

**A N H A N G A 1:**  
**BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONS-**  
**ERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION**

## **A1 BESCHREIBUNG DES NUMERISCHEN VERFAHRENS ZUR IMMISSIONS- ERMITTLUNG UND FEHLERDISKUSSION**

Für die Berechnung der Schadstoffimmission an einem Untersuchungspunkt wird das mathematische Modell PROKAS zur Anwendung gebracht, welches den Einfluss des umgebenden Straßennetzes bis in eine Entfernung von mehreren Kilometern vom Untersuchungspunkt berücksichtigt. Es besteht aus dem Basismodul PROKAS\_V (Gaußfahnenmodell) und dem integrierten Bebauungsmodul PROKAS\_B, das für die Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung eingesetzt wird.

### **A1.1 Berechnung der Immissionen mit PROKAS\_V**

Die Zusatzbelastung infolge des Straßenverkehrs in Gebieten ohne oder mit lockerer Randbebauung wird mit dem Modell PROKAS ermittelt. Es werden jeweils für 36 verschiedene Windrichtungsklassen und 9 verschiedene Windgeschwindigkeitsklassen die Schadstoffkonzentrationen berechnet. Die Zusatzbelastung wird außerdem für 6 verschiedene Ausbreitungsklassen ermittelt. Mit den berechneten Konzentrationen werden auf der Grundlage von Emissionsganglinien bzw. Emissionshäufigkeitsverteilungen und einer repräsentativen Ausbreitungsklassenstatistik die statistischen Immissionskenngrößen Jahresmittel- und 98-Perzentilwert ermittelt.

Die Parametrisierung der Umwandlung des von Kraftfahrzeugen hauptsächlich emittierten NO in NO<sub>2</sub> erfolgt nach Romberg et al. (1996). Diese Vorgehensweise wurde durch Auswertungen von Messdaten der letzten Jahre bestätigt (Bächlin et al., 2006).

### **A1.2 Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung mit PROKAS\_B**

Im Falle von teilweise oder ganz geschlossener Randbebauung (etwa einer Straßenschlucht) ist die Immissionsberechnung nicht mit PROKAS\_V durchführbar. Hier wird das ergänzende Bebauungsmodul PROKAS\_B verwendet. Es basiert auf Modellrechnungen mit dem mikroskaligen Ausbreitungsmodell MISKAM für idealisierte Bebauungstypen. Dabei wurden für 20 Bebauungstypen und jeweils 36 Anströmrichtungen die dimensionslosen Abgaskonzentrationen  $c^*$  in 1.5 m Höhe und 1 m Abstand zum nächsten Gebäude bestimmt.

Die Bebauungstypen werden unterschieden in Straßenschluchten mit ein- oder beidseitiger Randbebauung mit verschiedenen Gebäudehöhe-zu-Straßenschluchtbreite-Verhältnissen und unterschiedlichen Lückenanteilen in der Randbebauung. Unter Lückigkeit ist der Anteil nicht verbauter Flächen am Straßenrand mit (einseitiger oder beidseitiger) Randbebauung zu verstehen. Die Straßenschluchtbreite ist jeweils definiert als der zweifache Abstand zwischen Straßenmitte und straßennächster Randbebauung. Die **Tab. A1.1** beschreibt die Einteilung der einzelnen Bebauungstypen. Straßenkreuzungen werden auf Grund der Erkenntnisse aus Naturmessungen (Kutzner et al., 1995) und Modellsimulationen nicht berücksichtigt. Danach treten an Kreuzungen trotz höheren Verkehrsaufkommens um 10 % bis 30 % geringere Konzentrationen als in den benachbarten Straßenschluchten auf.

Aus den dimensionslosen Konzentrationen errechnen sich die vorhandenen Abgaskonzentrationen  $c$  zu

$$c = \frac{c^* \cdot Q}{B \cdot u'}$$

wobei:	$c$	=	Abgaskonzentration [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
	$c^*$	=	dimensionslose Abgaskonzentration [-]
	$Q$	=	emittierter Schadstoffmassenstrom [ $\mu\text{g}/\text{m s}$ ]
	$B$	=	Straßenschluchtbreite [m] beziehungsweise doppelter Abstand von der Straßenmitte zur Randbebauung
	$u'$	=	Windgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der fahrzeug-induzierten Turbulenz [m/s]

Die Konzentrationsbeiträge von PROKAS\_V für die Vorbelastung und von PROKAS\_B werden für jede Einzelsituation, also zeitlich korreliert, zusammengefasst.

