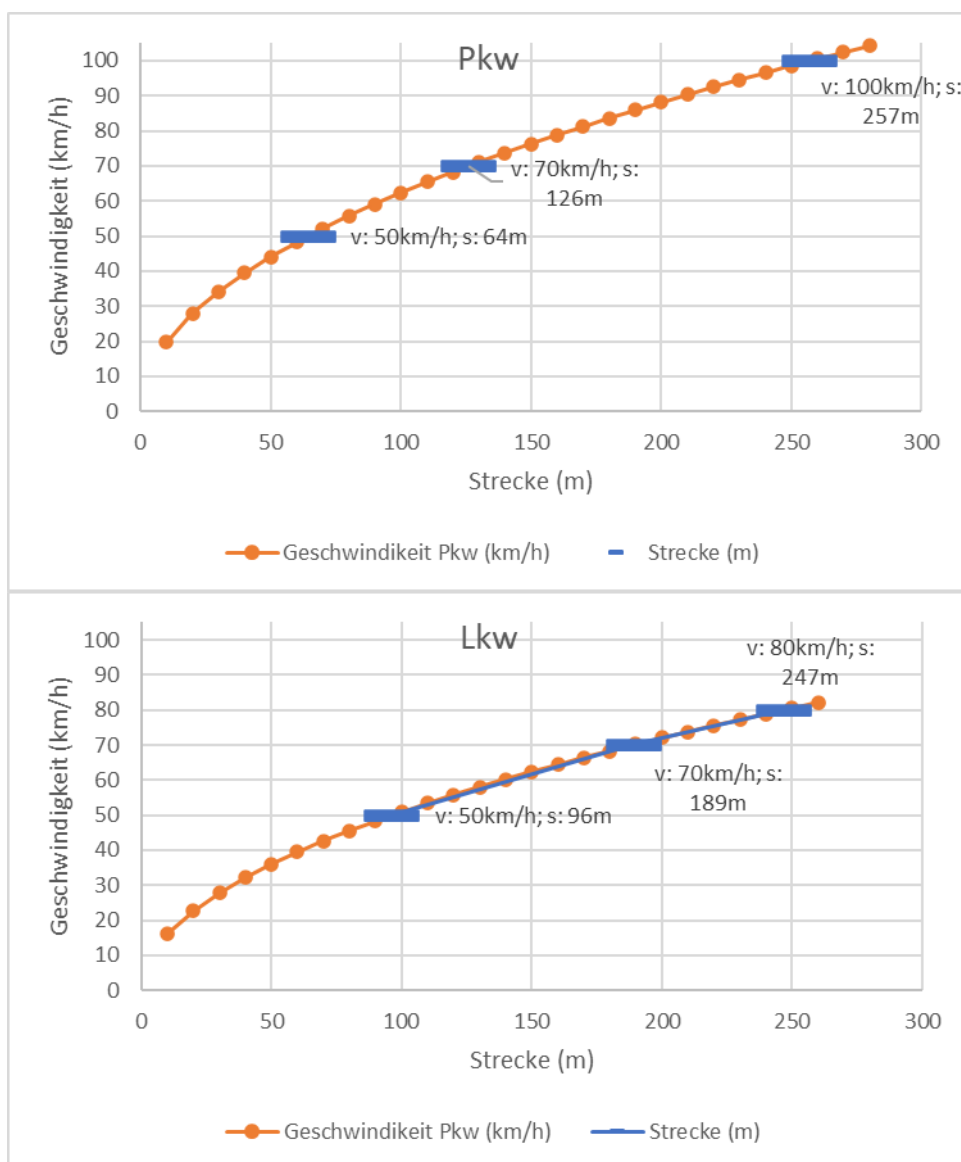
**Abbildung 4-11: Mittlere Geschwindigkeiten ( $v_{avg}$ ; links) und relative positive Beschleunigungen (RPA; rechts) der Ausfahrten differenziert nach zulässiger Höchstgeschwindigkeit (Tempolimit, TL) und Verkehrsqualität (V1 - V2).**

Die weitere Umsetzung der Modellierung der Ausfahrten basiert, neben der durch die Mitfahrten gewonnenen Datengrundlage, auf den folgenden Annahmen. In der Ausfahrt nach dem Kreisverkehr erfolgt eine Beschleunigung bis zur Höchstgeschwindigkeit. Die Länge der Beschleunigungsphase hängt dabei von der erlaubten Höchstgeschwindigkeit ab. Eine verkehrliche „Störung“ bedeutet in der Ausfahrt, dass diese Höchstgeschwindigkeit z. B. durch ein vorausfahrendes Fahrzeug später oder gar nicht erreicht wird. Die Verkehrsqualität in der Ausfahrt ist also nicht in erster Linie durch den Kreisverkehr und dessen Verkehrsbelastung an sich beeinflusst, sondern dadurch ob das vor einem Kfz im Kreis fahrende Kfz den Kreis zufällig über die gleiche Ausfahrt verlässt und, wenn ja, wie das individuelle Beschleunigungsverhalten dieses Fahrzeugs in der Ausfahrt ist. Diese Art der Störung geht aber, aufgrund geringerer Beschleunigungen, mit geringeren Emissionen einher. Eine eindeutige Unterscheidung der Mitfahrten in der Ausfahrt in die Verkehrsqualitätsstufen 1 und 2 ist aus den Geschwindigkeits-Weg-Diagrammen auch nicht ersichtlich und es wird davon ausgegangen, dass in den aufgenommenen Profilen diese Effekte enthalten sind und nicht gesondert berücksichtigt werden müssen.

Vor diesem Hintergrund gilt für die Modellierung in den RLUS, dass in der Ausfahrt ab dem Moment des Erreichens der Geschwindigkeit der Standard-RLuS-Verkehrssituation diese gültig ist. Für den Bereich der Ausfahrt ab dem Kreisverkehr bis zu diesem Punkt werden die Emissionsfaktoren angesetzt, die sich auf Basis der 276 Mitfahrten, die in den beiden Verkehrsqualitätsstufen 1 und 2 und nicht hinter einem schweren Nutzfahrzeug stattfanden, getrennt nach zulässigen Höchstgeschwindigkeiten ergeben.

Die Länge des Bereichs der Ausfahrt, in dem die Ausfahrts-Verkehrssituation gilt, wird je nach Zielgeschwindigkeit, also in Abhängigkeit der zulässigen Höchstgeschwindigkeiten der Standard-RLuS-Verkehrssituation des jeweiligen Ausfahrtarms, festgelegt. In Abbildung 4-12 ist dargestellt, wie lang die zurückgelegte Strecke zum Erreichen einer

Zielgeschwindigkeit ist. Dabei wird für Pkw eine mittlere Beschleunigung von  $1.5 \text{ m/s}^2$  und für Lkw von  $1.0 \text{ m/s}^2$  angenommen. Die sich in Abbildung 4-12 aus theoretischen Überlegungen ergebenden Distanzen passen sehr gut zu den empirischen Geschwindigkeits-Weg-Diagrammen der Mitfahrten der Ausfahrten der entsprechenden zulässigen Höchstgeschwindigkeiten in Abbildung 4-10. Vor diesem Hintergrund wird festgelegt, dass für eine zulässige Höchstgeschwindigkeit von  $50 \text{ km/h}$  in der Ausfahrt der entsprechende Emissionsfaktor für eine Länge von  $100 \text{ m}$  angesetzt wird. Für eine zulässige Höchstgeschwindigkeit von  $70 \text{ km/h}$  wird eine Länge von  $200 \text{ m}$  und für  $100 \text{ km/h}$  der vollständige verkehrliche Wirkungsbereich des Kreisverkehrs von  $300 \text{ m}$  angesetzt. Eine ergänzende Differenzierung hinsichtlich der Ausfahrten wird in Abschnitt 4.3.5.1 beschrieben.

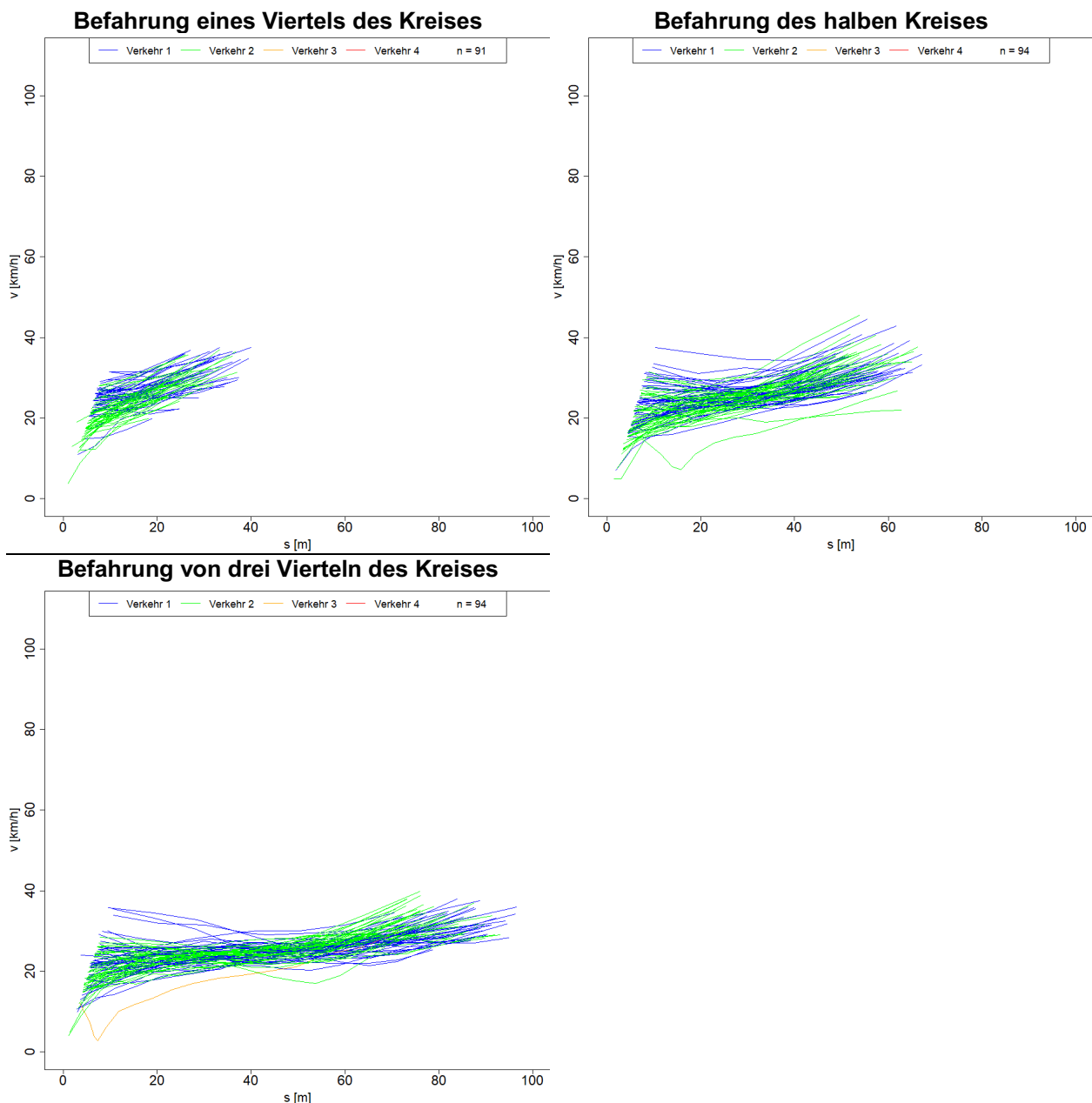


**Abbildung 4-12: Zurückgelegte Strecke zur Erreichung einer Zielgeschwindigkeit für Pkw (oben) und Lkw (unten)**

Da in den RLuS die wählbaren zulässigen Höchstgeschwindigkeiten der Nicht-Autobahn-Standard-Straßen 60, 80, 100 und 110/120 km/h sind, in den Kreisverkehrsausfahrten der Mitfahrten aber nur die zulässigen Höchstgeschwindigkeiten 50, 70 und 100 km/h auftraten, werden den RLuS-Standardstraßen mit zulässigen Höchstgeschwindigkeiten von 60 und 80 km/h die Kreisverkehrsausfahrts-Verkehrssituationen mit 50 bzw. 70 km/h zulässiger Höchstgeschwindigkeit zugeordnet und allen anderen die mit 100 km/h zulässiger Höchstgeschwindigkeit.

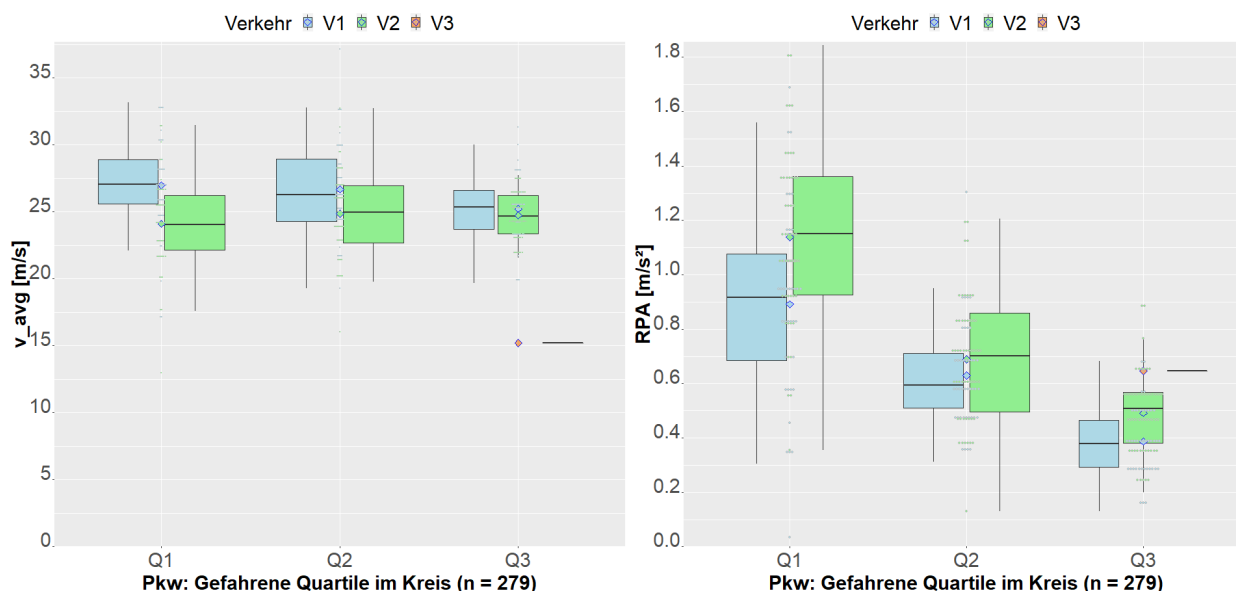
#### 4.3.3.3 Kreissegment

Die Mitfahrten für die Kreissegmente sind in Abbildung 4-13 als Geschwindigkeits-Weg-Diagramme für die drei Möglichkeiten der Fahrt im Kreis dargestellt.



**Abbildung 4-13: Geschwindigkeit gegenüber der Strecke ab Einfahrt in den Kreis für die drei Möglichkeiten der Kreisumfahrung**

In Abbildung 4-14 sind für diese Fahrten die mittleren Geschwindigkeiten (links) und die relativen positiven Beschleunigungen (rechts) differenziert nach gefahrenen Quartilen als sogenannte Box-Whisker-Plots entsprechend Abbildung 4-9 dargestellt. In der Abbildung wird deutlich, dass die mittleren Geschwindigkeiten bei den drei möglichen Fahrtlängen im Kreis innerhalb einer Verkehrsqualitätsstufe sehr ähnlich sind und sich im Wesentlichen in der Breite der Verteilung unterscheiden. Dies ist darin begründet, dass in den hier durchgeführten Mitfahrten offensichtlich die mittlere Fahrtgeschwindigkeit im Kreis bei den längeren Durchfahrten mit etwa 25 km/h in etwa der Hälfte der Summe der Ein- und Ausfahrtsgeschwindigkeit entspricht und damit die Länge der Strecke im Kreis nur einen geringen Einfluss auf die mittlere Geschwindigkeit der einzelnen Fahrten hat. Da sich die relativen positiven Beschleunigungen auf die gesamte Fahrtstrecke beziehen, sinken diese erwartungsgemäß mit zunehmender Fahrtlänge im Kreis von einem Viertel, das im Wesentlichen nur aus einer Beschleunigungsphase besteht, über den halben Kreis bis zu drei Vierteln deutlich ab.



**Abbildung 4-14: Mittlere Geschwindigkeiten ( $v_{avg}$ ; links) und relative positive Beschleunigungen (RPA; rechts) im Kreisverkehr differenziert nach befahrenen Kreisquartilen (Q1 - Q3) und Verkehrsqualität (V1 - V3)**

Ob für die Fahrt im Kreis die Verkehrsqualität V1 oder V2 vorliegt, ist nicht unbedingt eine Eigenschaft des Kreisverkehrs und dessen Verkehrsbelastung, sondern hängt im Wesentlichen, und insbesondere bei eher geringen Belastungen, davon ab, ob eine direkte Einfahrt in den Kreisverkehr möglich ist, weil gerade kein Kfz an der entsprechenden Stelle im Kreis fährt. Dann kann ohne Bremsen oder gar Anhalten mit der bestehenden Geschwindigkeit direkt in den Kreis eingefahren werden. Ist dies nicht der Fall ist die Geschwindigkeit, mit der in den Kreis eingefahren wird, deutlich geringer und die Kreisfahrt beginnt mit einer längeren Beschleunigungsphase, wie es auch anhand der gegenüber V2 höheren Geschwindigkeiten bei V1 und gleichzeitig geringeren RPA-Werten in Abbildung 4-13 und Abbildung 4-14 deutlich wird. Vor diesem Hintergrund wurde entschieden, auf den Kreissegmenten mit einem einheitlichen spezifischen Einheitsemissionsfaktor zu arbeiten und zu dessen Ermittlung die 94 Fahrten mit der mittleren Fahrtlänge, also der halben Kreisdurchfahrt, die nicht hinter einem schweren Nutzfahrzeug stattfanden, in beiden Verkehrsqualitäten zu verwenden. Damit gelten für alle

Kreissegmente in allen Kreiskonfigurationen die gleichen Emissionsfaktoren. Da bei einem Kreisverkehr in den RLuS unter den getroffenen Annahmen die Verkehrsbelastung auf allen Segmenten eines Kreises gleich ist, haben in der Konsequenz alle Segmente eines Kreises die gleichen Emissionen.

#### 4.3.4 Ableitung der Verkehrsqualität (LOS-Modell)

Zu Ermittlung von Stausituationen in einer Zufahrt eines Kreisverkehrs wurden Berechnungen auf Grundlage des Bemessungsverfahrens für Kreisverkehre aus dem HBS (FGSV, 2015) durchgeführt. Für verschiedene Kombinationen von DTV-Werten bezogen auf den gesamten Kreisverkehr und in einer Zufahrt wurden Ganzjahresanalysen erstellt, d. h. es wurden unter Zugrundelegung von typisierten Jahres- und Tagesganglinien aus den RWS (2020) für jede Stunde eines Jahres die mittlere Wartezeit in der Zufahrt bestimmt und daraus die Qualitätsstufe des Verkehrsablaufs (QSV) von A bis F abgeleitet, die dann einem LOS zuordnet werden konnte. Zusätzlich wurde die Staulänge in der Zufahrt ermittelt. Aus dieser Auswertung ergab sich, wie viele Stunden im Jahr die Qualitätsstufe A, B, C usw. haben und wie die maximalen, minimalen und mittleren Staulängen in diesen Stunden mit der jeweiligen Qualitätsstufe sind. Die Berechnungen wurden für drei- und vierarmige Kreisverkehre durchgeführt und tabellarisch für verschiedene Werte des Gesamtverkehrs eines Kreisverkehrs sowohl als durchschnittlicher Tagesverkehr ( $DTV_K$ ) als auch als Summe aller Verkehre in den Zufahrten ( $DTV_Z$ ) abgelegt, wie es auszugsweise in Tabelle 4-3 aufgeführt ist.

Zur Bestimmung des Stauanteils in einer Zufahrt eines Kreisverkehrs ist folgendes Vorgehen erforderlich:

1. Aus der Summe der  $DTV_Z$  aller Zufahrten ist der  $DTV_K$  des gesamten Knotenpunkts zu berechnen.
2. Dann ist jede Zufahrt einzeln zu betrachten und jeweils der Anteil  $p_Z$  des  $DTV_Z$  der betrachteten Zufahrt am  $DTV_K$  des gesamten Knotenpunkts zu berechnen.
3. Aus dem  $DTV_K$  (in 1'000er-Klassen, bei 4-armigen Kreisverkehren von 15'000 Kfz/24h bis 40'000 Kfz/24h) und  $p_Z$  (in 5 %-Klassen von 5 % bis 50 %) ergibt sich die Anzahl der Kfz/a mit freier Fahrt und die Anzahl der Kfz/a im Stau. Letztere werden zusätzlich differenziert für fünf Segmente in der Zufahrt ( $\leq 50$  m,  $> 50$  m bis  $\leq 100$  m,  $> 100$  m bis  $\leq 150$  m,  $> 150$  m bis  $\leq 200$  m,  $> 200$  m) ausgewiesen.

Folgende Anwendungshinweise sind bei der Ermittlung zu berücksichtigen:

- bei  $DTV_K < 15'000$  ist  $DTV_K = 15'000$  Kfz/24h zu wählen,
- bei  $DTV_K \geq 15'000$  Kfz/24h bis  $DTV_K < 16'000$  ist  $DTV_K = 15'000$  Kfz/24h zu wählen usw.,
- bei  $DTV_K > 40'000$  Kfz/24h ist  $DTV_K = 40'000$  Kfz/24h zu wählen,
- bei  $p_Z < 5$  % ist  $p_Z = 5$  % zu wählen,
- bei  $p_Z \geq 5$  % bis  $p_Z < 10$  % ist  $p_Z = 5$  % zu wählen usw. und
- bei  $p_Z > 50$  % ist  $p_Z = 50$  % zu wählen.

**Tabelle 4-3: Auszug aus der vorprozessierten Stautabelle für die Zufahrt in einen Kreisverkehr**

DTV <sub>k</sub> [Kfz/Tag]	p <sub>z</sub> (Anteil DTV <sub>z</sub> an DTV <sub>k</sub> )	DTV <sub>z</sub> [Kfz/Tag]	Stauanteil im Segment im Abstand von der Einfahrt				
			≤ 50 m	> 50 m ≤ 100 m	> 100 m ≤ 150 m	> 150 m ≤ 200 m	> 200 m
20 000	10%	2 000	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
20 000	20%	4 000	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
20 000	30%	6 000	5.5%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%
20 000	40%	8 000	20.8%	20.8%	7.3%	4.7%	1.8%
20 000	50%	10 000	37.9%	37.9%	19.8%	17.1%	13.9%
30 000	10%	3 000	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
30 000	20%	6 000	19.2%	10.1%	6.6%	1.2%	1.2%
30 000	30%	9 000	46.2%	46.2%	26.1%	22.9%	18.9%
30 000	40%	12 000	70.8%	70.8%	49.2%	44.6%	38.4%
30 000	50%	15 000	79.4%	79.4%	73.4%	65.5%	59.6%
40 000	10%	4 000	16.1%	7.7%	2.7%	0.5%	0.5%
40 000	20%	8 000	53.0%	37.3%	32.1%	23.9%	23.9%
40 000	30%	12 000	76.8%	76.8%	63.2%	58.8%	52.5%
40 000	40%	16 000	83.9%	83.9%	77.8%	76.4%	74.3%
40 000	50%	20 000	86.6%	86.6%	84.3%	82.8%	81.2%

### 4.3.5 Ableitung von Emissionsfaktoren

#### 4.3.5.1 Motorbedingte Emissionen

Gemäß Abschnitt 4.3.3 ergeben sich, unabhängig vom Staumodell der Zufahrt, sieben kreisverkehrsbezogene Verkehrssituationen: je drei Zu- und Ausfahrten mit zulässigen Höchstgeschwindigkeiten von 50, 70 und 100 km/h sowie die Fahrt im Kreis. Für die diesen 542 Mitfahrten entsprechenden Strecken (172 in der Zufahrt, 276 in der Ausfahrt und 94 im Kreis) wurden die auf 1 Hz-Werte aggregierten während der Fahrt gemessenen Geschwindigkeiten und Distanzen an die Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik mbH (FVT) der TU Graz zur Ermittlung der Emissionen mit PHEM übergeben.

Für jede dieser 542 Strecken wurden von der FVT mit PHEM 13.0.3.20 schichtfein der Basiskraftstoffverbrauch und die Basisabgasemissionen der Stoffe NO<sub>x</sub>, NO, CO, Kohlenwasserstoffe (HC) und Partikel ermittelt.

Schwere Nutzfahrzeuge und Busse weisen eine gegenüber Pkw deutlich andere Fahrtdynamik auf. Um auch für diese Kfz-Arten anhand der durch Pkw-Mitfahrten aufgenommenen Fahrprofile realistische Emissionsfaktoren zu erhalten, wurden seitens der FVT für die Emissionsfaktorermittlung dieser Kfz-Arten in einem Preprocessing in den Fahrprofilen sowohl die Maximalgeschwindigkeiten als auch die positiven und negativen Beschleunigungen beschränkt.

Diese schichtfeinen Emissionsfaktoren wurden in einem aufwändigen Postprocessing gemäß der bei der Erstellung des HBEFA 4.1 angewandten Methodik so ergänzt, dass schichtfeine Emissionsfaktoren aller benötigten Stoffe aller in den Flottendateien von



2005 - 2040 vorkommenden Schichten verfügbar sind. Dazu gehörten insbesondere die folgenden Arbeitsschritte:

- Ergänzung der Schichten für Kfz mit Dieselpartikelfilter,
- Integration der Auswirkungen des Software-Updates der VW-Pkw-Diesel-Motoren EA189,
- Hinzufügen von Pkw-Schichten mit LPG-Motoren,
- Hinzufügen von Pkw- und INfz-Schichten mit CNG-Motoren,
- Hinzufügen von sNfz-Schichten mit LNG- und CNG-Motoren,
- Hinzufügen von Schichten mit Abgasstandard Euro 0 und älter für alle Kfz-Arten,
- Hinzufügen von Schichten der Busse mit Hybridantrieben,
- Hinzufügen von Schichten mit Plugin-Hybridantrieben für alle Kfz-Arten,
- Ableitung der NO<sub>2</sub>-Direktemissionen für alle Kfz-Arten,
- Ableitung der SO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Kraftstoffverbrauch,
- Ableitung der Benzol-Emissionen aus den HC-Emissionen und
- Setzen der B[a]P-Emissionen gemäß Abschnitt 2.1.

Als Basisemissionsfaktor für jede dieser sieben kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen wurde für jede Schicht und für jeden Stoff der Mittelwert der für die jeweils zugehörigen Strecken ermittelten Werte angesetzt.

Wie aus den in Abschnitt 4.3.3.2 zu den Mitfahrten in der Ausfahrt dargestellten Daten deutlich wird, finden auf den Ausfahrten vom Verlassen des Kreises bis zum Ende der Ausfahrt nach 300 m keine gleichmäßigen kontinuierlichen Beschleunigungsvorgänge statt. Bei der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 50 km/h wird die Zielgeschwindigkeit bereits nach ca. 100 m erreicht und anschließend folgt eine Konstantfahrt von ca. 200 m Länge. Bei der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 70 km/h wird bis ca. 200 m beschleunigt und nur bei der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 100 km/h wird über die gesamten 300 m der Ausfahrt beschleunigt. Eine weitergehende Betrachtung zeigt zudem, dass auch bei den zulässigen Höchstgeschwindigkeiten von 70 und 100 km/h keine gleichmäßige Zunahme der Geschwindigkeit erfolgt, sondern die Beschleunigung mit zunehmender Geschwindigkeit abnimmt.

Eine direkte Verwendung der mittleren Emissionsfaktoren, die jeweils über die gesamten 300 m der Ausfahrten ermittelt wurden, ist vor diesem Hintergrund nicht wirklich sachgerecht, denn zum einen würden durch den Konstantfahrtanteil bei den zulässigen Höchstgeschwindigkeiten von 50 und 70 km/h für die Abbildung der Beschleunigungsphase zu geringe Emissionsfaktoren angesetzt und zum anderen würden bei den längeren Beschleunigungsphasen bei 70 und 100 km/h zulässiger Höchstgeschwindigkeit die räumliche Variation der Emissionsfaktoren entlang der Ausfahrt nicht abgebildet. Daher wurden alle Ausfahrtsstrecken in jeweils drei Abschnitte von 100 m Länge geteilt und für jeden dieser Abschnitte separat die Emissionsfaktoren gemäß dem oben beschriebenen Vorgehen ermittelt. In Verfeinerung des in Abschnitt 4.3.3.2 grundsätzlich dargestellten Ansatzes für die Ausfahrten wird dann bei einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 50 km/h für die ersten 100 m der Ausfahrt der Emissionsfaktor angesetzt, der sich für die jeweils ersten 100 m der Mitfahrten der Ausfahrten mit einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 50 km/h ergibt. Im weiteren Verlauf der Ausfahrt gelten dann die Emissionen der RLuS-Standardstraße, die sich an die Ausfahrt anschließt. Bei Ausfahrten mit einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 70 km/h wird für die ersten 100 m der Ausfahrt der Emissionsfaktor angesetzt, der sich für die jeweils ersten 100 m der Mitfahrten der

Ausfahrten mit einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 70 km/h ergibt und für den Bereich von 100 - 200 m der, der sich aus den zweiten 100 m der Mitfahrten der Ausfahrten mit einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 70 km/h ergibt. Im weiteren Verlauf der Ausfahrt gelten dann wiederum die Emissionen der RLuS-Standardstraße, die sich an die Ausfahrt anschließt. Bei Ausfahrten mit einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 100 km/h werden in analoger Weise drei abschnittsbezogene, aus den Mitfahrten der Ausfahrt abgeleitete, Emissionsfaktoren angesetzt und die Emissionen der sich anschließenden RLuS-Standard-Straße gelten erst nach dem Ende der Ausfahrt ab 300 m Entfernung vom Kreisverkehr.

Um entsprechend dem HBEFA spezifische Emissionsfaktoren für die konkreten Bezugsjahre 2005 - 2040 zu erhalten, wurden für diese 36 Jahre schichtfein die Emissionsfaktorkorrekturen des HBEFA auf die Basisemissionsfaktoren zur Berücksichtigung der Fahrzeugalterung und der zeitlich variierenden Kraftstoffqualität angewendet. Im HBEFA unterliegen die Basisemissionsfaktoren zudem teilweise einer Temperaturkorrektur hinsichtlich der durchschnittlichen Umgebungsbedingungen in Deutschland, die ebenfalls auf die Basisemissionsfaktoren angewendet wurde. Im Ergebnis wurden so 36 schichtfeine Emissionsfaktordatensätze für die kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen für Deutschland berechnet, aus denen mit den Flotten- und Kfz-Zusammensetzungen der RLuS Emissionsfaktoren für die kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen erstellt wurden.

In Tabelle 4-4 sind für die im Jahr 2020 in der HBEFA-Flotte für Deutschland jeweils am häufigsten vorkommenden modernen Schichten bei den Benzin- und Diesel-Pkw (Euro 6ab), leichten Nutzfahrzeugen (N1-III, Euro 6ab) sowie schweren Nutzfahrzeugen (TT/AT > 34-40 t, Euro VI) die Basisemissionsfaktoren der kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen den entsprechenden Basisemissionsfaktoren des HBEFA der ländlichen Fern-/Bundesstraße mit zulässiger Höchstgeschwindigkeit 80 km/h im Level of Service 1 gegenübergestellt. Aus diesen Zahlen wird deutlich, dass bei der Zufahrt aufgrund der Bremsvorgänge bzw. des Ausrollens zum Kreis hin, je nach Kfz-Art und Komponente, nur ca. 30 - 50 % der spezifischen Kraftstoffverbräuche und ca. 45 - 90 % der NO<sub>x</sub>-Emissionen der freien Fahrt auf einer durchschnittlichen Außerortsstraße entstehen. Durch die Beschleunigung bei der Ausfahrt hingegen sind dort bei den Pkw und den leichten Nutzfahrzeugen die Verbräuche, abhängig von zulässiger Höchstgeschwindigkeit und Teilabschnitt, zwischen ca. 70 % und dem Faktor 4 höher und die zugehörigen spezifischen NO<sub>x</sub>-Emissionen zwischen ca. 80 % und fast dem Faktor 8. Für die hier betrachtete Schicht der schweren Nutzfahrzeuge steigen die Kraftstoffverbräuche um etwa den Faktor 4 - 5 und die NO<sub>x</sub>-Emissionen um etwa den Faktor 4 - 14. Die spezifischen Emissionen der Kreisfahrt sind im Verhältnis zur freien Fahrt auf einer durchschnittlichen Außerortsstraße bei den Kraftstoffverbräuchen und NO<sub>x</sub>-Emissionen um Faktoren in Höhe von ca. 2.3 - 3.6 bei den Pkw und leichten Nutzfahrzeugen bzw. ca. 4 - 10 bei der Schicht der schweren Nutzfahrzeuge erhöht. Bei allen betrachteten Fahrzeugschichten wird, insbesondere bei NO<sub>x</sub>, die starke Differenzierung der Emissionen nicht nur in Abhängigkeit von der zulässigen Höchstgeschwindigkeit, sondern auch entlang der Ausfahrten deutlich.

