

Grundwasserbericht 2000

Nordrhein-Westfalen

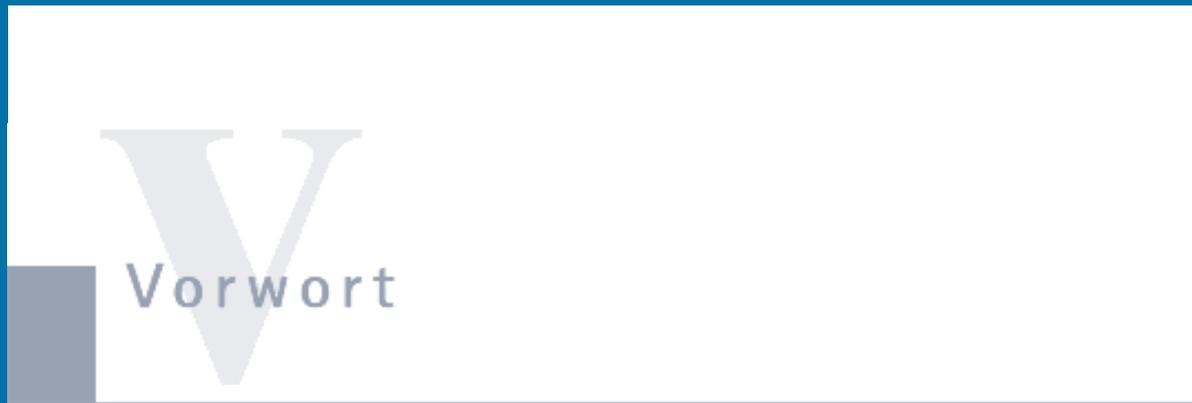


Ministerium für Umwelt
und Naturschutz,
Landwirtschaft und
Verbraucherschutz NRW



NRW.

START

1[Entwicklung / Stand der Grundwasserüberwachung](#)**2**[Grundwasserstände, Grundwasserhaushalt](#)**3**[Grundwasserbeschaffenheit](#)**4**[Wasserschutzgebiete](#)[Einleitung](#)[KARTEN](#)**5**[Zusammenfassung](#)[INHALT](#)**A**[Anhang](#)[Vorwort](#)

Grundwasser ist für Nordrhein-Westfalen von großer Bedeutung. Als wichtiger Teil des Wasserkreislaufs hat es neben seinen wasserwirtschaftlichen und ökologischen Funktionen auch eine große Relevanz zur Versorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft mit Trink- und Brauchwasser. In Nordrhein-Westfalen wird rd. 68% des Rohwassers, das für die öffentliche Trinkwasserversorgung gefördert wird, aus Grundwasser, angereichertem Grundwasser oder Quellwasser gewonnen.



Die Wasserversorgung steht jedoch in vielen Bereichen im Konflikt mit anderen Nutzungsansprüchen, wie z. B. der Landwirtschaft oder der Siedlungstätigkeit.

Der Grundwasserbericht gibt detailliert Auskunft über die Grundwassersituation im Land Nordrhein-Westfalen. Mit genauen und übersichtlichen Karten ist die Grundwasserbeschaffenheit für ein bestimmtes Gebiet leicht zu erfassen.

Der Schwerpunkt des Berichts bezieht sich auf die Nitratbelastung des Grundwassers. Daneben werden weitere Themen, wie z. B. die Belastungssituation durch Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle, Sulfat und Chlorid oder die Thematik Wasserschutzgebiete aufgearbeitet.

Ein wesentliches Ergebnis des Grundwasserberichts ist, dass der chemische Zustand des Grundwassers, im Gegensatz zum mengenmäßigen Zustand, insgesamt nicht als gut bezeichnet werden kann. Dabei liegt das Hauptproblem in der Nitratbelastung des Grundwassers.

Beim Nitrat, das im Wesentlichen aus der landwirtschaftlichen Düngung stammt, wird bei ca. 22 % der untersuchten Grundwassermessstellen der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/L überschritten. Werte im Bereich von 100 bis 200 mg/L sind dabei keine Seltenheit.

Für das gesamte Gebiet des Landes Nordrhein-Westfalen erfolgt deshalb auf der Ebene der Kreise und kreisfreien Städte eine detaillierte Darstellung zur Nitratbelastung des Grundwassers. Hier sind u. a. verschiedene Konzentrationsbereiche und die Entwicklung

der Nitratkonzentration zu erkennen.

Somit bietet der Grundwasserbericht eine gute Grundlage, vorhandene Nitratbelastungen zu erkennen, um dann ggf. entsprechende Maßnahmen einzuleiten.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die derzeit vorhandenen Belastungen des Grundwassers meist schon vor Jahren oder gar Jahrzehnten verursacht wurden. Um maßgebliche Verbesserungen der Grundwasserqualität zu erreichen, bedarf es vor allem mittel- und langfristiger Maßnahmen, wobei der Schwerpunkt auf den vorsorgenden Grundwasserschutz zu legen ist.

Erste Schritte in diese Richtung wurden bereits Ende der 80er-Jahre durch die Bildung von Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgungsunternehmen unternommen. Mögliche Erfolge sind jedoch meist erst nach Jahren erkennbar.

Der Grundwasserbericht zeigt deutlich, dass weiterhin verstärkt Handlungsbedarf besteht. Eine Sicherung der Ressource Grundwasser kann nur durch ein verantwortliches Handeln aller Beteiligten erreicht werden.



(Bärbel Höhn)

Vorwort

Info / Hilfe

Hinweise für Benutzer des Internetexplorer von Microsoft:

Wenn Dokumente nicht korrekt / oder überhaupt nicht angezeigt werden, kann dies an Ihren persönlichen Sicherheitseinstellungen liegen: kontrollieren Sie unter Extras/Internetoptionen/Sicherheit ob die Ausführung von Active-X Controls bzw. JAVA-Applets aktiviert ist. Die Dokumente werden dann nach Rückfrage angezeigt.



Adobe® Acrobat® Reader®:

Um den kompletten Grundwasserbericht anzeigen und ausdrucken zu können, benötigen Sie den Adobe® Acrobat® Reader®. Falls Sie die Software noch nicht auf Ihrem Rechner installiert haben, können Sie sie hier kostenlos downloaden.

[DOWNLOAD Adobe® Acrobat® Reader®](#)

Impressum

Herausgeber:

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Verantwortlich:

Dr. Harald Friedrich

Gerhard Odenkirchen

Anita Lerho

Schwannstraße 3

40476 Düsseldorf

Fon 0211 - 45 66 - 0

Fax 0211 - 45 66 - 3 88

E - Mail: poststelle@munlv.nrw.de

und

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

Verantwortlich:

Dr. Wolfgang Leuchs

Peter Neumann

Wallneyer Straße 6

45023 Essen

Fon 0201 - 79 95 - 0

Fax 0201 - 79 95 - 14 46/14 47

E - Mail: poststelle@lua.nrw.de

Mitarbeit:

Geologischer Dienst des Landes Nordrhein-Westfalen

Verantwortlich:

Dr. Heinz Peter Schrey

De-Greiff-Straße 195
47803 Krefeld
Fon 02151 - 89 7 - 1
Fax 02151 - 89 7 - 50 5
E - Mail: poststelle@gd.nrw.de

und

Staatliches Umweltamt Herten

Verantwortlich:
Dietmar Wyrwich
Gartenstraße 27
45699 Herten
Fon 02366 - 80 7 - 0
Fax 02366 - 80 7 - 49 9
E - Mail: poststelle@stua-he.nrw.de

Kartographische Bearbeitung, CD-Erstellung:

KIT Keck Informationstechnologie

Friedrichstraße 36
68723 Schwetzingen
Fon 06202 - 92 54 00
Fax 06202 - 92 54 01
E - Mail: i.keck@gispages.de
www.geokit.de

Gestaltung des Berichts (PDF):

ID-Kommunikation

Agentur für umweltorientierte Kommunikation
Eva Grasbeinter
Katharina Kracker
S 1,1
68161 Mannheim
Fon 0621-10 29 24
Fax 0621-10 29 91
E - Mail: id-kommunikation@t-online.de

Fotos:

Bildarchiv, Helmut Brodt
EGLV, Essen

Impressum



1 Entwicklung und Stand der Grundwasserüberwachung

1.1 Messstellennetze

1.1.1 Landesgrundwasserdienst (LGD)

Das Land Nordrhein-Westfalen zeichnet sich durch eine hohe Messstellendichte aus (Tab. 1.1-1); es ist darin vergleichbar den Stadtstaaten in Deutschland, die wie NRW darauf hingearbeitet haben, möglichst viele Grundwasserdaten zentral vorzuhalten (siehe auch Abschn. 2.1.1).

Während die 70er- und frühen 80er-Jahre davon geprägt waren, den Datenbestand hinsichtlich der Grundwasserstände zu intensivieren, lag der Schwerpunkt des anschließenden Zeitraums darauf, vertiefte Kenntnisse zur Beschaffenheit des Grundwassers zu erlangen.

Folgerichtig begann der Aufbau eines Beschaffenheitsmessnetzes. Die Rohwasserüberwachung brachte und bringt einen weiteren Informationsgewinn. Bisher letzte große Datenquelle ist die Deponieüberwachung, deren grundwasserrelevante Daten ebenfalls in der Grundwasserdatenbank verfügbar sind.

■ Tab. 1.1-1:

Aktive Grundwasserstandsmessstellen sortiert nach Beobachtungsturnus und StUA-Bezirken bzw. Braunkohlengebiet (Datenbank-Stand: November 1999)

Die Abbildung 1.1-1 zeigt als Übersicht die Verteilung aller 29.132 Messstellen im Lande, an denen der Grundwasserstand gemessen wird (Stand der Datenbank: November 1999). Die Häufung im Verbreitungsbereich der ergiebigen Lockergesteine ist augenfällig. Besondere Berücksichtigung finden:

- Industrie- und Bevölkerungsballung an der Rheinschiene
- Intensivbeobachtung im Braunkohlengebiet
- dichtes Netz im Bereich der Linksniederrheinischen Entwässerungsgenossenschaft

zur Überwachung und Steuerung der erforderlichen Sümpfung über Steinkohlen- und Salzabbau

- die Halterner Sande im südwestlichen Münsterland, ein klassisches Grundwasservorkommen zur Trinkwasserversorgung
- die Senne und quartäre Rinnen vor dem Teutoburger Wald, die dem gleichen Zweck dienen
- und das Gebiet um Minden.

Mit Ausnahme der paläozoischen Kalkvorkommen befinden sich in den Festgesteinsgebieten des Rheinischen Schiefergebirges mit Eifel, Sauerland und Siegerland wegen nur unbedeutender Grundwasservorkommen nahezu keine Grundwasserstandsmessstellen.

Auffällig erscheint die geringe Messstellendichte in dem großen Dreieck der Paderborner Hochfläche, obwohl sie zu Recht als ergiebiges Festgesteinsgrundwasservorkommen dargestellt ist. Die Ursache liegt darin, dass die hier verbreiteten Kalke der Oberkreide stark verkarstet sind und weitgehend unterirdisch zur Lippeniederung entwässern. Eine punktuelle Grundwasserbeobachtung durch Messstellen ist daher - bei den durchweg hohen Flurabständen des Grundwassers - nicht unbedingt erforderlich.

■ Abb. 1.1-1:

Aktive Grundwassermessstellen im Landesgrundwasserdienst

Bau und Betrieb von Grundwassermessstellen sind kostenintensiv. Deshalb ist es naheliegend, dass

- eine Messstelle möglichst vielen Zwecken dient und
- möglichst viele Daten zentral gehalten werden, damit die Fülle der Daten von jedem dazu Autorisierten genutzt werden kann.

Beide Forderungen werden durch die zentrale Grundwasserdatenbank gewährleistet.

Für Beschaffenheitszwecke konnte seinerzeit aufgrund ungeeigneten Messstellenausbaus - und nicht idealer Messstellenlage im Einzugsgebiet - nur ein sehr geringer Bruchteil der bestehenden LGD-Messstellen genutzt werden. Folgerichtig verlagerte sich der immer notwendige Neubau von Messstellen überwiegend in den Gütebereich. Das heißt jede neue Grundwasserstandmessstelle wird so ausgebaut, dass sie den aktuellen Güteanforderungen entspricht und somit gleichzeitig für die Erhebung des Grundwasserstands und der Grundwasserbeschaffenheit geeignet ist.