Typ	Randbebauung	Gebäudehöhe/ Straßenschluchtbreite	Lückenanteil [%]
0*	locker	-	61 - 100
101	einseitig	1:3	0 - 20
102	"	1:3	21 - 60
103	"	1:2	0 - 20
104	"	1:2	21 - 60
105	"	1:1.5	0 - 20
106	"	1:1.5	21 - 60
107	"	1:1	0 - 20
108	"	1:1	21 - 60
109	"	1.5:1	0 - 20
110	"	1.5:1	21 - 60
201	beidseitig	1:3	0 - 20
202	"	1:3	21 - 60
203	"	1:2	0 - 20
204	"	1:2	21 - 60
205	"	1:1.5	0 - 20
206	"	1:1.5	21 - 60
207	"	1:1	0 - 20
208	"	1:1	21 - 60
209	"	1.5:1	0 - 20
210	"	1.5:1	21 - 60

Tab. A1.1: Typisierung der Straßenrandbebauung

### A1.3 Fehlerdiskussion

Immissionsprognosen als Folge der Emissionen des KFZ-Verkehrs sind ebenso wie Messungen der Schadstoffkonzentrationen fehlerbehaftet. Bei der Frage nach der Zuverlässigkeit der Berechnungen und der Güte der Ergebnisse stehen meistens die Ausbreitungsmodelle im Vordergrund. Die berechneten Immissionen sind aber nicht nur abhängig von den Ausbreitungsmodellen, sondern auch von einer Reihe von Eingangsinformationen, wobei jede Einzelne dieser Größen einen mehr oder weniger großen Einfluss auf die prognostizierten Konzentrationen hat. Wesentliche Eingangsgrößen sind die Emissionen, die Bauungsstruktur, meteorologische Daten und die Vorbelastung.

\* Typ 0 wird angesetzt, wenn mindestens eines der beiden Kriterien (Straßenschluchtbreite  $\geq 5 \times$  Gebäudehöhe bzw. Lückenanteil  $\geq 61$  %) erfüllt ist.



Es ist nicht möglich, auf Basis der Fehlerbandbreiten aller Eingangsdaten und Rechenschritte eine klassische Fehlerberechnung durchzuführen, da die Fehlerbandbreite der einzelnen Parameter bzw. Teilschritte nicht mit ausreichender Sicherheit bekannt sind. Es können jedoch für die einzelnen Modelle Vergleiche zwischen Naturmessungen und Rechnungen gezeigt werden, anhand derer der Anwender einen Eindruck über die Güte der Rechenergebnisse erlangen kann.

In einer Sensitivitätsstudie für das Projekt "Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung - PEF" (Flassak et al., 1996) wird der Einfluss von Unschärfen der Eingangsgrößen betrachtet. Einen großen Einfluss auf die Immissionskenngrößen zeigen demnach die Eingangsparameter für die Emissionsberechnungen sowie die Bebauungsdichte, die lichten Abstände zwischen der Straßenrandbebauung und die Windrichtungsverteilung.

Hinsichtlich der Fehlerabschätzung für die KFZ-Emissionen ist anzufügen, dass die Emissionen im Straßenverkehr bislang nicht direkt gemessen, sondern über Modellrechnungen ermittelt werden. Die Genauigkeit der Emissionen ist unmittelbar abhängig von den Fehlerbandbreiten der Basisdaten (d.h. Verkehrsmengen, Emissionsfaktoren, Fahrleistungsverteilung, Verkehrsablauf).

Nach BASt (1986) liegt die Abweichung von manuell gezählten Verkehrsmengen (DTV) gegenüber simultan erhobenen Zählwerten aus automatischen Dauerzählstellen bei ca. 10 %.

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

Weitere Fehlerquellen liegen in der Fahrleistungsverteilung innerhalb der nach Fahrzeugschichten aufgeschlüsselten Fahrzeugflotte, dem Anteil der mit nicht betriebswarmem Motor gestarteten Fahrzeuge (Kaltstartanteil) und der Modellierung des Verkehrsablaufs. Je nach betrachtetem Schadstoff haben diese Eingangsdaten einen unterschiedlich großen Einfluss auf die Emissionen. Untersuchungen haben beispielsweise gezeigt, dass die Emissionen, ermittelt über Standardwerte für die Anteile von leichten und schweren Nutzfahrzeugen und für die Tagesganglinien im Vergleich zu Emissionen, ermittelt unter Berücksichtigung entsprechender Daten, die durch Zählung erhoben wurden, Differenzen im Bereich von +/-20 % aufweisen.