**Tabelle 4-4: Kraftstoffverbräuche und NO<sub>x</sub>-Emissionen der kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen im Verhältnis zur HBEFA-Verkehrssituation Fern-/Bundesstraße mit zulässiger Höchstgeschwindigkeit 80 km/h. Näheres s. Text.**

Verkehrssituation	Abschnitt	Pkw Benzin		Pkw Diesel		INfz Diesel		sNfz	
		Kraftstoff	NO <sub>x</sub>	Kraftstoff	NO <sub>x</sub>	Kraftstoff	NO <sub>x</sub>	Kraftstoff	NO <sub>x</sub>
Zufahrt 50 km/h	0 - 300 m	0.42	0.60	0.36	0.59	0.35	0.44	0.47	0.72
Zufahrt 70 km/h	0 - 300 m	0.41	0.58	0.30	0.66	0.34	0.58	0.29	0.52
Zufahrt 100 km/h	0 - 300 m	0.39	0.67	0.32	0.76	0.40	0.74	0.47	0.80
Ausfahrt 50 km/h	0 - 100 m	2.47	4.31	2.78	3.68	2.48	3.41	4.86	12.65
Ausfahrt 70 km/h	0 - 100 m	3.40	5.96	3.75	7.00	3.45	6.04	4.96	13.80
Ausfahrt 70 km/h	100 - 200 m	1.72	2.08	1.99	3.10	1.81	2.77	4.20	8.55
Ausfahrt 100 km/h	0 - 100 m	3.51	5.86	3.97	7.77	3.65	6.46	4.91	13.18
Ausfahrt 100 km/h	100 - 200 m	2.36	2.71	2.81	5.39	2.61	4.40	4.28	8.74
Ausfahrt 100 km/h	200 - 300 m	1.98	1.77	2.06	3.61	2.01	3.27	3.85	4.18
Kreisfahrt	überall	3.59	3.02	3.02	3.31	2.38	2.28	4.11	10.25

Ergänzend zu diesem relativen Vergleich sind in Tabelle 4-5 für Diesel-Pkw, leichte und schwere Nutzfahrzeuge die hier ermittelten (und auch der Tabelle 4-4 zugrundeliegenden) NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren zusammen mit den Basisemissionsfaktoren des HBEFA für die freie Fahrt und die Stop&Go-Verkehrssituationen der Fern-/Bundesstraße mit zulässiger Höchstgeschwindigkeit 80 km/h aufgeführt. Aus dieser Zusammenstellung wird beispielsweise ersichtlich, dass bei Pkw und leichten Nutzfahrzeugen die Emissionsfaktoren in der Ausfahrt immer über denen der Stop&Go-Situationen liegen und bis zu über drei Mal so hoch sind. Bei den schweren Nutzfahrzeugen hingegen sind die Ausfahrts-Emissionsfaktoren immer geringer als die der Stop&Go-Situationen. Weiterhin wird beispielsweise bei den Werten der Ausfahrt mit einer zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 100 km/h im Vergleich von Pkw und sNfz die Wirkung der beschriebenen Fahrprofilanpassung für die schweren Nutzfahrzeuge deutlich. Während bei den Pkw die Emissionsfaktoren für die zweiten und dritten 100-m-Segmente der Ausfahrt auf ca. 69 bzw. 47 % des Wertes für die ersten 100 m abfällt, sinken sie bei den sNfz auf ca. 66 bzw. 32 %, also insbesondere auf den letzten 100 m deutlich stärker.

**Tabelle 4-5: NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren von Diesel-Kfz für die HBEFA-Verkehrssituation Fern-/Bundesstraße mit zulässiger Höchstgeschwindigkeit 80 km/h und die kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen in [g/km]. Näheres s. Text.**

Verkehrssituation	Verkehrsqualität/ Abschnitt	Pkw	INfz	sNfz
Fern-/Bundesstr	frei	0.27	0.28	0.24
	Stop&Go	0.56	0.48	2.91
	Stop&Go2	0.72	0.50	4.17
Zufahrt 50 km/h	0 - 300 m	0.16	0.12	0.17
Zufahrt 70 km/h	0 - 300 m	0.18	0.16	0.13
Zufahrt 100 km/h	0 - 300 m	0.20	0.21	0.19
Ausfahrt 50 km/h	0 - 100 m	0.99	0.97	3.04
Ausfahrt 70 km/h	0 - 100 m	1.88	1.71	3.32
Ausfahrt 70 km/h	100 - 200 m	0.83	0.78	2.06
Ausfahrt 100 km/h	0 - 100 m	2.08	1.83	3.17
Ausfahrt 100 km/h	100 - 200 m	1.44	1.25	2.10
Ausfahrt 100 km/h	200 - 300 m	0.97	0.93	1.01
Kreisfahrt	überall	0.89	0.65	2.47

#### 4.3.5.2 Nicht-Motorbedingte Partikelemissionen

Die Emissionen von nicht-motorbedingten Partikelemissionen wurden für alle kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen auf den Wert der in den RLuS verfügbaren Straßentypen mit der geringsten zulässigen Höchstgeschwindigkeit (60 km/h) im HBEFA-LOS1 („flüssig“) gesetzt. Bei PM10 unterscheiden sich dabei die Emissionsfaktoren zwischen den Straßentypen mit zulässiger Höchstgeschwindigkeit 60 km/h nicht. Bei PM2.5 wurde mit der ländlichen Sammelstraße die RLuS-Verkehrssituation ausgewählt, die bei der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 60 km/h die höchsten nicht-motorbedingten PM2.5-Emissionen aufweist. Bei den Zufahrten werden entsprechend den Stauanteilen die nicht-motorbedingten Partikelemissionen des HBEFA-LOS für Stop&Go mitberücksichtigt.

#### 4.3.5.3 Stop&Go-Emissionsfaktoren

Als Emissionsfaktoren für die sich in der Zufahrt in Stop&Go-Fahrt befindlichen Kfz wurden die entsprechenden Emissionsfaktoren der Verkehrsqualitätsstufe Stop&Go2 (LOS 5) des HBEFA angesetzt. Die Auswahl der konkreten HBEFA-Basisverkehrssituation erfolgt dabei zweistufig. Der Straßentyp wird entsprechend dem Straßentyp des zugehörigen Arms des Kreisverkehrs gesetzt und die zulässige Höchstgeschwindigkeit entsprechend der Zufahrt. Wenn es im HBEFA die entsprechende Kombination aus Straßentyp und zulässiger Höchstgeschwindigkeit nicht gibt, wird die niedrigste verfügbare zulässige Höchstgeschwindigkeit des entsprechenden Straßentyps gewählt.

### 4.4 Ermittlung der Immissionen

#### 4.4.1 Vorgehen

Das Verfahren zur Ermittlung der Schadstoffbelastungen im Umfeld von Kreisverkehren orientiert sich insofern an dem bestehenden Verfahren zur Immissionsberechnung von Kreuzungen, als dass für den Einflussbereich des Kreisverkehrs auf die Schadstoffbelastung Zuschläge gegenüber der Standard-RLuS-Situation ohne Kreisverkehr ermittelt werden.

Für die beiden Formen eines Kreisverkehrs (drei oder vierarmig) wurden jeweils separate Ausbreitungsrechnungen für die einzelnen Segmente der Gesamtgeometrie durchgeführt. Als Ausbreitungsmodell kam das Gauß-Modell IMMIS<sup>net</sup> (IVU GmbH, 1997; IVU Umwelt, 2012) zum Einsatz. Die Ausbreitungsrechnungen wurden unter Verwendung der auch im Kreuzungsmodul zur Anwendung kommenden gleichverteilten Meteorologie durchgeführt. Den einzelnen Segmenten wurden jeweils Einheitsemissionen zugeordnet. Die Ergebnisse dieser Ausbreitungsrechnungen wurden je Segment in einem horizontalen Raster von 1 x 1 m<sup>2</sup> Auflösung als normierte Konzentrationen abgelegt. Zusätzlich wurde eine Ausbreitungsrechnung für eine lange gerade Straße, ebenfalls mit einer Einheitsemission belegt, durchgeführt und das Ergebnis auch im 1 x 1 m<sup>2</sup>-Raster als normierte Konzentrationen abgelegt.

Zur Bestimmung der Zusatzbelastung der Immission im RLuS-Programm werden für alle Segmente und die lange gerade Straße die spezifischen Emissionen berechnet. Für den ausgewählten Beurteilungspunkt werden die Konzentrationen gemäß der Standard-Abklingfunktion der RLuS für eine lange gerade Straße zunächst um die mit den entsprechenden Emissionen gewichteten Konzentration aus den normierten Konzentrationen für eine lange gerade Straße aus dem oben beschriebenen Raster vermindert und dann um

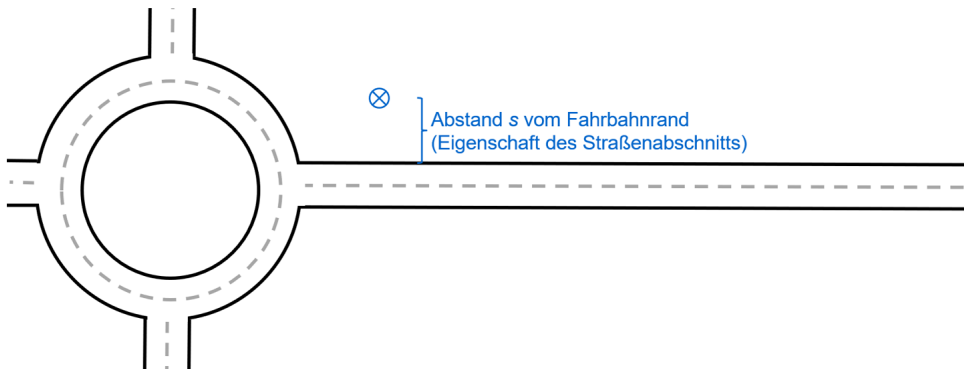
die normierten Konzentrationen der einzelnen Segmente, die ebenfalls mit den zugeordneten Emissionen gewichtet werden, erhöht.

Damit werden die Immissionen durch den Kreisverkehr als Zuschlag oder Abschlag für eine gerade RLU-Straße berechnet. Das Schema dieses Vorgehens ist für einen vierarmigen Kreisverkehr in Abbildung 4-15 dargestellt.

- Referenzfall „unendlich lange gerade Straße“



- Kreisverkehr als Differenz zum Referenzfall

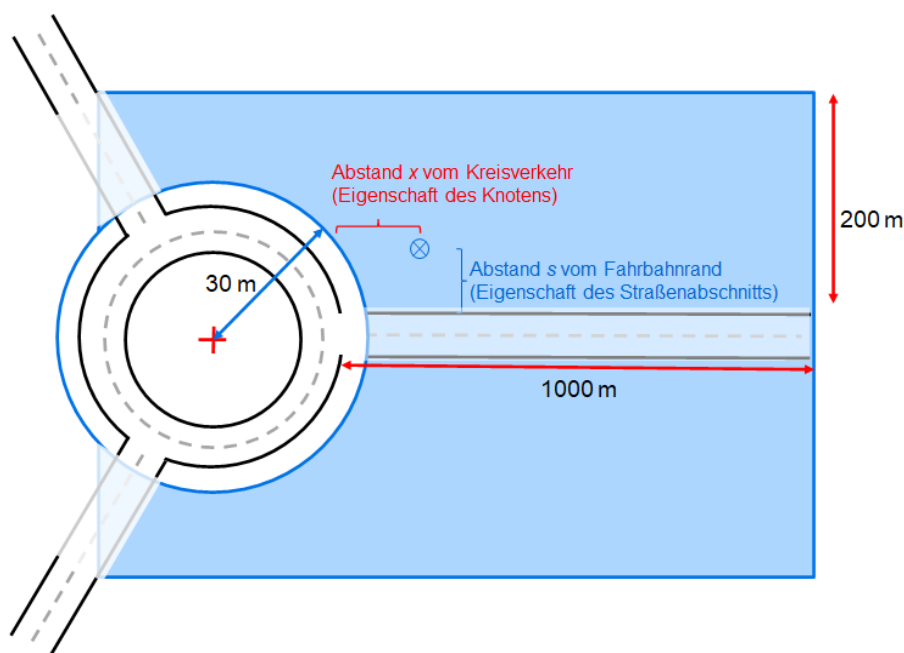


- Differenz als Korrektur auf RLU-S gerade Straße

**Abbildung 4-15: Schema des Vorgehens bei der Ermittlung der Immission am Beispiel eines vierarmigen Kreisverkehrs**

#### 4.4.2 Geometrien

Analog zum bestehenden Kreuzungsmodul wird als Auswertebereich, für den durch den Kreisverkehr verursachte Immissionen berechnet werden, ein Gebiet festgelegt, das 1000 m Abstand vom Kreisverkehr entlang der Zu-/Ausfahrt und 200 m senkrecht zur Zu-/Ausfahrt abdeckt. In Abstimmung mit dem FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und dem forschungsbegleitenden Ausschuss zum Projekt wurde festgelegt, dass Immissionen nur außerhalb eines Abstands von 10 m vom Kreisverkehr ausgegeben werden. In der Abbildung 4-16 ist der gültige Auswertebereich am Beispiel eines dreiarmligen Kreisverkehrs dargestellt.

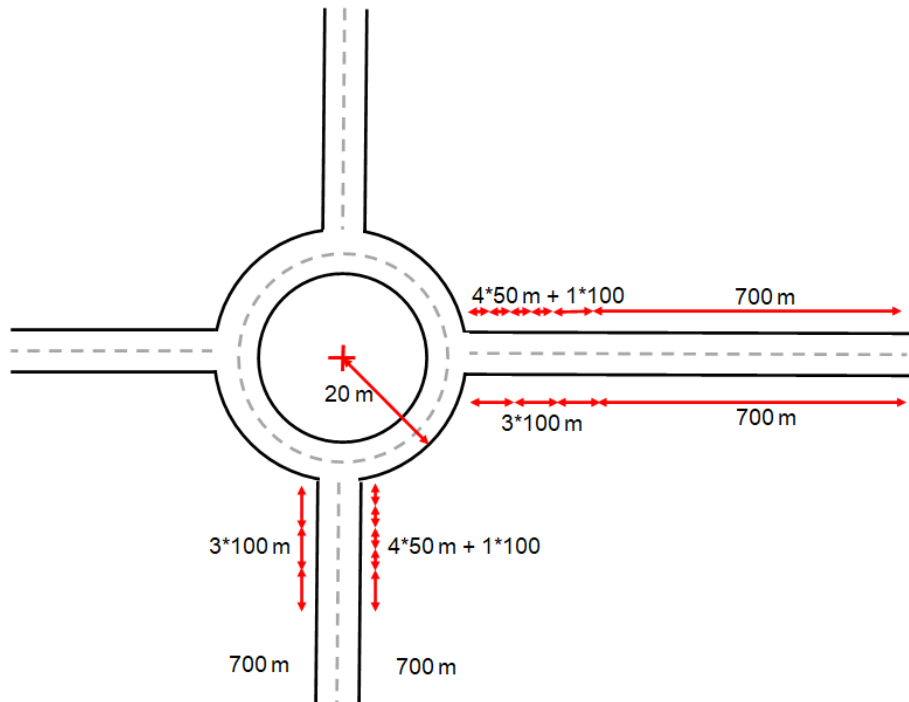


**Abbildung 4-16: Auswertebereich (blau) dargestellt am Beispiel eines dreiarmligen Kreisverkehrs (nicht maßstabsgetreu)**

Gemäß den in Kapitel 4.3.1.1 beschriebenen Grundlagen beträgt der Außendurchmesser eines Kreisverkehrs im Allgemeinen 30 - 50 m. Für die vorliegenden Berechnungen wurde der Mittelwert von 40 m bzw. ein Radius von 20 m angenommen. Die Breite der Kreisfahrbahn, einschließlich der Randstreifen innen und außen, wird mit 7.5 m angesetzt. Die Zu- und die Ausfahrten werden jeweils als einstreifige Fahrbahnen, ebenfalls mit einer Fahrbahnbreite von 7.5 m, angesetzt. Diese Zu- bzw. Ausfahrten werden ohne Aufweitung direkt an den Kreis angebunden wie es in der Abbildung 4-17 dargestellt ist.

Entsprechend der Auswertungen aus den Mitfahrten, wie sie in Kapitel 4.3.3 beschrieben sind, wird die Zufahrt in sechs Segmente unterteilt. Das sind vom Kreis aus gesehen vier Segmente mit einer Länge von jeweils 50 m und einem anschließenden Segment mit einer Länge von 100 m. Diesen fünf Segmenten, die den verkehrlichen Wirkungsbereich des Kreisverkehrs von 300 m abdecken, werden, je nach Stausituation, unterschiedliche Zufahrtsemissionen zugeordnet. An diese fünf Segmente schließt sich bis zum Ende des Auswertebereichs der Immissionen ein 700 m langes Segment an, für das die Emissionsfaktoren der Verkehrssituation der RLU-Straße angenommen werden.

Die Ausfahrt wird, entsprechend der Auswertungen aus den Mitfahrten, wie sie in Kapitel 4.3.3 beschrieben sind, in vier Segmente unterteilt. Ausgehend vom Kreisverkehr liegen drei Segmente mit einer Länge von je 100 m, die je nach zulässiger Höchstgeschwindigkeit mit Emissionsfaktoren aus Kapitel 4.3.3.2 belegt werden. Analog zur Zufahrt folgt bis zum Ende des Auswertebereichs der Immissionen ein 700 m langes Segment, für das die Emissionsfaktoren der Verkehrssituation der RLU-Straße angenommen werden.



**Abbildung 4-17: Geometrie der Emissionsabschnitte am Beispiel des Ost- und Südarms eines vierarmigen Kreisverkehrs (nicht maßstabsgetreu)**

#### 4.5 Umsetzung im RLuS-Berechnungsprogramm

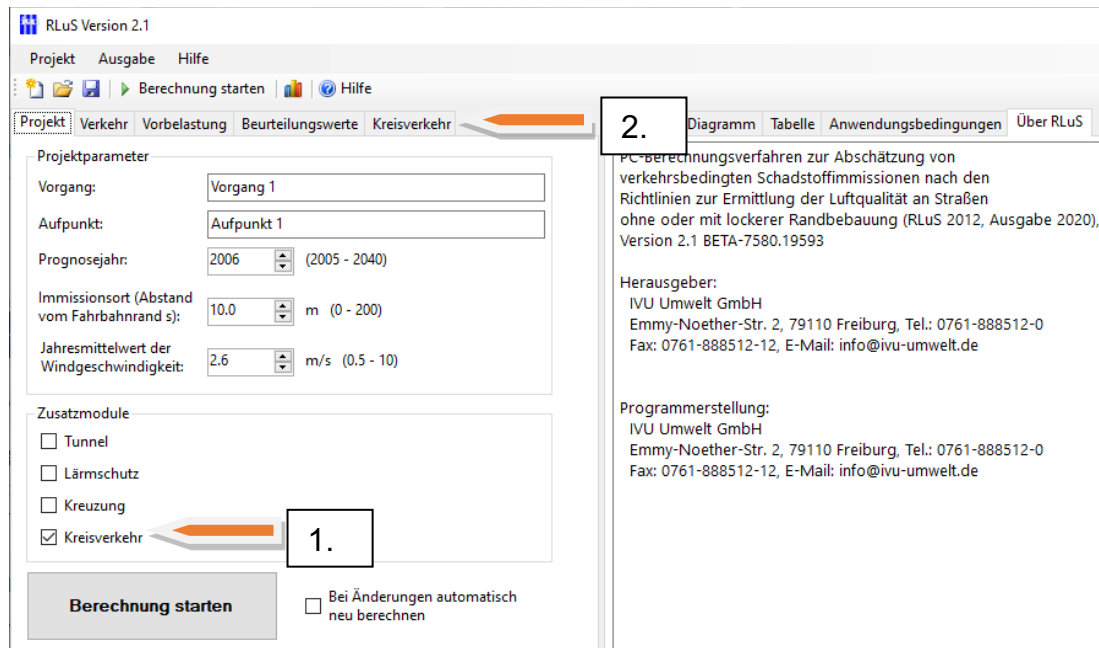
Im Modul Kreisverkehr muss bis zum Rand des verkehrlichen Einflussbereiches des Kreisverkehrs sowohl in der Zufahrt als auch in der Ausfahrt eine Standardverkehrssituation aus den RLuS ausgewählt werden. Als maximaler verkehrlicher Einflussbereich des Kreisverkehrs wird 300 m angesetzt (s. Abschnitt 4.3.2). Als wählbare Standard-RLuS-Verkehrssituationen werden festgelegt:

- Fernstraße TL 60/80/100
- Regionalstraße TL 60/80/100
- IO>50 TL 60/80

Für die Zuordnung zu den Kreisverkehrausfahrts-Verkehrssituationen wird auf Abschnitt 4.3.3.2 verwiesen.

Die Umsetzung der Immissionsberechnung im Rechenprogramm RLuS erfolgt nach folgendem Schema:

1. Das Modul zum Kreisverkehr muss im Projektdialog aktiviert werden.
2. Die weiteren Einstellungen erfolgen in einem eigenen Dialog unter dem Reiter „Kreisverkehr“



**Abbildung 4-18: Einstellungen im Projektdialog für das Modul Kreisverkehr**

3. Im Dialog Kreisverkehr muß ausgewählt werden, ob es sich um einen drei- oder vierarmigen Kreisverkehr handelt.
4. Entsprechend der Auswahl der Anzahl Arme sind die Parameter für die einzelnen Arme anzugeben.
5. Der Arm 1 muß auf jeden Fall mit Parametern belegt werden. Dieser Arm definiert die Referenzsituation gegenüber der die Zu- bzw. Abschläge berechnet werden.
6. Für alle Arme müssen Angaben zum Straßentyp, zum Tempolimit, zum DTV und zum Anteil SV analog zu den Standardvorgaben einer RLU S-Straße gemacht werden. Zusätzlich müssen Angaben zum Tempolimit in der Zufahrt gemacht werden.



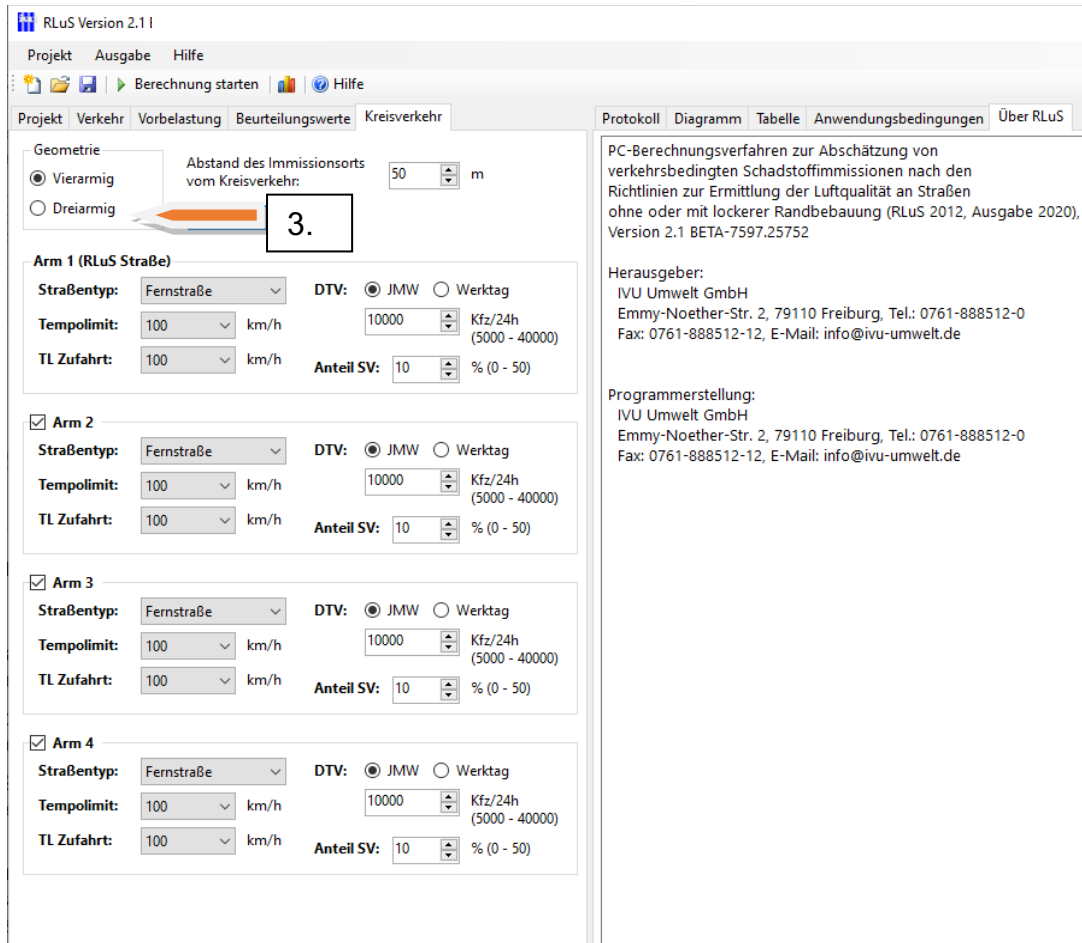


Abbildung 4-19: Einstellungen im Dialog für das Modul Kreisverkehr

7. Es muss neben dem Arm 1 mindestens ein weiterer Arm mit Parametern und einem  $DTV > 0$  belegt werden. Die restlichen Arme können auch mit einem  $DTV = 0$  belegt werden. Sie werden dann in den Berechnungen nicht weiter berücksichtigt.
8. Die Verkehrsmenge und der SV-Anteil auf den Kreissegmenten wird auf die Hälfte der Durchschnittswerte aller Arme mit  $DTV > 0$  gesetzt (siehe Abschnitt 4.2).

## 5 Aktualisierung der Vorbelastungen

### 5.1 Grundlagen

Die Vorbelastung hat bei Planungsvorhaben, wie sie beispielsweise mit den RLuS beurteilt werden sollen, einen relevanten Einfluss auf die Ermittlung der Gesamtkonzentration von Luftschadstoffen.

Die Vorbelastungswerte einzelner Luftschadstoffkomponenten können dabei eine hohe räumliche Variation aufweisen. So ist zum einen das regionale Umfeld eines Beurteilungspunktes relevant. Dies kann z. B. eine hohe Aktivitätsdichte aufweisen, etwa in Ballungsräumen wie dem Ruhrgebiet, oder eine niedrige Aktivitätsdichte, wie etwa im Nordosten von Mecklenburg-Vorpommern. Zum anderen sind aber auch lokale Einflüsse wie die Anwesenheit von wesentlichen Quellen im Nahbereich zu berücksichtigen. Eine Vorgabe von Anhaltswerten, wie sie in den RLuS hinterlegt sind, kann daher immer nur ein Vorschlag von Vorbelastungswerten sein, bei dem lokale Einflüsse nicht berücksichtigt sind. Im Einzelfall muss der Anwender beurteilen, ob die Anhaltswerte der RLuS auf den zu beurteilenden Fall übertragbar sind bzw. in der Anwendung mögliche lokale Einflüsse berücksichtigen.

In den bisherigen RLuS sind die Anhaltswerte für die Vorbelastung zunächst abhängig von der Einwohnerzahl in die vier Gebietstypen („Freiland“, „Kleinstadt“, „Mittelstadt“ und „Großstadt“) unterschieden, von denen es jeweils die drei Belastungsniveaus („gering“, „mittel“ und „hoch“) gibt (BASt, 2013). Die Zuordnung des Untersuchungsgebiets zu dieser Klassifizierung blieb dem Anwender überlassen.

Die bisherigen Anhaltswerte bezogen sich auf das Bezugsjahr 2005 und wurden mit den in Tabelle 5-1 aufgeführten Faktoren für die Folgejahre fortgeschrieben. Aus dieser Tabelle wird ersichtlich, dass in den bisherigen RLuS die Anhaltswerte für nach 2005 liegende Jahre mit einer gegenüber dem Basisjahr geringeren gebietsbezogenen Differenzierung erfolgte und bei CO, SO<sub>2</sub>, Benzol, B[a]P und Ozon alle Gebietstypen einheitlich fortgeschrieben wurden und manche Schadstoffe ab 2015 bzw. 2020 konstant gehalten wurden. Bei B[a]P gibt es keine zeitliche Entwicklung.

**Tabelle 5-1: Fortschreibungsfaktoren für die Anhaltswerte der Vorbelastung in den bisherigen RLuS**

Schadstoff	Gebiet	2005	2010	2015	2020	2025
NO <sub>2</sub>	Groß- und Mittelstadt	1.00	1.00	0.88	0.75	0.70
NO <sub>2</sub>	Kleinstadt	1.00	1.00	0.89	0.78	0.75
NO <sub>2</sub>	Freiland	1.00	1.00	0.90	0.80	0.80
NO	Groß- und Mittelstadt	1.00	0.95	0.83	0.71	0.66
NO	Kleinstadt	1.00	0.95	0.84	0.74	0.71
NO	Freiland	1.00	0.95	0.85	0.77	0.76
PM10	Groß- und Mittelstadt	1.00	1.00	0.95	0.90	0.85
PM10	Kleinstadt	1.00	1.00	0.95	0.90	0.90
PM10	Freiland	1.00	1.00	0.95	0.90	0.90
PM2.5	Groß- und Mittelstadt	1.00	1.00	0.95	0.90	0.85
PM2.5	Kleinstadt	1.00	1.00	0.95	0.90	0.90
PM2.5	Freiland	1.00	1.00	0.95	0.90	0.90
SO <sub>2</sub>	Alle Gebietstypen	1.00	0.91	0.87	0.87	0.87
Benzol	Alle Gebietstypen	1.00	0.92	0.88	0.86	0.84
CO	Alle Gebietstypen	1.00	0.97	0.93	0.90	0.87
B[a]P	Alle Gebietstypen	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
O <sub>3</sub>	Alle Gebietstypen	1.00	1.075	1.15	1.24	1.33

Mit der neuen, im Folgenden hier vorgestellten, Methodik zur Bestimmung von Anhaltswerten werden dem Anwender insbesondere hinsichtlich der regionalen Einordnung belastbarere Werte an die Hand gegeben. Die Prüfung, ob diese Anhaltswerte im konkreten Fall für die regionale Belastung sachgerecht sind und insbesondere auch die Berücksichtigung etwaiger lokaler Einflüsse, obliegt auch mit diesem neuen Ansatz dem Anwender.

Zur Ermittlung der Anhaltswerte werden flächendeckende deutschlandweite Daten der Luftschadstoffbelastung verwendet, wie sie vom Umweltbundesamt (UBA) ermittelt bzw. veröffentlicht werden.

Als Bezugsebene für die räumliche Differenzierung der Anhaltswerte der Vorbelastung wird die Gemeinde gewählt. Damit wird eine hohe räumliche Differenzierung bereitgestellt, die dem Anwendungsbereich der RLuS entspricht. Das Basisjahr für die Ermittlung der Anhaltswerte der Vorbelastung ist das Jahr 2015, für das beim Umweltbundesamt flächenhafte Konzentrationswerte für ausgewählte Schadstoffe für Deutschland in ca. 2 x 2 km<sup>2</sup>-Auflösung vorliegen.

Aufgrund des Anwendungsbereiches der RLuS für Planungen sind für die sachgerechte Anwendung auch Prognosen dieser Anhaltswerte der Vorbelastung erforderlich. Zudem soll es mit den RLuS möglich sein, auch Situationen in vergangenen Jahren zu berechnen, so dass auch die Bereitstellung von Anhaltswerten der Vorbelastung für vergangene Jahre erforderlich ist.