■ Tab. 1.1-2:

Messstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit, aufgegliedert nach Messprogrammen und deren Verteilung in den StUA-Bezirken und im Braunkohlengebiet (Datenbank-Stand: November 1999)

1.1.2 Überwachung der Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit

Analog zur Verteilung der Grundwasserstandsmessstellen des Landesgrundwasserdienstes finden sich die Messstellen der Grundwasserbeschaffenheits- und Rohwasserüberwachung, die in der Grundwasserdatenbank des Landes abgelegt sind, im Wesentlichen in den Gebieten mit ergiebigen Grundwasservorkommen (Abb. 1.1-2):

- Kölner Bucht
- Niederrheinisches Tiefland
- Westfälische Bucht, ausgenommen Teile des Zentral-Münsterlandes
- Gebiet um Minden

Im Gegensatz zu den Grundwasserstandsmessstellen gibt es deutlich mehr Beschaffenheitsmessstellen im Bereich des links- und rechtsrheinischen Schiefergebirges sowie im ostwestfälischen Bergland. Dies ist u. a. auf die Beprobung und Untersuchung von Quellen zurückzuführen.

■ Abb. 1.1-2:

Messstellen der Grundwasserbeschaffenheits- und Rohwasserüberwachung

Die in der Datenbank enthaltenen Messstellen sind verschiedenen Messprogrammen zugeordnet, die Hinweise auf den Untersuchungsanlass sowie die Datenquelle geben:

- Messprogramm 50: Grundwassermessstellen (im Wesentlichen landeseigene Messstellen bzw. Untersuchung durch Staatliche Umweltämter (StUÄ))
- Messprogramm 51: Rohwassermessstellen bzw. Förderbrunnen (Rohwasserüberwachung)
- Messprogramm 52: Rohwassermessstellen für Grundwasserfragestellungen ungeeignet (z. B. angereichertes Grundwasser oder Uferfiltrat aus der Rohwasserüberwachung)
- Messprogramm 53: Betreibermessstellen (von Dritten z.T. freiwillig übergeben), z. B. Vorfeldmessstellen
- Messprogramm 54: Emittentenmessstellen (im Wesentlichen Messstellen aus der Deponieüberwachung)

Insgesamt umfasst die Grundwasserdatenbank über 7.000 Messstellen, die durch hydrochemische Analysendaten belegt sind (s. Tab. 1.1-2). Für etwa die Hälfte dieser Messstellen liegen auch Grundwasserstandsdaten vor. Die Messstellenanzahl hat sich gegenüber dem Stand 1993 (Grundwasserbericht '93) um etwa 4.500 Messstellen erhöht. Der Zuwachs erfolgte im Wesentlichen bei den Rohwassermessstellen und den Emittentenmessstellen.

Die Aufteilung der Messstellen nach Messprogrammen und den StUA-Bezirken ist der Tabelle 1.1-2, die räumliche Verteilung den Karten der Abbildung 1.1-3 zu entnehmen. Dabei wurde auf die Darstellung des Messprogramms 52 verzichtet (s. o.).

■ Abb. 1.1-3:

Messstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit, gegliedert nach Messprogrammen.

Rot : Grundwassermessstellen (Messprogramm 50)

Blau : Rohwassermessstellen (Messprogramm 51)

Lila : Betreibermessstellen (Messprogramm 53)

Schwarz: Emittentenmessstellen (Messprogramm 54)

1.2 Datenbank/Grundwasserinformationssystem

1.2.1 Entwicklung im Überblick

Die Grundwasserdatenbank Nordrhein-Westfalen (HYGRIS C = **HY**drologisches **GR**undlagen **IN**formationsSystem - Teil **C**) enthält allgemeine übergreifende Stammdaten sowie spezielle Stamm- und Messdaten für jedes der drei Teilmodule "Landesgrundwasserdienst" (= Grundwasserstände), "Grundwasserüberwachung" (= Beschaffenheit) und "Rohwasserüberwachung" (= Beschaffenheit). Tabelle 1.2-1 zeigt die relevanten Informationsobjekte der Grundwasserdatenbank NRW. Eingerückte Objekte stehen in einer Beziehung zum übergeordneten Objekt: Sie sind einem übergeordneten Objekt direkt zugeordnet, zum Beispiel "gehört" jeder Grundwasserstand zu einer Grundwassermessstelle.

■ Tab. 1.2-1:

Struktur der Grundwasserdatenbank

Abbildung 1.2-1 zeigt eine exemplarische Übersicht des Datenmodells der Grundwasserdatenbank NRW.

Für das Modul "Rohwasserüberwachung" wurden die bisher im LUA gepflegten Kataloge der Wasserschutzgebiete und Wasserversorger integriert. Die Grundwasserdatenbank ist auf dem Großrechner des Landesamts für Datenverarbeitung und Statistik (LDS) eingerichtet. Die von den Staatlichen Umweltämtern erfassten Daten werden in diese Datenbank eingespielt und stehen innerhalb der Umweltverwaltung von NRW "online" für Auswertungen zur Verfügung.

■ Abb. 1.2-1:

Exemplarische Übersicht über das Datenmodell der Grundwasserdatenbank NRW

1.2.2 Schnittstellen zu anderen Umweltdatenbanken

Für die effektive Bearbeitung von Fragestellungen zum quantitativen und qualitativen Grundwasserhaushalt werden neben den in der Grundwasserdatenbank gespeicherten Daten andere Fachdaten oder -informationen benötigt.

Durch die zunehmende Erfassung von Daten in Datenbanken und die Digitalisierung von Kartenwerken mit Fachdaten aus anderen Datenbanken ist eine Verschneidung solcher Daten mit den Grundwasserdaten z. B. mit Hilfe von GI-Systemen möglich. Zur Bewertung des Landnutzungseinflusses auf die Grundwassergüte erfolgen erste umfangreiche Auswertungen mit Bodennutzungsdaten, die im Rahmen des europäischen CORINE-Programms (**CoOR**dination of **IN**formation on the **EN**vironment) durch das Statistische Bundesamt im Maßstab 1 : 100.000 erhoben wurden.

Darüber hinaus werden ausgewählte Daten aus anderen Fachdatenbanken in die Grundwasserdatenbank übernommen:

- Aus dem im Landesumweltamt betriebenen Automatisierten Liegenschaftskataster (ALK-GIAP) werden zu den Wasser- und Heilquellenschutzgebieten die Flächengrößen und die Größen der inneren Zonen (I und II) sowie die innerhalb der Schutzgebiete gelegenen Grundwassermessstellen in halbjährlichen Intervallen ermittelt.
- Grundwasserproben, die in den Labors der Staatlichen Umweltämter und im Landesumweltamt analysiert und im Labordateninformations- und -

optimierungssystem LINOS erfasst werden, werden nach der Freigabe automatisch in die Grundwasserdatenbank übernommen.

- Aus der Datenbank des BGW/DVWG* zur Kooperation zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft werden die Nummern und Bezeichnungen der Kooperationsgebiete übernommen und die Gewinnungsanlagen oder die Grundwassermessstelle in der Grundwasserdatenbank dem Kooperationsgebiet zugeordnet.

* BGW: Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V.

* DVGW: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs e. V.

1.2.3 Aufbau eines Grundwasserinformationssystems

Künftig ist die weitere Verknüpfung der Grundwasserdaten mit Informationen aus weiteren Datenbanken, die vom Landesumweltamt (LUA) oder anderen Dienststellen gepflegt werden, geplant:

- Bedeutender Einflussfaktor auf die Grundwasserbeschaffenheit ist die landwirtschaftliche Nutzung (u. a. Düngung). Das LUA erarbeitet alle zwei Jahre in Zusammenarbeit mit dem LDS auf der Grundlage der Viehzählung und der Bodennutzungshaupterhebung die sog. Viehbesatzkarte, aus der gemeindescharf die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern abgeleitet werden kann. Die Verschneidung dieser Daten mit den Grundwasserdaten mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) wird in Kürze möglich sein.
- Aus dem Bodeninformationssystem des LUA (BIS) werden insbesondere die Daten zur stofflichen Bodenbelastung sowie die Bodenbelastungskarten benötigt.
- Die Informationssysteme Altlasten (ISAL) sowie Stoffe und Anlagen (ISA) liefern wichtige Informationen über die Lage und Art der Altlasten und Anlagen, die als Emissionsquelle für das Grundwasser grundsätzlich in Betracht kommen. Aus ISAL können zusätzlich Informationen über die abgelagerten Abfälle bzw. Kontaminanten, die Flächennutzung und die Stoffausbreitung abgefragt werden.
- Aus dem Abfalldeponie-Daten- und Informationssystem (ADDIS) sollen die von den Betreibern der Deponien gelieferten Analysen zu Grundwassermessstellen an die Grundwasserdatenbank übermittelt werden.

■ Tab. 1.2-2:

Struktur des Abfalldeponie-Daten- und Informationssystem (ADDIS) und Bezug zur Grundwasserdatenbank

Aufgrund einer in der Vergangenheit durchgeführten Erhebung sind bereits der Großteil der Deponiemessstellen in der Grundwasserdatenbank angelegt (ca. 2.000) und auch durch Analysenwerte belegt (s. Abschn. 1.1). Neben den reinen Grundwasserdaten werden für die Beurteilung der Grundwassergüte im Bereich von Deponien auch weitere Informationen aus ADDIS benötigt.

- Für die Beurteilung der Grundwassersituation im Nahbereich von Oberflächengewässern sowie spezielle Fragen im Zusammenhang mit der Gewinnung von Uferfiltrat oder angereichertem Grundwasser sind Mengen- und Gütedaten des Oberflächenwassers erforderlich.
- Aus der Trinkwasserdatenbank (TWDB) sollen Trinkwasseranalysen, die laut Rohwasserüberwachungsrichtlinie auch als Rohwasseranalysen anzuerkennen sind (Einzelbrunnen ohne Aufbereitung), in die Grundwasserdatenbank übernommen

werden (s. Abschn. 1.3). Daneben soll die Trinkwasserdatenbank auf die hier gepflegten Tabellen der Wasserversorgungsunternehmen zurückgreifen.

- Grundlage für alle quantitativen und qualitativen Auswertungen ist die Kenntnis des hydrogeologischen und bodenkundlichen Aufbaus des Untergrundes. Die hierfür benötigten wesentlichen Kartenwerke, die vom Geologischen Dienst (GD) NRW (ehemals Geologisches Landesamt, GLA) oder dem Landesumweltamt herausgegeben werden, werden zur Zeit digitalisiert und können dann in das Grundwasserinformationssystem eingebunden werden. Im Einzelnen handelt es sich um folgende Karten:
 - Karte der Grundwasserlandschaften im Maßstab 1 : 500.000 (GD)
 - Bodenkarte BK 50 im Maßstab 1 : 50.000 (GD) einschließlich
 - verschiedener abgeleiteter thematischer Karten
 - (z. B. Sickerwasserratenkarte)
 - Geologische Karte GK 100 im Maßstab 1 : 100.000 (GD)
 - Hydrologische Karte HyK 25 im Maßstab 1 : 25.000 (LUA), Fertigstellung
 - des Kartenwerks im Jahr 2010
- Darüber hinaus ist vereinbart, dass das LUA und die StUÄ auf die Bohrprofildatenbank des Geologischen Dienstes zugreifen können. Das dafür benötigte Werkzeug wird derzeit eingerichtet.

Die Realisierung der datentechnischen Verzahnung der verschiedenen Datenbanken zu einem Grundwasserinformationssystem erfordert an vielen Stellen noch die Programmierung von Schnittstellen. Darüber hinaus benötigt der Anwender

- Zugriff auf die genannten Datenquellen unabhängig vom Ort der Speicherung,
- auf Grundwasserfragestellungen zugeschnittene Selektionsmechanismen, die technische Details der jeweiligen Datenbank verbergen sowie
- standardisierte Komponenten, die die unterschiedlichen Informationsobjekte unter dem Blickwinkel "Grundwasser" präsentieren, was bei der DV-technischen Gestaltung des Grundwasserinformationssystems berücksichtigt werden muss.

Die genannten Komponenten und Selektionsmechanismen sollen in einem GI-System eingebettet werden. Hierzu ist u. a. der Aufbau und die Entwicklung eines Fachinformationssystems Grundwasser, Wasserversorgung und Wasserschutzgebiete (FIS-GWW) in NRW geplant (s. Abschn. 4.6). Das Vorhaben ist eingebettet in ein vom MUNLV initiiertes Projekt zum landesweiten Aufbau und zur Vernetzung von GIS-Anwendungen im wasserrechtlichen Vollzug (WASGIS).

Neben der Zugriffsmöglichkeit des Grundwasserinformationssystems auf die vorgenannten vorhandenen Datenbanken, Dateien oder Kartenwerke ist auch im Hinblick auf die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie anzustreben, weitere Daten zu integrieren. Angesprochen werden hier

- Fachdaten aus den Kooperationen zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft (z. B. Düngereinsatz, N_{min}-, Sickerwasserdaten), die zurzeit vom BGW/DVGW und den Landwirtschaftskammern in einer Datenbank zusammengeführt werden.
- Gütedaten zur Niederschlagsbeschaffenheit, die zur Zeit von einzelnen Institutionen vor dem Hintergrund spezieller Messprogramme erhoben werden.