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

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

**AN H A N G A 2:**  
**IMMISSIONSDARSTELLUNGEN FÜR DAS HAUPTVERKEHRSSTRASSENNETZ**

## A2 IMMISSIONSDARSTELLUNGEN FÜR DAS HAUPTVERKEHRSSTRASSEN- NETZ

In Kap. 4 sind die relativen Änderungen der Immissionen an den Straßenmessstationen in Heilbronn aufgeführt. Für den Nullfall 2008 und die Maßnahmen **M1** sowie **M2** (2012) sind in **Abb. A2.1** bis **A2.3** die berechneten NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte für alle betrachteten Hauptverkehrsstraßen dargestellt. Die Berechnungen erfolgen an den Straßenabschnitten mit bestehender Randbebauung für Bereiche vor der zur Fahrbahn nächstgelegenen Bebauung und für Straßenabschnitte ohne Randbebauung für einen Immissionsort in ca. 10 m Abstand zur Straße. In der Grafik sind Konzentrationswerte über 40 µg/m<sup>3</sup>, d.h. über dem ab 2010 gültigen NO<sub>2</sub>-Grenzwert der 22. BImSchV, in gelben und roten Farben dargestellt. An stark frequentierten Straßenabschnitten sind überwiegend weiterhin hohe NO<sub>2</sub>-Belastungen prognostiziert, die bei entsprechenden Nutzungen als Beurteilung zu Überschreitungen des Grenzwertes führen.

In **Abb. A2.4** bis **A2.6** sind die berechneten PM10-Jahresmittelwerte für den Nullfall 2008 und die Maßnahmen **M1** sowie **M2** (2012) für alle betrachteten Hauptverkehrsstraßen in Heilbronn aufgezeigt. In der Grafik sind Konzentrationswerte über 40 µg/m<sup>3</sup>, d.h. über dem PM10-Grenzwert der 22. BImSchV, in gelben und roten Farben dargestellt.

Aus den berechneten PM10-Jahresmittelwerten an den Hauptverkehrsstraßen in Heilbronn werden für die grafischen Darstellungen des gesamten Hauptverkehrsstraßennetzes ab PM10-Jahresmittelwerten von 29 µg/m<sup>3</sup> mehr als 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg/m<sup>3</sup> (Grenzwert) angesetzt. Das Überschreiten dieses Schwellenwertes ist in **Abb. A2.4** bis **A2.6** ab der dunkelblauen Farbdarstellung aufgezeigt, d.h. an allen dunkelblau, hellgrün bis dunkelgrün sowie gelb und orange gekennzeichneten Straßenabschnitten kann bei entsprechenden Nutzungen als Beurteilung eine Überschreitung des PM10-Kurzzeitbelastungswertes interpretiert werden. Insgesamt sind in Heilbronn entlang den innerstädtischen Hauptverkehrsstraßen hohe PM10-Kurzzeitbelastungen berechnet.

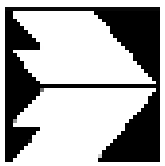
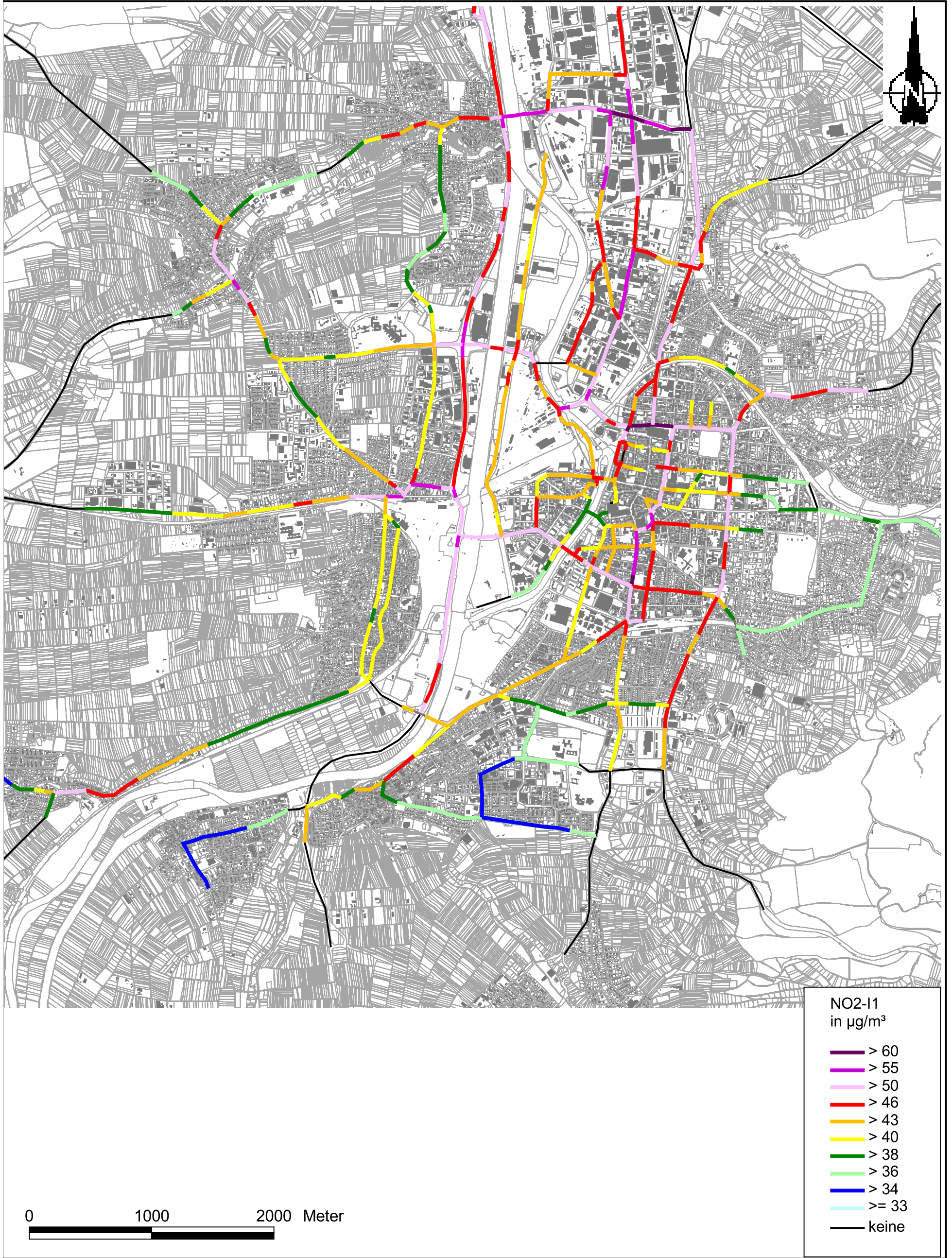