Unterschiede in der Vorbelastung zwischen zwei Jahren ergeben sich zum einen aus sich in den beiden Jahren unterscheidenden Emissionssituationen und zum anderen aus unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen in den beiden Jahren. Dabei kann sich die Vorbelastung zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren allein aufgrund der verschiedenen meteorologischen Bedingungen deutlich unterscheiden, während Unterschiede aufgrund sich verändernder Emissionssituationen meist eher gering sind, wenn sie nicht direkt durch neu hinzugekommene oder weggefallene Quellen verursacht werden.

Vor diesem Hintergrund und aufgrund der Datenverfügbarkeit wurden sowohl die Prognosen als auch die Werte für zurückliegende Jahre anhand von Basisdaten in 5-Jahresschritten ermittelt und für die dazwischen liegenden Jahre jeweils linear interpoliert.

Somit wurden insgesamt allen in Deutschland liegenden Gemeinden Vorbelastungswerte für den Zeitraum 2005 bis 2040 in 5-Jahresschritten zugeordnet.

## 5.2 Basisjahr 2015 und vorangegangene Jahre

### 5.2.1 Vorgehensweise

Um die Anhaltswerte der Vorbelastung neu zu ermitteln, wurden zwei Ansätze verfolgt. Für die Schadstoffe  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  und Ozon, für die differenzierte Grundlagendaten vorlagen, wurden zunächst räumlich differenzierte Anhaltswerte der Vorbelastung für das Basisjahr 2015 auf Grundlage einer neuen Methode ermittelt.

Das Umweltbundesamt (UBA) hat mit dem Chemietransportmodell (CTM) REM-CALGRID (RCG) (s. z. B. Stern et al., 2008) Berechnungen zur flächendeckenden räumlich differenzierten Ermittlung der Belastungssituation im Bundesgebiet in einer horizontalen Auflösung von ca.  $2 \times 2 \text{ km}^2$  für verschiedene Bezugsjahre durchgeführt, u. a. für 2005, 2010, 2015 und 2018, und diese Modellergebnisse mit einer Optimalen Interpolation an die Messungen der jeweiligen Bezugsjahre assimiliert (UBA, 2020b; Nordmann et al., 2020). Diese RCG/OI-Modelldaten wurden vom UBA als GIS-Daten zu Verfügung gestellt. Aufgrund der besonderen meteorologischen Situation und der damit ungewöhnlichen Belastungssituation im Jahr 2018 (s. z. B. UBA, 2019b, 2020c oder Abbildung 5-1) waren die Daten für das Jahr 2018 als Basissituation nicht geeignet und es wurde stattdessen 2015 als Basisjahr angesetzt.

In einem ersten Schritt wurden die RCG/OI-Daten des Jahres 2015 auf die Gemeinden Deutschlands übertragen, um gemeindebezogene Vorbelastungswerte zu erhalten. Dazu wurde ermittelt, welche Mittelpunkte der RCG/OI-Rasterdaten in welcher Gemeinde liegen. Wenn in einer Gemeinde nur ein Raster-Mittelpunkt liegt, wurde – für jeden der fünf Schadstoffe – der entsprechende Konzentrationswert der Gemeinde direkt zugeordnet. Liegen mehrere Raster-Mittelpunkte in einer Gemeinde, wurde der Mittelwert dieser Konzentrationswerte der Gemeinde zugeordnet. Wenn in einer Gemeinde kein Raster-Mittelpunkt vorhanden ist, wurde der Gemeinde die Konzentration des am dichtesten liegenden Raster-Mittelpunkts zugeordnet. Damit liegen für Deutschland flächendeckend nach Gemeinden räumlich differenzierte Anhaltswerte der Vorbelastung für das Basisjahr 2015 für die fünf Schadstoffe  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  und Ozon vor. Diese gemeindebezogenen Anhaltswerte der Vorbelastung sind im Berechnungsprogramm der RLuS in einer Datenbank hinterlegt.

Zur Ermittlung der Anhaltswerte der Vorbelastung für die vorangegangenen Jahre wurde diese Zuordnung der Vorbelastungsdaten des UBA auf die Gemeinden auch für die Jahre 2005 und 2010 durchgeführt. Durch Inverhältnissetzung zum Basisjahr ergeben sich damit für jede Gemeinde in Deutschland für jeden der fünf Schadstoffe  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  und Ozon auf 2015 bezogene differenzierte Änderungsfaktoren der Vorbelastung für 2010 und 2005 zur Verwendung in den RLuS. Da die zeitliche Variation der Anhaltswerte der Vorbelastung in den RLuS generelle Trends widerspiegeln sollen, wurden vereinzelt vorkommende Abnahmen der Vorbelastung in den Jahren 2005 und 2010 im Verhältnis zu 2015 bei allen Stoffen außer bei Ozon (s. Abschnitt 5.2.2.3) auf den Wert Null gesetzt, so dass es von 2005 über 2010 nach 2015 keine Zunahmen gibt.

Aus diesen Daten wurden für die Nutzung in den RLuS für jede Gemeinde Änderungsfaktoren für die Jahre 2005 und 2015 bezogen auf das Jahr 2015 ermittelt und im RLuS-Berechnungsprogramm in einer Datenbank abgelegt. Für die Jahre 2011 - 2014 werden die Änderungen im Berechnungsprogramm der RLuS linear zwischen den Änderungsfaktoren für 2010 und 2015 interpoliert, für die Jahre 2006 - 2009 linear zwischen den Änderungsfaktoren für 2005 und 2010.

Die Darstellung der Anhaltswerte der Vorbelastung der fünf Schadstoffe  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  und Ozon finden sich in Abschnitt 5.2.2.

Für die vier Schadstoffe  $\text{SO}_2$ , Benzol, CO und B[a]P liegen keine Modelldaten in der Detaillierung wie für die anderen fünf Schadstoffe vor. Für eine Aktualisierung der Vorbelastungswerte für diese Schadstoffe wurden daher entsprechende Messdaten ausgewertet. Dazu wurden vom Umweltbundesamt die in Deutschland gemessenen Jahresmittelwerte für den Zeitraum 2010 bis 2019 zur Verfügung gestellt. Für die Auswertungen der Messdaten wurden nur Daten der Messstationen verwendet, die als Hintergrundstationen klassifiziert sind.

Die Auswertungen der Messdaten und die daraus abgeleiteten Anhaltswerte der Vorbelastung für die vier Schadstoffe  $\text{SO}_2$ , Benzol, CO, B[a]P sind in Abschnitt 5.2.3 beschrieben.

## **5.2.2 $\text{NO}_2$ , $\text{NO}_x$ , Ozon, $\text{PM}_{10}$ und $\text{PM}_{2.5}$**

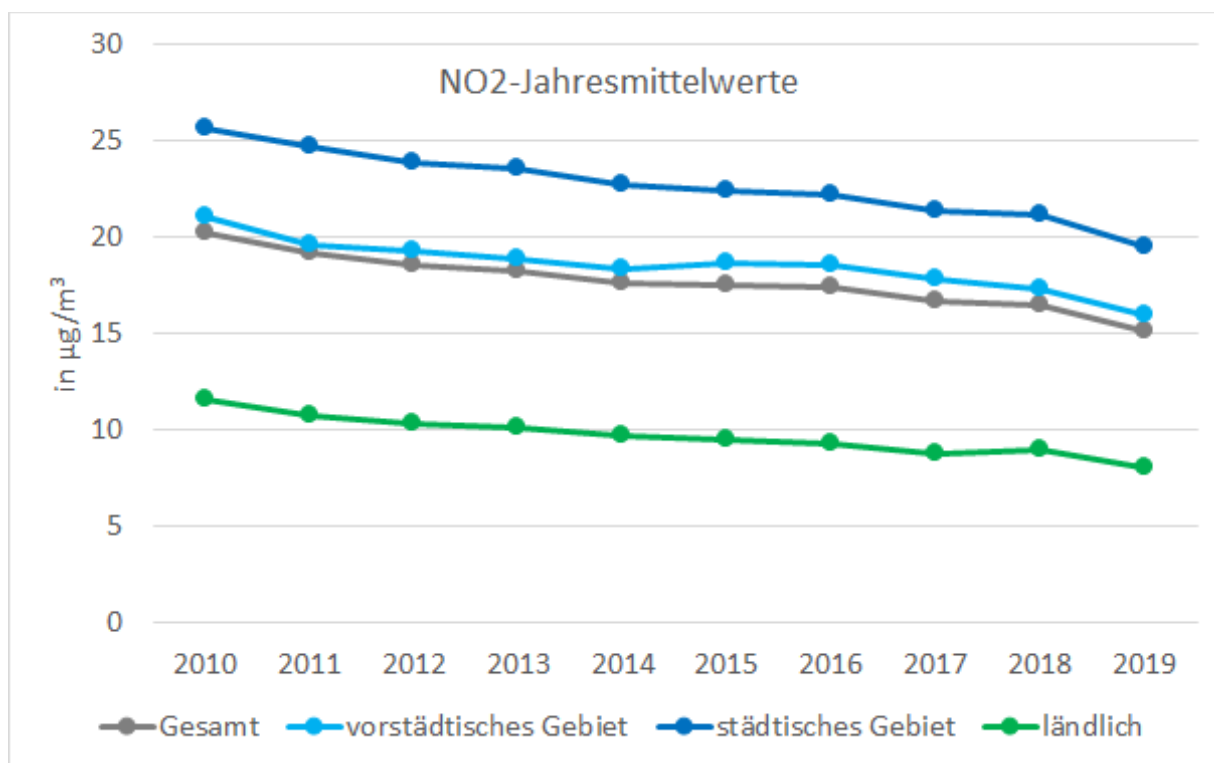
In den folgenden Abschnitten finden sich die gemäß den Ausführungen in Abschnitt 5.2.1 ermittelten nach Gemeinden differenzierten Anhaltswerte der Vorbelastung für die RLuS für die Jahre 2015 als Basisjahr und für die Jahre 2010 und 2005 als Veränderungen gegenüber dem Basisjahr in kartographischer Darstellung.

Für jeden Schadstoff ist zusätzlich eine Darstellung des zeitlichen Verlaufs der Messwerte der Hintergrundstationen in Deutschland insgesamt und differenziert nach der Klassifikation der Stationsumgebung gemäß „Eol“ (Austausch von Informationen; EU, 1997) in die drei Belastungsregimes „ländlich“, „vorstädtisches Gebiet“ und „städtisches Gebiet“ vorangestellt. Die Messdaten wurden vom Umweltbundesamt für den Zeitraum 2010 bis 2019 zur Verfügung gestellt. Für die Auswertungen wurden nur Daten der Messstationen verwendet, die als Hintergrundstationen klassifiziert sind und kontinuierlich über den gesamten Zeitraum messen.

### **5.2.2.1 $\text{NO}_2$**

In Abbildung 5-1 ist der zeitliche Verlauf der  $\text{NO}_2$ -Messwerte der Hintergrundmessstationen in Deutschland der Jahre 2010 - 2019 dargestellt. Im Datensatz des UBA lagen für 210 Stationen für alle Jahre entsprechende Jahresmittelwerte vor. Davon waren 92 Stationen als „städtisch“, 55 als „vorstädtisch“ und 63 als „ländlich“ klassifiziert.

Aus der zeitlichen Entwicklung wird deutlich, dass, trotz vereinzelt auftretender sehr geringer Zunahmen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren, zur Abbildung der generellen Entwicklung von Anhaltswerten der Vorbelastung eine lineare Interpolation zwischen Stützstellen in 5-Jahres-Schritten zulässig ist.



**Abbildung 5-1: Entwicklung der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

In Abbildung 5-2 findet sich eine Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Anhaltswerte der NO<sub>2</sub>-Vorbelastung für das Jahr 2015 zur Nutzung in den RLuS.

In Abbildung 5-3 findet sich eine zu Abbildung 5-2 entsprechende Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>2</sub>-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben.

In Abbildung 5-4 findet sich eine zu Abbildung 5-2 entsprechende Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>2</sub>-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben.

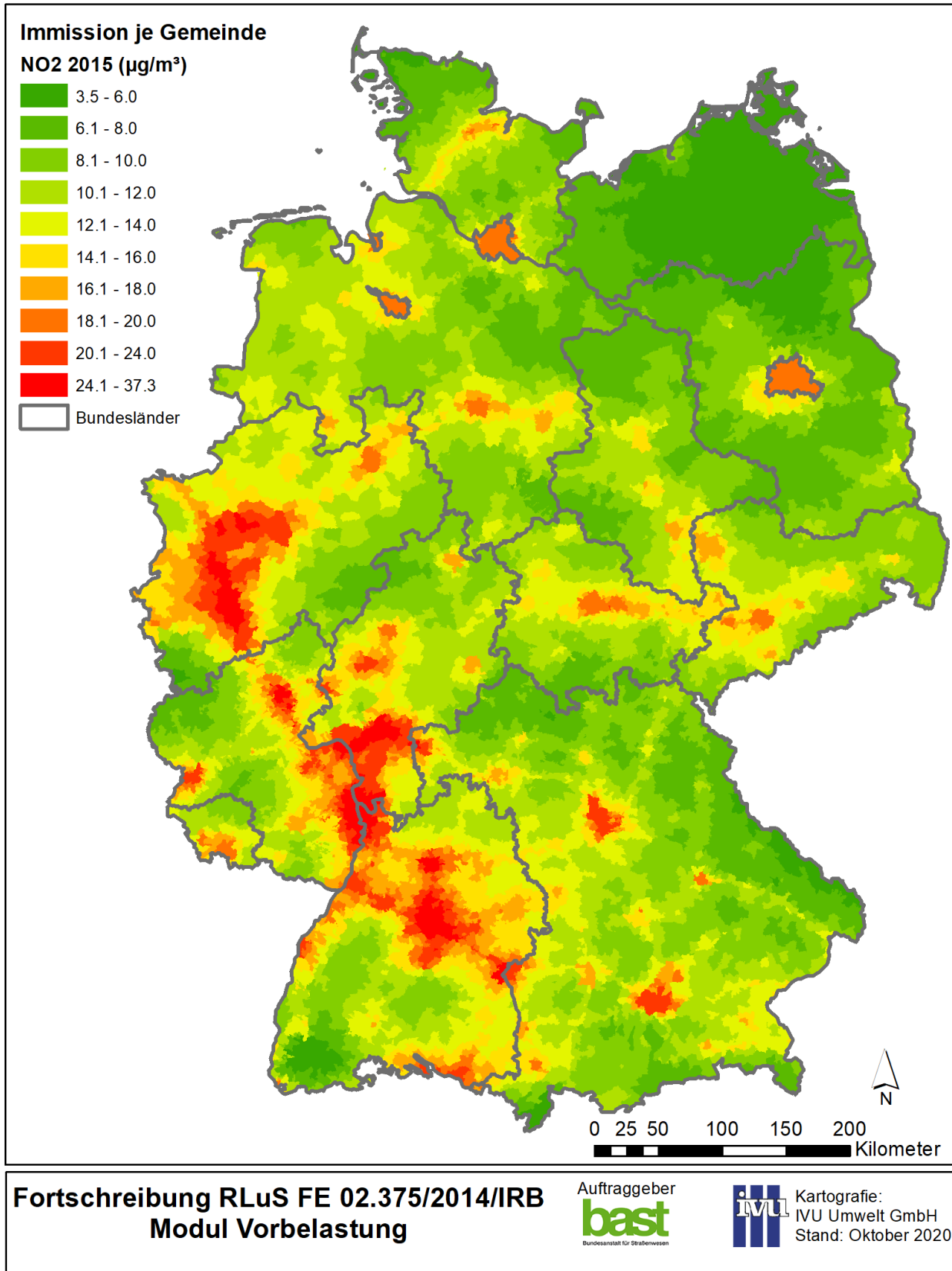
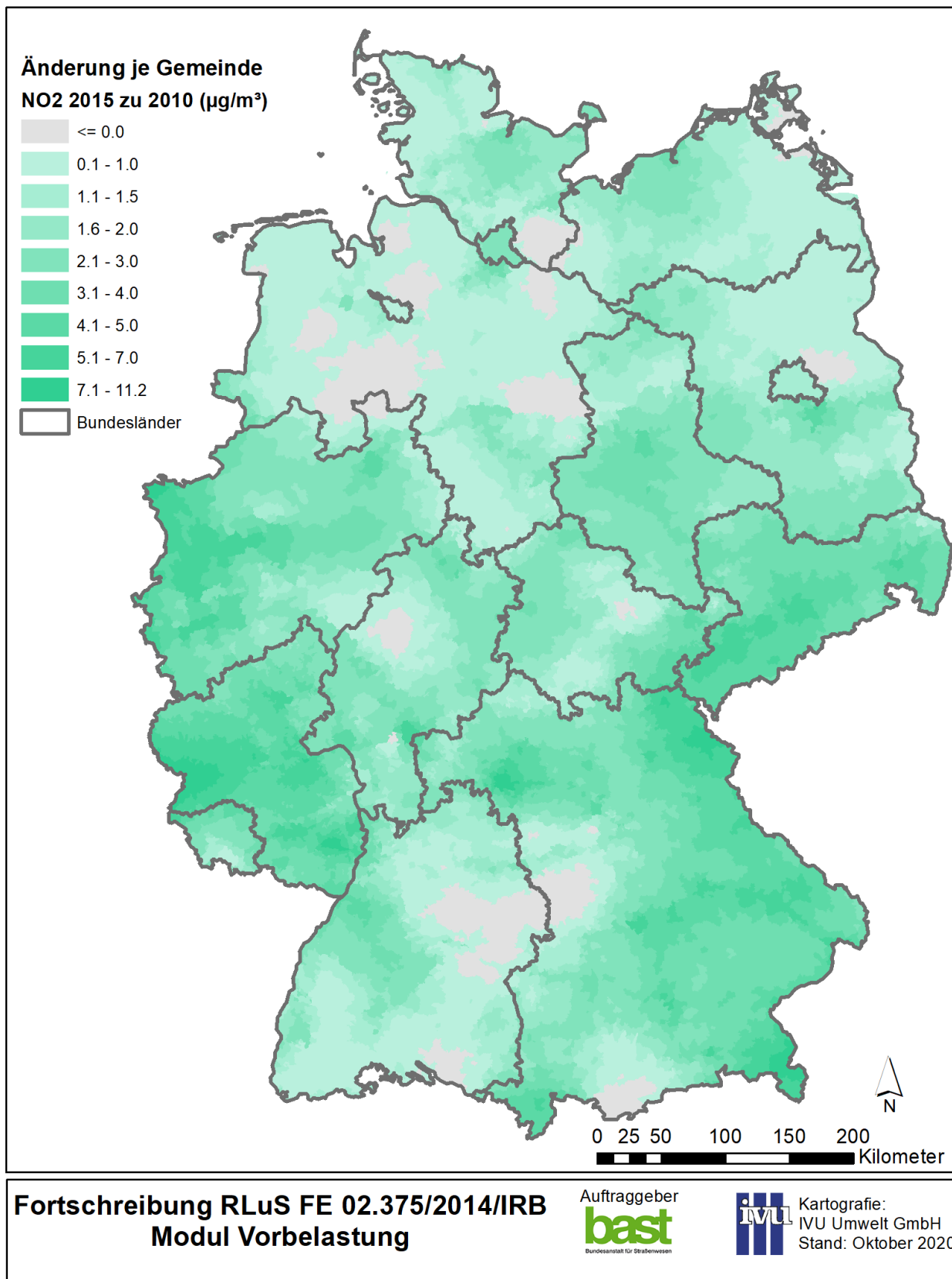
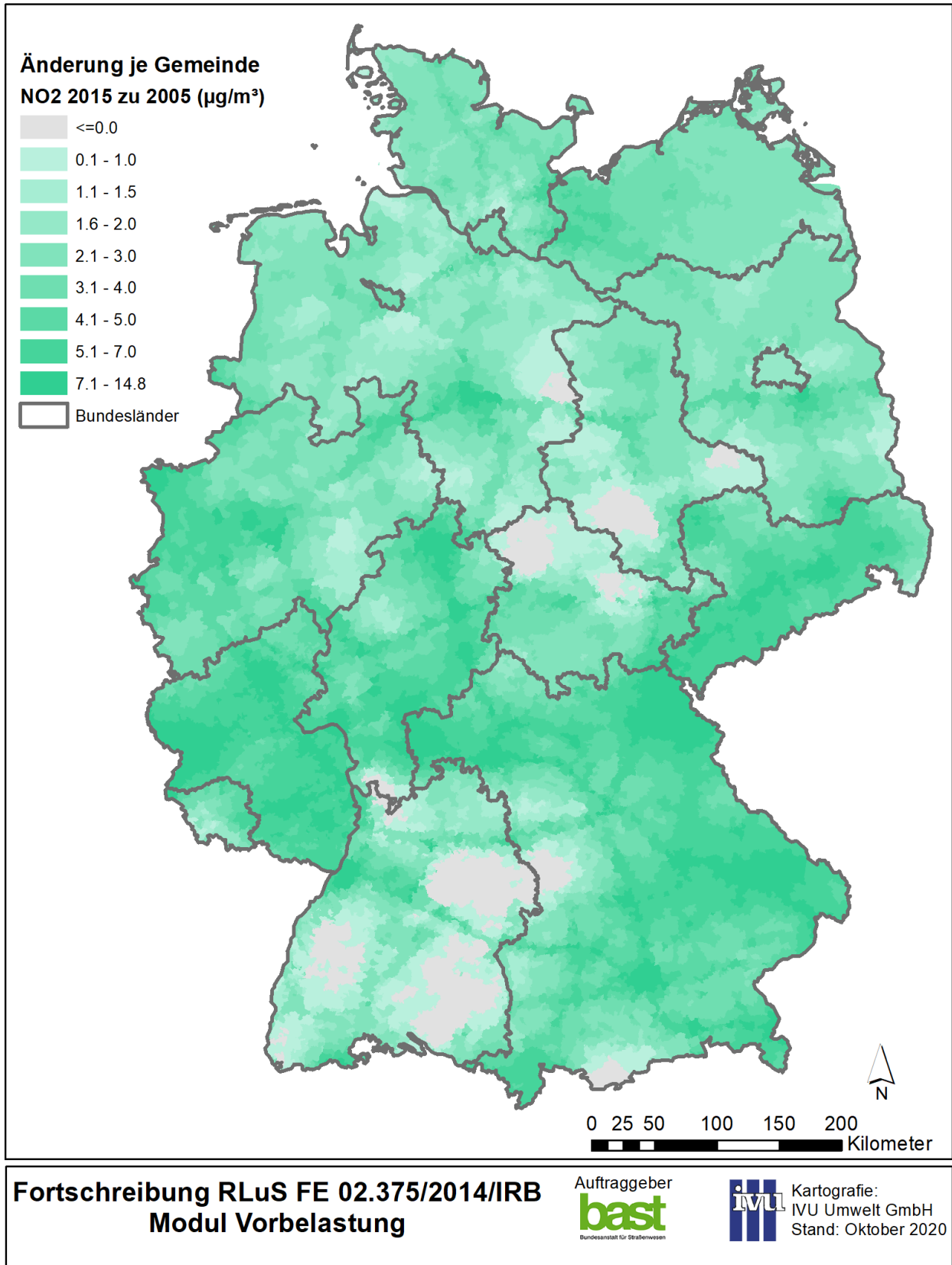


Abbildung 5-2: Anhaltswerte der NO<sub>2</sub>-Vorbelastung im Basisjahr 2015



**Abbildung 5-3 Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>2</sub>-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015**



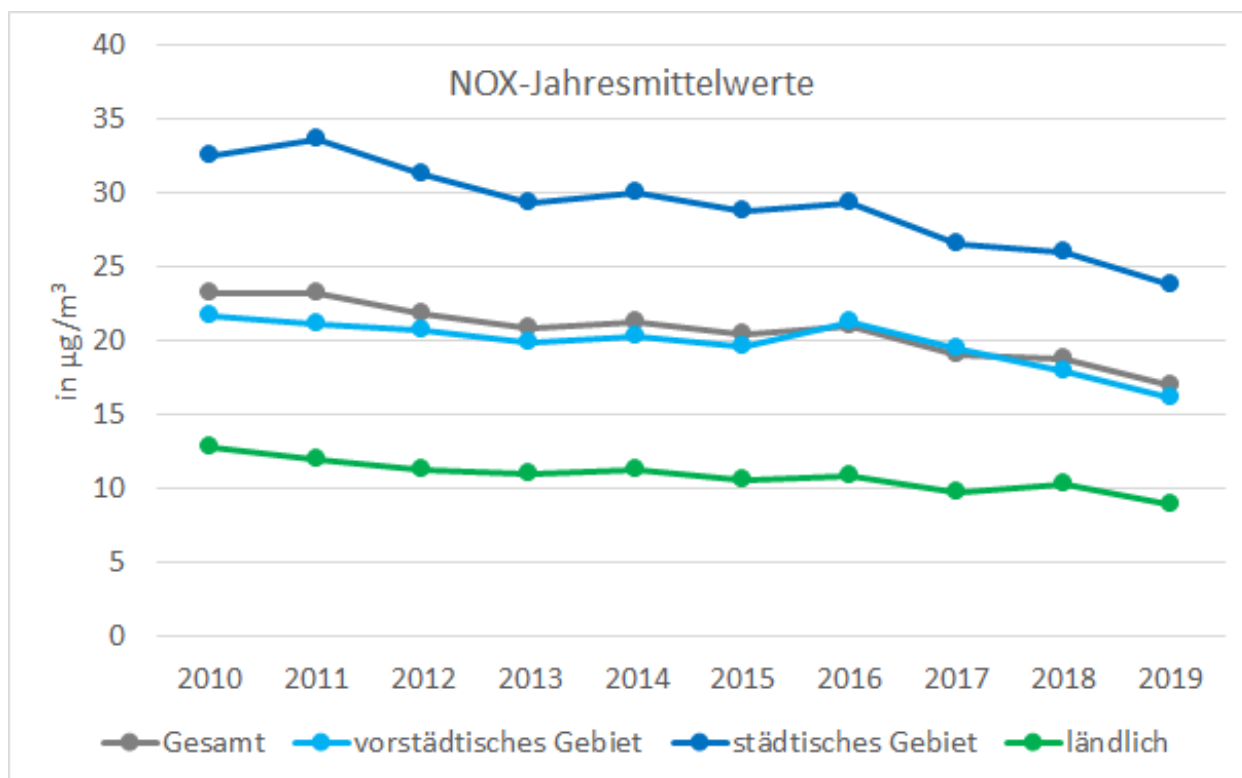


**Abbildung 5-4: Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>2</sub>-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015**

### 5.2.2.2 NO<sub>x</sub>

In Abbildung 5-5 ist der zeitliche Verlauf der NO<sub>x</sub>-Messwerte der Hintergrundmessstationen in Deutschland der Jahre 2010 - 2019 dargestellt. Im Datensatz des UBA lagen für 90 Stationen für alle Jahre entsprechende Jahresmittelwerte vor. Davon waren 37 Stationen als „städtisch“, 23 als „vorstädtisch“ und 30 als „ländlich“ klassifiziert.

Aus diesen Daten wird deutlich, dass auch bei NO<sub>x</sub>, trotz auch hier vereinzelt auftretender geringer Zunahmen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren, zur Abbildung der generellen Entwicklung von Anhaltswerten der Vorbelastung eine lineare Interpolation zwischen Stützstellen in 5-Jahres-Schritten zulässig ist.



**Abbildung 5-5: Entwicklung der NO<sub>x</sub>-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

In Abbildung 5-6 findet sich eine Darstellung der gemeindebezogenen Anhaltswerte der NO<sub>x</sub>-Vorbelastung für das Jahr 2015 zur Nutzung in den RLuS. Da die vom UBA bereitgestellten RCG/OI-Daten keine Werte für NO<sub>x</sub> enthielten, wurden die gemeindebezogenen Jahresmittelwerte der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen mit Hilfe des Umrechnungsansatzes nach Romberg et al. (1996) mit einer aktuellen Schätzung der Umrechnungsparameter für Hintergrundstationen aus Schlamberger (2020) berechnet.

In Abbildung 5-7 findet sich eine zu Abbildung 5-6 entsprechende Darstellung der auf Basis aus NO<sub>2</sub>-Daten in NO<sub>x</sub>-Jahresmittelwerte umgerechneten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>x</sub>-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben.

In Abbildung 5-8 findet sich eine zu Abbildung 5-6 entsprechende Darstellung der auf Basis der aus NO<sub>2</sub>-Daten in NO<sub>x</sub>-Jahresmittelwerte umgerechneten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>x</sub>-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das

Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben.