In diesem Zusammenhang geht es auch um die Einbindung von wasserwirtschaftlichen Daten, die bei den staatlichen Dienststellen der Umweltverwaltung, den Wasserverbänden, den Kommunen oder Firmen auf Papier oder Datenträger vorliegen und noch nicht Bestandteil der Grundwasserdatenbank des Landes sind. Im Bereich des Landesgrundwasserdienstes ist in den letzten Jahren ein erfolgreicher Datenaustausch

praktiziert worden. Die in der Grundwasserdatenbank enthaltenen Messstellen bilden den bedeutendsten Anteil der insgesamt vorhandenen Messstellen. Darauf aufbauend ist analog beim Datenaustausch von Grundwassergütedaten oder Wasserentnahmemengen zu verfahren. Die Integration der entsprechenden Daten von Dritten soll im Rahmen eines Datenakquisitionsprogramms erfolgen.

1.3 Transfer und Einbindung von Rohwasser- und Trinkwasserdaten

1.3.1 Einleitung

Nach § 50 des Landeswassergesetzes (LWG) sind die Unternehmen der öffentlichen Trinkwasserversorgung, die Wasserversorgungsunternehmen (WVU) also, zur Selbstüberwachung der Rohwasserbeschaffenheit verpflichtet. Mit Runderlass des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (MURL), jetzt Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) vom 12.03.1991 wurde die Rohwasserüberwachungsrichtlinie eingeführt. Sie legt den Mindestumfang der Selbstüberwachung des Rohwassers fest und ermöglicht aufgrund ihrer Ausgestaltung den Aufbau einer Datenbank zur einheitlichen Erfassung und Sammlung der Ergebnisse aus der Rohwasserüberwachung.

Die Umsetzung der Rohwasserüberwachungsrichtlinie erfolgt durch die Eingabe von Rohwasserdaten in die zentrale Grundwasserdatenbank (HYGRIS C), die ständig aktualisiert wird. Damit ist die Anbindung und Verzahnung mit dem Landesgrundwasserdienst (LGD) und der Grundwasserbeschaffenheitsüberwachung als weitere HYGRIS-Teilsysteme auf einheitlicher Datenbasis gewährleistet. Ferner wird so in NRW die Voraussetzung geschaffen, die staatliche Überwachung der Gewässer und die Rohwasseruntersuchung durch die Wasserversorgungsunternehmen zusammenzuführen. Verwiesen wird hier auf die Grundsätze für Rohwasseruntersuchungen des DVGW [1] und die gemeinsame Erklärung des "Würzburger Gesprächskreis BGW-DVGW-LAWA" [2], in dem die Notwendigkeit und die Ziele einer Kooperation zwischen der öffentlichen Wasserversorgung und der staatlichen Wasserwirtschaft deutlich herausgestellt werden.

Die Rohwasserüberwachung trägt in Verbindung mit der Grundwasserbeschaffenheitsüberwachung zur qualitativen Sicherung der Trinkwasserversorgung bei und ermöglicht ein Handeln der zuständigen Wasserbehörden sowie der Versorgungswirtschaft auf einheitlichen Informationsgrundlagen.

1.3.2 Zusammenarbeit

Um Doppelerhebungen zu vermeiden, war das LUA von Anfang an bestrebt, die umfangreichen Daten aus der Grund- und Rohwasserüberwachung auch mit weiteren Erhebungen im Bereich der Wasserversorgung zu verknüpfen.

Hier ist in erster Linie die Trinkwasserdatenbank des Landes NRW zu nennen, die vom Landesinstitut für den öffentlichen Gesundheitsdienst NRW (LÖGD) betreut wird. Für die Wasserwirtschaft sind Daten aus der Trinkwasserüberwachung wichtig, da insbesondere bei kleineren Versorgern keine Trinkwasseraufbereitung erfolgt und die Trinkwasserbeschaffenheit somit der Rohwasser-/Grundwasserbeschaffenheit entspricht (siehe Abschn. 1.3.5). Die unteren Gesundheitsbehörden nutzen das Trinkwasserdatenerfassungs- und Informationssystem (TEIS). Zusammen mit dem Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik (LDS), das im Rahmen seiner Tätigkeit

umfangreiche Daten in den Bereichen Rohwasser und Trinkwasserversorgung erhebt, wurden einheitliche Definitionen für relevante Stammdaten festgelegt.

Das vorhandene Datenmaterial soll so weit wie möglich den zuständigen Fachdienststellen zugänglich gemacht werden. Die gemeinsame Nutzung der Daten aus Grund-, Roh- und Trinkwasserüberwachung vereinfacht die Bereitstellung statistischer Werte zur Wassermengenvirtschaft und Wassergüte und ermöglicht durch die Kombination aus Grund-, Roh- und Trinkwasserdaten fundierte Aussagen über Trends und Gefährdungen.

Eine enge Zusammenarbeit besteht weiterhin mit den BGW/DVGW-Landesgruppen NRW. Neben dem bisherigen Datenaustausch, z. B. Abgleich der jeweils erfassten Wasserversorgungsunternehmen und Übernahme von Teilen der BGW-Wasserstatistik in die Grundwasserdatenbank ist für weitergehende Aufgaben die Schaffung einer einheitlichen Datenbasis in Angriff genommen worden (s. auch Abschn. 4.6).

1.3.3 Datenbanken

Die Grundwasserdatenbank NRW enthält Stammdaten der Grundwasserstands-, Güte- und Rohwassermessstellen sowie zugehörige Wasserstände und Analysen. In der Rohwasserüberwachung sind die Stammdatenfelder analog zu LGD und Grundwasserbeschaffenheitsüberwachung aufgebaut. Neben sogenannten Pflichtfeldern sind noch weitere Felder angelegt, die ergänzende Informationen zum Teilbereich Rohwasser liefern. Innerhalb der Landesverwaltung kann die Grundwasserdatenbank über das Landesverwaltungsnetz genutzt werden.

Die Trinkwasserüberwachung wird in NRW von den unteren Gesundheitsbehörden wahrgenommen. Ihnen steht hierzu lokal unter Windows das oben erwähnte Auswertesystem TEIS zur Verfügung. TEIS besitzt sämtliche Funktionen, die zur Überwachung sowohl der öffentlichen Wasserversorgung als auch der Eigen- und Einzelversorgungsanlagen sowie der Badewasser- und Badegewässerüberwachung benötigt werden. Aus TEIS gelangen die meldepflichtigen Daten in die Trinkwasserdatenbank, die wie die Grundwasserdatenbank auf einem IBM-Großrechner im LDS abgelegt sind.

Die Grundwasserdatenbank und die Trinkwasserdatenbank sind DB2-Datenbanken und im Aufbau relational, was das Lesen der Daten mittels SQL-Abfragen (structured query language) ermöglicht. Die beiden DB2-Datenbanken werden über gleiche Dialogprogramme unter Windows und mittels einer Windows-Oberfläche online abgefragt. Die Erweiterung des Nutzerkreises der Grundwasserdatenbank in der Wasserwirtschaft soll im Offline-Betrieb ermöglicht werden.

1.3.4 Datenerfassung

Die Wasserversorgungsunternehmen erheben die erforderlichen Stammdaten und leiten sie der Bezirksregierung zu, die sie an das jeweils zuständige StUA senden. In den StUÄ, die über entsprechende Ortskenntnisse verfügen, werden die Messstellennummern vergeben und die Stammdaten durch administrative Daten ergänzt und erfasst. Hierbei werden u. a. den Wasserversorgungsunternehmen die Wasserwerke, diesen die Gewinnungsanlagen und diesen wiederum die einzelnen Entnahmestellen, z. B. Brunnen oder Quelfassungen, bei denen die Probenahmen nach den Vorgaben der

Rohwasserüberwachungsrichtlinie durchgeführt werden, zugeordnet.

Die Untersuchungsergebnisse der Rohwasserüberwachung werden je nach Höhe des Wasserrechts für die betreffende Gewinnungsanlage entweder den Bezirksregierungen oder den Kreisordnungsbehörden vorgelegt. Damit alle vorliegenden Daten in einer Datenbank abgespeichert werden können, wurden die Kreisordnungsbehörden gebeten, die ihnen vorgelegten Daten an die Bezirksregierung weiterzuleiten. Die Übernahme dieser Probenahme- und Labordaten in die Grundwasserdatenbank erfolgt in der Regel über Datenträger.

Für die Übernahme von Rohwasserdaten aus dem Labordatenverwaltungssystem eines Wasserversorgungsunternehmens bzw. Untersuchungsinstituts wurde eine Schnittstelle vom LUA definiert. Nach dieser Beschreibung können die Unternehmen ein Übersetzungsprogramm programmieren, welches den Export der Rohwasserdaten zu den StUÄ ermöglicht.

Weiterhin hat das LUA eine Erfassungssoftware mit den Schnittstellenvorgaben entwickelt, die jedes Wasserversorgungsunternehmen oder das mit der Untersuchung der Rohwasserproben beauftragte Institut bei sich auf einem Windows-PC installieren kann. Das Programm erzeugt nach Freigabe der Daten eine Exportdatei, die z. B. auf Diskette oder per E-Mail dem zuständigen StUÄ zugesandt werden kann.

1.3.5 Verknüpfung der Datenbanken

Die Nutzung der vorgestellten Datenbanken ist Voraussetzung zur Erfüllung bestehender und künftig anfallender Verpflichtungen.

Der Zugriff auf die Trinkwasserdatenbank würde erlauben, Trinkwasserdaten direkt in die Auswertungen zur Rohwasser- und Güteüberwachung einzubeziehen. Stammt das Rohwasser nur aus einem Brunnen, einer Quelle oder einem Stollen und erfuhr das Wasser keine Aufbereitung, erlaubt die Rohwasserüberwachung die Übernahme der Trinkwasserdaten. Dies bietet sich bei einer großen Anzahl von Brunnenanlagen und Quelfassungen kleiner Wasserbeschaffungsverbände oder Interessengemeinschaften an. Diese vornehmlich im Festgesteinsbereich betriebenen Anlagen verfügen häufig über keine Aufbereitung, so dass sich Roh- und Trinkwasser qualitativ nicht unterscheiden. Mit der Einbeziehung der nach Trinkwasserverordnung zu erhebenden Trinkwasserdaten in die Rohwasserüberwachung wird diesen kleinen Wasserversorgungsunternehmen eine zusätzliche Rohwasseruntersuchung, die ja die gleichen Ergebnisse liefern würde, erspart, sofern nicht die untere Gesundheitsbehörde den Untersuchungsumfang über den nach Rohwasserüberwachung erforderlichen Umfang hinaus eingeschränkt hat.

Die unteren Gesundheitsbehörden erfassen auch die Gütedaten der Eigenversorgungsanlagen, die ebenfalls Informationen für die Grundwasserüberwachung liefern können. Daher wird eine Zusammenarbeit mit den Gesundheitsbehörden angestrebt bzw. die Zusammenführung der Daten in der Trinkwasserdatenbank wird als sinnvoll angesehen.

Umgekehrt ist der Zugang zur Grundwasserdatenbank auch für die Trinkwasseruntersuchung von Bedeutung, um den Ursachen von Auffälligkeiten in der Trinkwasserqualität nachzugehen. Da die Trinkwasserdatenbank nur Daten von verteiltem, meist aufbereitetem Trinkwasser enthält, ist die Ursachenermittlung sowie eine Entwicklungs- und Gefährdungsanalyse für das Trinkwasser nicht möglich. Erst die

Kombination aus Grund- und Rohwasserdaten mit den Trinkwasserdaten ermöglicht eine fundierte Aussage über Trends und Gefährdungen.

Der BGW/DVGW hat mit den Landwirtschaftskammern eine gemeinsame Umfrage über Stand und Umsetzung des 12-Punkte-Programms durchgeführt. Die Ergebnisse sind in einer umfangreichen Datenbank dokumentiert. Es wird angestrebt, die für die einzelnen Kooperationen vorliegenden Ergebnisse landesweit auszuwerten und regionale, auf geografische, hydrologische oder hydrogeologische Einheiten bezogene Aussagen zu treffen. Für den Abgleich der Stammdaten, auf denen die Umfrageergebnisse basieren, nämlich Gewinnungsanlagen und Wasserschutzgebiete, hat das LUA den BGW/DVGW-Landesgruppen eine Auflistung aller bisher in die Grundwasserdatenbank aufgenommenen Daten überreicht (s. auch Abschn. 4.6). Erkenntnisse über die Wirksamkeit der Kooperationsvereinbarungen und die erwarteten Auswirkungen auf die Rohwasserqualität, auch hier besonders hinsichtlich Nitrat und Pflanzenschutzmittel (PSM), beeinflussen entscheidend die Gewässerschutzpolitik.