Abb. A2.1: NO<sub>2</sub>-Immissionen (Jahresmittelwert) für den Nullfall im Jahr 2008 ohne Berücksichtigung von Maßnahmen



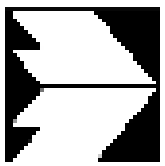
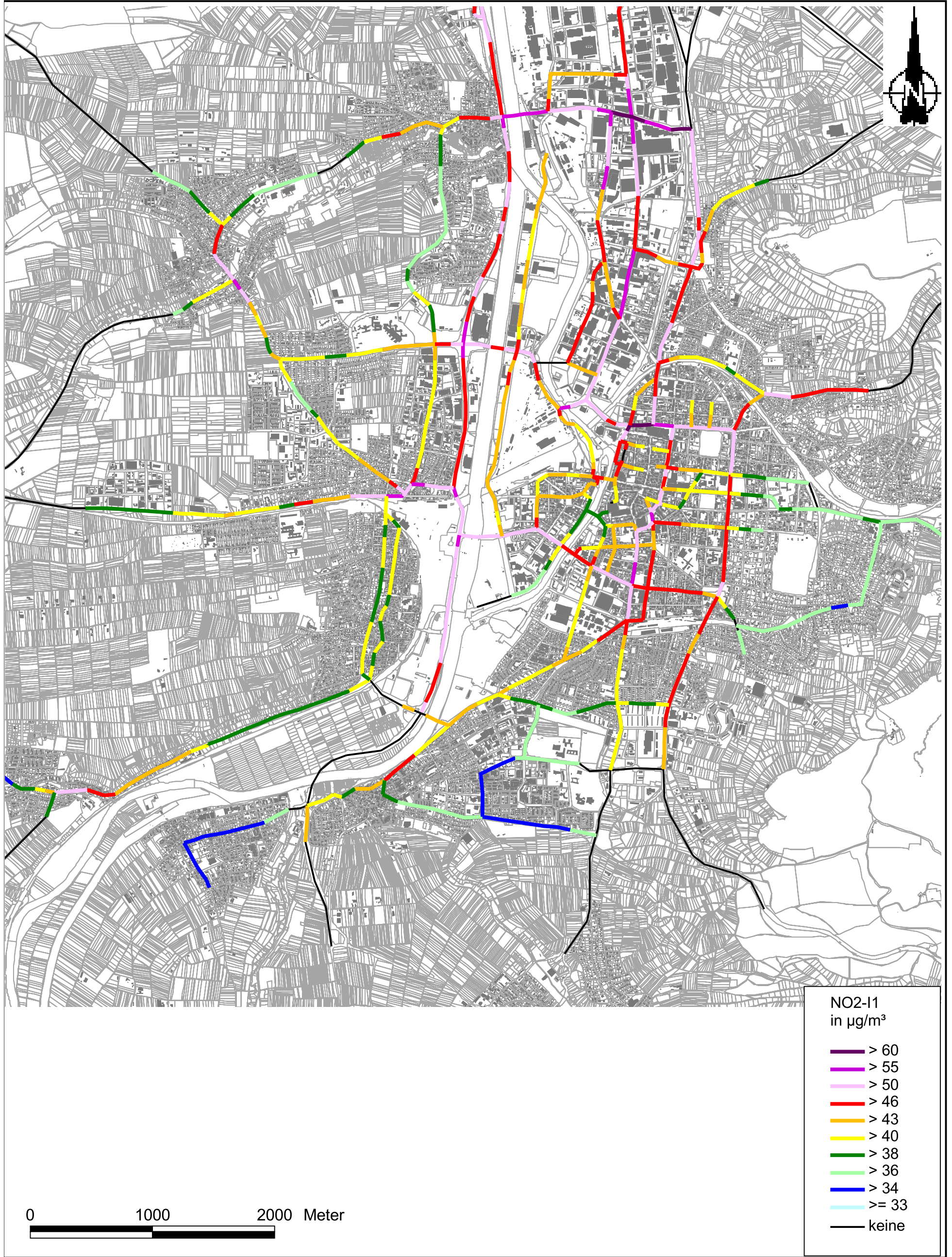