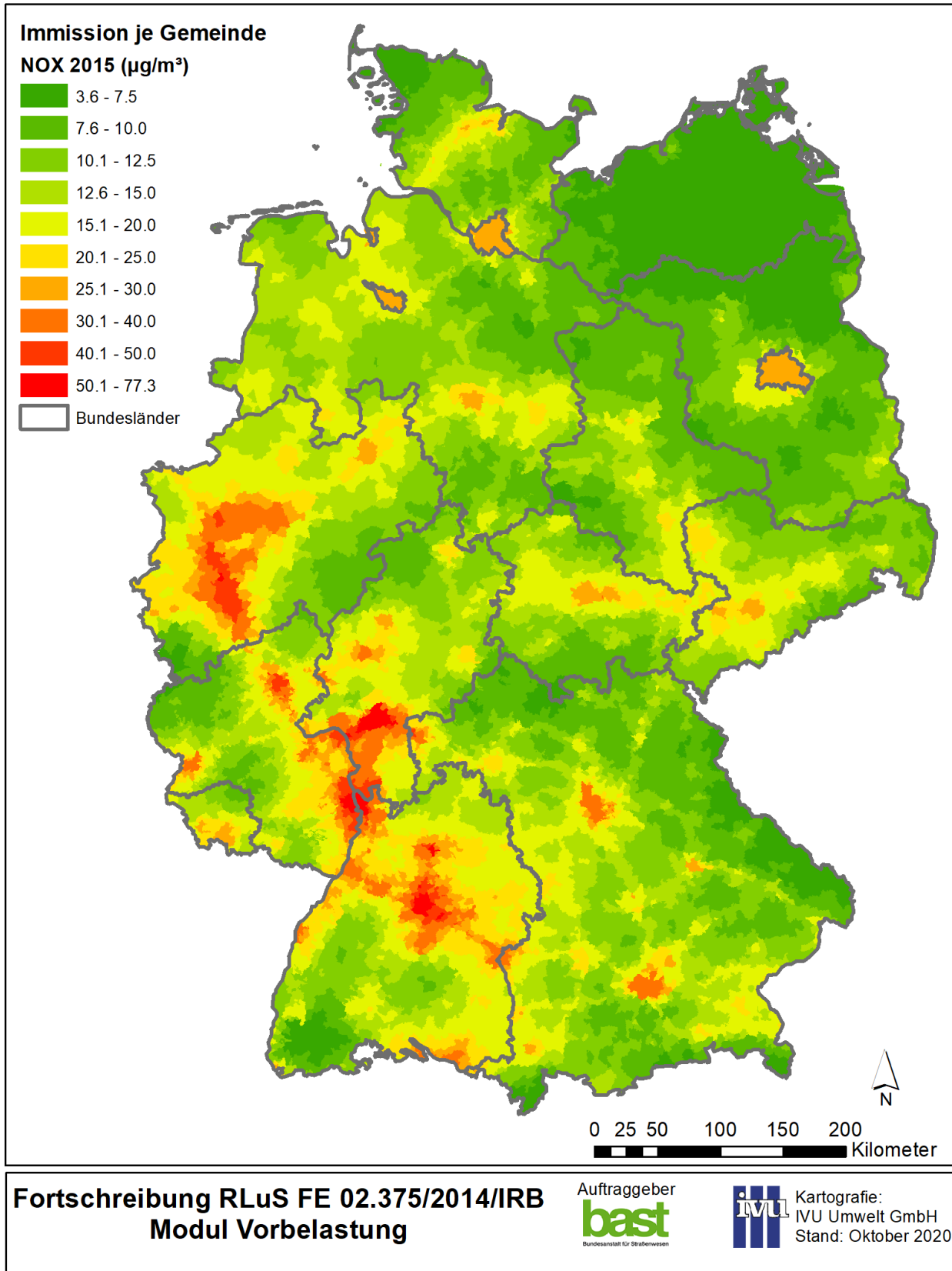
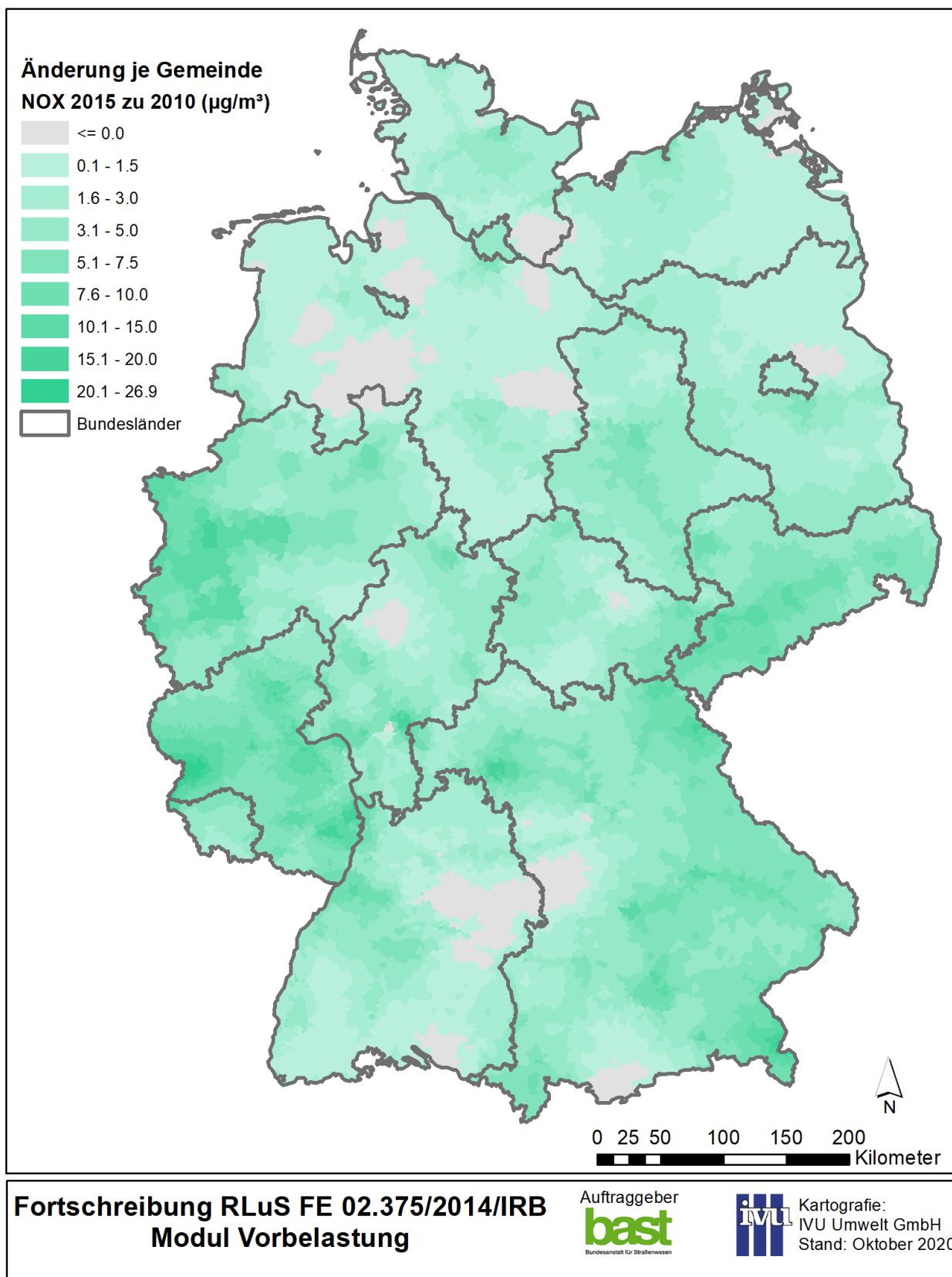
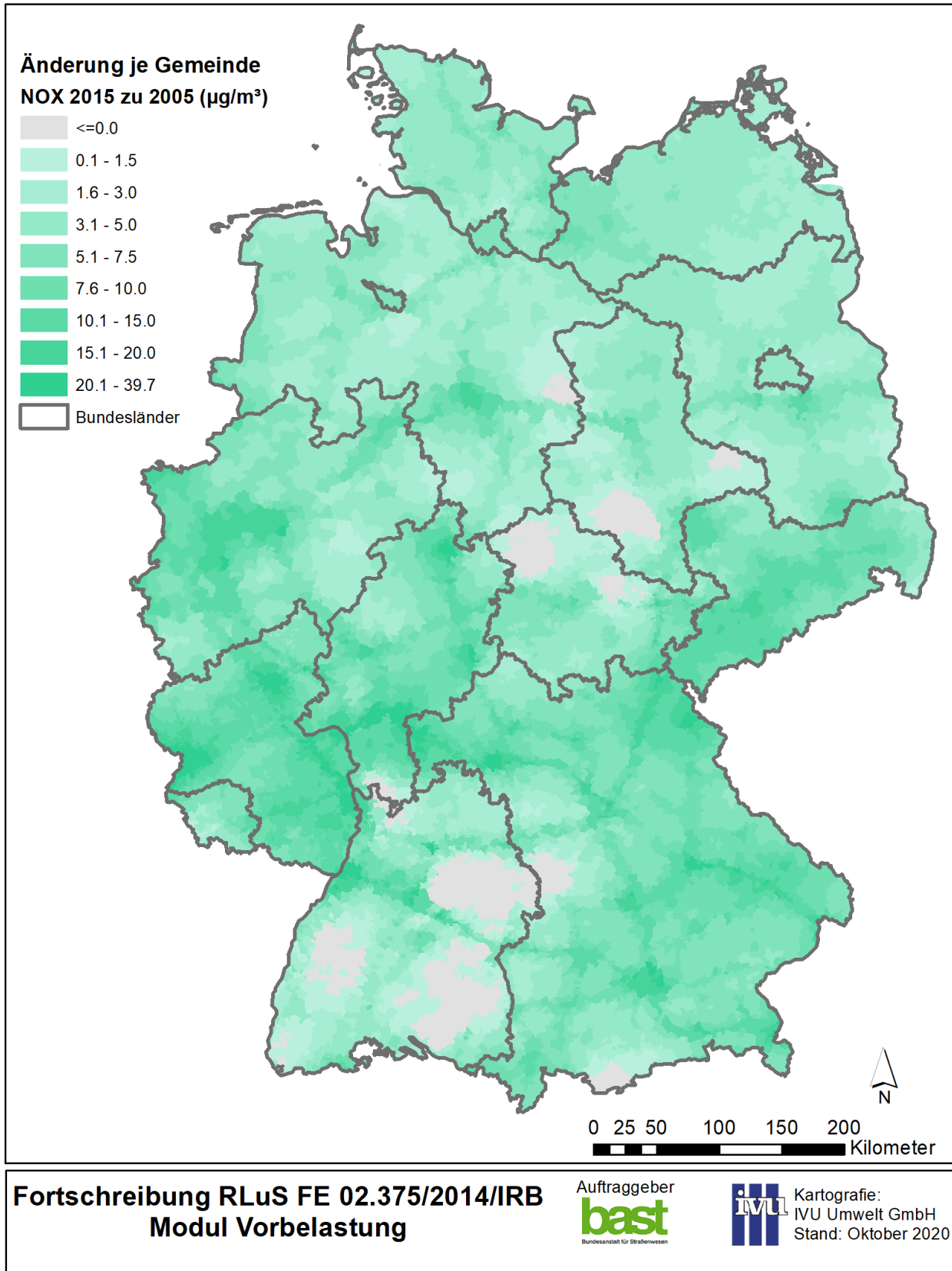


Abbildung 5-6: Anhaltswerte der NO<sub>x</sub>-Vorbelastung im Basisjahr 2015



**Abbildung 5-7** Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>x</sub>-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015

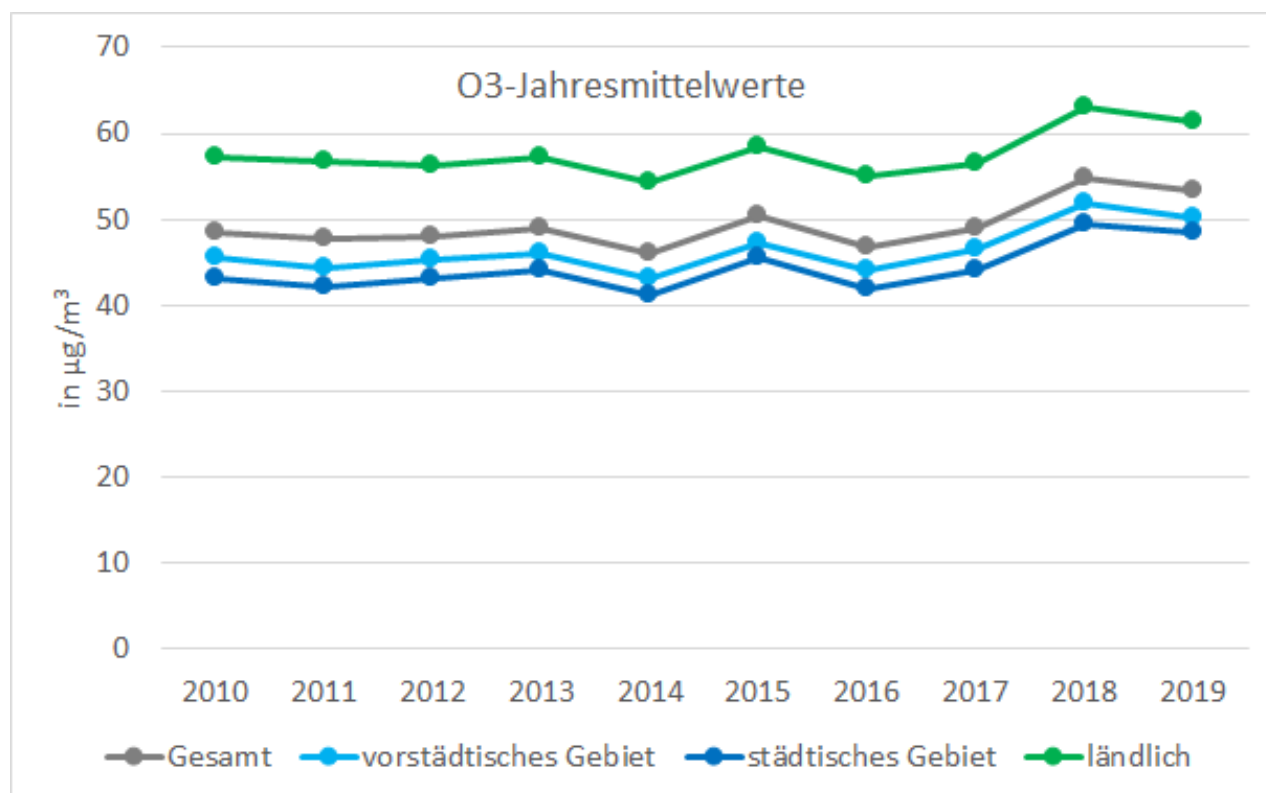


**Abbildung 5-8: Unterschiede der Anhaltswerte der NO<sub>x</sub>-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015**

### 5.2.2.3 Ozon

In Abbildung 5-9 ist der zeitliche Verlauf der Ozon-Messwerte der Hintergrundmessstationen in Deutschland der Jahre 2010 - 2019 dargestellt. Im Datensatz des UBA lagen für 198 Stationen für alle Jahre entsprechende Jahresmittelwerte vor. Davon waren 77 Stationen als „städtisch“, 55 als „vorstädtisch“ und 66 als „ländlich“ klassifiziert.

In diesen Daten ist zunächst die aufgrund der Ozon-Bildungsprozesse zu  $\text{NO}_2$  komplementäre Situation mit über die Jahre tendenziell leicht steigenden Messwerten ersichtlich. Zudem sind meteorologisch bedingt die Schwankungen zwischen einzelnen Jahren bei Ozon etwas ausgeprägter. Dennoch ist auf Basis dieser Daten auch bei Ozon zur Abbildung der generellen Entwicklung von Anhaltswerten der Vorbelastung eine lineare Interpolation zwischen Stützstellen in 5-Jahres-Schritten zulässig.



**Abbildung 5-9: Entwicklung der Ozon-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

In Abbildung 5-10 findet sich eine Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung für das Jahr 2015 zur Nutzung in den RLuS. Auch hier wird im Vergleich zur Abbildung 5-2 die aufgrund der Ozon-Bildungsprozesse zu  $\text{NO}_2$  komplementäre Belastungssituation deutlich.

In Abbildung 5-11 findet sich eine entsprechende Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben. Aufgrund der komplexen photochemischen Prozesse bei Ozonbildung und -abbau sowie der verminderten Ozonbildung durch die Verminderung der Vorläuferemissionen auch in größerer Entfernung

außerhalb Deutschlands im Laufe der Zeit, ergeben sich bei der Ozonbelastung für 2010 in Bezug auf 2015 sowohl Zu- als auch Abnahmen.

In Abbildung 5-12 findet sich eine entsprechende Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015, wiederum mit Zu- und Abnahmen, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben.

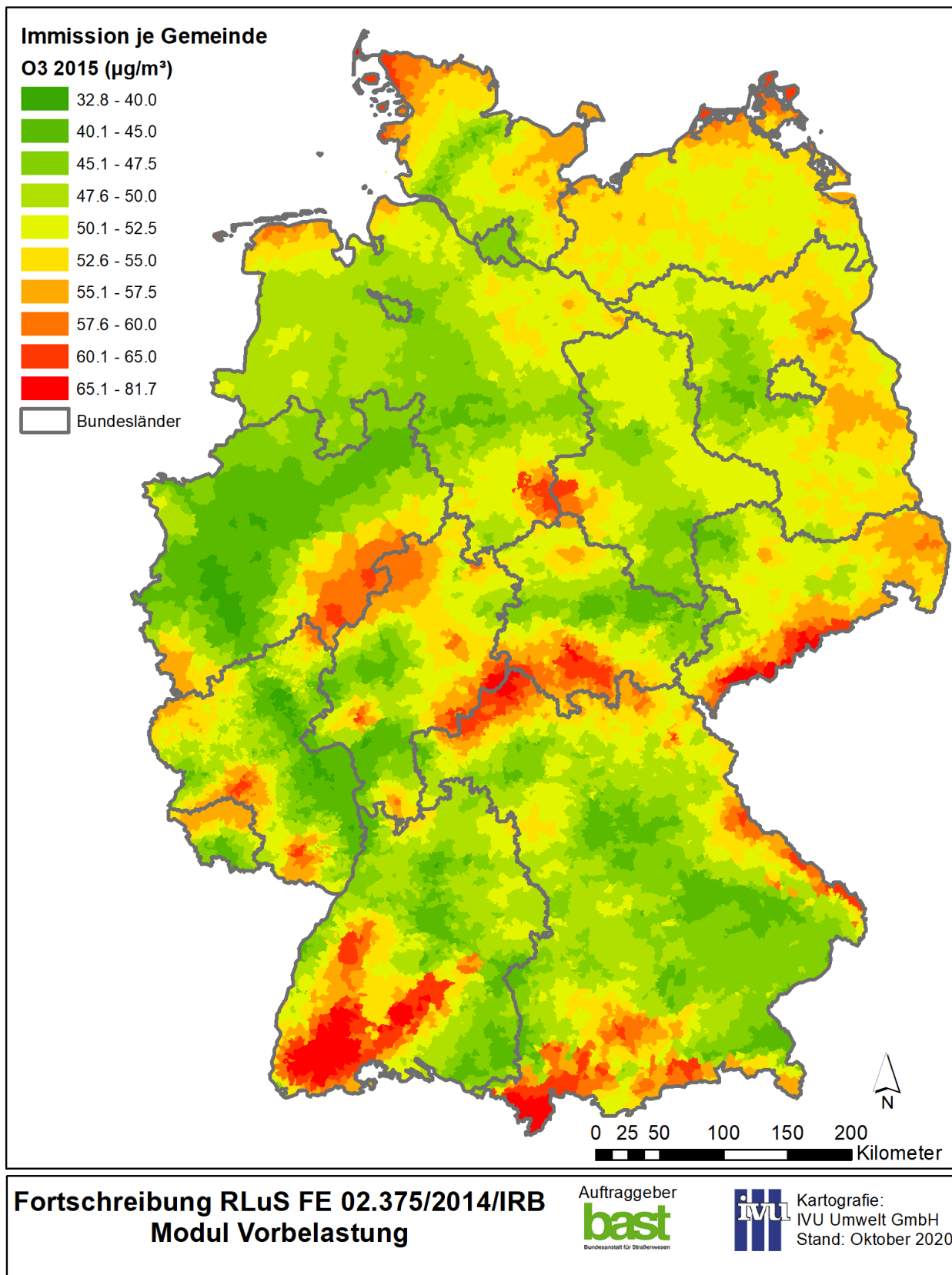
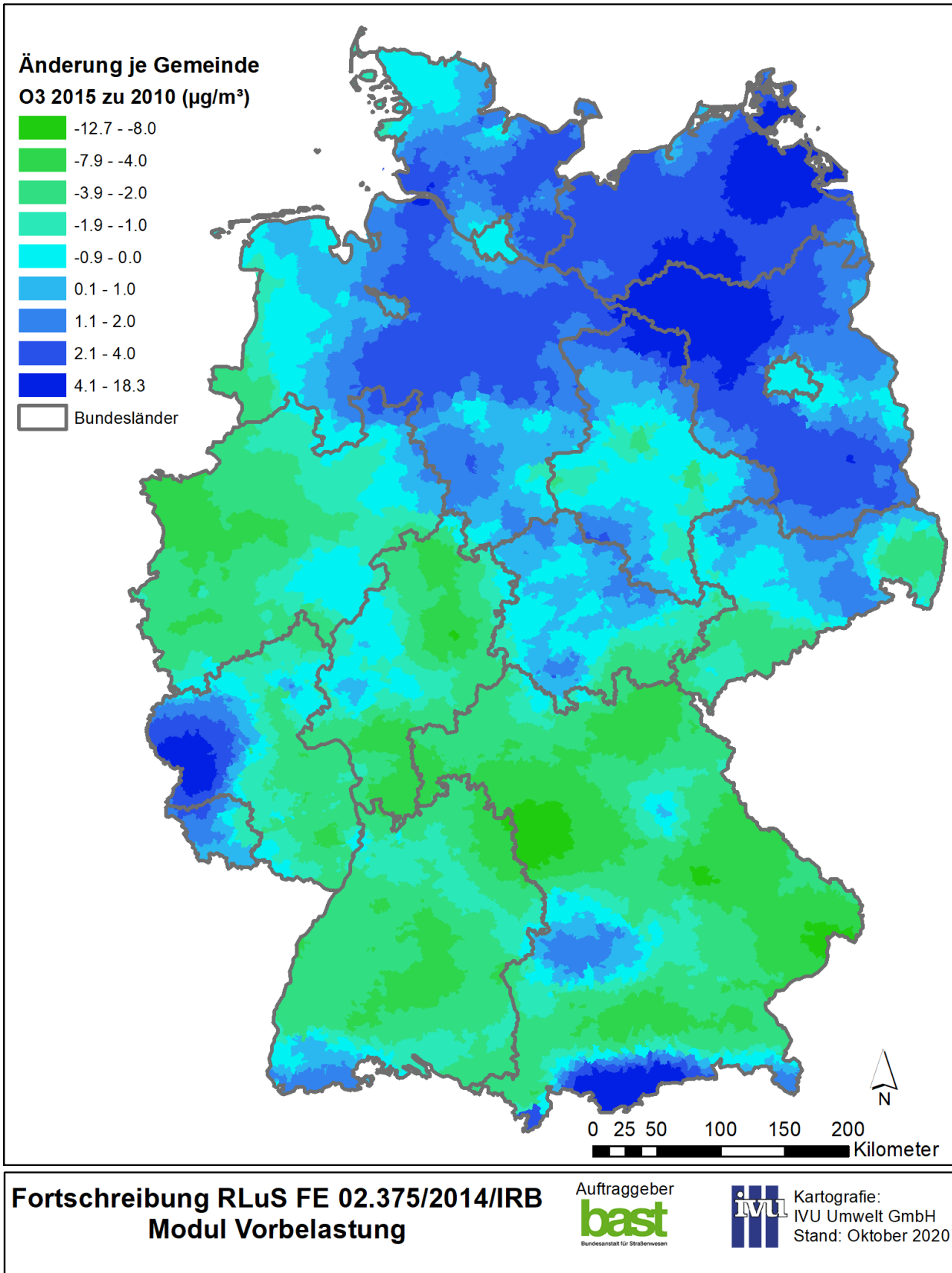
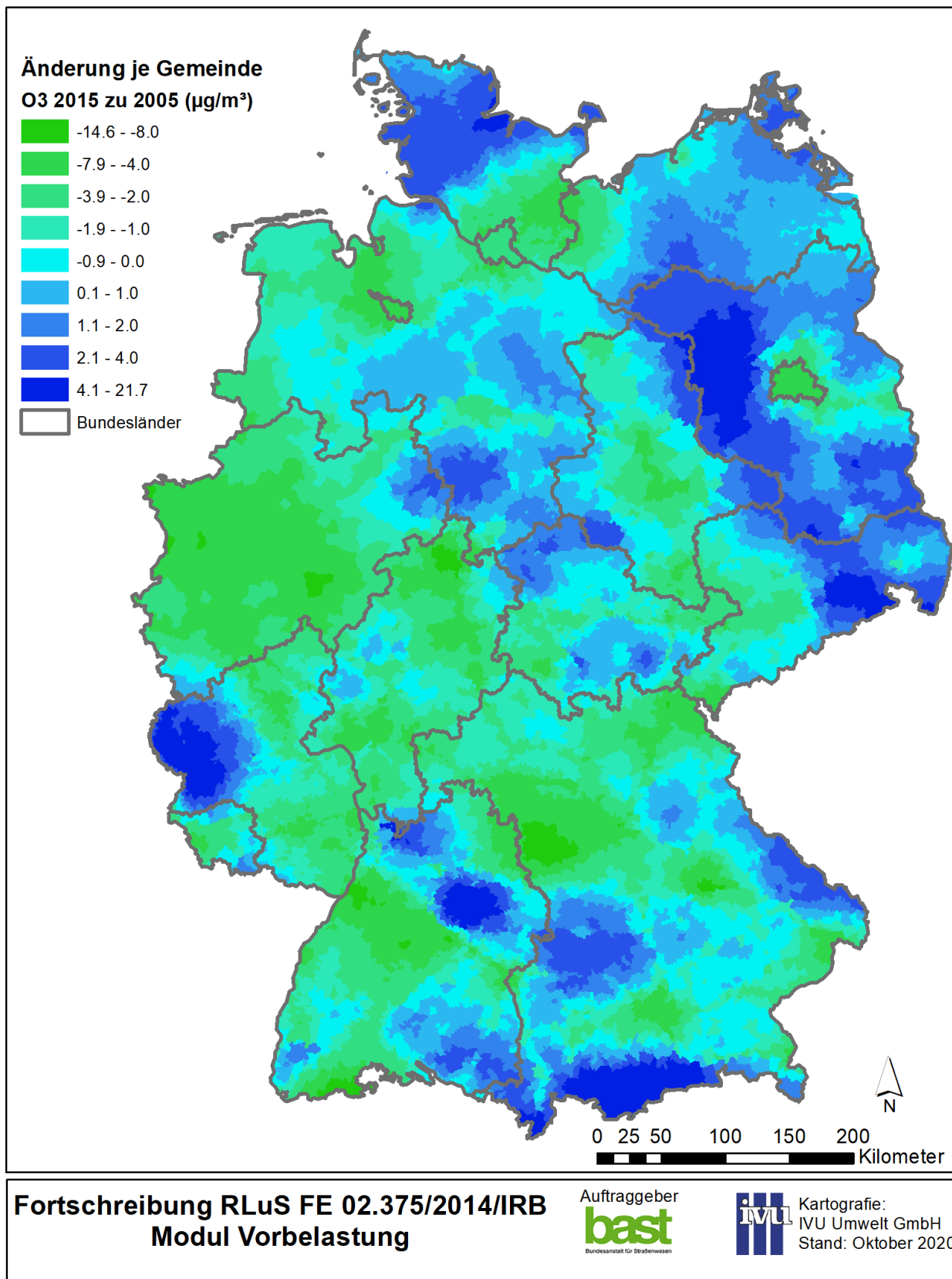


Abbildung 5-10: Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Basisjahr 2015





**Abbildung 5-11: Unterschiede der Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015**

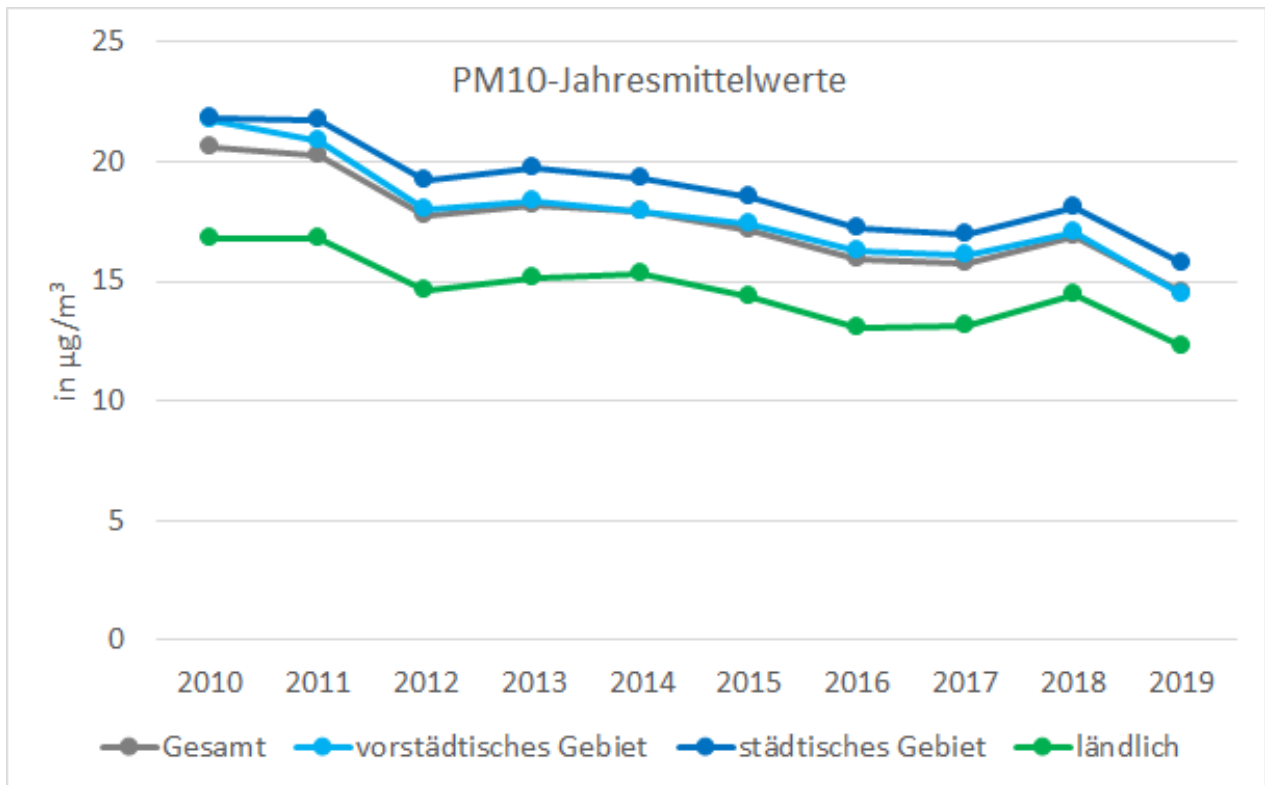


**Abbildung 5-12: Unterschiede der Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015**

### 5.2.2.4 PM10

In Abbildung 5-13 ist der zeitliche Verlauf der PM10-Messwerte der Hintergrundmessstationen in Deutschland der Jahre 2010 - 2019 dargestellt. Im Datensatz des UBA lagen für 187 Stationen für alle Jahre entsprechende Jahresmittelwerte vor. Davon waren 80 Stationen als „städtisch“, 89 als „vorstädtisch“ und 45 als „ländlich“ klassifiziert.

Aus diesen Daten wird deutlich, dass, trotz vereinzelt auftretender Zunahmen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren, zur Abbildung der generellen Entwicklung von Anhaltswerten der Vorbelastung eine lineare Interpolation zwischen Stützstellen in 5-Jahres-Schritten zulässig ist.



**Abbildung 5-13: Entwicklung der PM10-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

In Abbildung 5-14 findet sich eine Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung für das Jahr 2015 zur Nutzung in den RLUS.

In Abbildung 5-15 findet sich eine entsprechende Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLUS ergeben.

In Abbildung 5-16 findet sich eine entsprechende Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Unterschiede der Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im

Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015, aus denen sich die Änderungsfaktoren für die Nutzung im Berechnungsprogramm der RLuS ergeben.