1.3.6 Bearbeitungsstand

In der Vergangenheit wurden im Zusammenhang mit der Grundwasserbeschaffenheitsüberwachung ca. 1.600 Rohwassermessstellen in der Grundwasserdatenbank erfasst, wobei über die Messprogrammnummer die Differenzierung zu den Gütemessstellen vorgenommen wird. Die Messstellen stehen damit für Güteauswertungen und allgemeine Fragestellungen zur Rohwasserbeschaffenheit zur Verfügung. Spezielle Aspekte zur Rohwassersituation können noch nicht flächendeckend vorgenommen werden, da die Stammdatenerfassung von Wasserversorgungsunternehmen, Wasserwerk und Gewinnungsanlage noch nicht abgeschlossen ist.

Insgesamt wurden von den etwa 750 beim LUA erfassten Wasserversorgungsunternehmen in bisher ca. 130 Fällen ergänzende Stammdaten zu Wasserwerk, Gewinnungsanlage und Messstelle erhoben. Dabei wurden etwa 300 Wasserwerke und 410 Gewinnungsanlagen berücksichtigt. Von den ca. 2.400 Rohwassermessstellen, die inzwischen in der Grundwasserdatenbank abgelegt sind, wurden etwa 1.200, also 50 % zugeordnet und können mit ihren Gütedaten gezielt für die Rohwasserüberwachung herangezogen werden. Allerdings sind bei den Wasserversorgungsunternehmen im Allgemeinen nur Gewinnungsanlagen mit einem Wasserrecht von über 600.000 m³/a erfasst. Anzustreben ist die Einbeziehung aller Rohwasserdaten, d. h. auch der Gewinnungsanlagen mit einem Wasserrecht von unter 600.000 m³/a, die im Zuständigkeitsbereich der Kreisordnungsbehörden liegen.

1.3.7 Literatur

- [1] Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW): W 254 Grundsätze für die Rohwasseruntersuchung
- [2] Würzburger Gesprächskreis BGW-DVGW-LAWA: Kooperation zwischen der öffentlichen Wasserversorgung und der staatlichen Wasserwirtschaft; Gemeinsame Erklärung des Gesprächskreises BGW-DVGW-LAWA (BGW: Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V., LAWa: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser)

1 Entwicklung und Stand der Grundwasserüberwachung

2

Grundwasserstände, Grundwasserhaushalt

2.1 Grundwasserstände im langjährigen Vergleich

2.1.1 Aufgaben des Landesgrundwasserdienstes (LGD)

Grundwasserstände zu beobachten, die Messdaten zu sammeln, sie in einer zentralen Landesdatenbank zu halten, sie zu bewerten und für wasser- und abfallwirtschaftliche sowie umweltrelevante Planungen und Maßnahmen verfügbar zu machen, ist Aufgabe des Landesumweltamtes und der Staatlichen Umweltämter. Aufgabe und Organisation dieser Arbeiten werden als Landesgrundwasserdienst (LGD) bezeichnet. Im LGD werden seit mehr als 20 Jahren in intensiver Zusammenarbeit mit Wasserverbänden, Firmen und Wasserwerksbetreibern Grundwasserstandsdaten gesammelt. Mittlerweile enthält die Datenbank mehr als 13 Millionen Messwerte. Da in NRW eine ausreichend hohe Datendichte und lange Beobachtungsreihen vorliegen, kann das langfristige Verhalten der Grundwasserstände punktuell an den Grundwassermessstellen und flächenhaft anhand von Grundwassergleichenplänen im Lande beschrieben und bewertet werden. Im Wesentlichen werden drei verschiedene Auswertungen mit unterschiedlichen Bewertungsschwerpunkten erstellt.

Grundwasserstandsganglinien an einzelnen Messstellen

- Angaben von jährlichen Grundwasserschwankungsbereichen
- Angaben von Grundwasserhöchst- und Grundwassertiefstständen innerhalb des Beobachtungszeitraumes (z. B. bei Bauvorhaben)
- Nutzungen von Grundwasservorkommen (z. B. Neuerschließung, Verlagerung von Förderschwerpunkten)
- Einordnung von Grundwassergleichenplänen in den Gesamtzusammenhang (niedrige, mittlere und hohe Grundwasserstände)

Trendanalysen

- Aussagen über die langjährigen Veränderungen der Grundwasservorräte (Überbewirtschaftung)

Flächenhafte Darstellungen (Grundwassergleichen) zu verschiedenen,

repräsentativen Zeitpunkten

- Durchschnittliches Grundwasserströmungsbild bei niedrigen, mittleren und hohen Grundwasserständen (z. B. Beurteilung der Ausbreitung von Schadensfällen im Grundwasser)
- Ermittlung von Grundwasserscheiden und Abgrenzung von Einzugsgebieten (z. B. Abgrenzung von Wasserschutzgebieten)
- Ableitung von großräumigen Grundwasserflurabständen (unter Verwendung eines digitalen Geländemodells)
- Ermittlung von Fließgeschwindigkeiten (unter Verwendung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters).

2.1.2 Grundwasserstandsentwicklung an Messstellen

Das Grundwasser fließt stetig, seinem Gefälle folgend, in Richtung auf einen Vorfluter. Da im Winter die Zusickerung von oben größer ist als der horizontale, kontinuierliche Abfluss des Grundwassers, im Sommer dagegen weniger von oben nachsickert als horizontal abfließt, ergibt sich als Resultierende aus beiden Bewegungsvorgängen der Jahresgang des Grundwasserstandes mit einem Anstieg im Winter und einem Abfall im Sommer. Ferner spielen eine Rolle:

- Höhe, Art und jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge
- Lage im Einzugsgebiet (Bereich der Grundwasserscheitelung, Durchflussgebiete, Nähe zum Vorfluter)
- Ausbildung der Deckschichten
- Grundwasserflurabstand
- Ausbildung des Grundwasserleiters, insbesondere geohydraulische Kenngrößen wie k_f -Wert und nutzbares Hohlraumvolumen
- natürliches Grundwassergefälle.

In der Regel gilt: Bei hohen Flurabständen, hoher Durchlässigkeit und hohem nutzbarem Hohlraumvolumen des Grundwasserleiters treten geringe Amplituden auf, und die Reaktion auf die Niederschläge ist gedämpft. Ebenso führt die Nähe zu einem - im Wasserstand konstanten Vorfluter zu geringen Amplituden. Bei geringen Flurabständen und einer geringeren Durchlässigkeit und geringem nutzbarem Hohlraumvolumen (z. B. im Festgestein) treten höhere Amplituden und deutliche Reaktionen auf die Niederschläge auf.

Bedingt durch eine hohe Bevölkerungsdichte (520 Einwohner pro km^2 gegenüber 230 Einwohner pro km^2 in Deutschland), die starke Industrialisierung einschließlich Stein- und Braunkohlenbergbau sowie die geänderte Landnutzung (z. B. Intensivlandwirtschaft und Versiegelung) ergeben sich noch weitere Einflussfaktoren, so dass kaum noch völlig unbeeinflusste, d. h. durch menschliches Handeln unveränderte Grundwasserstände zu beobachten sind.

In Abbildung 2.1-1 ist die Lage repräsentativer Grundwasserstandsmessstellen dargestellt, die in unterschiedlicher Weise auf die oben beschriebenen Einflussfaktoren reagieren und keine anthropogenen Einflüsse aufweisen. Die zugehörigen Grundwasserstandsganglinien sind in Abbildung 2.1.-2 dargestellt. Um einen Bezug zum Niederschlagsgeschehen herzustellen, ist die Ganglinie der über ein halbes Jahr aufsummierten Niederschlagshöhen an der Messstelle Münster-Schleuse vorangestellt. Obwohl deren Daten nicht den Witterungsverlauf im gesamten Land wiedergeben können, ist trotzdem der Zusammenhang zwischen Niederschlag und Grundwasserzustand hinreichend genau nachzuvollziehen.

Um eine bessere Einordnung der Ganglinien in das Langzeitgeschehen zu ermöglichen,

erfolgt eine Kurzbeschreibung des Witterungsablaufs von 1951 bis 1999:

- Häufung von sehr nassen Sommern in den 50er-Jahren
- Extrem niedrige Niederschläge von Winter 1959 bis Winter 1960 mit der Folge, dass im Herbst/Winter 1959/60 die bis dahin tiefsten Grundwasserstände beobachtet wurden
- Schneller Bilanzausgleich durch überdurchschnittliche Niederschläge im Sommer 1960 bis Winter 1961
- Trockenjahr 1964
- Relativ nasse Jahre 1965 - 1968
- Mit dem Jahr 1969 setzte eine Phase ein, in der innerhalb von 8 Jahren 5 als trocken (z.T. sehr trocken) zu bezeichnen waren (1969, 1971, 1972, 1973, 1976). Dies führte dazu, dass regional ab Herbst 1976 neue tiefste Grundwasserstände erreicht wurden.
- Es schließt eine lange Reihe von Jahren mit etwa durchschnittlichen Niederschlagshöhen an. Nur die Sommer 1981 und 1984 waren sehr nass. Der nasse Sommer 1987 in Verbindung mit dem nassen Winter 1987/1988 führte zu einem herausragenden Grundwasserhochstand im Frühjahr 1988.
- In der Folgezeit herrschten durchschnittliche Niederschläge, erst der Winter 1992 brachte Niederschläge, die über dem Durchschnitt lagen.
- Überdurchschnittlich nass waren die Jahre 1993 bis zum Winter 1995.
- Es folgten zwei Jahre, in denen insbesondere die Winter erheblich unter dem Durchschnitt liegende Niederschläge brachten mit resultierenden Grundwassertiefständen.
- Erst der sehr nasse Sommer 1998 schuf die Voraussetzung dafür, dass bereits im Spätsommer die Grundwasserstände landesweit anstiegen, um dann innerhalb des folgenden noch nasserem Winters an einigen Messstellen neue Höchststände zu verursachen. Das war in einigen Landesteilen der höchste Anstieg seit Beginn der Beobachtung innerhalb eines Halbjahres.
- Zur Zeit werden wieder die hohen Grundwasserstände der 60er-Jahre erreicht.

Einzelbeschreibung repräsentativer Ganglinientypen

Die Kartenskizze (Abb. 2.1-1) zeigt die Lage der aufgeführten Messstellen, deren wichtigste Kenndaten zusätzlich in Tabelle 2.1-1 zusammengestellt sind.

In der **Messstelle 1**, Metelen im nordwestlichen Münsterland, liegt der Grundwasserspiegel zwischen 0,2 und 2,5 m unter Gelände. Typisch für den geringen Flurabstand ist das schnelle Reagieren auf einzelne Niederschlagsereignisse. Der Gang des Grundwasserstandes ist charakteristisch für gut durchlässiges Lockergestein bei geringem Gefälle.

Die **Messstelle 2** stammt aus dem Flussgebiet der unteren Niers im Niederrheinischen Tiefland. Ausgeprägt ist ein ruhiger Verlauf der Grundwasserstände bei einer Gesamtschwankungshöhe von 2,2 m.

■ Abb. 2.1-1:

Lage der 8 ausgewählten Grundwasserstandsmessstellen

■ Tab. 2.1-1:

Liste der abgebildeten und beschriebenen Grundwasserstandsganglinien

Die **Messstelle 3** in den Sennesanden südwestlich des Teutoburger Waldes ist ein Beispiel für einen nahezu lehrbuchhaften Gang mit dem Minimum jeweils zum Jahreswechsel. Sehr deutlich ist der zuvor beschriebene Witterungsverlauf über die Jahrzehnte hinweg nachvollziehbar. Aufgrund der leichten (sandigen) Böden pausen sich die Niederschläge unmittelbar im Grundwasserstand durch. Im Winter 1999 wurde hier ein in der fast 90-

jährigen Beobachtung noch nicht vorgekommenes Maximum erreicht.

Die **Messstelle 4** wird vom Rhein in einem nahezu halbkreisförmigen Bogen in einer Entfernung von 2,5 bis 3 km umflossen. Dementsprechend überlagern hier die Rheinwasserschwankungen den normalen Verlauf. Die Schwankungshöhe von fast 5 m bei einem mittleren Flurabstand von ca. 6 m wird so erklärlich. So ist z. B. der Anstieg von mehr als 3 m innerhalb von 4 Monaten im Jahr 1970 auf das Frühjahrshochwasser des Rheins zurückzuführen - der aufgrund der Entfernung zum Rhein zeitlich versetzt erfolgt.

■ Abb. 2.1-2:

Ganglinien der 8 ausgewählten Grundwasserstandsmessstellen mit Niederschlagsverteilung Münster-Schleuse

Gleiches gilt für die Grundwasserhochstände in den Jahren 1982 und 1983. Auch der Frühjahrshochwasserstand 1988 hebt sich deutlich heraus, während die anschließenden Schwankungen bis Frühjahr 1993 sich im Mittelwasserbereich bewegen. Der Doppelhöhepunkt in 1994/95 und drei folgende Niedrigwasserjahre sowie der Extremanstieg im Winter 1999 sind auch an anderen Messstelle erkennbar.