Abb. A2.2: NO<sub>2</sub>-Immissionen (Jahresmittelwert) für die Maßnahme M1 im Jahr 2008



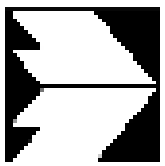
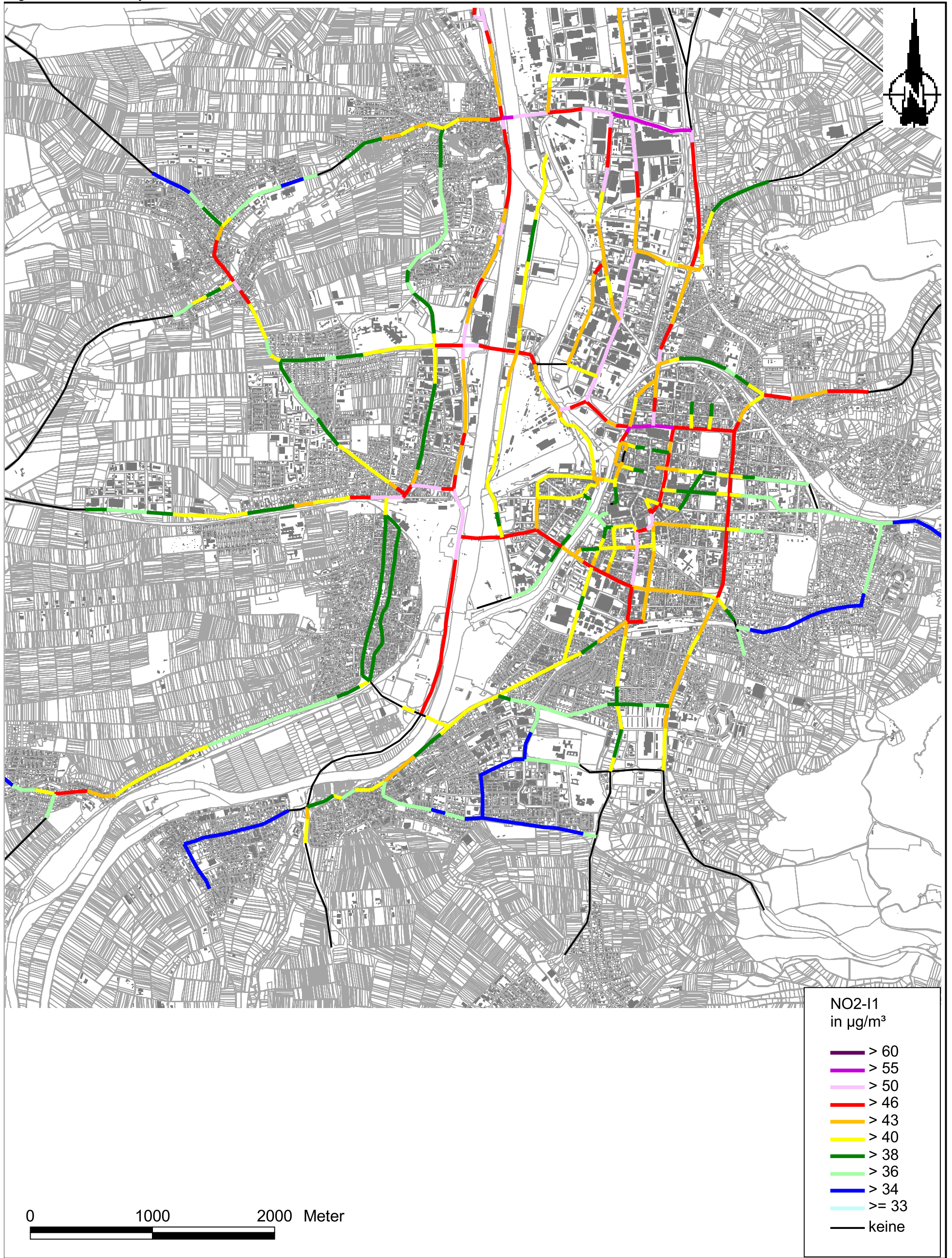
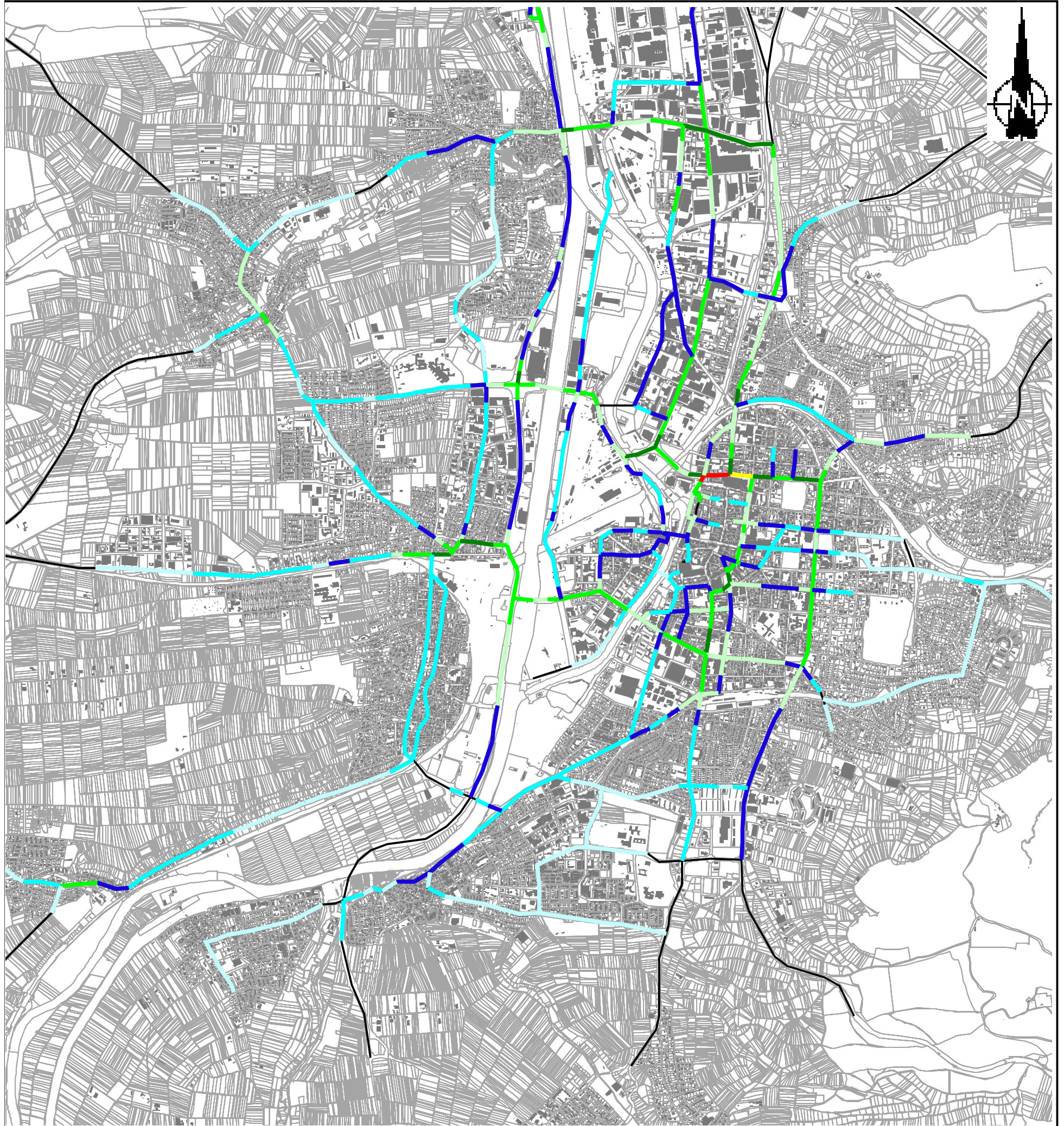