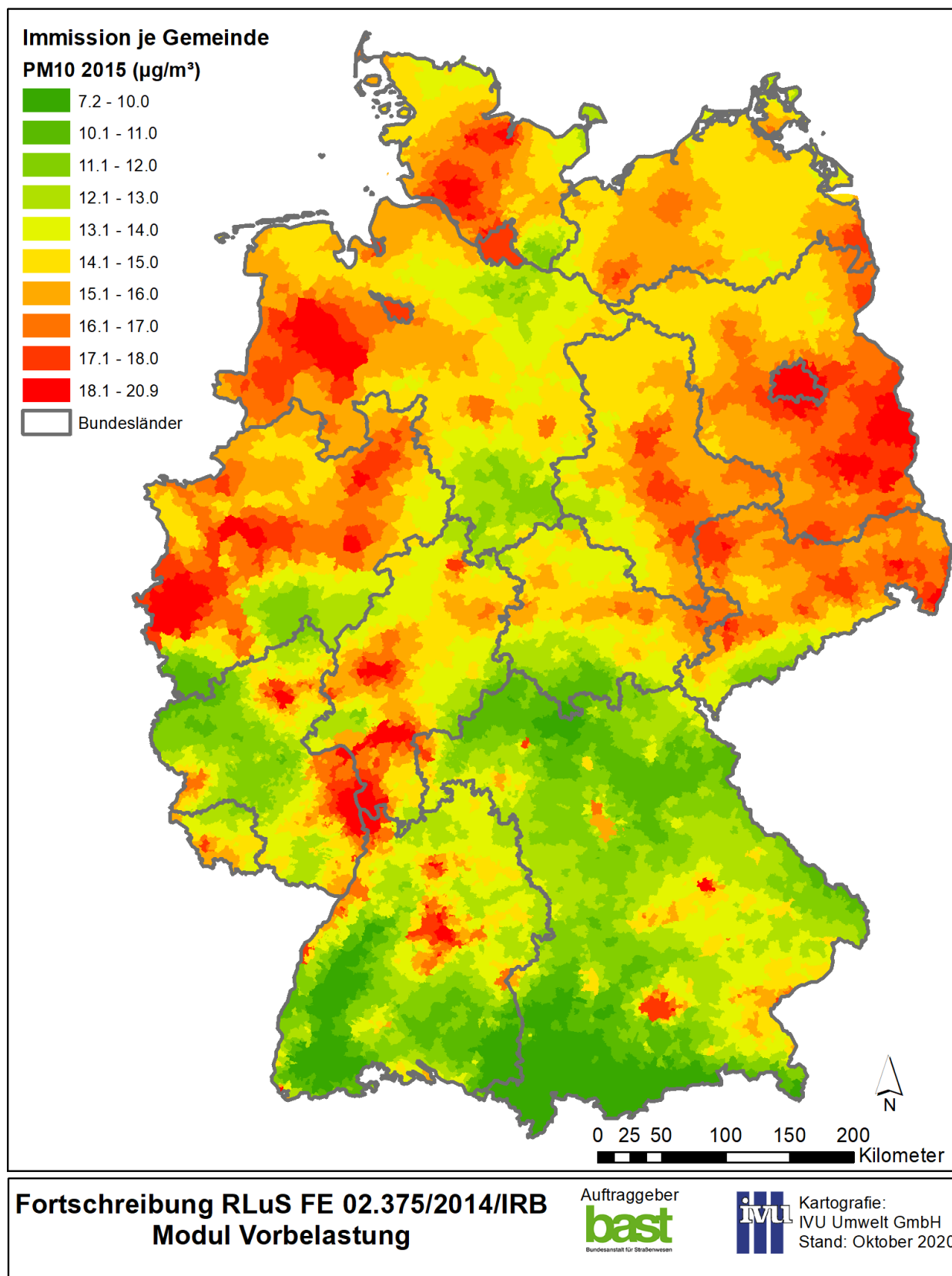
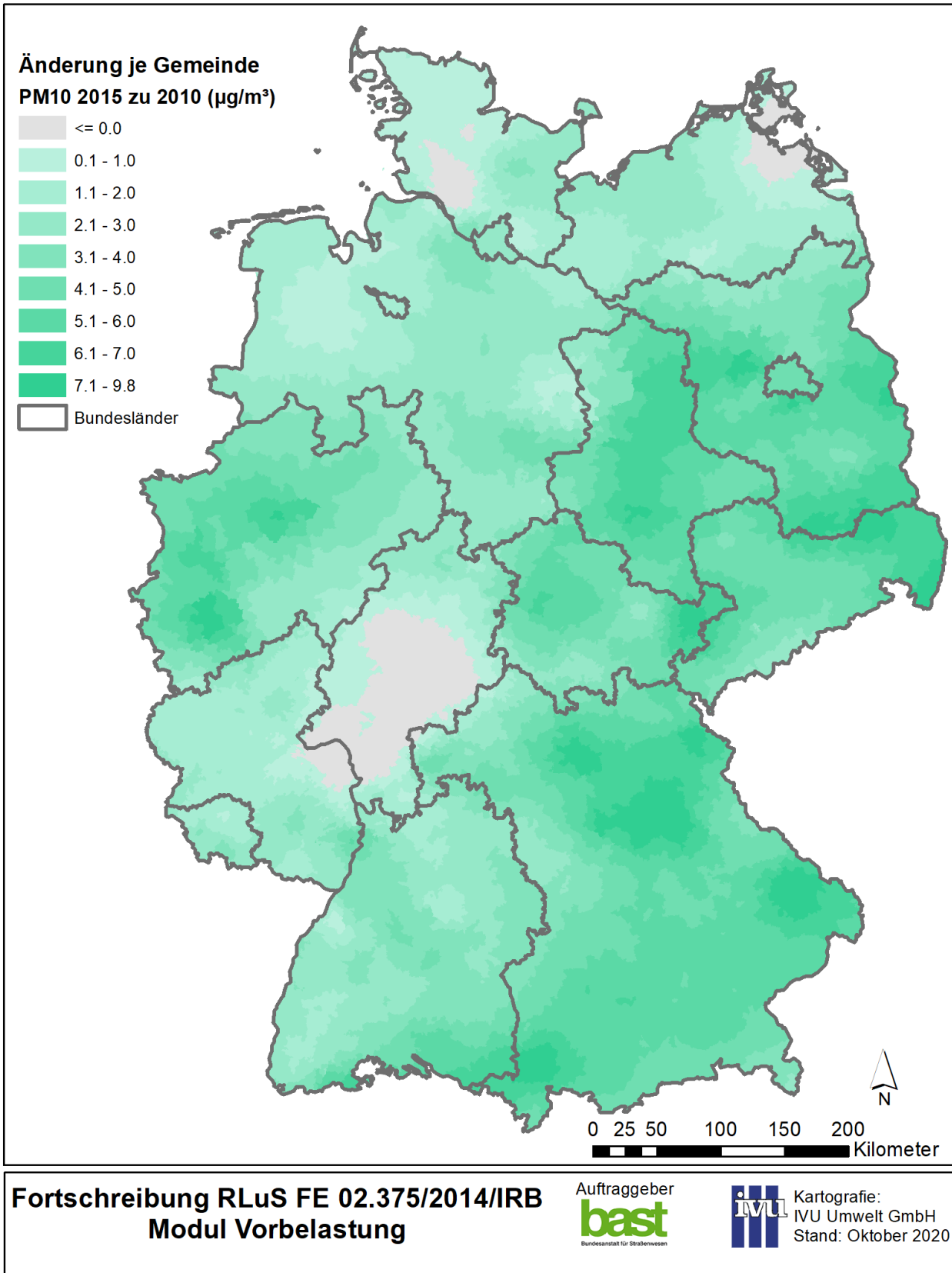
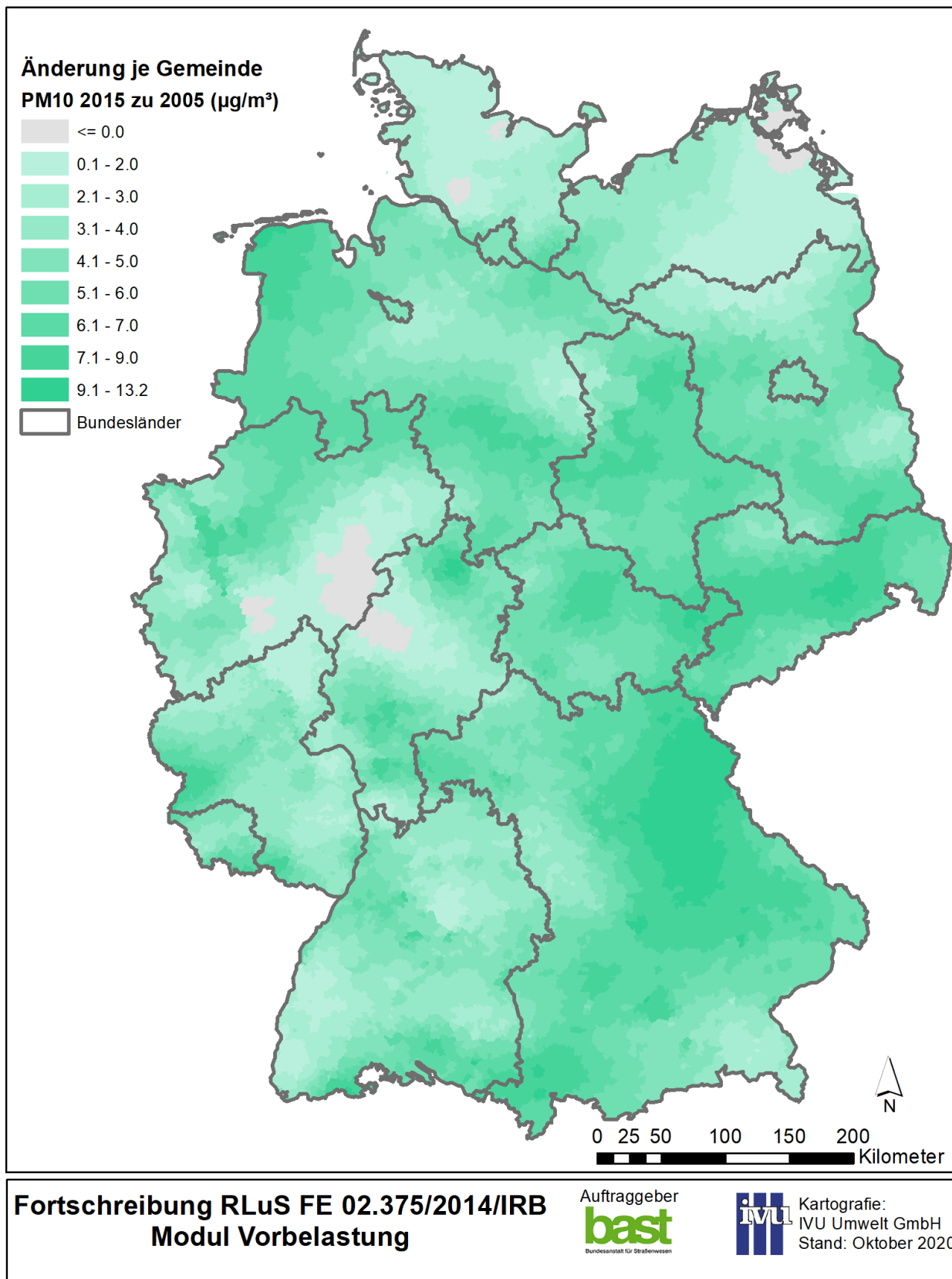


Abbildung 5-14: Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Basisjahr 2015



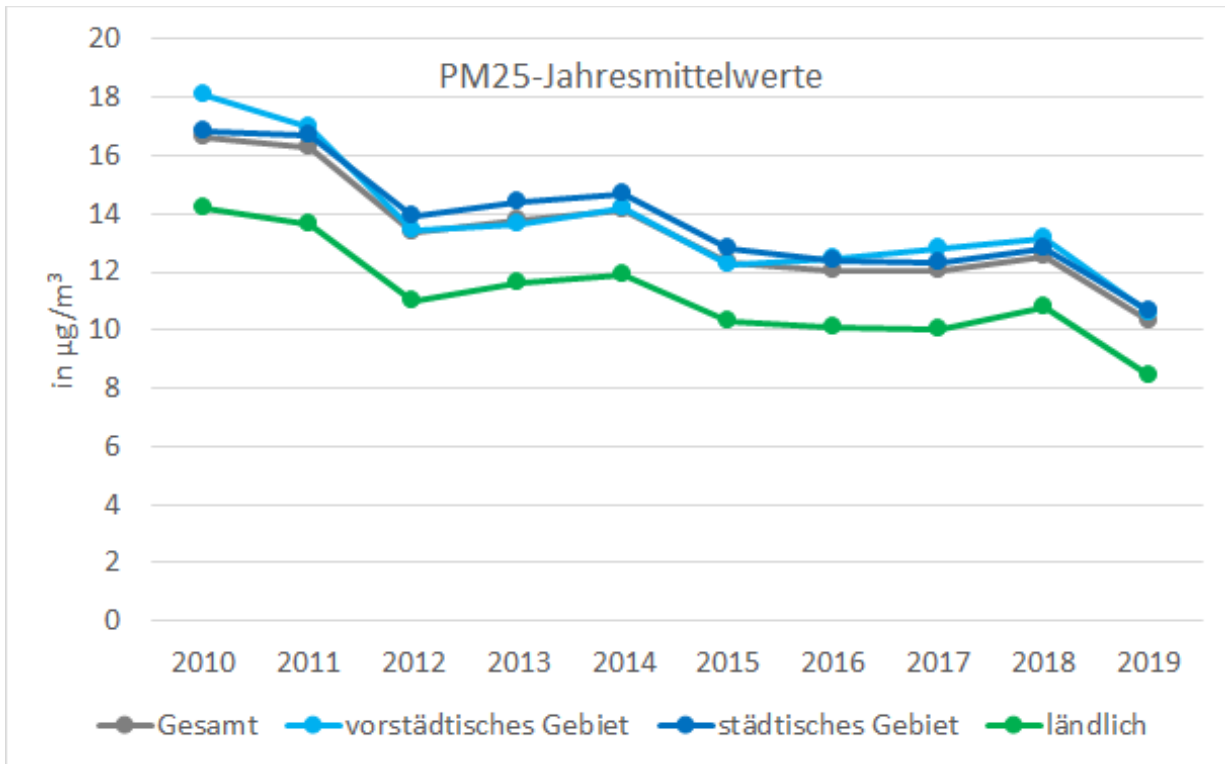
**Abbildung 5-15: Unterschiede der Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015**



**Abbildung 5-16: Unterschiede der Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015**

### 5.2.2.5 PM2.5

In Abbildung 5-17 ist der zeitliche Verlauf der PM2.5-Messwerte der Hintergrundmessstationen in Deutschland der Jahre 2010 - 2019 dargestellt. Im Datensatz des UBA lagen für 60 Stationen für alle Jahre entsprechende Jahresmittelwerte vor. Davon waren 38 Stationen als „städtisch“, 12 als „vorstädtisch“ und 10 als „ländlich“ klassifiziert.



**Abbildung 5-17: Entwicklung der PM2.5-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

In Abbildung 5-18 findet sich eine Darstellung der auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen ermittelten gemeindebezogenen Anhaltswerte der PM2.5-Vorbelastung für das Jahr 2015 zur Nutzung in den RLuS.

Da bei PM2.5 das Messnetz insbesondere in den Jahren von 2010 - 2015 deutlich gewachsen ist und 2015 56 % mehr Hintergrundmessstationen verfügbar waren als 2010, ergeben sich bei der Verknüpfung der RCG/OI-Rasterdaten – in denen sich das Messnetz deutlich widerspiegelt – der Jahre 2010 und 2015 gemäß dem in Abschnitt 5.2.1 beschriebenen Vorgehen Artefakte, die nicht durch die Veränderungen der PM2.5-Belastung, sondern durch das veränderte Messnetz hervorgerufen werden. Diese Daten der Änderung konnten daher nicht zur Ermittlung der Anhaltswerte der PM2.5-Vorbelastung für die Jahre 2010 - 2014 verwendet werden.

Für das Bezugsjahr 2005 liegt kein RCG/OI-Rasterdatensatz der PM2.5-Belastung vor. Vor diesem Hintergrund werden, entsprechend dem bisherigen Vorgehen in den RLuS, die Änderungsfaktoren der Anhaltswerte der PM2.5-Vorbelastung für die Jahre 2005 - 2014 auf die Werte der entsprechenden PM10-Änderungsfaktoren (siehe Abschnitt 5.2.2.4) gesetzt.

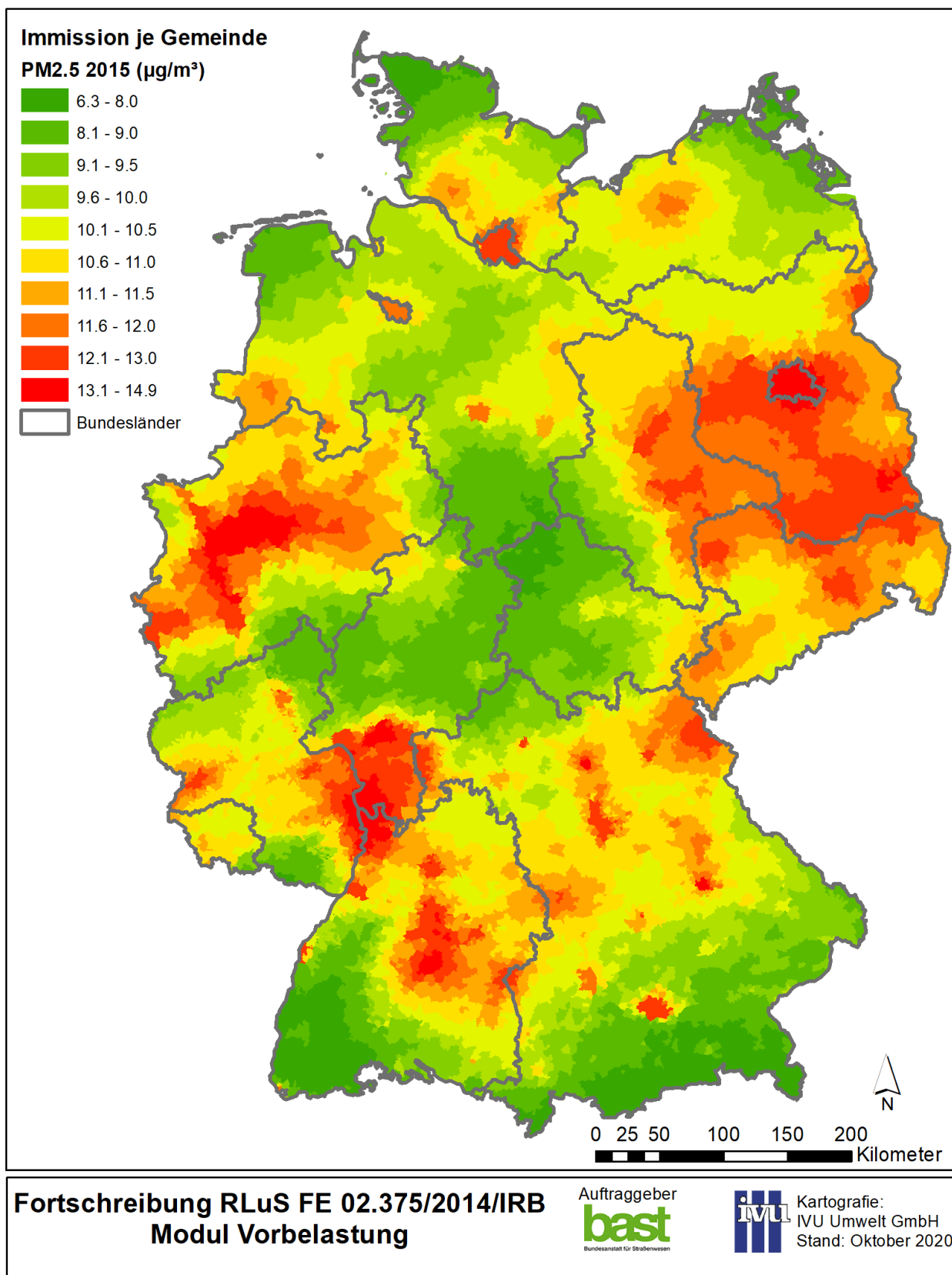


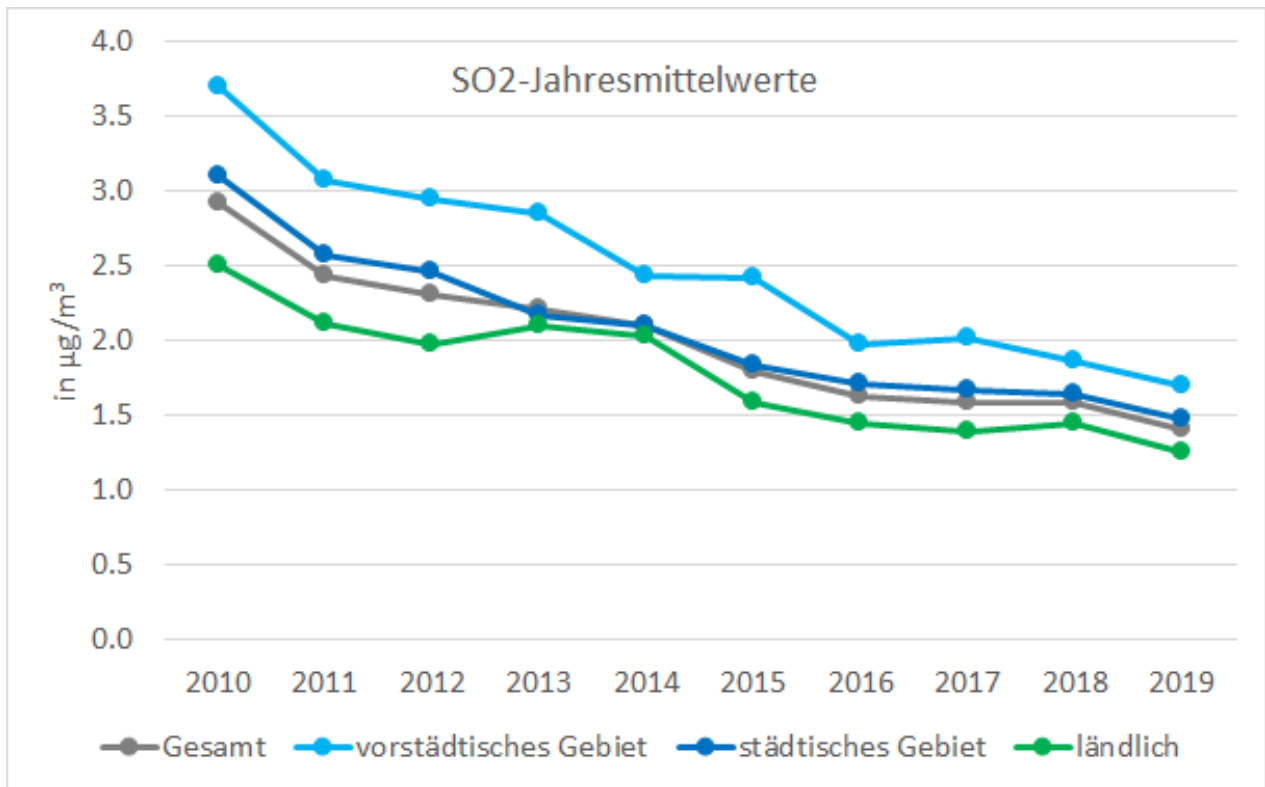
Abbildung 5-18: Anhaltswerte der PM2.5-Vorbelastung im Basisjahr 2015



### 5.2.3 SO<sub>2</sub>, Benzol, CO und B[a]P

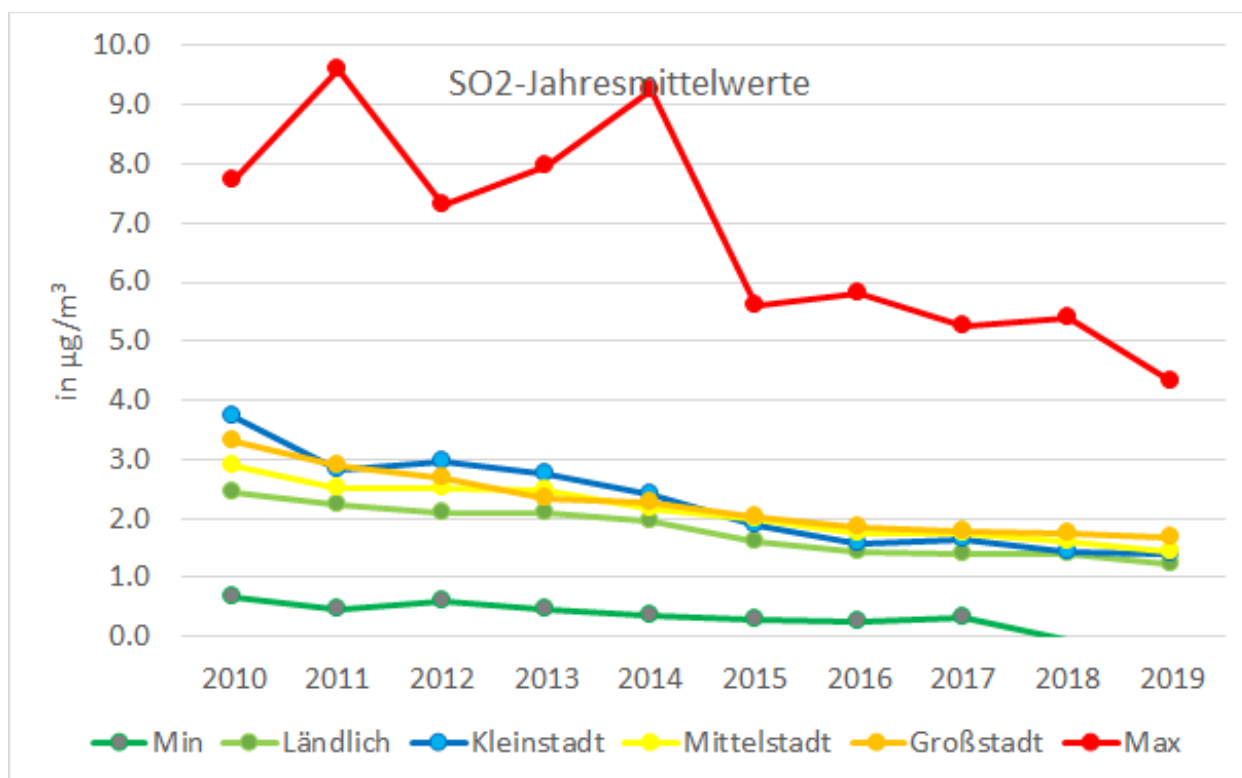
#### 5.2.3.1 SO<sub>2</sub>

Nach den vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten Messdaten wurden im Zeitraum 2010 bis 2019 an 132 Stationen SO<sub>2</sub>-Messungen mindestens in einem Jahr gemeldet. An 69 Stationen wurden durchgängig für alle 10 Jahre Messungen gemeldet. Davon wurden 29 Stationen als „ländlich“, 33 als „städtisch“ und 7 als „vorstädtisch“ klassifiziert. In der folgenden Abbildung 5-19 ist die zeitliche Entwicklung der über die jeweiligen Belastungsregimes und über alle durchgängig messenden Stationen gemittelten Jahresmittelwerte dargestellt.



**Abbildung 5-19: Entwicklung der SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

Für die Stationen wurde zusätzlich für die nicht-ländlichen Stationen analog zu den bisherigen RLuS eine Mittelwertbildung über deren Gebietstypen „Großstadt“, „Mittelstadt“ und „Kleinstadt“ durchgeführt. Diese sind in Abbildung 5-20 zusammen mit den maximalen und minimalen Jahresmittelwerten der einzelnen Jahre dargestellt. Für 2018 und 2019 werden in der Datenlieferung des UBA für einzelne Stationen negative SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte ausgewiesen.



**Abbildung 5-20: Entwicklung der SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS sowie maximale und minimale Jahresmittelwerte der einzelnen Jahre**

In den bisherigen RLuS werden für das Bezugsjahr 2005 für SO<sub>2</sub> je nach Belastungssituation SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte zwischen 2 und 6 µg/m<sup>3</sup> angegeben. Für die Prognose für das Jahr 2010 wird eine pauschale Minderung auf 91 % und für 2015 auf 87 % angegeben. Bezogen auf den Maximalwert in Höhe von 6 µg/m<sup>3</sup> bedeutet das für 2010 eine maximale Vorbelastung in Höhe von 5.5 µg/m<sup>3</sup> und für 2015 in Höhe von 5.2 µg/m<sup>3</sup>. In Tabelle 5-2 sind die Stationen aufgeführt, bei denen 2010 noch ein SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwert in Höhe von 5.5 µg/m<sup>3</sup> überschritten wird. Die beiden letzten Stationen in dieser Tabelle beinhalten auch die Maximalwerte, wie sie in Abbildung 5-20 aufgeführt sind. Beide Stationen liegen im ländlichen Gebiet in Sachsen im Erzgebirge und sind durch Schadstofftransporte aus den nordböhmisches Industriegebieten beeinflusst – sie stellen somit eine lokale Besonderheit dar.

Im Mittel liegt 2015 das Niveau der SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte bei 1.5 bis 2.5 µg/m<sup>3</sup> und damit deutlich unter dem unteren Beurteilungswert der 39. BImSchV (2020) für den Vegetationsschutz in Höhe von 8 µg/m<sup>3</sup>. Es wird deshalb vorgeschlagen, für SO<sub>2</sub> einen Anhaltswert der Vorbelastung für 2015 in Höhe von 4 µg/m<sup>3</sup> anzusetzen und diesen bis auf weiteres auch in den Prognosen beizubehalten. Sollte sich aus einer Abschätzung der SO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung mit den RLuS ein SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwert ergeben, der beurteilungsrelevant ist, was nach derzeitigem Stand nicht zu erwarten ist, muss der Anwender prüfen, ob für die lokal zu betrachtende Situation ein geringerer Vorbelastungswert angesetzt werden kann.

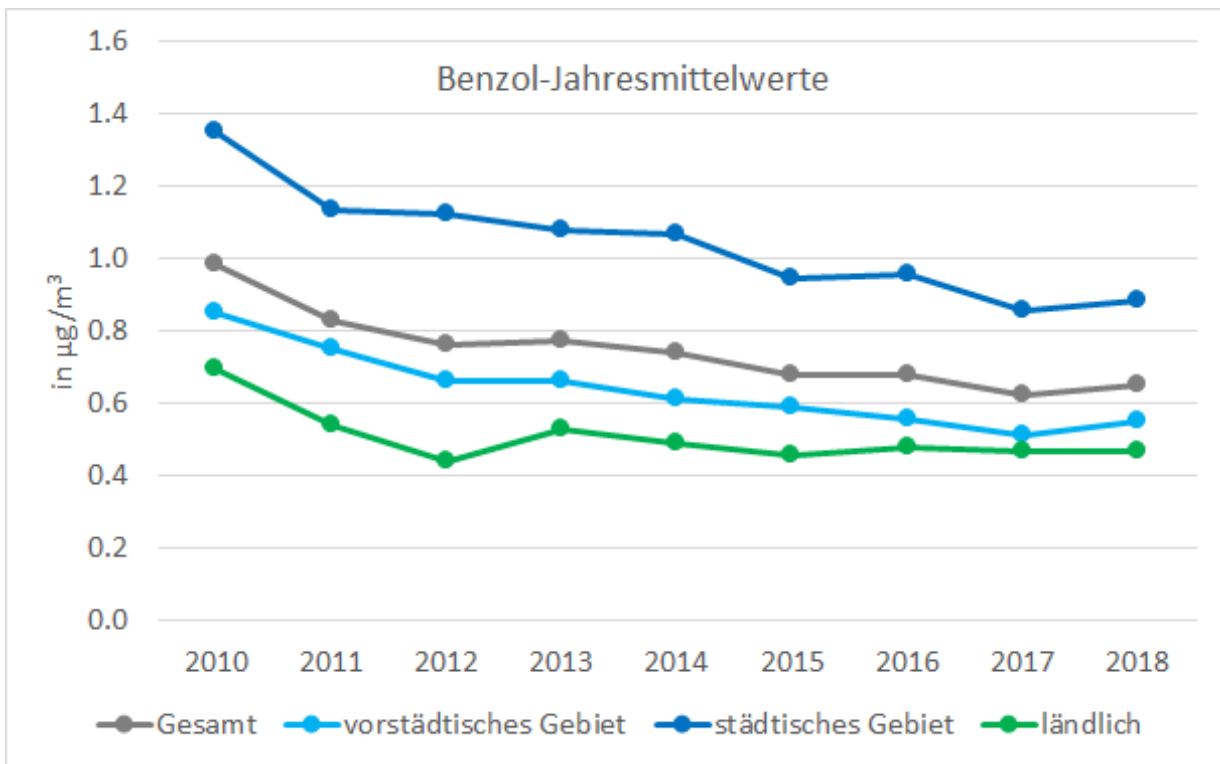
Für das Jahr 2005 wird vorgeschlagen, den Maximalwert der bisherigen RLuS für das Jahr 2005 in Höhe von 6 µg/m<sup>3</sup> anzusetzen und für die Jahre 2006 - 2014 zwischen diesem und den für 2015 angesetzten 4 µg/m<sup>3</sup> linear zu interpolieren.

**Tabelle 5-2: SO<sub>2</sub>-Messstationen mit Jahresmittelwerten größer 5.5 µg/m<sup>3</sup> im Jahr 2015**

Code	Stationsname	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Belastungsregime	Einwohner
BY002	Arzberg/Egerstraße	5.8	6.1	4.8	4.0	3.4	2.8	2.6	3.0	-	-	vorstädt.	5152
BY032	Kulmbach/Konrad-Adenauer-Straße	5.9	4.4	5.3	-	-	-	-	-	-	-	städtisch	25915
NW024	Essen-Vogelheim	6.0	5.7	4.7	3.9	4.4	4.4	4.5	4.4	4.1	3.9	städtisch	583109
NW040	Duisburg-Buchholz	5.6	4.8	4.1	3.8	3.5	3.7	3.2	3.8	3.6	3.0	vorstädt.	498590
NW096	Mönchengladbach-Rheydt	5.9	2.8	2.0	2.0	1.7	-	-	-	-	-	vorstädt.	261454
SN052	Zinnwald	7.2	7.3	7.3	6.9	7.0	5.4	4.1	4.1	3.5	3.3	ländlich	-
SN074	Schwartenberg	7.7	9.6	7.2	8.0	9.2	5.6	5.8	5.3	5.4	3.7	ländlich	-

**5.2.3.2 Benzol**

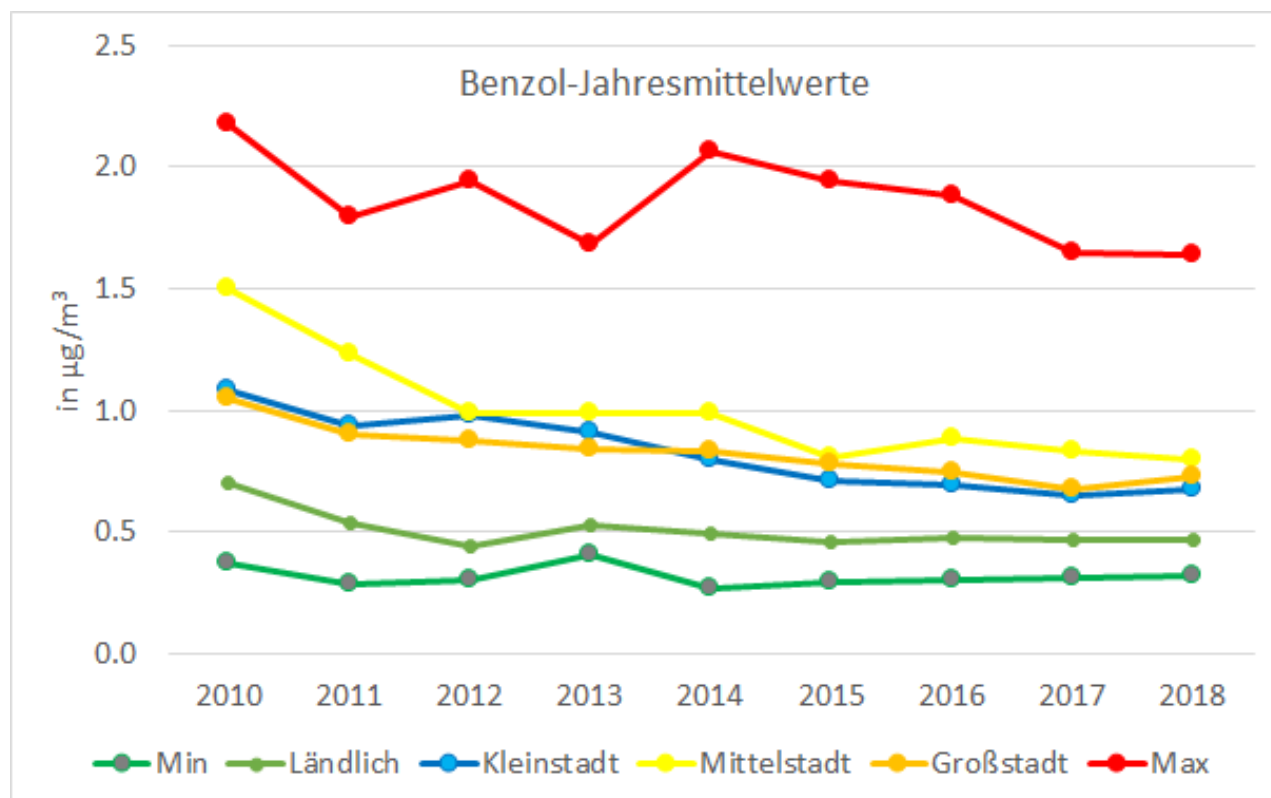
Nach den vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten Messdaten wurden im Zeitraum 2010 bis 2018 an 64 Stationen Benzol-Messungen in mindestens einem Jahr gemeldet. Für 2019 lagen nur 6 Jahresmittelwerte vor, weshalb dieses Jahr nicht mit ausgewertet wurde. Für den Zeitraum 2010 bis 2018 wurde durchgängig an 19 Stationen gemessen. Davon sind 6 Stationen „ländlich“, 7 „städtisch“ und 6 „vorstädtisch“. In der folgenden Abbildung 5-19 ist die zeitliche Entwicklung der über die jeweiligen Belastungsregimes und über alle durchgängig messenden Stationen gemittelten Jahresmittelwerte dargestellt.