Die **Messstelle 5**, die im Wiehengebirgsvorland westlich Minden liegt und seit 1958 beobachtet wird, zeigt mit ihren Messwerten den typischen Gang des Grundwasserstandes bei einem Flurabstand von ca. 8 m. Die zuvor beschriebene jahreszeitliche Rhythmik ist - wenn auch aufgrund der hohen Flurabstände und der durchschnittlichen Untergrunddurchlässigkeit gedämpft - noch erkennbar. Gleichzeitig gibt sie auch die Langzeitwirkung der Niederschlagsentwicklung wieder, sichtbar an den deutlich niedrigeren Grundwasserständen in den 70er-Jahren und in den nachfolgenden defizitären Niederschlagszeiten.

Die **Messstelle 6** liegt in der Wahner Heide. Die hohe Durchlässigkeit der Deckschichten und des Grundwasserleiters bewirkt, dass sie trotz eines mittleren Flurabstands von 10 m ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen zeigt.

Die **Messstelle 7** (Mönchengladbach/Hardt) weist bei einem Flurabstand von mehr als 10 m einen recht glatten Kurvenverlauf und eine zeitliche Verzögerung bei Erreichen der Extremwerte auf. In dieser Ganglinie ist der Summierungseffekt nasser Witterungsperioden wiederzufinden. Die zugehörige Messstelle liegt nordwestlich Mönchengladbach im Bereich der Hauptterrasse. Eine Jahresrhythmik zeigt sich nur noch andeutungsweise in den obersten Kurventeilen. Es überwiegt also der Langzeiteffekt, d. h. nur die langfristigen Vorratsänderungen werden in dem hoch durchlässigen Grundwasserleiter wiedergegeben.

Die **Messstelle 8** liegt in den Halterner Sanden, einem der wichtigsten Grundwasservorkommen in NRW. Der Flurabstand des Grundwassers beträgt ca. 35 m; daher ist auch keinerlei Jahresrhythmik mehr sichtbar. Die ab Anfang der 80er-Jahre sichtbar werdende, aber zu geringe Erholung des Grundwasserstandes auf frühere Höhen spricht für eine Überbeanspruchung des Grundwasserleiters durch Entnahmen. Diese Tendenz, d. h. langfristige Schwankungen auf tieferem Niveau gegenüber den 60er-Jahren, setzt sich bis in die Gegenwart fort.

Fazit:

Eine Überbewirtschaftung der Grundwasservorräte lässt sich anhand der Langzeitganglinien im Landesüberblick in NRW nicht feststellen, und es gibt großräumig gesehen im Grundwasser kein Mengenproblem.

2.1.3 Trendanalyse der Grundwasserstandsentwicklung

Die Analyse der Grundwasserstandsentwicklung (Trendanalyse) ermöglicht die Aussage über langfristige Änderungen der Grundwasservorräte. Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL) ist eine Trendanalyse vorgesehen. Für belastbare Aussagen müssen hierfür geeignete Beobachtungszeiträume festgelegt werden, die den langfristigen Schwankungen der Grundwasserstände Rechnung tragen. Die folgenden zwei Abbildungen zeigen, wie durch die (falsche) Wahl des Beobachtungszeitraums unterschiedliche Aussagen hinsichtlich des Trends der Grundwasserstandsentwicklung abgeleitet werden können. Hierzu wurden landesweit 1.073 Messstellen von mehr als 29.000 aktuell beobachteten Messstellen ausgewählt, für die die folgenden Bedingungen gelten:

- Messstelle steht im oberen, freien Grundwasserstockwerk
- Lückenlose Beobachtungsreihe von 1965 bis heute
- Beobachtungsturnus mindestens einmal pro Monat
- Mittlerer Flurabstand des Grundwassers maximal 3 m
- Eliminierung des Bergsenkungsgebiets am Niederrhein.

In Abbildung 2.1-3 ist das langjährige Wintermittel des Zeitraumes 1965 bis 1994 dem Wintermittel der Jahresspanne 1995 bis 1999 gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass ca. 68 % der Messstellen eine negative Abweichung aufweisen und somit auf eine Überbewirtschaftung hindeuten.

Die Abbildung 2.1-4 bietet den Vergleich vom obigen langjährigen Wintermittel mit dem Wintermittel 1999. Das Ergebnis ist dem von Abbildung 2.1-3 diametral entgegengesetzt: Jetzt liegen 928 von 1.073 Messstellen, das sind ca. 85 %, über dem langjährigen Mittel.

Ein Blick auf die Ganglinienübersicht (Abb. 2.1-2) klärt den scheinbaren Widerspruch auf: Von den letzten fünf Jahren waren allein 3 mit sehr geringem Grundwasseranstieg im Winter, das drückt zwangsläufig das Fünfjahresmittel. Andererseits waren der dann folgende Sommer 1998 und besonders der Winter 1999 so nass, dass es nahezu landesweit zu einem Grundwasseranstieg in einem bisher nicht gekanntem Ausmaß gekommen ist. Das dreijährige Defizit im Grundwasserstand wurde mehr als ausgeglichen und z.T. wurden neue Höchststände erreicht (Abb. 2.1-4). Bei den 145 Messstellen, die im Winterhalbjahr 1999 gegenüber dem Vergleichszeitraum einen tieferen Stand aufweisen, ist dies auf lokale Einflüsse zurückzuführen, die im Einzelfall zu prüfen wären.

Für repräsentative Trendanalysen sollte der Zeitraum 1971 bis heute gewählt werden (30 Jahre), da unbeeinflusste Messstellen seit dieser Zeit in der Regel keinen Trend aufweisen. Dies entspricht dem Vorgehen in der Meteorologie und der Hydrologie, wo man auch davon ausgeht, dass sich nach 30 Jahren Beobachtung das durchschnittliche Geschehen genau beurteilen lässt. Längere Zeitreihen werden durch die hohen Werte Ende der 60er-Jahre beeinflusst (negativer Trend unbeeinflusster Messstellen), kürzere Zeitreihen weisen durch die trockenen 70er auch an unbeeinflussten Messstellen einen positiven Trend auf. Dies bedeutet jedoch nicht, dass in dieser Zeitspanne schon alle möglichen Extremwerte aufgetreten sein müssen. Überraschungen kann es immer geben - wie eben im Winter 1999 den Maximalanstieg des Grundwassers.

■ Abb. 2.1-3:

Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstands der Winterhalbjahre 1965 bis 1994 mit nachfolgenden Zeiträumen:

Vergleichsgrundlage : Winter-Halbjahre WWJ 1965-1994

nachfolgender Zeitraum : Winter-Halbjahre WWJ 1995-1999

Anzahl der Messstellen : 1.073

■ Abb. 2.1-4:

Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstands der Winterhalbjahre 1965 bis 1994 mit nachfolgenden Zeiträumen:

Vergleichsgrundlage : Winter-Halbjahre WWJ 1965-1994

nachfolgender Zeitraum : Winter-Halbjahr WWJ 1999

Anzahl der Messstellen : 1.073

2.1.4 Repräsentative Grundwassergleichen in NRW

Seit Jahrzehnten sind in NRW von der Wasserwirtschaftsverwaltung (jetzt Umweltverwaltung) Grundwassergleichen konstruiert und herausgegeben worden. Nach DIN 4049-3 sind das "Linien gleicher Höhen einer Grundwasserdruckfläche". Entsprechend der Verbreitung der Lockergesteinssedimente in NRW decken die Karten die Flachlandgebiete des Landes im Maßstab 1:50.000 ab, d. h. für ca. 55 % der Landesfläche liegen sie vor (Niederrheinische Bucht, Niederrheinisches Tiefland, Münsterländer Bucht und das Gebiet um Minden). Regionen, die vorwiegend aus Festgestein aufgebaut sind, also Eifel, Sauer- und Siegerland und ostwestfälisches Bergland, sind ausgespart, weil es hier nur in Ausnahmefällen großräumig zusammenhängende, mit Grundwasser erfüllte Gesteinskörper gibt und eine flächendeckende Darstellung das Vorhandensein von Grundwasser vortäuschen würde, obwohl Grundwasser nicht in nennenswerter Menge vorkommt.

Ziel der Kartenausgabe war und ist es, für charakteristische Zeitpunkte Grundwassergleichen vorzulegen. Diese Zeitpunkte sind erreicht, wenn landesweit einheitlich ein repräsentativer Grundwasserstand zu beobachten ist, also ein Tief-, Mittel- oder Hochstand.

Der Grundwasserstand ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen mit Anstieg im Winter und Abfall im Sommer; überlagert wird diese Rhythmik durch langfristige Vorratsänderungen im Grundwasser. Daraus folgt, dass es einer jahrzehntelangen Beobachtung bedarf, bis einmal repräsentative Hoch- bzw. Tiefstände durchlaufen sind (s. Abschn. 2.1.2 und 2.1.3).

Die Datengrundlage der Konstruktionen hat sich dabei im Laufe der Jahrzehnte erheblich verdichtet. Die Messstellenanzahl wuchs von ca. 11.000 Messstellen zu Beginn der 60er-Jahre auf über 29.000, die seit einigen Jahren zur Verfügung stehen. Dies hat zur Folge, dass die Kartendarstellungen im Laufe der Zeit immer genauer geworden sind.

Im **Oktober 1963** war landesweit ein in etwa mittlerer Grundwasserstand zu beobachten. Das wurde zum Anlass genommen, erstmalig flächendeckend für die Lockergesteinsgebiete Grundwassergleichen herauszugeben, nachdem bereits für den Niederrhein Gleichen aus den 50er-Jahren vorlagen. Konstruiert wurde - wie auch später noch - im Maßstab 1 : 25.000, Druckmaßstab war 1 : 50.000.

Bedingt durch die vorhergehenden trockenen Winter waren im **Herbst 1973** die bis dahin tiefsten Grundwasserstände im Lande erreicht worden. Die 73er Stände waren dann Ausgangspunkt einer neuen landesweiten Darstellung.

Die 80er-Jahre waren im Mittel erheblich niederschlagsreicher als die vorausgegangenen Jahrzehnte, so dass durch den Überlagerungseffekt von winterlichem Grundwasseranstieg mit einer positiven Vorratsänderung das **Frühjahr 1988** die höchsten je gemessenen Grundwasserstände brachte. Auch dieser Stand wurde in Karten dokumentiert.

Alle 3 Kartenwerke werden im LUA vorrätig gehalten, d. h. auch vergriffene Einzelblätter werden nachgedruckt; sie sind im Kartenvertrieb zu erwerben.

Das Land NRW verfügt damit über repräsentative kartenmäßige Darstellungen der Grundwasserverhältnisse, wobei es möglich ist, durch Vergleich der Karten von 1973 mit denen von 1988 für Bereiche innerhalb der Lockergesteinsverbreitung zu erkennen, um wieviele Dezimeter oder Meter das Grundwasser schwanken kann. Zu berücksichtigen ist, dass in Bereichen ohne Messstellen die Grundwassergleichen interpoliert sind und somit auch die Differenzen nur die Größenordnung der Schwankungsbreite angeben. Ortsscharfe Aussagen können an Grundwassermessstellen abgeleitet werden.

Aufbauend auf den Grundwassergleichen 1963 wurden Flurabstandskarten (Grundwasserstände unter Flur) erstellt. Durch Flächenfarben abgestuft sind m-Schritte bis 3, 5, 7, 10 m etc. dargestellt. Als schnelle Übersicht für den Planer erfüllen sie weiterhin ihren Zweck. Wünschenswert wäre allerdings eine Feinabstufung innerhalb der Spanne bis zu 3 m unter Flur, insbesondere zur Unterstützung bei landschaftsökologischen Problemstellungen. Die mittlerweile vorliegenden Digitalen Geländemodelle liefern diese Genauigkeit. Um belastbare Flurabstandskarten zu erhalten, ist jedoch in Bereichen mit Flurabständen unter einem Meter eine hohe Messstellendichte erforderlich, um die Grundwasserfließverhältnisse genau abbilden zu können. Aus diesem Grund ist z. Zt. auch nicht vorgesehen, für andere Stichtage nochmals Flurabstandskarten herauszugeben.

Um Detailprobleme zu lösen, besteht dank der seit 1994 verfügbaren Grundwasserdatenbank die Möglichkeit, für jeden beliebigen Stichtag und Raum Grundwassergleichen zu produzieren. Außerdem muss eine Einzelbewertung mehr Informationen zusammenführen, als aus einer Karte ersichtlich sind. Trotzdem behalten die gedruckt vorliegenden Karten ihren Wert, weil große Flächen mit vielen benötigten topographischen Details zusammen überschaubar sind und weil vor allem die Vorflutwasserstände in das Gleichbild integriert sind.