Abb. A2.3: NO<sub>2</sub>-Immissionen (Jahresmittelwert) für die Maßnahme M2 im Jahr 2012





PM10  
in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- > 45
- > 40
- > 36
- > 33
- > 31
- > 29
- > 27
- >= 25
- keine

0 1000 2000 Meter

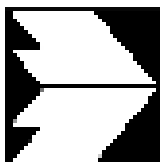
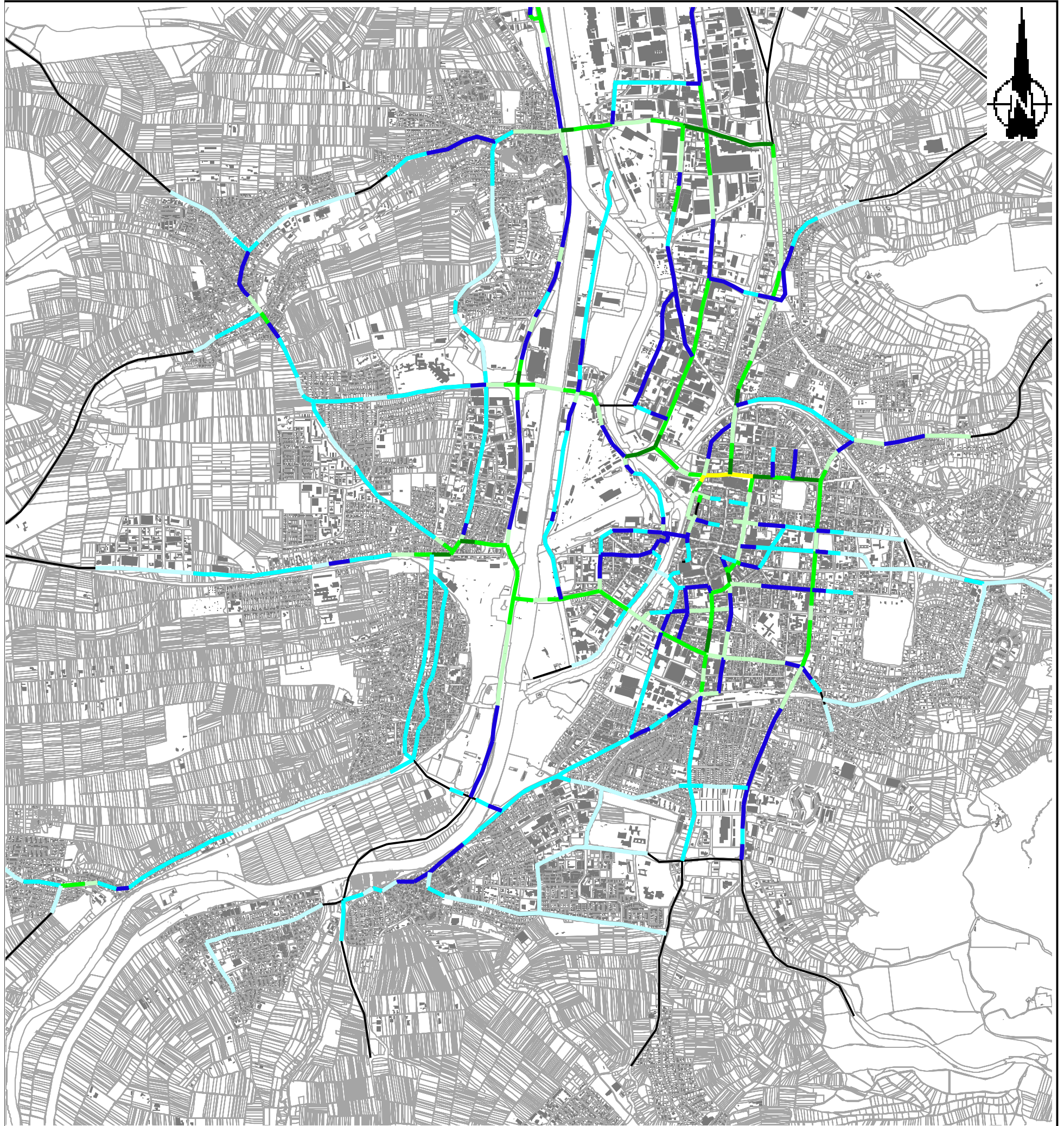


Abb. A2.4: PM10-Immissionen (Jahresmittelwert) für den Nullfall im Jahr 2008 ohne Berücksichtigung von Maßnahmen