**Abbildung 5-21: Entwicklung der Benzol-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

Die nicht-ländlichen Stationen wurden wiederum zusätzlich zu Gemeindegrößen nach Einwohnern zugeordnet und damit erfolgte analog zu den bestehenden RLuS eine Mittelwertbildung über die Gebietstypen „Großstadt“, „Mittelstadt“ und „Kleinstadt“. Die entsprechenden Mittelwerte sind in der Abbildung 5-20 dargestellt, zusätzlich sind die maximalen und minimalen Jahresmittelwert angegeben. Die Maximalwerte werden immer an der Station Saarbrücken-City (DESL012) gemessen.

In beiden Abbildungen ist zu erkennen, dass es in den Jahren 2010 bis 2012 relevante Abnahmen gab. Je nach Belastungsregime bzw. Gebietstyp ist das Niveau aber seit 2013 bzw. 2015 annähernd gleichbleibend.



**Abbildung 5-22: Entwicklung der Benzol-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS sowie maximale und minimale Jahresmittelwerte der einzelnen Jahre**

In den bisherigen RLuS werden für das Bezugsjahr 2005 für Benzol je nach Belastungssituation Jahresmittelwerte zwischen 0.6 und 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  angegeben. Für die Prognose auf 2010 wird eine pauschale Minderung auf 92 % und auf 2015 auf 88 % angegeben. Bezogen auf den Maximalwert in Höhe von 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  bedeutet das für 2010 eine maximale Vorbelastung in Höhe von 2.8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und für 2015 in Höhe von 2.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Aus den Messdaten ist ersichtlich, dass sowohl 2010 als auch 2015 die Maximalwerte der bisherigen Prognosen der RLuS z. T. deutlich unterschritten werden. Die mittleren gemessenen Jahresmittelwerte liegen ab 2015 bei bzw. unter 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und damit deutlich unter dem Jahresgrenzwert in Höhe von 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und bei 50 % der unteren Beurteilungsschwelle in Höhe von 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

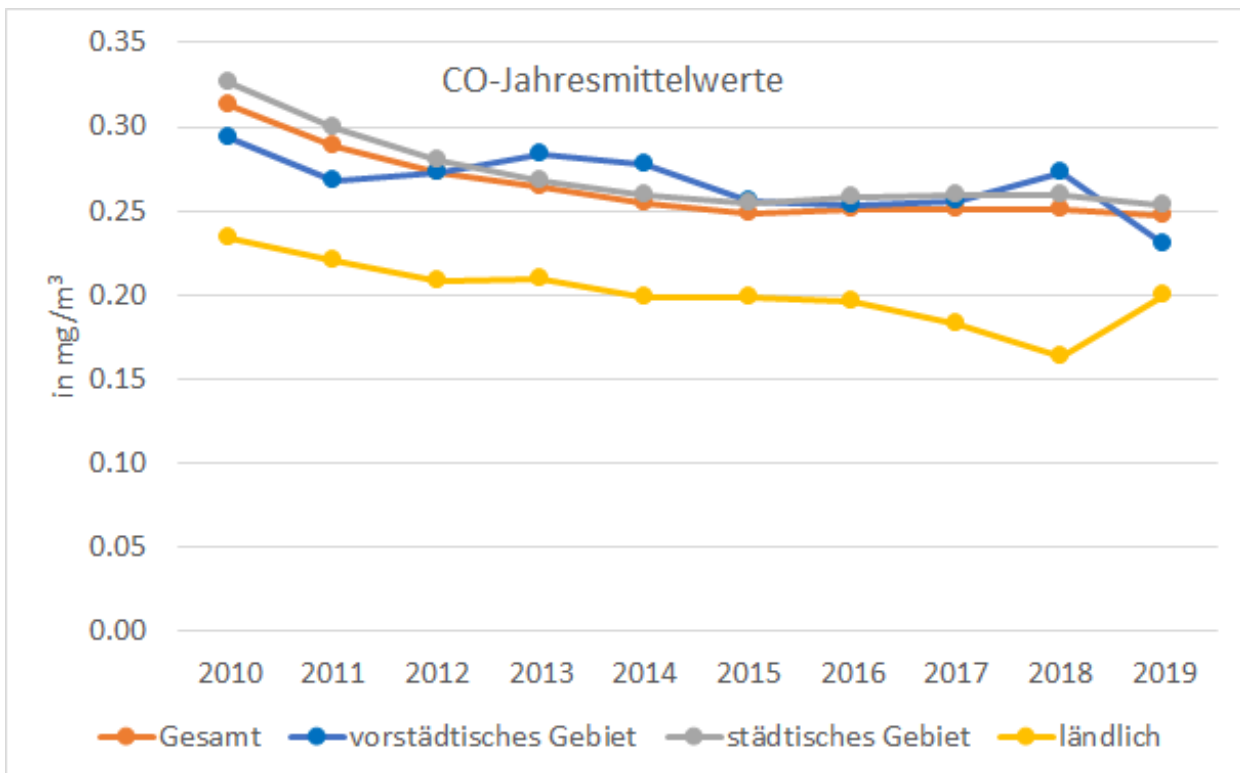
Es wird deshalb vorgeschlagen, für Benzol im Sinne einer konservativen Abschätzung einen Anhaltswert der Vorbelastung für 2015 in Höhe von 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  anzusetzen und diesen bis auf weiteres auch in den Prognosen beizubehalten. Sollte sich aus einer Abschätzung der Benzol-Gesamtbelastung mit den RLuS ein Benzol-Jahresmittelwert ergeben, der

beurteilungsrelevant ist, was nach derzeitigem Stand nicht zu erwarten ist, muss der Anwender prüfen, ob für die lokal zu betrachtende Situation ein geringerer Vorbelastungswert angesetzt werden kann.

Für das Jahr 2005 wird vorgeschlagen, den Maximalwert der bisherigen RLuS für das Jahr 2005 in Höhe von  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  anzusetzen und für die Jahre 2006 - 2014 zwischen diesem und den für 2015 angesetzten  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  linear zu interpolieren.

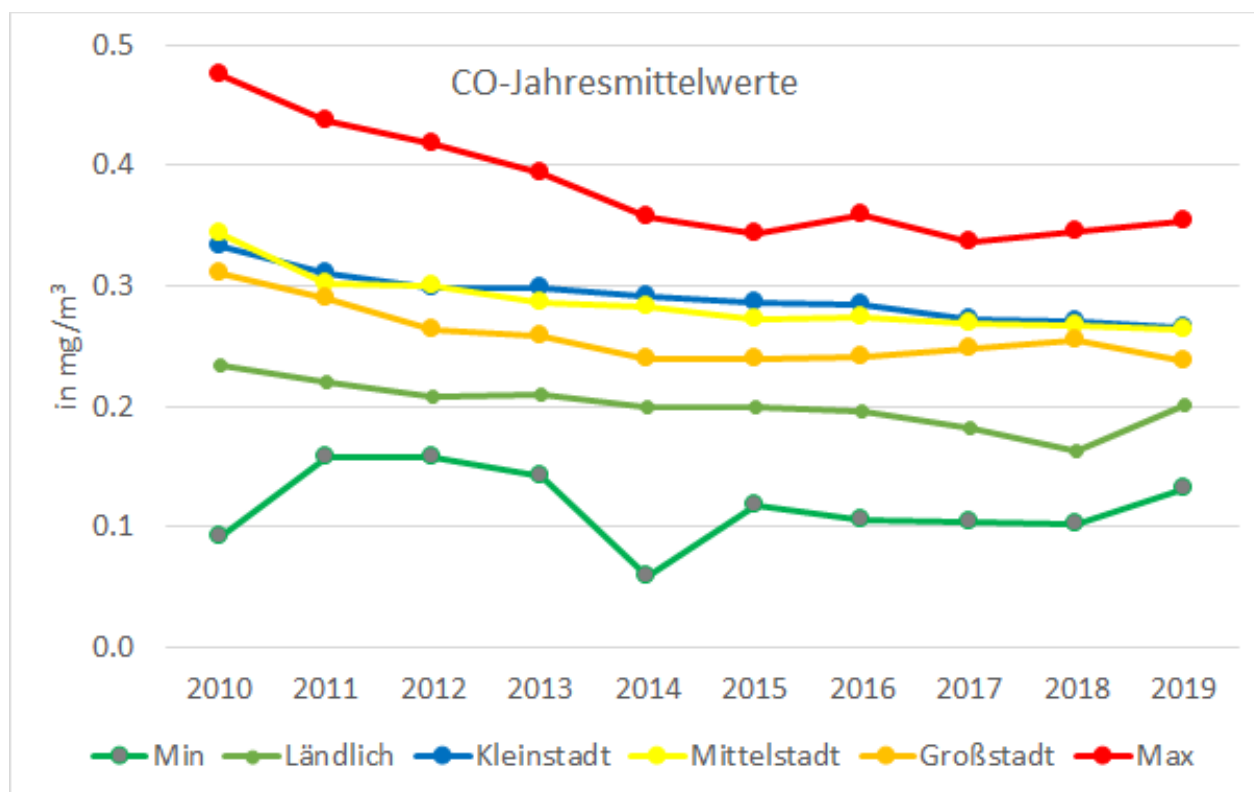
### 5.2.3.3 CO

Nach den vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten Messdaten wurden im Zeitraum 2010 bis 2019 nur an 50 Stationen CO-Messungen mindestens in einem Jahr gemeldet. Da nur an 15 Stationen durchgängig für alle 10 Jahre Messungen gemeldet wurden, wurden bei CO Messstationen ausgewertet, für die mindestens in 9 der 10 Jahre Messungen vorlagen, was zu 20 Stationen führte. Davon sind 2 Stationen als „ländlich“, 16 als „städtisch“ und 2 als „vorstädtisch“ klassifiziert. In der folgenden Abbildung 5-23 ist die zeitliche Entwicklung der über die jeweiligen Belastungsregimes und über alle durchgängig messenden Stationen gemittelten Jahresmittelwerte dargestellt.



**Abbildung 5-23: Entwicklung der CO-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

Für die nicht-ländlichen Stationen wurde zusätzlich analog zu den bisherigen RLuS eine Mittelwertbildung über deren Gebietstypen „Großstadt“, „Mittelstadt“ und „Kleinstadt“ durchgeführt. Diese sind in Abbildung 5-24 zusammen mit den maximalen und minimalen Jahresmittelwerten der einzelnen Jahre dargestellt.



**Abbildung 5-24: Entwicklung der CO-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLU sowie maximale und minimale Jahresmittelwerte der einzelnen Jahre**

In beiden Abbildungen ist zu erkennen, dass in den Jahren 2010 bis 2015 noch eine Abnahme stattgefunden hat und seit 2015 das Niveau annähernd gleichbleibt.

Im Mittel liegt das Niveau der CO-Jahresmittelwerte 2015 unter  $0.3 \text{ mg/m}^3$  und selbst im Maximum unter  $0.5 \text{ mg/m}^3$  und damit sehr deutlich unter der unteren Beurteilungsschwelle in Höhe von  $5 \text{ mg/m}^3$ .

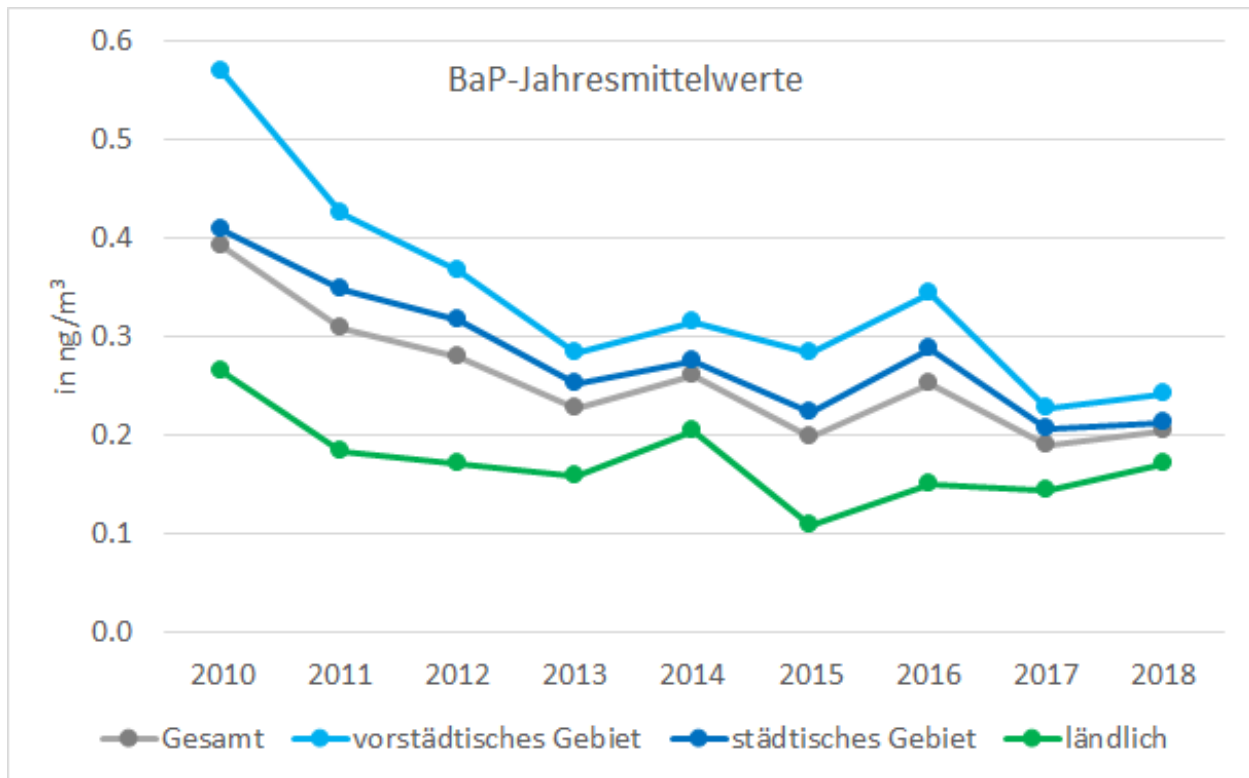
In den bisherigen RLU werden für das Bezugsjahr 2005 für CO je nach Belastungssituation Jahresmittelwerte zwischen  $0.1$  und  $0.5 \text{ mg/m}^3$  angegeben. Für die Prognose auf 2010 wird eine pauschale Minderung auf 97 % und auf 2015 auf 93 % angegeben. Bezogen auf den Maximalwert in Höhe von  $0.5 \text{ mg/m}^3$  bedeutet das für 2010 eine maximale Vorbelastung in Höhe von  $0.49 \text{ mg/m}^3$  und für 2015 in Höhe von  $0.47 \text{ mg/m}^3$ .

Es wird deshalb vorgeschlagen für CO im Sinne einer konservativen Abschätzung einen Anhaltswert der Vorbelastung pauschal ab 2015 in Höhe von  $0.3 \text{ mg/m}^3$  anzusetzen und diesen bis auf weiteres auch in den Prognosen beizubehalten. Sollte sich aus einer Abschätzung der CO-Gesamtbelastung mit den RLU ein CO-Jahresmittelwert ergeben, der beurteilungsrelevant ist, was nach derzeitigem Stand nicht zu erwarten ist, muss der Anwender prüfen, ob für die lokal zu betrachtende Situation ein geringerer Vorbelastungswert angesetzt werden kann.

Für das Jahr 2005 wird vorgeschlagen, den Maximalwert der bisherigen RLU für das Jahr 2005 in Höhe von  $0.5 \text{ mg/m}^3$  anzusetzen und für die Jahre 2006 - 2014 zwischen diesem und den für 2015 angesetzten  $0.3 \text{ mg/m}^3$  linear zu interpolieren.

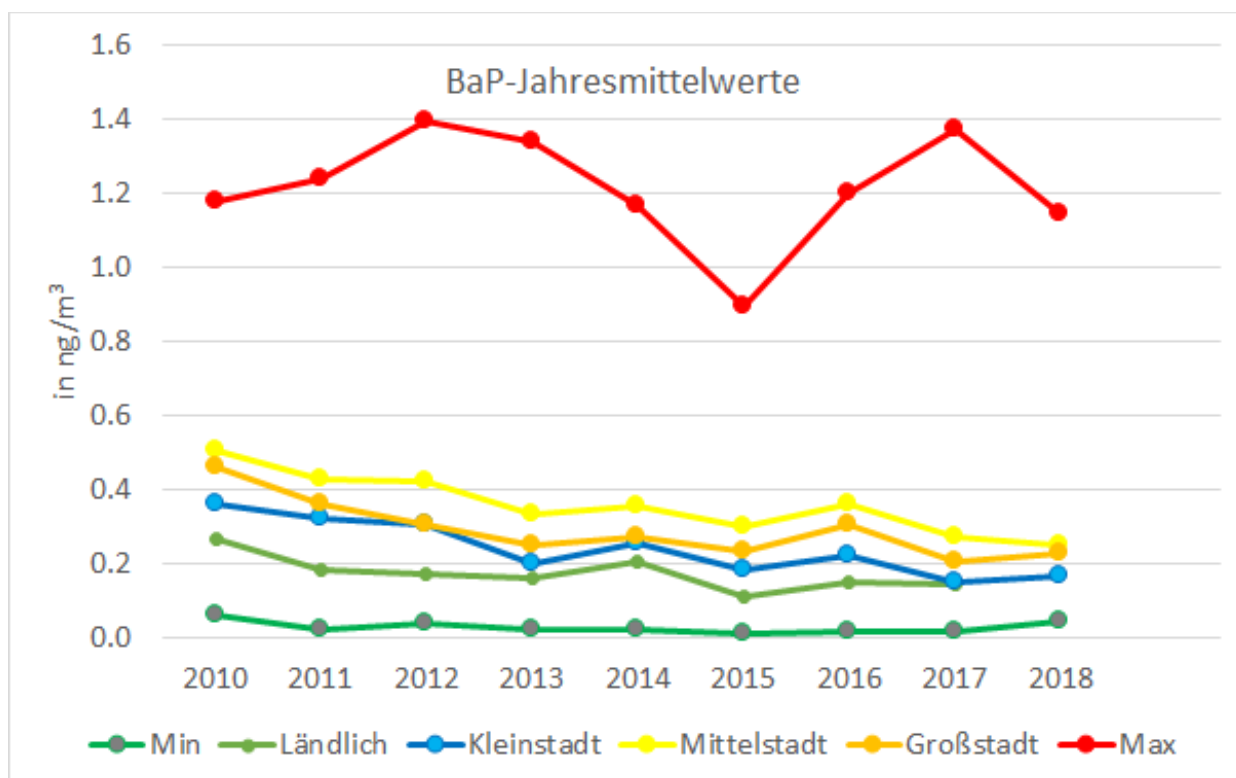
### 5.2.3.4 B[a]P

Nach den vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten Messdaten wurden im Zeitraum 2010 bis 2018 an 74 Stationen B[a]P-Messungen mindestens in einem Jahr gemeldet. Für 2019 lagen keine Daten vor. Für den Zeitraum 2010 bis 2018 wurde durchgängig an 30 Stationen gemessen. Davon wurden 10 Stationen als „ländlich“, 14 als „städtisch“ und 6 als „vorstädtisch“ klassifiziert. In der folgenden Abbildung 5-25 ist die zeitliche Entwicklung der über die jeweiligen Typen und über alle durchgängig messenden Stationen gemittelten Jahresmittelwerte dargestellt.



**Abbildung 5-25: Entwicklung der B[a]P-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018 gemittelt über alle Messtationen (Gesamt) und für drei Belastungsregimes**

Die nicht-ländlichen Stationen wurden zusätzlich zu Gemeindegrößen nach Einwohnern zugeordnet und damit analog zu den bestehenden RLUS eine Mittelwertbildung über deren Gebietstypen „Großstadt“, „Mittelstadt“ und „Kleinstadt“ durchgeführt. Die entsprechenden Mittelwerte sind in der Abbildung 5-26 dargestellt, zusätzlich sind die maximalen und minimalen Jahresmittelwerte angegeben. Die Maximalwerte werden immer an der Station Zittau-Ost (DESN045) gemessen.



**Abbildung 5-26: Entwicklung der B[a]P-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS sowie maximale und minimale Jahresmittelwerte der einzelnen Jahre**

Der Zielwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit liegt bei B[a]P bei  $1 \text{ ng/m}^3$  und die untere Beurteilungsschwelle bei  $0.4 \text{ ng/m}^3$ . Aus den Messungen wird deutlich, dass derzeit Jahresmittelwerte an einzelnen Hintergrundstationen im Bereich des Zielwertes und gemittelt über mehrere Stationen innerhalb eines Belastungsregimes auch im Bereich der unteren Beurteilungsschwelle liegen.

In den bisherigen RLuS sind keine Anhaltswerte der Vorbelastung für B[a]P angegeben.

Auf Grund der z. Zt. immer noch unsicheren Datenlage hinsichtlich der B[a]P-Emissionen des Kfz-Verkehr wird vorgeschlagen, für B[a]P im Sinne einer konservativen Abschätzung einen Anhaltswert der Vorbelastung pauschal ab 2010 in Höhe von  $0.4 \text{ ng/m}^3$  anzusetzen und diesen bis auf weiteres auch in den Prognosen beizubehalten. Damit liegen die B[a]P-Prognosen der RLuS immer über der derzeit gültigen unteren Beurteilungsschwelle. Unter den derzeitigen Annahmen für die B[a]P-Emissionen des Kfz-Verkehr werden RLuS-Berechnungen mit diesem Anhaltswert immer deutlich unter dem Zielwert liegen. Mit den RLuS werden damit immer Werte zwischen der unteren Beurteilungsschwelle und dem Zielwert berechnet werden, und damit die Einschränkungen der Beurteilung der Schadstoffbelastung hinsichtlich B[a]P mit den Methoden der RLuS unter dem derzeitigen Kenntnisstand widerspiegeln.

Da gemäß UBA (2020d) zwischen 2007 und 2010 bei allen Belastungsregimes relevante Zunahmen der B[a]P-Belastungswerte zu verzeichnen sind, was im Umkehrschluss für die RLuS für die Jahre vor 2010 geringere Anhaltswerte der Vorbelastung bedeuten würde als für 2010 werden für die Jahre vor 2010 keine Aussagen zu Anhaltswerten der Vorbelastung gemacht.



## 5.3 Prognosen

### 5.3.1 Vorgehensweise

Für die Prognosen der Anhaltswerte für die Vorbelastung in den RLuS sollten möglichst für Deutschland konsistente, räumlich aufgelöste Daten verwendet werden. Entsprechende Daten wurden vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt. Sie stammen aus dem „Nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland“ (BMU, 2019). Als für die Prognosejahre 2020, 2025 und 2030 konsistenter Datensatz lag daraus das sogenannte Szenario „With Additional Measures“ (WAM) vor, welches hier für die Prognosen von NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Ozon, PM10 und PM2.5 verwendet wurde.

Die Daten wurden als Ergebnisdateien aus Modellierungen mit dem Chemischen Transportmodell EURAD aus dem UBA-Projekt „NERC-Richtlinie: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe für nationale Luftreinhalteprogramme“ (FKZ 3716 51 2020<sup>4</sup>) bereitgestellt. Es lagen entsprechende Daten im NetCDF-Format in einer räumlichen Auflösung von ca. 2 x 2 km<sup>2</sup> für die Jahre 2015, 2020, 2025 und 2030 für die Jahresmittelwerte von NO<sub>2</sub>, Ozon, PM10 und PM2.5 vor. Aus den Jahresmittelwerten für NO<sub>2</sub> wurden, analog zum Vorgehen für das Basisjahr 2015 und die vorangegangenen Jahre, Daten mit einem Romberg-Ansatz und einer auf neuen Messdaten basierenden Aktualisierung der Parameter NO<sub>x</sub>-Jahresmittelwerte berechnet (s. Abschnitt 5.2.2.2).

Die EURAD-Modellergebnisse wurden je Schadstoff jeweils für die Intervalle 2020 zu 2015, 2025 zu 2020 und 2030 zu 2025 ins Verhältnis gesetzt und diese Verhältnismerte den Gemeinden in Deutschland zugeordnet. Analog zum Vorgehen für die Jahre vor 2015 werden die Vorbelastungswerte für die Zwischenjahre aus den jeweiligen Randjahren interpoliert.

Da es über das Jahr 2030 hinaus keine weiteren belastbaren Prognosen der Entwicklung der nationalen Schadstoffbelastung gibt, wird vorgeschlagen, in den RLuS die Prognosewerte für 2030 unverändert bis 2040 anzusetzen.

Für die Schadstoffe SO<sub>2</sub>, Benzol, CO und B[a]P liegen keine entsprechenden deutschlandweiten Prognoseberechnungen vor. Für diese Schadstoffe wird in den jeweiligen Abschnitten unter Abschnitt 5.2.3 ein Vorgehen zur Fortschreibung vorgeschlagen.

### 5.3.2 Darstellung der Veränderung der Schadstoffbelastungen für NO<sub>2</sub>, Ozon, PM10 und PM2.5 bis 2030

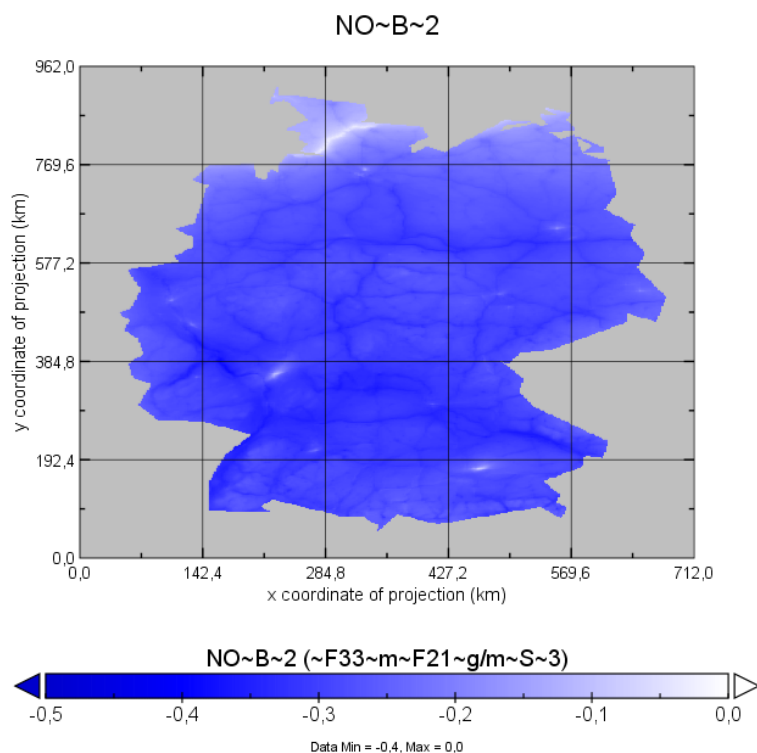
In Abbildung 5-27 bis Abbildung 5-38 sind die prognostizierten relativen Änderungen der Konzentrationen über die jeweiligen 5-Jahres-Zeitschritte für die einzelnen Schadstoffe dargestellt. Die Abbildungen zeigen dabei die direkten Änderungen der Modellergebnisse in der Auflösung der Modellierung als relative Änderung. Dabei bedeutet beispielsweise eine relative Änderung von -0.1 eine Abnahme um 10 % gegenüber dem jeweiligen Ausgangsjahr.

In dieser detaillierten Darstellung lassen sich die einzelnen Veränderungen besser erkennen und nachvollziehen, als in einer Darstellung, bei der die Änderungen schon auf die Gemeindeebene aggregiert sind. So sind beispielsweise in Abbildung 5-27 die deutlichen Abnahmen der NO<sub>2</sub>-Belastung entlang der großen Hauptverkehrsachsen oder in Abbildung 5-28 die Zunahmen im Umfeld des neu eröffneten Flughafens BER im

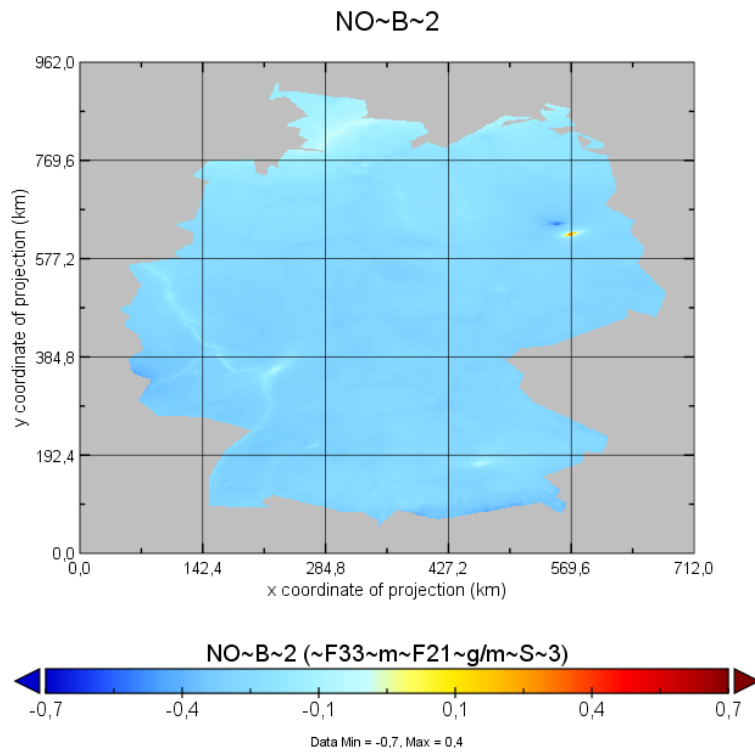
---

<sup>4</sup> Bisher ist kein Bericht dazu veröffentlicht. S. aber z. B. BMU (2019)

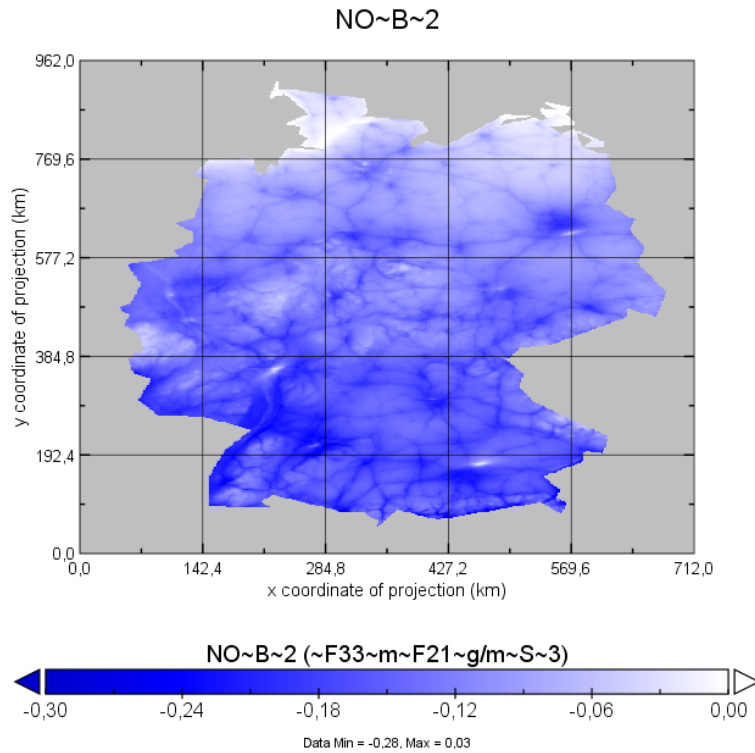
Südosten von Berlin sowie die Abnahmen aufgrund der Schließung des Flughafens Tegel erkennbar. In den RLuS sind diese Änderungen entsprechend dem Vorgehen für das Basisjahr 2015 und die vorangegangenen Jahre wieder auf Gemeindeebene aggregiert und die räumliche Struktur der Änderungen damit weniger differenziert.