2.2 Grundwasserbilanz im Gebiet der Halterner Sande (Beitrag des StUA Herten)

2.2.1 Einleitung

Die Halterner Sande bilden im südwestlichen Teil des Münsterländer Kreide-Beckens eine Grundwasserregion, die für die regionale und überregionale Trink- und Brauchwasserversorgung von großer Bedeutung ist. Aus diesem Grund wurde eine Grundwasserbilanz für das Gebiet der Halterner Sande erstellt, um die durchschnittlich gewinnbaren Mengen abzuschätzen.

Kleine Vorfluter und Feuchtgebiete reagieren empfindlich auf Grundwasserentnahmen. Die aus ökologischen Gründen erforderliche Mindestwasserführung sowie Mindestgrundwasserstände bestimmen die maximal mögliche Grundwasserabsenkung im Einzugsgebiet. Je nach klimatischer Situation (Grundwasserneubildung) können die umweltschonend gewinnbaren Fördermengen unterschiedlich hoch sein. Die ermittelten Bilanzwerte wurden auf der Grundlage einer langjährigen, durchschnittlichen Grundwasserneubildung erstellt und ermöglichen die Abschätzung der durchschnittlich gewinnbaren Mengen und können keinesfalls detaillierte Einzeluntersuchungen ersetzen.

Das Verbreitungsgebiet der Halterner Sande zeigt Abbildung 2.2-1, in der auch die für die Studie relevanten Messstellen eingezeichnet sind.

Die Halterner Sande entstanden vor etwa 70 Mio. Jahren als kreidezeitliche Küstenablagerung. Es handelt sich um weitgehend unverfestigte, bräunlichgelbe, überwiegend mittelkörnige Sande mit Anteilen von Fein- und Grobsand sowie feinkiesigen Beimengungen und Einlagerungen von Kalksandstein und Quarzitbänken sowie schluffigen Fein- bis Mittelsanden an der Basis.

Die Halterner Sande sind bis zu 300 m mächtig und nehmen eine Fläche von rd. 770 km² ein. Ihr Liegendes bildet ein 50 bis 100 m mächtiger Grundwasserleiter (Recklinghäuser Schichten), eine Wechsellagerung von überwiegend Mergelsand, Sandmergel, Sand und Kalksandstein. Nach Süden begrenzen der Kirchhellener Sattel und nach Norden der Weseker Sattel mit den ausstreichenden Recklinghäuser Schichten das zusammenhängende Gebiet der Halterner Sande. Im Westen liegen die Halterner Sande bereichsweise direkt auf dem Emscher Mergel. Er bildet den Grundwasserstauer und schützt das Süßwasservorkommen der Halterner Sande vor dem Aufstieg hoch mineralisierter Tiefenwässer.

Die Halterner Sande werden nahezu flächendeckend von quartären Ablagerungen überdeckt, die in der Regel ebenfalls Grundwasser führen. Zwischen diesen Schichten sind im Bereich von Dorsten und Wulfen wenig wasserdurchlässige Bottroper Mergel eingeschaltet. Hier liegen also zwei Grundwasserstockwerke vor.

■ Abb. 2.2-1:

Grundwasserregion der Halterner Sande

Weitergehende Hinweise zur Geologie und Hydrogeologie sind in den Erläuterungen zu der (Hydro)Geologischen Karte Blatt Recklinghausen [1] zu finden.

2.2.2 Grundwasserstandsentwicklung

Neben den jährlichen Schwankungen, die gewöhnlich im Frühjahr die höchsten und im Herbst die niedrigsten Wasserstände aufweisen, zeigt sich meist auch ein langfristiges Verhalten im Grundwassergang. Dieser lässt sich am besten an Grundwasserstandsganglinien langer Messreihen studieren. Es können im Untersuchungsgebiet drei Ganglinientypen unterschieden werden (Abb. 2.2-2).

Ganglinientyp 1 zeigt keinerlei Trend und tritt bei Messstellen im gesamten Untersuchungsraum auf (z. B. Messstelle HS 59).

Der **Ganglinientyp 2** zeigt eine sprunghafte Grundwasserspiegelabsenkung. Die Ursachen für diesen Grundwasserstandsabfall sind überwiegend lokaler Natur, wie Vertiefung der Vorflut im Rahmen der Flurbereinigung, Anlegen von Dränagen, etc. (z. B. HS 69, HS 39, HS 80).

Der **Ganglinientyp 3** zeigt ebenfalls einen Sprung, aber innerhalb der 70er-Jahre. Während dieser Zeit traten mehrere aufeinander folgende Trockenjahre auf (vgl. Abschn. 2.1). Erst ab 1978 folgen wieder Jahre mit Niederschlagsüberschüssen. Gerade in der ersten Hälfte der 70er-Jahre bei angespannter Wasserhaushaltslage begannen drei größere Brunnengalerien (Üfter Mark, Haard und Lippramsdorf) mit der Grundwasserförderung. Das Zusammenwirken von defizitären Niederschlägen und Beginn der Grundwasserförderung größeren Ausmaßes ist aber nur z.T. für den Sprung in den Grundwasserganglinien, insbesondere in den Einzugsgebieten dieser Brunnengalerien, verantwortlich. Vermutlich haben hier noch Bergsenkungen im Lippe-Tal zu einem zusätzlichen Absinken des Grundwasserspiegels geführt.

■ Abb. 2.2-2:

Verschiedene Typen der Grundwasserstandsentwicklung im Gebiet der Halterner Sande

2.2.3 Ermittlung der Grundwasserneubildung

Zur Aufstellung der Grundwasserbilanz wurde das Gebiet in insgesamt 98 Teileinzugsgebiete untergliedert. Unter Berücksichtigung dieser Einzugsgebiete vergrößerte sich der Untersuchungsraum über die Verbreitung der Halterner Sande hinaus auf 1.093 km². Die Ermittlung des Wasserdargebotes erfolgte nach der vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung:

$$\mathbf{N} - \mathbf{V} = \mathbf{A} \text{ mit } \mathbf{A} = \mathbf{A}_u + \mathbf{A}_d$$

Hierin bedeuten:

N Jahresmittel des Niederschlags

V Jahresmittel der Verdunstung

A langjähriger mittlerer Gesamtabfluss

A_u langjähriger mittlerer Grundwasserabfluss (Grundwasserneubildung)

A_d Jahresmittel des Direktabflusses

Als **Niederschlag** wurde das Mittel der Jahresreihe 1931 - 1960 herangezogen. Die Werte wurden als Gebietsmittel für jedes Einzugsgebiet umgerechnet. Das Niederschlagsmittel dieser Jahresreihe liegt unter denen der Jahresreihen 1951/80 und 1961/90.

Die Werte der **Gebietsverdunstung** sind abhängig von Bodenart und Bodennutzung bzw. vom Bewuchs und beruhen auf langjährigen Lysimeterauswertungen, Verdunstungsmessungen an freien Wasserflächen und Literaturangaben. Die Verdunstungswerte gehen aus Tabelle 2.2-1 hervor und können als repräsentativ für das Untersuchungsgebiet angesehen werden.

■ Tab. 2.2-1:

Mittlere Verdunstungshöhen in mm/a

Die Verdunstungswerte unterscheiden sich je nach Flächenart und sind 3 Gruppen von Böden zugeordnet, die die im Bilanzgebiet vorkommenden Bodentypen repräsentieren. Dabei wurde die folgende Zuordnung getroffen:

- **terrestrische Sandböden:** Podsol, Anmoor-Podsol, Podsol-Parabraunerde, Podsol-Braunerde und Plaggenesch
- **terrestrische Lehmböden:** Braunerde, Pseudogley-Braunerde, Gley-Braunerde, Pseudogley-Parabraunerde, Gley-Podsol, Pseudogley, Hochmoor-Pseudogley, Podsol-Pseudogley und Gley-Pseudogley
- **semiterrestrische (grundwasserbeeinflusste) Böden:** Aueböden, Gley, Pseudogley-Gley, Podsol-Gley und Anmoorgley sowie Nieder- und Hochmoor

Die Flächenanteile der Bodenarten für das jeweilige Einzugsgebiet wurden aus der Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50.000 entnommen, die Bodennutzung aus den neuesten Kreiskarten desselben Maßstabes. Die Gebietsverdunstung eines Einzugsgebietes ergibt sich als flächengewogenes Mittel aus den in Tabelle 2.2-1 aufgeführten Verdunstungswerten.

Die auf diese Weise berechneten Gebietsverdunstungswerte für die Einzugsgebiete der Vorfluterpegel Borken, Merfeld, Sythen I und Sythen II (s. Tab. 2.2-1) stimmen gut mit den über die Abflussmengen ermittelten Verdunstungsbeträgen überein.

Die Differenz aus Niederschlag und Verdunstung ergibt den Gesamtabfluss. Von diesem

spaltet sich je nach der sicherhemmenden Struktur des Bodens und der Geländeneigung ein Anteil als Direktabfluss ab. Er fließt, ohne das Grundwasser zu erreichen, direkt dem Vorfluter zu, sei es auf der Geländeoberfläche als Überlandabfluss, sei es unterhalb der Bodenkrume auf einem dichteren Horizont als Zwischenabfluss. Der Gesamtabfluss, vermindert um den Direktabfluss, ergibt den Grundwasserabfluss (Grundwasserneubildung). Dieser entspricht i.d.R. dem langjährigen mittleren monatlichen Niedrigwasserabfluss (MoMNQ) im Vorfluter.

Abflussmessungen an Vorflutern zeigten, dass das jeweilige Abflussverhältnis aus Gesamtabfluss zu Grundwasserabfluss (A/A_u) von der Reliefenergie (Höhenunterschied pro Fläche) des Einzugsgebietes abhängt [2]. Bei bekannter Reliefenergie kann man dem Einzugsgebiet ein Abflussverhältnis zuordnen. Der Gesamtabfluss dividiert durch die Abflussverhältniszahl ergibt den Grundwasserabfluss. Folgende Zuordnung von Abflussverhältniszahlen wurde getroffen [3]:

■ Tab. 2.2-2:

Abflussverhältnisse in Abhängigkeit von der Reliefenergie; angenommen ist eine niedrige Bewuchshöhe der Vegetation

Die in Tabelle 2.2-2 angegebenen Abflussverhältnisse gelten für Gebiete mit einer niedrigen Bewuchshöhe der Vegetation. Böden mit Waldbestand liefern dagegen keinen oder nur einen vernachlässigbar geringen Direktabfluss. Das angegebene Abflussverhältnis für grundwassernahe Böden unterstellt eine Dränung dieser Böden. Das hierdurch abgeführte Grundwasser geht dem Grundwasserspeicher verloren.

Ein Direktabfluss wurde nur für Einzugsgebiete oder den Teil eines Einzugsgebietes in Rechnung gestellt, in dem sich das Wasser zu einem Vorfluter hin bewegen kann.

Die Grundwasserneubildung wurde sowohl für das obere als auch für das untere Grundwasserstockwerk des jeweiligen Einzugsgebietes berechnet. Dabei wurde angenommen, dass kein Wasser vom oberen in das untere Stockwerk gelangt, sondern Letzteres nur durch sein Regenerationsgebiet im Ausstrichsbereich gespeist wird. Die Grundwasserneubildung beträgt im gesamten Gebiet ca. 230 mm/a (s. Tab. 2.2-3).

Nutzbar ist nur ein Teil der Grundwasserneubildung, da Vorflutern ein ökologisch notwendiger Mindestabfluss verbleiben muss. Für diesen Mindestabfluss wird in dieser Studie der mittlere Niedrigwasserabfluss im Vorfluter während einer 30-tägigen Trockenwetterperiode (NM30Q-Wert) angesetzt (vgl. [4]). Der 30-tägige Niedrigwasserabfluss (NM30Q) ist höher als der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ), der das arithmetische Mittel der niedrigsten Tagesmittelwerte einer Jahresreihe repräsentiert. Untersuchungen im Stever Gebiet ergaben, dass der NM30Q etwa 1,5 mal so hoch ist wie der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) [4]. Aus diesem Grund wurden in dieser Studie das 1,5-fache des MNQ-Wertes als ökologisch notwendiger Mindestabfluss und damit als nicht nutzbare Grundwassermenge angesetzt.

An den Pegeln Merfeld für den Heubach und Sythen I für den Halterner Mühlenbach sowie Sythen II für den Sandbach und ebenso für den Pegel Borken an der Borkener Aa sind durch langjährige Abflussmessungen die mittleren Niedrigwasserabflüsse (MNQ) gut bekannt. Sie betragen als Spende bei den Pegeln Sythen I und Sythen II ca. $2,5 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$, beim Pegel Merfeld etwa $2,7 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$ und beim Pegel Borken rd. $2,15 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$. Diese Werte, mit dem Faktor 1,5 multipliziert, ergeben den Mindestabfluss, d. h. den nicht nutzbaren Anteil der Grundwasserneubildung in den entsprechenden Einzugsgebieten.