PM10  
in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- > 45
- > 40
- > 36
- > 33
- > 31
- > 29
- > 27
- >= 25
- keine

0 1000 2000 Meter

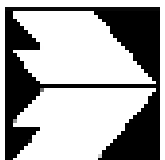
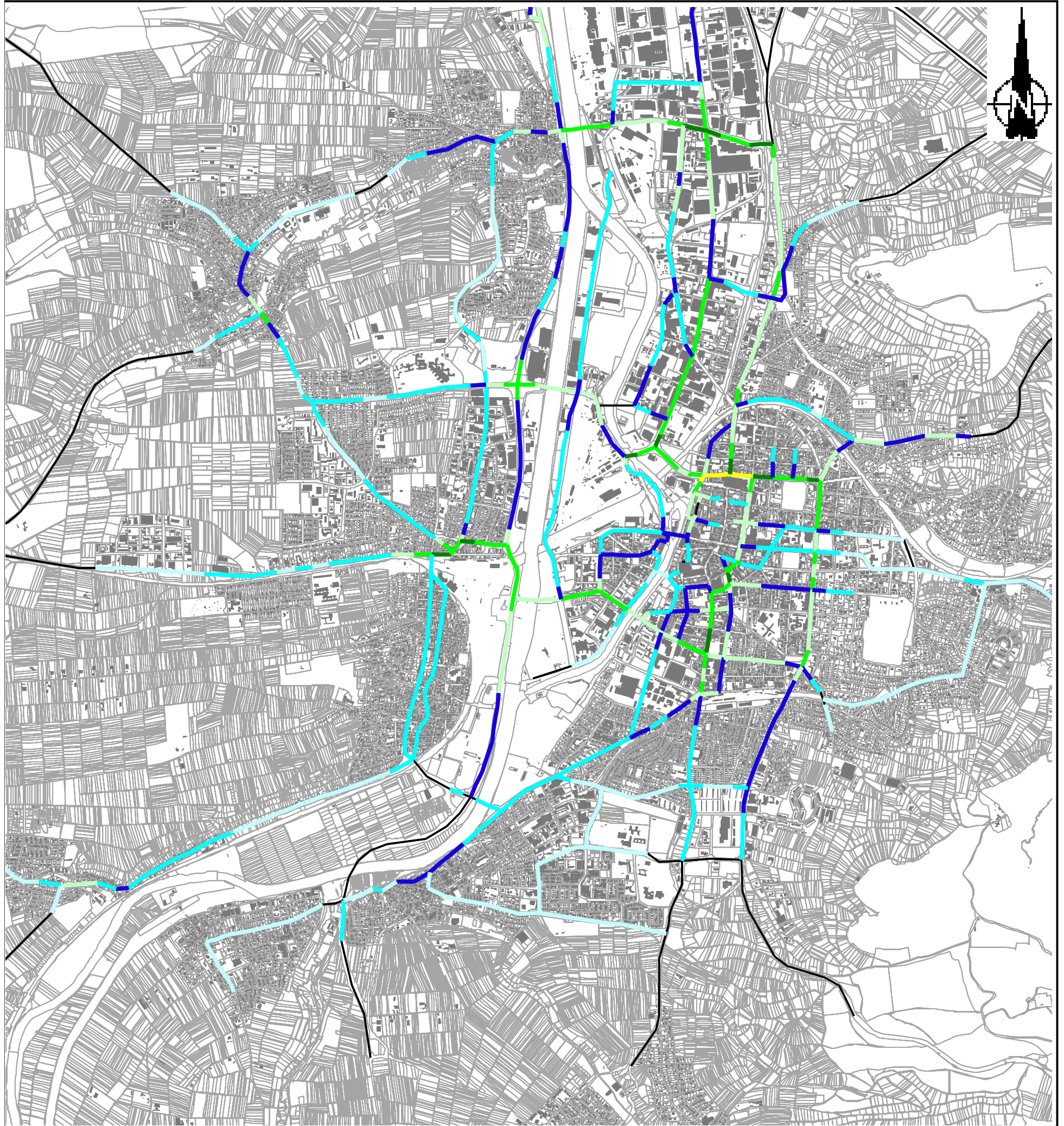


Abb. A2.5: PM10-Immissionen (Jahresmittelwert) für die Maßnahme M1 im Jahr 2008





PM10  
in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- > 45
- > 40
- > 36
- > 33
- > 31
- > 29
- > 27
- >= 25
- keine

0 1000 2000 Meter

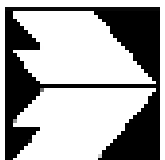


Abb. A2.6: PM10-Immissionen (Jahresmittelwert) für die Maßnahme M2 im Jahr 2012