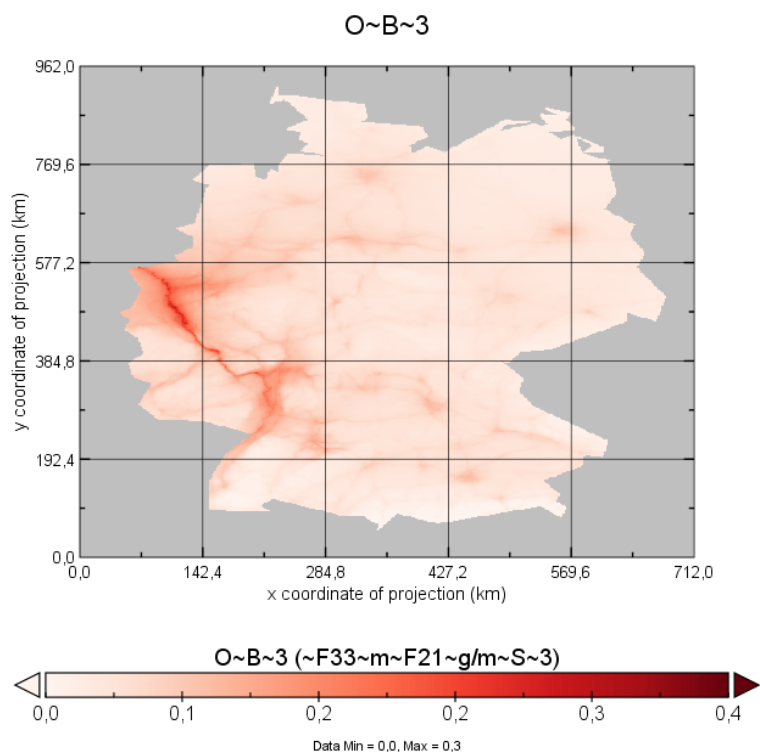
**Abbildung 5-27: Relative Veränderung des NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerts von 2015 nach 2020**



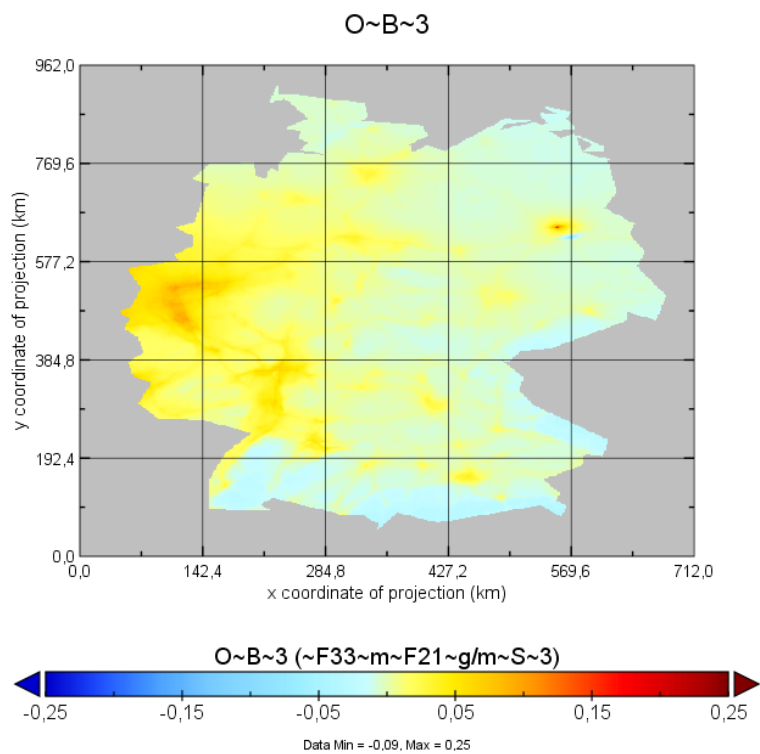
**Abbildung 5-28: Relative Veränderung des NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerts von 2020 nach 2025**



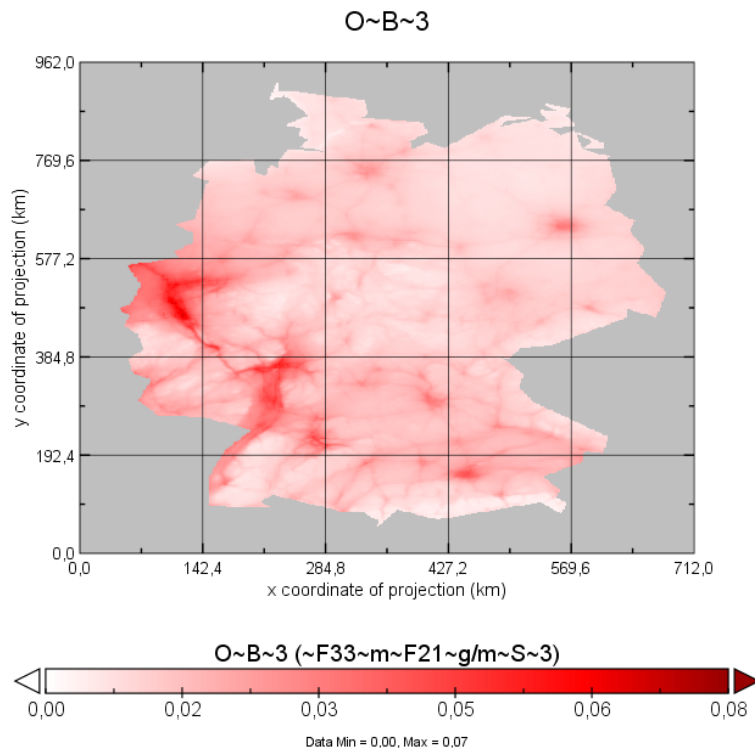
**Abbildung 5-29: Relative Veränderung des NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerts von 2025 nach 2030**



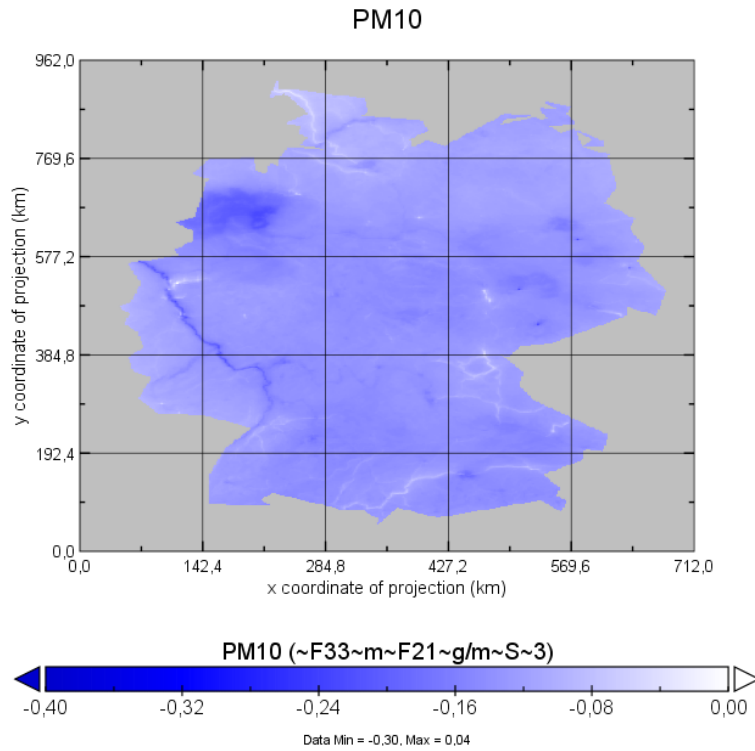
**Abbildung 5-30: Relative Veränderung des Ozon-Jahresmittelwerts von 2015 nach 2020**



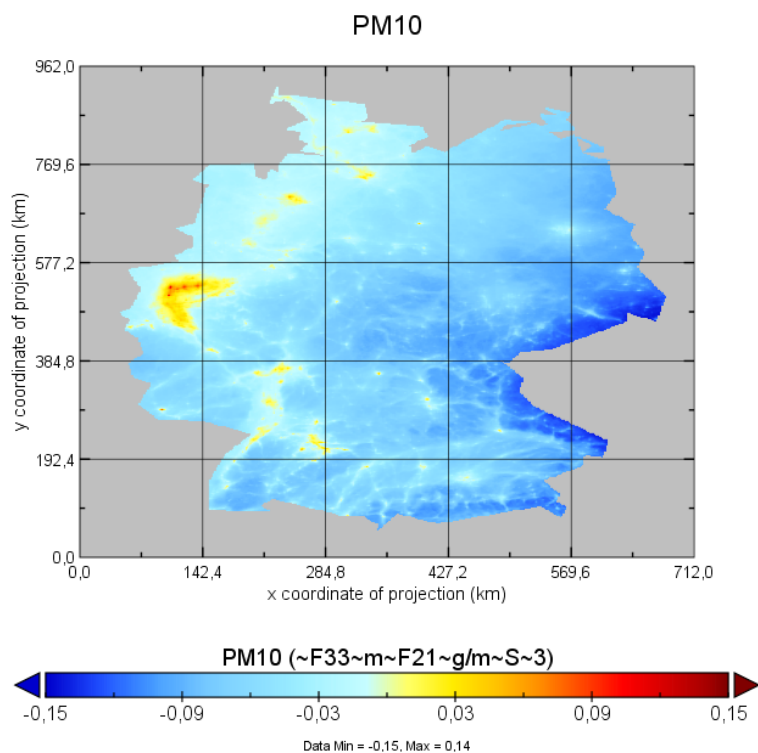
**Abbildung 5-31: Relative Veränderung des Ozon-Jahresmittelwerts von 2020 nach 2025**



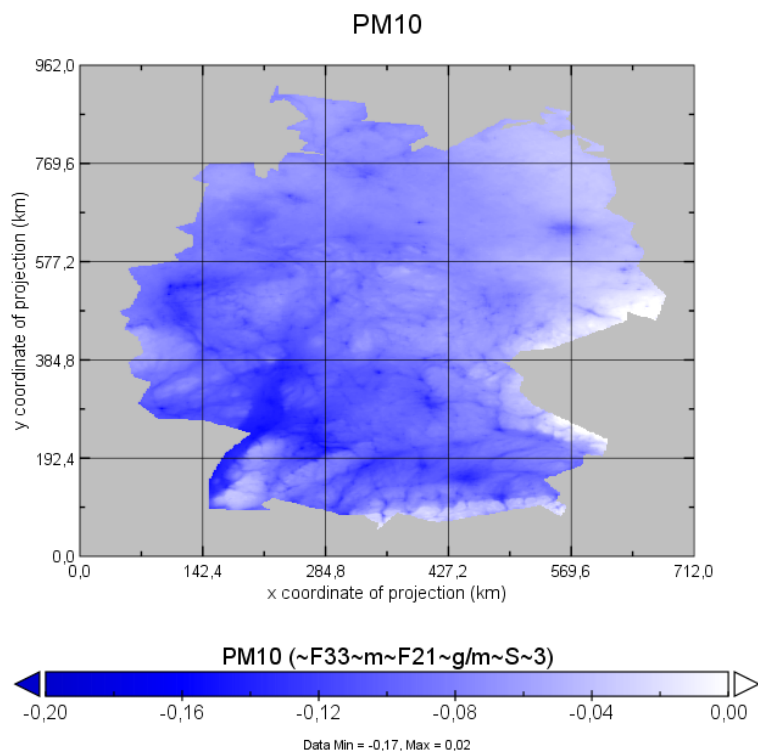
**Abbildung 5-32: Relative Veränderung des Ozon-Jahresmittelwerts von 2025 nach 2030**



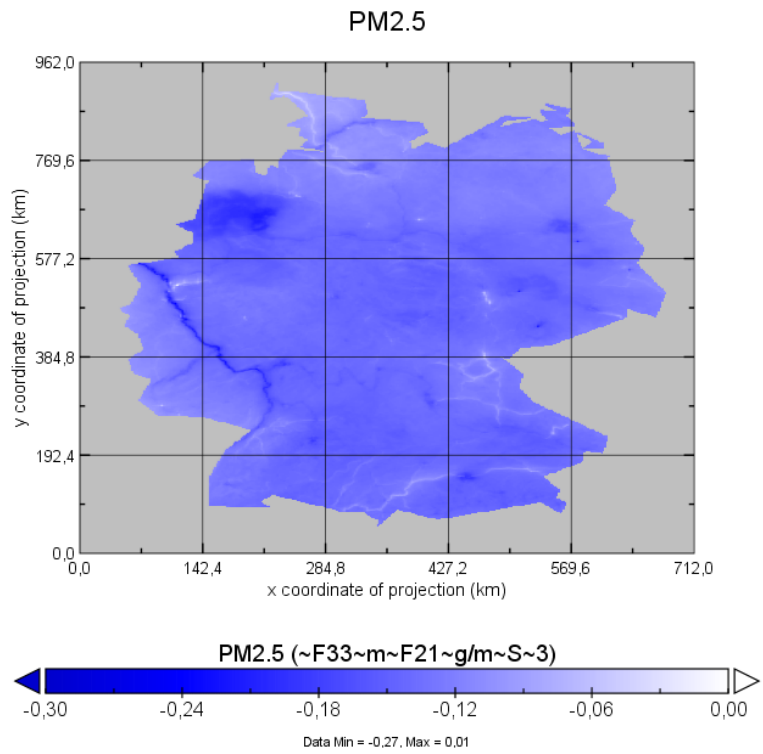
**Abbildung 5-33: Relative Veränderung des PM10-Jahresmittelwerts von 2015 nach 2020**



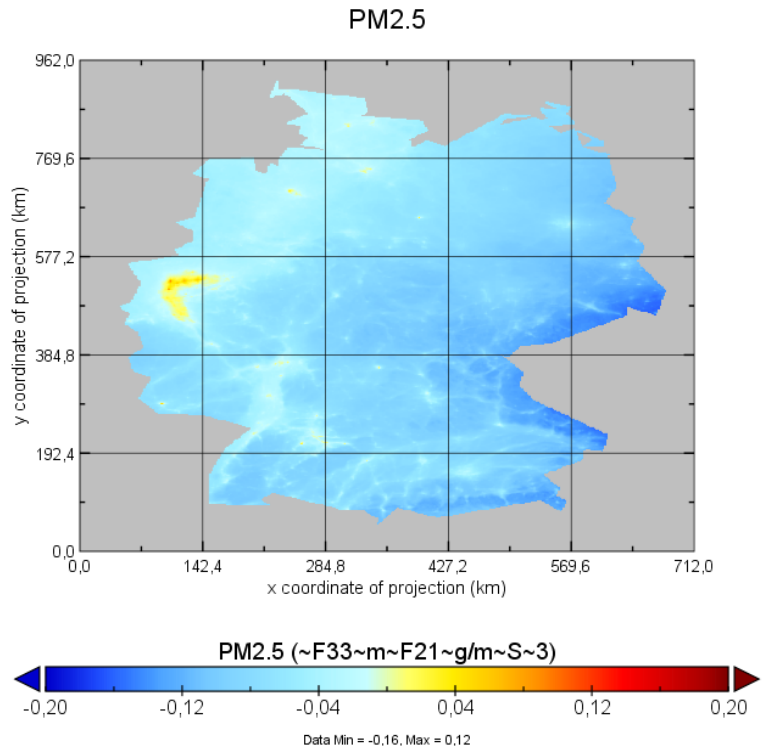
**Abbildung 5-34: Relative Veränderung des PM10-Jahresmittelwerts von 2020 nach 2025**



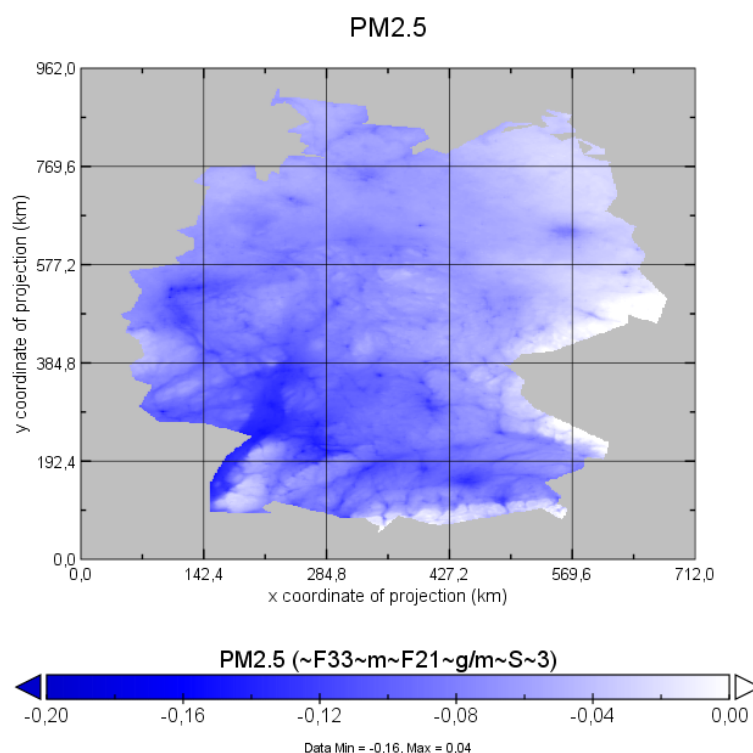
**Abbildung 5-35: Relative Veränderung des PM10-Jahresmittelwerts von 2025 nach 2030**



**Abbildung 5-36: Relative Veränderung des PM2.5-Jahresmittelwerts von 2015 nach 2020**



**Abbildung 5-37: Relative Veränderung des PM2.5-Jahresmittelwerts von 2020 nach 2025**



**Abbildung 5-38: Relative Veränderung des PM2.5-Jahresmittelwerts von 2025 nach 2030**

In Tabelle 5-3 sind die Minima, Mittelwerte und Maxima der Veränderungen der auf die Gemeinden bezogenen Konzentrationen für NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, Ozon, PM10 und PM2.5 jeweils von 2015 nach 2020, von 2020 nach 2025 und von 2025 nach 2030 aufgelistet.

**Tabelle 5-3: Veränderungen für die gemeindebezogenen Konzentrationen**

	2015 nach 2020	2020 nach 2025	2025 nach 2030
<b>NO<sub>x</sub></b>			
Minimum	-47.3%	-48.1%	-28.4%
Mittel	-30.6%	-30.4%	-13.4%
Maximum	-4.9%	8.7%	2.9%
<b>NO<sub>2</sub></b>			
Minimum	-38.3%	-43.3%	-25.2%
Mittel	-27.6%	-28.2%	-12.6%
Maximum	-3.6%	7.1%	2.8%
<b>Ozon</b>			
Minimum	-0.4%	-3.7%	0.3%
Mittel	4.7%	0.5%	1.5%
Maximum	26.9%	8.5%	5.9%
<b>PM10</b>			
Minimum	-22.5%	-14.5%	-15.0%
Mittel	-12.7%	-5.7%	-8.3%
Maximum	-4.9%	5.4%	1.9%
<b>PM2.5</b>			
Minimum	-22.3%	-16.2%	-14.4%
Mittel	-13.1%	-7.3%	-7.2%
Maximum	-5.5%	3.3%	3.6%



#### **5.4 Abstimmung mit den Bundesländern**

Die Bundesländer wurden über das in diesem Kapitel vorgeschlagene Verfahren zur Ermittlung der Anhaltswerte der Vorbelastung in den RLuS über den Ausschuss „Luftqualität / Wirkungsfragen / Verkehr (LWV)“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz der Umweltministerkonferenz der Bundesrepublik Deutschland (LAI) im Umlaufverfahren in Kenntnis gesetzt und um Stellungnahmen dazu gebeten. Es wurden keine Einwände gegen das Verfahren vorgebracht.

#### **5.5 Umsetzung im RLuS-Berechnungsprogramm**

Im RLuS-Berechnungsprogramm kann die Vorbelastung für das Bezugsjahr der RLuS-Berechnungen auf drei Arten angegeben werden:

- manuelle Eingabe der Vorbelastungswerte,
- manuelle Eingabe der Vorbelastungswerte für ein Bezugsjahr mit einer anschließenden Fortschreibung auf das Bezugsjahr der Berechnung durch Auswahl einer Gemeinde oder
- Übernahme des RLuS-Vorschlags für die Gemeinde für das Bezugsjahr der Berechnung.

## 6 Zusammenfassung

Die bisherigen „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (RLuS) stammen aus dem Jahr 2012. Im Rahmen des hier dokumentierten Projekts wurden über einen Zeitraum von fünf Jahren hinweg Aktualisierungen und Erweiterungen in die bestehenden RLuS eingearbeitet, um den Straßenbaubehörden eine aktuelle Arbeitsgrundlage für eine geeignete Umsetzung der rechtlichen Anforderungen auf dem Gebiet der Luftreinhaltung bei der Ermittlung der von einer Straße ausgehenden Luftschadstoffbelastungen in straßenrechtlichen Planfeststellungs- und Plangenehmigungsverfahren zur Verfügung zu stellen.

Zunächst wurde das Berechnungsprogramm zu den RLuS in einer modernen Programmiersprache komplett neu codiert, womit auch eine erhebliche Beschleunigung der Berechnungsvorgänge realisiert werden konnte.

Ein zentraler Aspekt der Arbeiten war die Aktualisierung des Emissionsmoduls auf jeweils aktuelle Versionen des Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA). Für die Version auf Basis des aktuellen HBEFA 4.1, das seit August 2019 zur Verfügung steht, wurde in Form der „RLuS 2012 - Ausgabe 2020“ (RLuS, 2020) eine neue Version der Richtlinie veröffentlicht und das zugehörige Berechnungsprogramm für den Vertrieb bereitgestellt. Im Rahmen dieser Aktualisierung des Emissionsmoduls erfolgte neben einer Überprüfung der (nicht im HBEFA enthaltenen) B[a]P-Emissionsfaktoren und des Ansatzes zur Ermittlung der Verkehrsqualität auch eine Erweiterung auf die im HBEFA 4.1 neu hinzugekommene Verkehrsqualitätsstufe „LOS 5“.

Mit Einführung der HBEFA-Versionen 3.2 und 3.3 und insbesondere 4.1 hat sich die Emissionssituation gegenüber dem HBEFA 3.1, auf dem die bisherigen RLuS aus dem Jahr 2012 basieren, zum Teil drastisch geändert. Dabei sind die Änderungen sowohl absolut als auch relativ bei den  $\text{NO}_x/\text{NO}_2$ -Emissionen besonders relevant. Damit ergeben sich mit den aktuellen RLuS im Vergleich zur Version aus dem Jahr 2012, insbesondere bei den  $\text{NO}_2$ -Zusatzbelastungen, zum Teil deutliche Niveauunterschiede.

Das Tunnelmodul der bisherigen RLuS basiert auf Erkenntnissen und Daten mit Stand vor 1999 und wurde in Form eines Formelwerks umgesetzt. Aufgrund von Fortschritten in der Modellierung der Strömungsverhältnisse und der Ausbreitung stehen inzwischen validierte operationelle Modelle für Immissionsberechnungen im Umfeld von Tunnelportalen zu Verfügung. Mit Hilfe eines solchen Modells wurde eine Bibliothek von Konzentrationsfeldern erstellt und zur Modellierung der Konzentrationsbeiträge von Tunneln in die RLuS integriert. Der neue Ansatz liefert eine gute Übereinstimmung mit Messwerten und eine deutlich realitätsnähere Abbildung der Immissionssituation als der bisherige. Der Vergleich mit Messwerten zeigt dabei, dass der Ansatz der RLuS, mit gleichverteilten Windrichtungen zu rechnen, nicht grundsätzlich als konservativ angesehen werden kann. Dementsprechend wird in Abstimmung mit dem FGSV-Arbeitskreis 2.12.3 „RLuS“ und dem forschungsbegleitenden Ausschuss zum Projekt empfohlen, für die RLuS als Screeningmodell ein Sicherheitszuschlag für den Konzentrationsbeitrag des Tunnels zu integrieren, um im Sinne eines Screenings weitgehend konservative Ergebnisse zu erhalten.

In der aktuellen Entwurfspraxis werden im Außerortsbereich verstärkt Kreisverkehre geplant und gebaut. Diese lassen sich mit den bisherigen RLuS jedoch hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Luftqualität nicht bewerten. Deshalb wurden die RLuS um ein Modul zur Abschätzung der Wirkung von Kreisverkehren auf die Luftschadstoffbelastung erweitert. Dazu wurden umfangreiche Mitfahrten in repräsentativen Kreisverkehren durchgeführt und auf Basis der erhobenen Fahrprofile, entsprechend der Methodik des HBEFA

4.1, Emissionsfaktoren für die verschiedenen Teilabschnitte Zufahrt, Kreisfahrt und Ausfahrt von Kreisverkehren ermittelt. Dabei wurden insbesondere auch die variablen Fahrdynamiken auf diesen Teilabschnitten mit Ausroll- und Bremsvorgängen sowie möglichen Stop&Go-Situationen in der Zufahrt und variablen Beschleunigungsregimes in der Ausfahrt differenziert berücksichtigt. Zur immissionsseitigen Bewertung von Kreisverkehren wurde auf Basis eines Ausbreitungsmodells eine räumlich differenzierte Bibliothek von Zuschlägen auf die Standardkonzentrationen einer RLuS-Straße erstellt. Zur Nutzung des Moduls wurde das Berechnungsprogramm erweitert und eine Oberfläche bereitgestellt, mit der im Rahmen der RLuS zwei-, drei- und vierarmige Kreisverkehr mit 90°- bzw. 120°-Versatz der Arme immissionsseitig bewertet werden können.

Ein Vergleich im Sinne eines methodisch abgesicherten Variantenvergleiches zwischen einer Kreuzung und einem Kreisverkehr ist in den RLuS damit allerdings nicht möglich, da das Kreisverkehrsmodul methodisch deutlich aufwendiger ist und auch die Fahrdynamik berücksichtigt, während das Kreuzungsmodul nur planfreie Kreuzungen ohne Brems- und Beschleunigungsvorgänge abbilden kann.

Da die Vorbelastung bei Planungsvorhaben, wie sie mit den RLuS beurteilt werden, einen relevanten Einfluss auf die Ermittlung der Gesamtkonzentration von Luftschadstoffen hat, wurden in diesem Projekt auch die Anhaltswerte für die Vorbelastung an Hand eines Verfahrens auf Basis von Modell- und Messwerten aktualisiert und bis auf das Bezugsjahr 2040 erweitert. Mit dem neuen Ansatz wurde insbesondere eine hohe räumliche Differenzierung der Anhaltswerte der Vorbelastung auf Gemeindeebene realisiert, so dass künftig auch die bisher durch den Anwender erforderliche Zuordnung zu einem Gebiets-typ und einem Belastungsniveau entfällt.

Mit den hier durchgeführten Arbeiten sind die RLuS hinsichtlich der Emissionsermittlung, der Tunnelmodellierung und der Anhaltswerte der Vorbelastung auf einen aktuellen und zukunftssicheren Stand gebracht. Das vollständig neu entwickelte Kreisverkehrsmodul auf Basis von gemessenen Fahrprofilen ermöglicht erstmals die systematische und flexible Beurteilung von Kreisverkehren im Außerortsbereich hinsichtlich der Luftqualität.

Für zukünftige Weiterentwicklungen und Verbesserungen der RLuS sind mehrere Aspekte in Betracht zu ziehen. So scheint es beispielsweise angeraten, der aktuellen Planungspraxis Rechnung zu tragen, und in das Tunnelmodul die Möglichkeit zu integrieren, auch Tunnel mit direkt anschließenden Lärmschutzwänden zu betrachten. Weiterhin ist es bedenkenswert, das Kreuzungsmodul dahingehend zu aktualisieren, dass auch dort die Fahrdynamik berücksichtigt wird und idealerweise einen Variantenvergleich zwischen Kreisverkehr und Kreuzung erlaubt. Möglichen Raum für Verbesserungen bietet auch die Berücksichtigung der Meteorologie in den RLuS, da die gegenwärtig angesetzte Gleichverteilung der Windrichtung nicht grundsätzlich als konservativ betrachtet werden kann.