Für die Einzugsgebiete, für die keine langjährigen Abflussmessungen vorlagen, wurde der mittlere Niedrigwasserabfluss geschätzt bzw. von hydrogeologisch ähnlich aufgebauten

Gebieten übernommen. Im Einzugsgebiet der Brunnengalerie Dorsten-Holsterhausen/Üfter Mark konnte nur ein grob geschätzter Wert von 1 - 2 L/(s · km²) angesetzt werden.

Aus der Differenz von Grundwasserneubildung und ökologisch notwendigem Mindestabfluss ergibt sich schließlich der nutzbare Anteil der Grundwasserneubildung (Tab. 2.2-3). Die tatsächliche Nutzbarkeit dieses Grundwasservolumens hängt darüber hinaus von der Wasserqualität und der technischen Förderbarkeit ab.

2.2.4 Wasserbilanz

In Tabelle 2.2-3 sind die hydrologischen Kennwerte und Daten zu Wasserdargebot, Grundwasserentnahmen und Grundwasserbilanz für die Wassereinzugsgebiete im Bereich der Halterner Sande (Abb. 2.2-1) zusammenfassend dargestellt. Die Gegenüberstellung von nutzbarer Grundwasserneubildung und erlaubten Grundwasserentnahmen (vergebene Wasserrechte) in Tabelle 2.2-3 zeigt, dass in keinem Einzugsgebiet von einer erkennbaren bzw. kritischen Überbewirtschaftung des Grundwasserleiters gesprochen werden muss. Lediglich die Haard wird wasserwirtschaftlich voll in Anspruch genommen.

■ Tab. 2.2-3:

Wasserdargebot, Grundwasserentnahmen, Grundwasserbilanz für das Verbreitungsgebiet der Halterner Sande

Im Hauptgrundwasserleiter, dem unteren Stockwerk, stehen bei einer nutzbaren Grundwasserneubildung von rechnerisch 155,685 Mio. m³/a und zugelassenen Wasserrechten von ca. 101 Mio. m³/a theoretisch noch Reserven von 54,685 Mio. m³/a zur Verfügung. Bei vollständiger Nutzung dieser Reserven in einigen Einzugsgebieten würden sich aber zu hohe Grundwasserabsenkungen ergeben, die aus ökologischen Gründen nicht vertretbar sind (z. B. in Venn-Gebieten). Aus diesem Grund sind schätzungsweise nur noch rd. 24 Mio. m³/a Grundwasser zu gewinnen.

Zusammenfassend ergibt sich das in Abbildung 2.2-3 dargestellte Bilanzbild für das obere (1. Stockwerk) und untere Grundwasserstockwerk (Hauptgrundwasserleiter) im Verbreitungsgebiet der Halterner Sande.

■ Abb. 2.2-3:

Wasserbilanz im Gebiet der Halterner Sande

Nach der europäischen Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik soll ein guter (mengenmäßiger und chemischer) Zustand des Grundwassers in allen Grundwasserkörpern erreicht werden. Die vorstehenden Ausführungen haben gezeigt, dass in quantitativer Hinsicht keine Überbeanspruchung des Grundwassers im Gebiet der Halterner Sande vorliegt.

2.2.5 Qualitative Situation

Nach der Wasserrahmenrichtlinie ist ein anthropogen möglichst unbeeinflusstes Grundwasser als "chemisch gut" zu bezeichnen. Zur Prüfung der Grundwasserchemie stehen im Untersuchungsgebiet Analysen von 27 Messstellen zur Verfügung. Von diesen reichen sechs in den tieferen Aquifer, die übrigen 21 Messstellen in den oberen Teil bzw. das obere Drittel des Aquifers. Bei Letzteren handelt es sich überwiegend um Beobachtungsbrunnen der Grundwasserüberwachung NRW, bei den tiefen Messstellen meist um Förderbrunnen der Wasserwerke. Wasserproben aus den Beobachtungsbrunnen werden regelmäßig seit 1984

entnommen und untersucht. Durch sie werden auch kurzfristige Schwankungen in der Grundwassergüte erfasst. Die Analysen von Proben aus den Wasserwerksbrunnen stammen aus der Eigenüberwachung des Rohwassers durch die Wasserversorger. Ergänzend wurden Grundwasseranalysen einiger Hausbrunnen hinzugezogen.

Im Verbreitungsgebiet der Halterner Sande liegen meist schwach mineralisierte Grundwässer mit einem Gesamtlösungsinhalt zwischen ca. 100 und 300 mg/L vor. Sie sind überwiegend im mittleren und tieferen Teil des Grundwasserleiters anzutreffen. Das Verhältnis der Grundwasserinhaltsstoffe kann dabei stark variieren, wie z. B. im Bereich Nordvelen, der Üfter Mark und Reken. In den karbonatfreien Sanden herrscht anthropogen bedingt Sulfat und Chlorid vor. Mit Annäherung an die Recklinghauser und Dülmener Schichten und zur Aquiferbasis hin nimmt der Hydrogenkarbonatanteil zu. In den Recklinghauser Schichten dominieren Hydrogenkarbonat und Sulfat. Der Gesamtlösungsinhalt steigt hier stellenweise bis auf rd. 700 mg/L an.

Ein Aufstieg von Salzwässern bis an die Basis der Halterner Sande entlang tiefreichender Kluftsysteme wird aufgrund geoelektrischer Sondierungen bei Reken und Wulfen vermutet [1]. Dies wird durch vereinzelt auftretende hohe Chlorid- und Sulfatgehalte im Wasser von Hausbrunnen bei Marl belegt.

Teilgebiete der Halterner Sande weisen huminstoffhaltige Grundwässer auf. Sie sind örtlich eng begrenzt und oberflächennah an anmoorige Bildungen gebunden, kommen aber auch in den ausgedehnteren Bereichen der Venn-Gebiete, wie Weißes Venn, Schwarzes Venn, Letter und Meerfelder Bruch vor (Abb. 2.2-1). Das Gebiet der Halterner Sande ist im Wesentlichen durch landwirtschaftliche und regional durch forstwirtschaftliche Nutzung geprägt. Insoweit können durch die Beurteilung der düngemittelrelevanten Anionen Nitrat, Chlorid und Sulfat am ehesten Aussagen zur anthropogenen Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit gemacht werden. Die Situation für diese Stoffe im Gebiet der Halterner Sande ist in den Abbildungen 2.2-4 bis 2.2-8 im Einzelnen dargestellt.

Aus den Abbildungen 2.2-5 und 2.2-6 geht die Entwicklung der Nitrat-, Chlorid- und Sulfatgehalte im Grundwasser der Halterner Sande seit Beobachtungsbeginn im Jahr 1984 bis heute hervor. Dabei wird unterschieden zwischen Messstellen, die das obere Drittel des Aquifers erfassen (Abb. 2.2-5) und solchen, die im tieferen Aquifer verfiltert sind (Abb. 2.2-6).

Nitrat

Von den 21 untersuchten Messstellen überschreiten an 13 Messstellen die Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser den nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) festgesetzten Grenzwert von 50 mg/L, stellenweise bis um das Sechsfache (HS/79). Diese Messstellen befinden sich fast alle im Grundwasserabstrom von landwirtschaftlich genutzten Gebieten. An einigen dieser Messstellen scheint sich für den Zeitraum seit 1984 eine abnehmende Tendenz der Nitratgehalte anzubahnen (HS/1, HS/11, HS/42, HS 84, HS/90). Eine starke Zunahme des Nitratgehalts ist für keine der Messstellen zu erkennen (vgl. Abschn. 3.2). Grundwässer mit Nitratwerten von rd. 100 bis 150 mg/L sind weit verbreitet und im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen (z. B. HS/2, HS 18, HS/49, HS/69, HS 120, HS 122). Ebenfalls hoch mit fast 200 mg/L sind die Nitratwerte an der Messstelle HS/11. Als Stickstoff-Quelle kommt hier nicht allein die landwirtschaftliche Düngung infrage, sondern wahrscheinlich noch ein Industriebetrieb bzw. Altlasten. Die geringsten Nitratgehalte weisen Messstellen südlich der Lippe in der industriell genutzten und stark besiedelten Region des nördlichen Ruhrgebietes auf (Messstelle BBR2WE, BR.GL, HS 84).

In Abbildung 2.2-4 ist die Häufigkeitsverteilung der Nitratgehalte der Messstellen im oberen und unteren Aquiferbereich dargestellt. Grundlage der Histogramme sind die Nitrat-

Medianwerte der einzelnen Messstellen, berechnet aus den Analysendaten der Jahre 1993 bis 1999.

■ Abb. 2.2-4:

Häufigkeitsverteilung der Messstellenmediane für Nitrat im oberen (A) und unteren (B) Aquiferbereich (Datenbasis 1993-1999)

Es wird deutlich, dass knapp 48 % der Messstellen im oberen Bereich der Grundwasserleiter durchschnittliche Nitratgehalte oberhalb des Grenzwertes der TrinkwV von 50 mg/L aufweisen. Seit 1984 konnten in ca. 53 % der Analysen im Untersuchungsgebiet Überschreitungen des Nitrat-Grenzwertes festgestellt werden. Die uneingeschränkte Nutzbarkeit des Grundwassers dieser Messstellen ist somit aufgrund dieses qualitativen Aspektes nicht mehr gegeben.

■ Abb. 2.2-5:

Entwicklung des Nitrat- (grün), Chlorid- (rot) und Sulfatgehaltes (blau) [mg/L] für Messstellen im oberen Aquiferbereich seit 1984

■ Abb. 2.2-6:

Entwicklung des Nitrat- (grün), Chlorid- (rot) und Sulfatgehaltes (blau) [mg/L] für Messstellen im unteren Aquiferbereich seit 1984

Die Analysen des Grundwassers an sechs Messstellen aus dem tieferen Aquiferbereich (Abb. 2.2-6) weisen keine Überschreitungen des TrinkwV-Grenzwertes im Nitratgehalt nach. Allerdings ist ein leicht ansteigender Trend festzustellen (Messstelle West-VK10, HAARD-B01, REK.-BAHN-VK02, Borken-VK05). Offenbar wirken sich hier die hohen landwirtschaftlichen Stickstoff-Einträge der Vergangenheit erst jetzt aus.

Im tieferen Grundwasser treten zwei Maxima der Nitratgehalte auf. Dies deutet darauf hin, dass die Nitratgehalte sowohl natürlichen als auch anthropogenen Ursprungs sind. Etwa 40 % der im Zeitraum seit 1984 erhobenen 120 Einzelanalysen der Messstellen weisen hierbei Nitratgehalte zwischen 20 und 30 mg/L auf.

Chlorid

Der TrinkwV-Grenzwert von 250 mg/L für Chlorid wird in keiner der Messstellen im Untersuchungsgebiet überschritten (vgl. Abschn. 3.5). Die höchsten Chloridgehalte im oberen Bereich des Aquifers treten an den Messstellen HS/90 mit Analysenwerten bis zu 200 mg/L und an HS/42 und HS/47 mit ca. 130 mg/L auf. Die Herkunft des Chlorids im Grundwasser kann vielfältig sein und ist im Einzelnen schwierig nachzuvollziehen. Eine gewisse Parallelität zur Nitrat-Ganglinie, wie an den Messstellen HS/2, HS/42, HS/69 und HS/90 (Abb. 2.2-5), lässt an die Herkunft des Chlorids aus der landwirtschaftlichen Düngung denken (s. Abschn. 3.5). Deutliche Trends lassen sich im oberflächennahen Grundwasser für den Chloridgehalt jedoch nicht beobachten. Für die Messstellen West-VK10, HAARD-B01 und REK.-BAHN-VK02, die tieferes Grundwasser aufschließen, zeigt sich eine deutliche Übereinstimmung im Verlauf der Chlorid- und Nitratgehalte (Abb. 2.2-6).

Die Häufigkeitsverteilung der messstellenbezogenen Chloridgehalte in Abbildung 2.2-7 zeigt an, dass der überwiegende Teil der oberflächennahen Grundwässer im Untersuchungsgebiet Chloridgehalte zwischen 25 und 50 mg/L aufweist. Rund ein Viertel der Grundwassermessstellen weist höhere Chloridgehalte auf, was auf eine anthropogene Beeinflussung hindeutet (vgl. Abschn. 3.5). Im Gegensatz dazu wird im tieferen Grundwasser bei rd. 90 % aller Proben ein Chloridgehalt von 25 mg/L nicht überschritten.