## Literatur

39. BImSchV, 2020: Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV). In der Fassung vom 19.06.2020. BGBl. I S. 1328. 2020.
- ASFiNAG, 2010: Tunnel - Lüftung (TLü) – Technische Richtlinie. Entwurf. Technisches Planungshandbuch der ASFiNAG. Wien. 2010.
- ASFiNAG, 2018: Tunnel - Lüftung (TLü) – Änderungsdocument. Technisches Planungshandbuch der ASFiNAG. Wien. 2018.
- ASTRA, 2008: ASTRA 13001. Richtlinie. Lüftung der Strassentunnel. Systemwahl, Dimensionierung und Ausstattung. Herausgeber: Bundesamt für Strassen ASTRA. Bern. 2008.
- BAST, 2013: Aktualisierung des MLuS 02 - Erstellung der RLuS. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST), Heft V 222. 2013.
- BAST, 2015: Qualitätsstufenkonzepte zur anlagenübergreifenden Bewertung des Verkehrsablaufs auf Außerortsstraßen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST), Heft V 264. 2015.
- Beer, F.; Herpetz, S.; Moritz, K.; Peters, A.; Saltzmann-Koscke, G.; Tegethof, U.; Wirtz, H., 2005: Untersuchungen zu Fremdstoffbelastungen im Straßenseitenraum. Band 1 bis Band 5. BAST-Bericht V 122. Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). 2005.
- Blennemann, F.; Meyeroltmanns, W., 1978: Untersuchungen zu den Auswirkungen von mechanischen und natürlichen Tunnellüftungen auf die unmittelbare Umgebung von Straßentunneln (Vorstudie), STUVA-Forschungsbericht 9/78, September 1978.
- BMU, 2019: Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU). 2019.
- Brousse, B.; Vidal, B.; Ponticq, X.; Goupil, G.; Alary, R., 2005: Pollution dispersion at an urban motorway tunnel portal: Comparison of the small-scale predictive study with the actual conditions measured on the site, Atmos. Environ., 39, 2459–2473. 2005.
- Buchmann, R.; Gehrig, S.; Yousaf, R., 2013: Schadstoff- und Rauchkurzschlüsse bei Straßentunneln, Forschungsauftrag FGU 2008/007\_OBF auf Antrag der Fachgruppe für Untertagebau (FGU), November 2013.
- BUWAL, 1994: Emissionsfaktoren ausgewählter nichtlimitierter Schadstoffe des Straßenverkehrs, CD Data Version 2.2. Erarbeitet von Carbotech AG, Basel. Herausgeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern, 1994.
- COB, 2009: Onderzoek Luchtkwaliteit: Emissieverspreiding bij tunnelportalen, Wijkertunnel A9. Rapportnummer M+P.COB.09.01, Version 3. 13 Nov 2009.
- Düring, I.; Bächlin, W.; Lohmeyer, A., 1998: Validierung und Weiterentwicklung des BAST-Modells für die Autoabgasausbreitung an Tunnelportalen. FE 02.176/1998. Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). 1998.
- Düring, I.; Schmidt, W., 2016: Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung. Arbeitspaket 2 im Rahmen des UBA-Forschungsvorhabens "Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger An-

- triebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen". UFOPLAN, FKZ 3713 47 100. Ingenieurbüro Lohmeyer. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2016.
- EEA, 2007: EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook 2007. EEA Technical report No 16/2007. European Environment Agency. 2007.
- EEA, 2013: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical report No 12/2013. European Environment Agency (EEA). 2013.
- EEA, 2016: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. EEA Report No 21/2016. European Environment Agency (EEA). 2016.
- EEA, 2019: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 13/2019. European Environment Agency (EEA). 2019.
- Eichhorn, J.; Kniffka, A., 2010: The numerical flow model MISKAM: State of development and evaluation of the basic version. Meteorol. Z. 19, 81-90. 2010.
- Etling, D., 1990: On plume meandering under stable stratification. Atmos. Environ. 24, 1979–1985. 1990.
- EU, 1997: Entscheidung 97/101/EG des Rates vom 27. Januar 1997 zur Schaffung eines Austausches von Informationen und Daten aus den Netzen und Einzelstationen zur Messung der Luftverschmutzung in den Mitgliedstaaten. Geändert durch die Rechtsakte 2001/752/EG vom 26.10.2001. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 35, S. 14. 1997.
- FGSV, 2006: Merkblatt für die Anlage von Kreisverkehren. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V. (FGSV), Arbeitsgruppe Straßenentwurf. 2006.
- FGSV, 2008: Übergreifende Bewertung von Streckenabschnitten und Knotenpunkten auf Landstraßen. FGSV/BMV-Forschungsberichte. FGSV-Nr.: Heft 1004. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V. (FGSV). 2008.
- FGSV, 2015: Handbuch für die Bemessung von Straßenverkehrsanlagen (HBS). Ausgabe 2015. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). 2015.
- Föll, N.; Jacobi, S., 2016: Räumlich hochauflösende NO<sub>2</sub>-Messung rund um ein Tunnelportal, Hessisches Landesamt für Naturschutz Umwelt und Geologie. 2016.
- Haerter, A., 1980: Tunnellüftungssysteme mit geringer Abluftimmission, Schweizer Baublatt, Nr. 39, 13. Mai 1980.
- Haerter, A.; Steinemann, U.: Immissionen durch Abluftstrahl aus Tunnelportal, Bericht Nr. 77-47-01 der Schindler-Haerter AG, Zürich, November 1977 (nicht veröffentlicht).
- Herzke, K., 1972: Der Einfluß des Kraftfahrzeugverkehrs auf die Betriebskosten von Tunnellüftungen. Bauingenieur-Praxis, Heft 82. 1972.
- Hirtl, M., 2011: Modelling tunnel jet emissions with LASAT: evaluation study with two Austrian data sets (Ehrentalerbergtunnel and Kaisermühlentunnel), Meteorologische Zeitschrift, 20, 7-17. 2011.
- Idelchik, I. E.; Fried, E., 1989: Flow Resistance: A Design Guide for Engineers. Hemisphere Publishing Corporation, 1989
- INFRAS, 2014: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.2. INFRAS AG, Bern. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Berlin (Deutschland); Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern (Schweiz); Umweltbundesamt, Lebensministerium und

- Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien (Österreich); Trafikverket (Schweden); ADEME (Frankreich); SFT (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2014.
- INFRAS, 2017: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.3. Autoren: INFRAS AG; MK Consulting GmbH; TU Graz. Auftraggeber: Umweltbundesamt (Deutschland); Bundesamt für Umwelt (Schweiz); Umweltbundesamt (Österreich); Trafikverket (Schweden); ADEME (Frankreich); SFT (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2017.
- INFRAS, 2019a: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.1. Hrsg.: INFRAS Bern im Auftrag von Umweltbundesamt (Deutschland), BAFU (Schweiz), Umweltbundesamt (Österreich), ADEME (Frankreich), Trafikverket (Schweden), Miljødirektoratet (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2019.
- INFRAS, 2019b: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.1 – Quick Reference. INFRAS Bern. 2019.
- INFRAS; ifeu; FVT, 2019: HBEFA 4.1 - Development Report. INFRAS AG, Bern; ifeu Heidelberg GmbH; FVT, Graz. Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt BAFU (CH), Umweltbundesamt UBA (DE), Umweltbundesamt UBA (AT), Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie ADEME (FR), Trafikverket (SE) und Miljødirektoratet (NO). 2019.
- INFRAS; MK; TU Graz, 2017: Hintergrundbericht. Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.3. INFRAS AG; MK Consulting GmbH; TU Graz. 2017.
- IVU GmbH, 1997: Das Modellinstrumentarium IMMIS<sup>net/cpb</sup> zur immissionsseitigen Bewertung von Kfz-Emissionen im Rahmen der 23. BImSchV. In: UBA; FGU (Hrsg.): Verkehrsbedingte Belastungen durch Benzol, Dieselruß und Stickoxide in städtischen Straßenräumen. 23. BImSchV seit 1. März in Kraft - was nun? 465. Seminar des Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V. 1997.
- IVU Umwelt, 2012: IMMIS<sup>net</sup> Handbuch zur Version 4.2 unter ArcGIS. IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2012.
- Jänich, F.; Moldenhauer, A.; Düring, 2017: 8-Streifige Erweiterung der A 7, Planungsabschnitt Altona Planfall "Optimaler Städtebau - Langer Tunnel" – Luftschadstoffgutachten. Auftraggeber: DEGES Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH, Berlin. 2017.
- Janicke, U., 2005: Ausbreitungsmodell LASAT. Arbeitsbuch zu Version 2.14. Janicke Consulting. 2005.
- Kohlen, R.; Diegmann, V.; Mahlau, A., 2016: Weiterentwicklung des HBEFA-Verkehrssituationsschemas. Arbeitspaket 1 im Rahmen des UBA-Forschungsvorhabens „Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen“. UFOPLAN, FKZ 3713 47 100. In Zusammenarbeit mit INFRAS/MK Consulting GmbH, Bern, Heinz Steven, Heinsberg und VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbh, Berlin. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2016
- KRdL, 2020: Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7. VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss. Düsseldorf, 2020.

- Kuschel, G.; Wickham, L., 2013. Johnstone's Hill Tunnel air quality monitoring March to July 2010: Summary report. NZ Transport Agency. 2013.
- Larssen, S.; Iversen, T.; Peterson, H.G.; Tonnesen, D.A., 1990: Car exhaust emissions and dispersion from tunnel portals in Oslo, Norway. Verification of a prediction model. Seminar of tunnel management: economics, environment, safety. Lugano, Switzerland, November 1990.
- Longley, I., 2014: TP06 Road Tunnel Portal Emissions, NSW Government Advisory Committee on Tunnel Air Quality, July 2014.
- Longley, I.; Kelly, F., 2008: Systematic literature review to address air quality in and around traffic tunnels. National Health and Medical Research Council, Commonwealth of Australia. 2008.
- Luz, R., 2010: Das Modell PHEM zur Erstellung der Basis-Emissionsfaktoren im neuen HBEFA 3.1. 3. Freiburger Workshop "Luftreinhaltung und Modelle", 29.-30.6.2010, IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2010.
- McCrae, I.S.; Pittman, J.; Boulter, P.G.; Turpin, K.T., 2009. Tunnel portal dispersion modelling, Transport Research Laboratory, Report PPR449, October 2009.
- Meier, M.; Eugster, R.; Delb, V.; Federer, P.; Maly, P., 2015: Schadstoffmessungen im Islisbergtunnel, Ostluft Schlussbericht US + FZ. 2015.
- Moldenhauer, A.; Jänich, F.; Flassak, T.; Düring, I., 2011: Erweiterung der A 7 von AS Hamburg-Volkspark bis AS Hamburg-Othmarschen, Planungsabschnitt Othmarschen Mikroskalige Modellierung der Portalimmission. Entwurf vom 22.12.2011. Auftraggeber: DEGES Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH, Berlin. 2011.
- Nadel, C.; Vanderheyden, M.D.; Lepage, M.; Davies, A.; Wan, P.; Ginzburg, H.; Schattanek, G., 1994: Physical modelling of dispersion of a tunnel portal exhaust plume. 8th International Symposium on Aerodynamics & Ventilation of Vehicle Tunnels, Liverpool, UK. 1994.
- Nordmann, S.; Mues, A.; Feigenspan, S., 2020: Evaluierung flächenhafter Daten der Luftschadstoffbelastung in Deutschland aus der Chemie-Transportmodellierung. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft Nr. 7/8, S. 281-290. 2020.
- Okamoto, S.; Hada, Y.; Konno, Y.; Kobayashi, K.; Horiuchi, K., 2001: Evaluation of the JH air quality simulation model for tunnel portals. Proceedings of the Seventh International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 28–31 May, 2001, Belgirate, Italy, 229–233. 2001.
- Okamoto, S.; Sakai, K.; Matsumoto, K.; Horiuchi, K.; Kobayashi, K., 1998: Development and application of a three-dimensional Taylor–Galerkin numerical model for air quality simulation near roadway tunnel portals. *Journal of Applied Meteorology* 37, 1010–1025. 1998.
- OSTLuft, 2015: Schadstoffmessungen im Islisbergtunnel 2014, US + FZ Beratende Ingenieure Schlussbericht 26.06.2015.
- Öttl, D., 2013: A case study: Dispersion of nitrogen oxides in the vicinity of the Plabutsch tunnel portal in Graz. 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, May 6 – 9, Madrid, Spain, pp 274-279. 2013.

- Öttl, D., 2015: Evaluation of the revised Lagrangian particle model GRAL against wind-tunnel and field experiments in the presence of obstacles. *Boundary-Layer Meteorol*, 155, 271-287. 2015.
- Öttl, D.; Pongratz, T., 2016: Documentation of the Lagrangian Particle Model GRAL (Graz Lagrangian Model) Vs. 16.8, Amt d. Stmk. Landesregierung, Abt. 15 Energie, Wohnbau und Technologie, Report Nr. LU-09-16, August 2016.
- Öttl, D.; Sturm, P.J.; Almbauer, R.A., 2004: Evaluation of GRAL for the pollutant dispersion from a city street tunnel portal at depressed level. *Environmental Modelling & Software*, 20, 499-504. 2004.
- Öttl, D.; Sturm, P.J.; Almbauer, R.A.; Okamoto, S.; Horiuchi, K., 2003a: Dispersion from road tunnel portals: Comparison of two different modelling approaches. *Atmos. Environ.*, 37, 5165-5175. 2003.
- Öttl, D.; Sturm, P.J.; Bacher, M.; Pretterhofer, G.; Almbauer, R.A., 2002: A simple model for the dispersion of pollutants from a road tunnel portal. *Atmos. Environ.*, 36, 2943-2953. 2002.
- Öttl, D.; Sturm, P.J.; Pretterhofer, G.; Bacher, M.; Rodler, J.; Almbauer, R.A., 2003b: Lagrangian dispersion modeling of vehicular emissions from a highway in complex terrain. *J. of the Air and Waste Management Association*, 53, 1233-1240. 2003.
- Petersen, W., 1980: HIWAY-2 (A HIWAY Air Pollution Model), United States Environmental Protection Agency, Bericht PB 80 227 556. 1980.
- Plate, E.J., 1999: Methods of investigating urban wind fields – physical models, *Atmos. Environ.*, 33, 3981-3989. 1999.
- Pokorny, W., Weiss, H-H., Krönke, I., 1981: Theoretische und praktische Untersuchungen zur Lüftung von Straßentunneln, Bundesministerium für Bauten und Technik, Straßenforschung, Heft 171. Wien 1981.
- Pregger, T.; Friedrich, R., 2003: Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht. Förderkennzeichen: BWE 20005. Gefördert vom Programm "Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung" (BWPLUS). 2003.
- RAL, 2012: Richtlinien für die Anlage von Landstraßen (RAL), Ausgabe 2012. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen. Köln, 2012.
- Rexeis M.; Hausberger, S.; Kühlwein, J.; Luz, R., 2013: Update of Emission Factors for EURO 5 and EURO 6 vehicles for the HBEFA Version 3.2. Final report No. I-31/2013/Rex EM-I 2011/20/679 from 06.12.2013.
- RLuS, 2012: Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLuS 2012). FGSV-Nr. 210. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V. (FGSV). 2012.
- RLuS, 2020: Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLuS 2012). Fassung 2020. FGSV-Nr. 210. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V. (FGSV). 2020.
- Romberg, E.; Böisinger, R.; Lohmeyer, A.; Ruhnke, R.; Röth, E., 1996: NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 56 Nr. 6, S. 215-218. 1996.



- RWS, 2020: Richtlinien für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen (RWS), Entwurf 2020.
- Schattanek, G.; Wan, P.K., 1996: Air Quality Assessment Techniques for Roadway Tunnel Projects. Presentation at the 89<sup>th</sup> Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, June 23-28 1996.
- Schlamberger, C., 2020: Methodenverbesserung zur modellbasierten NO<sub>2</sub>-Bestimmung, Bachelorarbeit an der Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Umweltmeteorologie. 2020
- Stern, R.; Builtjes, P.; Schaap, M.; Timmermans, R.; Vautard, R.; Hodzic, A.; Memmesheimer, M.; Feldmann, H.; Renner, E.; Wolke, R.; Kerschbaumer, A., 2008: A model inter-comparison study focussing on episodes with elevated PM<sub>10</sub> concentrations. *Atmospheric Environment* 42 S. 4567-4588. 2008.
- Sydney Gateway Road Project, 2019: Environmental Impact Statement / Preliminary Draft Major Development Plan. Technical Working Paper 4 - Air Quality. Roads and Maritime Services, October 2019.
- TNO, 1993: Regulated and Unregulated Exhaust Components from LD Vehicles on Petrol, Diesel, LPG and CNG. TNO report 93.OR.VM.029/1/PHE/RR. Delft, 1993.
- TU Graz, 2013: Update of Emission Factors for EURO 5 and EURO 6 vehicles for the HBEFA Version 3.2. Technische Universität Graz. 2013.
- UBA, 2016: ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutschlandweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung. UBA-Texte 71/2016. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). 2016.
- UBA, 2019a: Hintergrundinformationen zur Version 4.1 des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA). Umweltbundesamt. 2019.
- UBA, 2019b: Luftqualität 2018. Vorläufige Auswertung. Umweltbundesamt. 2019.
- UBA, 2020a: Aktualisierung der Modelle TREMOD/TREMOD-MM für die Emissionsberichterstattung 2020 (Berichtsperiode 1990-2018). Berichtsteil "TREMOD". UBA-Texte 116/2020. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). 2020.
- UBA, 2020b: Kartographische Darstellung der flächenhaften Immissionsbelastung in Deutschland durch Kombination von Messung und Rechnung. Umweltbundesamt (UBA). 2020.
- UBA, 2020c: Luftqualität 2019. Vorläufige Auswertung. Umweltbundesamt. 2020.
- UBA, 2020d: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4640/bilder/benzoapyren\\_in\\_pm10\\_-\\_jahresmittelwerte\\_2007\\_bis\\_2019.png](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4640/bilder/benzoapyren_in_pm10_-_jahresmittelwerte_2007_bis_2019.png). 2020.
- Uhrner, U.; Lackner, B.C.; Reifeltshammer, R.; Steiner, M.; Forkel, R.; Sturm, P.J., 2014: Inter-Regional Air Quality Assessment, - Bridging the Gap between Regional and Kerbside PM Pollution, Results of the PMinter Project, VKM-THD Mitteilungen, Volume 98, Verlag der Technischen Universität Graz, ISBN: 978-3-85125-364-1, 2014.
- Uhrner, U.; Nöst, T.; Sturm, P.J., 2016: PM<sub>10</sub> non-exhaust emission factors from road tunnel measurements considering deposition and resuspension, Special Issue Transport and Air Pollution conference in Lyon, *Journal of Earth Science and Geotechnical Engineering*, 15p. 2016.

- Uhrner, U.; Randal, E. Howden-Chapman, P., 2015: Air Pollution in Windy Wellington and Implications for Urban Planning, 10p, in Sebastien Rauch (Ed): Urban Environment, Proceedings of the 12th Urban Environment Symposium, Oslo, Norway, 2015.
- Uhrner, U.; Reifeltshammer, R.J., 2012: Environment Assessment, Bell Common Tunnel Portals, CALR scheme, Modelling Report. 2012.
- Uhrner, U.; Reifeltshammer, R.J.; Sturm, P.J., 2019: Evaluation of the NO<sub>2</sub> burden within a joint street canyon and tunnel portal micro environment. Int. J. of Environment and Pollution, Vol 65. 2019.
- VW, 1989: Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten. Volkswagen AG. Wolfsburg, 1989.
- Wiedmann, T.; Kersten, J.; Ballschmiter, K., 2000: Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich. Literaturstudie. Bericht Nr. 146. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Stuttgart. 2000.
- Wunderlin, D.; Klaus, T.; Schneider, A.; Schläpfer, K., 1999: Emissionsfaktoren ausgewählter nichtlimitierter Schadstoffe im Straßenverkehr. Projektbericht. Erarbeitet durch Carbotech AG, Basel. Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern. 1999.
- Zumsteg, F.; Graf, E., 1993: Bestimmung von Emissionen und Immissionen in Portalzonen. Messkampagne Baregg 1992. Technical Report 92-104-03, p. 85 (zu beziehen von: Schindler Haerter AG, Stockerstraße 12, 8002 Zürich, Schweiz). 1993.

## Bilder

Abbildung 2-1:	In den RLU <sub>S</sub> berücksichtigter Anteil leichter Nutzfahrzeuge	19
Abbildung 2-2:	Anteile der Linienbusse und Reisebusse am Schwerverkehr	19
Abbildung 2-3:	Abhängigkeit der Jahresmittelwerte der Zusatzbelastungen vom Prognosejahr	25
Abbildung 2-4:	Abhängigkeit der Jahresmittelwerte der Zusatzbelastungen von der Verkehrsstärke	25
Abbildung 2-5:	Abhängigkeit der Jahresmittelwerte der Zusatzbelastungen vom Schwerverkehrsanteil	26
Abbildung 2-6:	Abhängigkeit der Jahresmittelwerte der Zusatzbelastungen von der Längsneigung	26
Abbildung 2-7:	Abhängigkeit der Jahresmittelwerte der Zusatzbelastungen von Verkehrssituation und Tempolimit	27
Abbildung 3-1:	Stromlinienkonzept um die Position des Tunnelemissionsstrahl in einem Lagrange Modell abzubilden	32
Abbildung 3-2:	Strömungsgeschwindigkeit der Luft durch den Plabutschunnel	34
Abbildung 3-3:	Darstellung der verwendeten Portalgeometrie	35
Abbildung 3-4:	Abhängigkeit der Tunnelzusatzbelastungen von Verkehrsstärke, Tunnellänge und Windgeschwindigkeit für das alte und neue Tunnelmodul bei Richtungsverkehr	40
Abbildung 3-5:	Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung senkrecht zur Straße bei Richtungsverkehr	42
Abbildung 3-6:	Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung abhängig vom Abstand vom Portal entlang der Straße bei Richtungsverkehr	43

Abbildung 3-7:	Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung senkrecht zur Straße bei Gegenverkehr	45
Abbildung 3-8:	Variation der tunnelbedingten Zusatzbelastung abhängig vom Abstand vom Portal entlang der Straße bei Gegenverkehr	46
Abbildung 3-9:	Lage der Messpunkte im Bereich des Nordportals des Elbtunnels in Hamburg	49
Abbildung 3-10:	Vergleich Messung/Modellierung am Nordportal des Elbtunnels in Hamburg	50
Abbildung 3-11:	Windrichtungsverteilungen in Hamburg-Fuhlsbüttel	51
Abbildung 3-12:	Tunnelbedingte Zusatzbelastung am Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen	52
Abbildung 3-13:	Tunnelbedingte Zusatzbelastung am Nordportal des geplanten Lärmschutztunnels Othmarschen modelliert mit dem neuen und alten RLU-S-Tunnelmodul	54
Abbildung 4-1:	Übersichtskarte der vorgeschlagenen Kreisverkehre	60
Abbildung 4-2:	Detail Kreisverkehr B 311/B 14 bei Liptingen	61
Abbildung 4-3:	Detail Kreisverkehr L 1184/OU Gültstein zwischen Nebringen und Herrenberg	62
Abbildung 4-4:	Detail Kreisverkehr B 464/L 1208 bei Dettenhausen	63
Abbildung 4-5:	Detail Kreisverkehr B 466/B 466a zwischen Heidenheim an der Brenz und Nattheim	64
Abbildung 4-6:	Detail Kreisverkehr B 19/Querverbindung zur B 10 nördlich von Ulm	65
Abbildung 4-7:	Detail Kreisverkehr L 562/L 339/Ettliger Straße bei Ellmendingen	66
Abbildung 4-8:	Geschwindigkeit gegenüber der Strecke bis Einfahrt in den Kreisverkehr	70
Abbildung 4-9:	Mittlere Geschwindigkeiten und relative positive Beschleunigungen der Zufahrten	71
Abbildung 4-10:	Geschwindigkeit gegenüber der Strecke ab Ausfahrt aus dem Kreisverkehr	73
Abbildung 4-11:	Mittlere Geschwindigkeiten und relative positive Beschleunigungen der Ausfahrten	74
Abbildung 4-12:	Zurückgelegte Strecke zur Erreichung einer Zielgeschwindigkeit für Pkw und Lkw	75
Abbildung 4-13:	Geschwindigkeit gegenüber der Strecke ab Einfahrt in den Kreis	76
Abbildung 4-14:	Mittlere Geschwindigkeiten und relative positive Beschleunigungen im Kreisverkehr	77
Abbildung 4-15:	Schema des Vorgehens bei der Ermittlung der Immission am Beispiel eines vierarmigen Kreisverkehrs	84
Abbildung 4-16:	Auswertebereich dargestellt am Beispiel eines dreiarmligen Kreisverkehrs	85
Abbildung 4-17:	Geometrie der Emissionsabschnitte am Beispiel des Ost- und Südarms eines vierarmigen Kreisverkehrs	86
Abbildung 4-18:	Einstellungen im Projektdialog für das Modul Kreisverkehr	87
Abbildung 4-19:	Einstellungen im Dialog für das Modul Kreisverkehr	88
Abbildung 5-1:	Entwicklung der NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	93
Abbildung 5-2:	Anhaltswerte der NO <sub>2</sub> -Vorbelastung im Basisjahr 2015	94
Abbildung 5-3:	Unterschiede der Anhaltswerte der NO <sub>2</sub> -Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015	95

---

Abbildung 5-4:	Unterschiede der Anhaltswerte der NO <sub>2</sub> -Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015	96
Abbildung 5-5:	Entwicklung der NO <sub>x</sub> -Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	97
Abbildung 5-6:	Anhaltswerte der NO <sub>x</sub> -Vorbelastung im Basisjahr 2015	98
Abbildung 5-7:	Unterschiede der Anhaltswerte der NO <sub>x</sub> -Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015	99
Abbildung 5-8:	Unterschiede der Anhaltswerte der NO <sub>x</sub> -Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015	100
Abbildung 5-9:	Entwicklung der Ozon-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	101
Abbildung 5-10:	Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Basisjahr 2015	103
Abbildung 5-11:	Unterschiede der Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015	104
Abbildung 5-12:	Unterschiede der Anhaltswerte der Ozon-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015	105
Abbildung 5-13:	Entwicklung der PM10-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	106
Abbildung 5-14:	Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Basisjahr 2015	107
Abbildung 5-15:	Unterschiede der Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Jahr 2010 bezogen auf das Basisjahr 2015	108
Abbildung 5-16:	Unterschiede der Anhaltswerte der PM10-Vorbelastung im Jahr 2005 bezogen auf das Basisjahr 2015	109
Abbildung 5-17:	Entwicklung der PM25-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	110
Abbildung 5-18:	Anhaltswerte der PM2.5-Vorbelastung im Basisjahr 2015	111
Abbildung 5-19:	Entwicklung der SO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	112
Abbildung 5-20:	Entwicklung der SO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS	113
Abbildung 5-21:	Entwicklung der Benzol-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018	114
Abbildung 5-22:	Entwicklung der Benzol-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS	115
Abbildung 5-23:	Entwicklung der CO-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019	116
Abbildung 5-24:	Entwicklung der CO-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2019 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS	117
Abbildung 5-25:	Entwicklung der B[a]P-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018	118
Abbildung 5-26:	Entwicklung der B[a]P-Jahresmittelwerte von 2010 bis 2018 gemittelt über die drei Gebietstypen der bisherigen RLuS	119
Abbildung 5-27:	Relative Veränderung des NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerts 2015 - 2020	121
Abbildung 5-28:	Relative Veränderung des NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerts 2020 - 2025	122
Abbildung 5-29:	Relative Veränderung des NO <sub>2</sub> -Jahresmittelwerts 2025 - 2030	122
Abbildung 5-30:	Relative Veränderung des Ozon-Jahresmittelwerts 2015 - 2020	123
Abbildung 5-31:	Relative Veränderung des Ozon-Jahresmittelwerts 2020 - 2025	123
Abbildung 5-32:	Relative Veränderung des Ozon-Jahresmittelwerts 2025 - 2030	124
Abbildung 5-33:	Relative Veränderung des PM10-Jahresmittelwerts 2015 - 2020	124
Abbildung 5-34:	Relative Veränderung des PM10-Jahresmittelwerts 2020 - 2025	125
Abbildung 5-35:	Relative Veränderung des PM10-Jahresmittelwerts 2025 - 2030	125
Abbildung 5-36:	Relative Veränderung des PM2.5-Jahresmittelwerts 2015 - 2020	126
Abbildung 5-37:	Relative Veränderung des PM2.5-Jahresmittelwerts 2020 - 2025	126
Abbildung 5-38:	Relative Veränderung des PM2.5-Jahresmittelwerts 2025 - 2030	127

## Tabellen

Tabelle 2-1:	Straßenkapazitäten und Schwellenwerte zur Ermittlung der Verkehrszustände in der RLuS 2012	21
Tabelle 2-2:	Grundlagen der LOS-Bestimmung nach dem Entwurf der RWS	22
Tabelle 3-1:	Messungen an Portalen von Straßentunneln	33
Tabelle 3-2:	Strömungswiderstandskoeffizient und Querschnittswerte für Pkw	37
Tabelle 3-3:	Strömungswiderstandskoeffizient und Querschnittswerte für Lkw	37
Tabelle 3-4:	Mittlere äquivalente Fahrzeug-Durchschnitts-Widerstandsflächen	38
Tabelle 4-1:	Vorauswahl geeigneter Kreisverkehre	60
Tabelle 4-2:	Übersicht der Mitfahrten	69
Tabelle 4-3:	Auszug aus der vorprozessierten Stautabelle für die Zufahrt in einen Kreisverkehr	79
Tabelle 4-4:	Kraftstoffverbräuche und NO <sub>x</sub> -Emissionen der kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen	82
Tabelle 4-5:	NO <sub>x</sub> -Emissionsfaktoren von Diesel-Kfz für die HBEFA-Verkehrssituation Fern-/Bundesstraße mit zulässiger Höchstgeschwindigkeit 80 km/h und die kreisverkehrsbezogenen Verkehrssituationen	82
Tabelle 5-1:	Fortschreibungsfaktoren für die Anhaltswerte der Vorbelastung in den bisherigen RLuS	90
Tabelle 5-2:	SO <sub>2</sub> -Messstationen mit Jahresmittelwerten größer 5.5 µg/m <sup>3</sup> im Jahr 2015	114
Tabelle 5-3:	Veränderungen für die gemeindebezogenen Konzentrationen	127
Tabelle A-1:	Im Rahmen der Literaturlauswertung zu publizierten B[a]P-Emissionsfaktoren berücksichtigte Quellen	141

## A Anhang

### A.1 Literaturrecherche B[a]P

Tabelle A-1 führt die Quellen auf, die in Abschnitt 2.1, im Rahmen der Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zu publizierten B[a]P-Emissionsfaktoren, berücksichtigt wurden.

**Tabelle A-1: Im Rahmen der Literaturlauswertung zu publizierten B[a]P-Emissionsfaktoren berücksichtigte Quellen**

Kürzel	Literatur
ARTEMIS, 2007	Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems. Final report. TRL Published Report PPR350. Produced by TRL Limited, United Kingdom. 2007.
BAFU, 2010	Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1990 - 2035. Aktualisierung 2010. Umwelt-Wissen Nr. 1021. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern, 2010.
BASSt, 2013	Aktualisierung des MLuS 02 - Erstellung der RLuS. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASSt), Heft V 222. 2013.
Beer et al., 2005	Beer, F.; Herpetz, S.; Moritz, K.; Peters, A.; Saltzmann-Koscke, G.; Tegethof, U.; Wirtz, H., 2005: Untersuchungen zu Fremdstoffbelastungen im Straßenseitenraum. Band 1 bis Band 5. BASSt-Bericht V 122. Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen (BASSt). 2005.
BMWFI, 2010	Technische Grundlage Emissionen von Kraftfahrzeugen im Bereich von Abstellflächen. Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend. 2010.
BUWAL, 1994	Emissionfaktoren ausgewählter nichtlimitierter Schadstoffe des Strassenverkehrs, CD Data Version 2.2. Erarbeitet von Carbotech AG, Basel. Herausgeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern, 1994.
BUWAL, 2003a	Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No. 169. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, 2003.
BUWAL, 2003b	Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs. Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, EMPA und PSI im Auftrag des BUWAL. Bern, 2003.
Düring et al., 2011	Düring, I.; Schmidt, W.; Lohmeyer, A., 2011: Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). 2011.
EEA, 2013	EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical report No 12/2013. European Environment Agency (EEA). 2013.
EU, 2004	Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 23, S. 3. 2004.
ifeu, 2010	Nichtauspuffbedingte Partikelemissionen von Maschinen und Geräten in Land- und Bauwirtschaft. Aktualisierung der Emissionsfaktoren. Grundlagendaten für das Projekt: Verursacher, flächenhafte Belastung und Tendenzen für PM2.5 in Sachsen. ifeu Heidelberg GmbH. Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). 2010.
IIASA, 2002	Modelling Particulate Emissions in Europe. A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs. Interim Report IR-02-076. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Laxenburg, 2002.
Kim, S., 2004	Immissions-, Depositions-, und Dieselmotoremissionsmessungen von PAK, Nitro-PAK und 3-Nitrobenzanthron. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktor der Ingenieurwissenschaften. Technischen Universität Berlin, Fakultät III - Prozesswissenschaften. 2004.
KIT & ITAS, 2013	Datenvalidierung / Methodenentwicklung zur verbesserten Erfassung und Darstellung der Emissionssituation im PRTR. Förderkennzeichen: FKZ 37 10 91 244. Karlsruher Institut für Technologie (KIT); Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2013.

Kürzel	Literatur
Klingenberg & Schürmann, 1988	Klingenberg, H.; Schürmann, D., 1988: Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten. Volkswagen AG. Wolfsburg, 1988.
Kugler et al., 2013	Kugler, U.; Theloke, J.; Jörß, W., 2013: Verkehrsemissionsmodellierung - Modellvergleich und Alternative Szenarien. Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Veröffentlichung UBA-Texte 46/2013. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2013.
LfULG Sachsen, 2003	Quellenbezogene Analyse der Feinstaubbelastung in sächsischen Ballungsräumen - PAK in Partikel- und Gasphase an typischen Messorten in Sachsen. Aktenzeichen: 13-8802.3521752. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2003.
Pregger & Friedrich, 2003	Pregger, T.; Friedrich, R., 2003: Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht. Förderkennzeichen: BWE 20005. Gefördert vom Programm "Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung" (BWPLUS). 2003.
Pregger, T., 2006	Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Dissertation. Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER). 2006.
Quass et al., 2007	Quass, U.; John, A.; Beyer, M.; Lindermann, J.; Hirner, A. V.; Sulkowski, M. & M.; Hippler, J.; Kuhlbusch, T. A. J., 2007: Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kuppelungs-, Brems- und Fahrabrieb an den PM10-Emissionen von Straßen. FE 02.0254/2004/LRB. Institut für Energie und Umwelttechnik (IUTA). Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen. 2007.
RLuS, 2012:	Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLuS 2012). FGSV-Nr. 210. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V. (FGSV). 2012.
Schmidt et al., 1998	Schmidt, M.; Knörr, W.; Patyk, A.; Höpfner, U., 1998: Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastungen. Umweltinformatik 98. 12. Internationales Symposium der Gesellschaft für Informatik (GI), in Bremen. 1998.
TNO, 1993	Regulated and Unregulated Exhaust Components from LD Vehicles on Petrol, Diesel, LPG and CNG. TNO report 93.OR.VM.029/1/PHE/RR. Delft, 1993.
Tsubulsky, V., 2001	MSC-E Contribution to the HM and POP Emission Inventories. Polycyclic aromatic hydrocarbon emission inventories and emission expert estimates. Technical Note 7/2001. 2001.
VW, 1989	Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten. Volkswagen AG. Wolfsburg, 1989.
Wiedmann et al., 2000	Wiedmann, T.; Kersten, J.; Ballschmiter, K., 2000: Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich. Literaturstudie. Bericht Nr. 146. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Stuttgart. 2000.
Wunderlin et al., 1999	Wunderlin, D.; Klaus, T.; Schneider, A.; Schläpfer, K., 1999: Emissionsfaktoren ausgewählter nichtlimitierter Schadstoffe im Straßenverkehr. Projektbericht. Erarbeitet durch Carbotech AG, Basel. Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern. 1999.