■ Abb. 2.2-7:

Häufigkeitsverteilung der Messstellenmediane für Chlorid im oberen (A) und unteren (B) Aquiferbereich (Datenbasis 1993-1999)

Sulfat

Für Sulfat setzt die TrinkwV einen Grenzwert von 240 mg/L fest, welcher in etwa 5 % der oberflächennahen Grundwassermessstellen überschritten wird (Abb. 2.2-8; vgl. Abschn. 3.5). Die Überschreitungen sind besonders deutlich an den Messstellen HS/42 mit einem Sulfatgehalt von über 250 mg/L, HS 111 mit bis zu 500 mg/L und HS 122 mit 300 mg/L.

■ Abb. 2.2-8:

Häufigkeitsverteilung der Messstellenmediane für Sulfat im oberen (A) und unteren (B) Aquiferbereich (Datenbasis 1993-1999)

Ebenfalls relativ hohe Sulfatwerte weisen die Messstellen HS/1, HS 70, HS 84, HS/90 mit bis zu ca. 200 mg/L und BBR2WE mit bis ca. 230 mg/L auf. Ein ansteigender Trend des Sulfatgehalts ergibt sich für die Messstellen HS 18, HS/42, HS/47, HS/69, HS 111, BBR2WE und HBR WEC, während abnehmende Gehalte an den Messstellen HS/2, HS 87 und HS 120 zu erkennen sind (Abb. 2.2-5).

Die Entwicklung des Sulfatgehalts an einigen Messstellen weist einen ähnlichen Verlauf wie der von Nitrat auf (HS/2, HS/61, HS/87, HS/90). Dies ist unter Umständen auf den Einfluss sulfathaltiger Düngemittel zurückzuführen (s. Abschn. 3.5). Im Gegensatz dazu deutet eine relativ hohe Sulfatkonzentration bei gleichzeitig niedrigem Nitratgehalt (z. B. BBR2WE) auf eine Herkunft aus geogenen und/oder verschiedenen anthropogenen Quellen hin.

Das oberflächennahe Grundwasser im Untersuchungsgebiet zeigt insgesamt stark schwankende Sulfatgehalte (Abb. 2.2-8), wobei häufig Sulfatwerte von 80 bis 100 mg/L auftreten. Ein wenig ausgeprägtes Maximum der Sulfatmessstellenmediane (19 %) ergibt sich für die Konzentrationsklasse 160 bis 180 mg/L (Abb. 2.2-8). Etwa 5 % der oberflächennahen Messstellen überschreiten den TrinkwV-Grenzwert von 240 mg/L. Im tieferen Aquifer sind deutlich niedrigere Sulfatkonzentrationen und keine Grenzwertüberschreitung festzustellen (Abb. 2.2-8). Alle Analysedaten für diese Grundwässer liegen unterhalb von 60 mg/L.

2.2.6 Nutzbarkeit des Grundwassers in qualitativer Hinsicht

Im Hinblick auf den guten chemischen Zustand im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind insbesondere die Grundwässer des 1. Stockwerks im Verbreitungsgebiet der Halterner Sande als problematisch einzustufen. Verantwortlich sind die z.T. stark erhöhten Nitratgehalte, die überwiegend auf Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen zurückgeführt werden müssen.

Aus humantoxikologischer Sicht kann ein Grundwasser mit einer Nitratkonzentration von 50 mg/L (Grenzwert Trinkwasserverordnung) als uneingeschränkt nutzbar angesehen werden. Aus den Abbildungen 2.2-5 und 2.2-6 geht hervor, an welchen Messstellen die Nitratkonzentration im Grundwasser den Wert von 50 mg/L überschreitet.

Überschreitungen des Grenzwerts für Nitrat betreffen 11 der 17 untersuchten Teileinzugsgebiete (hier nicht dargestellt) im Verbreitungsgebiet der Halterner Sande, für die Nitrat-Analysedaten vorliegen und die fast ausschließlich landwirtschaftlich genutzt werden. Aufgrund der Gebietsstruktur und Messstellenverteilung repräsentiert hier eine Messstelle etwa ein Viertel der Fläche eines dieser Teileinzugsgebiete. Die nutzbare Grundwassermenge

in den 17 Teileinzugsgebieten beträgt insgesamt etwa 44 Mio. m³/a. Von diesen sind ca. 8 Mio. m³/a aufgrund der Nitrat-Grenzwertüberschreitung nicht uneingeschränkt nutzbar, was einem Prozentsatz von etwas über 18 % entspricht. Bezieht man dies auf die Grundwasserreserven im Gesamteinzugsgebiet (ca. 24 Mio. m³/a; Tab. 2.2-3), ist zu folgern, dass die Nutzbarkeit von 4 Mio. der bisher noch nicht genutzten jährlichen Grundwasserneubildung aufgrund einer zu hohen Nitratbelastung stark eingeschränkt ist. Zur Verbesserung der qualitativen Situation im Gebiet der Halterner Sande ist daher eine stärkere Reduzierung des Stickstoff-Eintrags in das Grundwasser erforderlich.

2.2.7 Literatur

- [1] HILDEN, H. D. (1975): Erl. zur Hydrogeologischen Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100.000 Blatt C 4306 Recklinghausen. 110 S.; Krefeld (Geol. L.-Amt NW)
- [2] DÖRHÖFER, G.; V. JOSOPAIT (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung; Geol. Jb., C 27: 45-65; Hannover.
- [3] SCHROEDER, M.; D. WYRWICH (1990): Eine in Nordrhein-Westfalen angewendete Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung; DGM 4(1/2): 12-16; Koblenz
- [4] STAWA MÜNSTER (1983): Studie über das Grundwasserdargebot "Halterner Sande" und seine Nutzung in 1980/81. 33 S.; Münster (unveröffentlicht)

2.3 Ermittlung der flächenhaften Grundwasserneubildung aus der Bodenkarte

Die Grundwasserneubildung ist der Anteil am Niederschlag, der weder verdunstet noch oberirdisch direkt bzw. indirekt abfließt, also der Anteil, der dem Grundwasser zusickert. Für die Bewirtschaftung des Grundwassers wie für die Beantwortung qualitativer Fragen im Einzelfall ist es unerlässlich, die Höhe der Neubildung zu kennen. Punktuell kann sie mittels Lysimeter gewonnen werden. Deren Interpretation in die Fläche ist jedoch problematisch und mit Fehlern behaftet, weil nur ein Bruchteil der beteiligten Parameter, die für eine größere Fläche maßgebend sind, erfasst ist. Daneben sind mehrere empirisch entwickelte Berechnungsverfahren in der Wasserwirtschaft in Gebrauch.

Durch den Geologischen Dienst NRW wurde hierzu ein GIS-gestütztes Verfahren entwickelt und auf Grundlage der Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 umgesetzt. Für die Flachlandgebiete (vorwiegend Lockergestein) und typische Nutzungsarten können die Neubildungsraten digital dargestellt werden. Neben den bodenphysikalischen Parametern aus der Bodenkarte gehen auch Klima und Relief in die Berechnung mit ein. Die Nutzungsart (= Realnutzung) spielt eine besondere Rolle (s.u.).

Die wichtigsten Anwendungsbereiche sind:

- Flächenbedarf für die Grundwasserneubildung bei der Ausweisung von Grundwasserschutzgebieten
- Abschätzung der Folgen großflächige Nutzungsänderungen
- Basis für Modelle zur Verlagerung nicht sorbierbarer Stoffe
- Nach § 51a Landeswassergesetz ist "eine gesetzliche Grundpflicht zur Versickerung oder Verrieselung vor Ort oder ortsnahe(n) Einleitung von Niederschlagswasser in ein Gewässer" eingeführt worden. Die Sickerwasserratenkarten weisen u. a. die Flächen aus, die sich nicht für eine Veränderung eignen (Ausschlussverfahren)

Folgende Hinweise sind bei der Verwendung zu berücksichtigen:

- Die analogen Bodenkarten 1 : 50.000 sind in einem Zeitraum von mehr als 25 Jahren

entstanden, d. h. in den jüngeren Karten steckt die Erfahrung aus den älteren Bearbeitungen; wie in jeder thematischen Karte aus dem Geospektrum ist auch hier die individuelle Handschrift der einzelnen Bearbeiter ablesbar (z. B. paust sich sehr unterschiedlich die für die Bodenbildung maßgebliche Petrografie des Untergrundes durch).

- Das Kartenwerk liegt nicht blattschnittfrei vor, die Einzelkarten sind als Inselkarten entworfen, so dass immer wieder einmal eine neue Darstellungsweise am Kartenrand an eine überholte stößt. Deshalb soll die digitale Version in absehbarer Zeit überarbeitet werden, damit dann eine vom Blattschnitt unabhängige Version bereit stehen wird.
- Der Grundwasser- und Bodenwasserhaushalt ist in den Karten nicht immer zutreffend dargestellt. Der Grund liegt darin, dass die Karten ursprünglich bodenkundlich-landwirtschaftlichen Zwecken dienen sollten und eine Nutzung zur Ermittlung der Grundwasserneubildung nicht vorgesehen war - mit der Folge, dass der für das Pflanzenwachstum wichtige gefüllte Kapillarraum auf den Grundwasserstand aufaddiert worden ist, so dass den Berechnungen ein zu hoher "Grundwasserstand" als Basis dient.
- Ein besonderer Fall ist das stark reliefierte Schiefergebirge (Eifel und Sauer-, Siegerland). Die dort vorherrschend anstehenden Schiefer, Grauwacken und Sandsteine können nicht mehr als ca. 100 mm Niederschlag pro Jahr aufnehmen, wie aus Messungen des Trockenwetterabflusses bekannt ist. Bei den hier typischen Niederschlägen bis zu mehr als 1.000 mm pro Jahr ist das also eine geringe Grundwasserneubildung. Deshalb liefert die Karte im Bereich der kluftarmen Gesteine im Gebirge lediglich Hinweise auf die Menge des Zwischenabflusses.

Maßgeblich für die Versickerung ist neben den physikalischen Eigenschaften des Bodens seine Nutzungsart. Seit kurzem steht eine im Maßstab 1 : 100.000 starke aggregierte, digitale Karte des UBA (CORINE, Abschn. 1.2) bundesweit zur Verfügung. Sie ist besser zum Verschnitt mit der Sickerwasserratenkarte geeignet als die ATKIS-Version im Maßstab 1:5.000, in der mehr als 100 Nutzungsarten differenziert ausgewiesen sind. Die Umweltverwaltung gewinnt ein Arbeitsmittel, durch das viele Entscheidungen auf eine solidere Basis als bisher gestellt werden können.

2 Grundwasserstände, Grundwasserhaushalt





3 Grundwasserbeschaffenheit

3.1 Überblick

3.1.1 Einleitung

Zum Zwecke der Überwachung der Grundwasserqualität in Nordrhein-Westfalen wird seit 1984 vom Landesumweltamt und den Staatlichen Umweltämtern ein landesweites Messstellennetz betrieben und kontinuierlich ausgebaut, das dazu dienen soll,

- die natürliche Grundwasserbeschaffenheit zu erfassen,
- die Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit zu erkennen und
- diffuse, flächenhafte und punktuelle Schadstoffeinträge in das Grundwasser zu ermitteln.

Aufgrund der naturräumlichen und nutzungsspezifischen Besonderheiten in NRW wird die Grundwasserqualität in NRW lokal deutlich anthropogen beeinflusst. So stehen sehr ergiebige oberflächennahe Grundwasservorkommen im Nutzungskonflikt mit einem hohen anthropogenen Siedlungs- und Nutzungsdruck. Zu den Nutzungskonflikten, denen eine besondere Aufmerksamkeit zukommt, gehört insbesondere die intensive landwirtschaftliche Nutzung in Wasserschutzgebieten zur öffentlichen Trinkwasserversorgung. Hier kommt insbesondere den Parametern Nitrat und Pflanzenschutzmittel (PSM) eine besondere Bedeutung zu.

Die Auswertung der Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheitssituation in Nordrhein-Westfalen für den vorliegenden Grundwasserbericht basiert auf Messwerten von insgesamt 4.411 Messstellen, die je nach Überwachungsaufgabe bzw. Messprogramm (s. Abschn. 1.1.2) unterteilt werden in:

- Grundwassermessstellen (1.450)
- Rohwasserbrunnen (1.389)
- Betreiber messstellen (435)
 - Vorfeldmessstellen von Wasserwerken
 - Messstellen im Oberstrom von Deponien
- Messstellen im Unterstrom von Deponien und Altlasten (Emittentenmessstellen) (1.137)

Die Untersuchungshäufigkeit sowie der Parameterumfang ist an den Messstellen verschieden und richtet sich nach der Nutzung, der Überwachungsaufgabe und dem jeweiligen Untersuchungsprogramm.

Die in den nachfolgenden Abschnitten erläuterten Auswertungen zur Grundwasserbeschaffenheit in NRW beschränken sich auf ausgewählte Parameter. Ein besonderes Augenmerk gilt hierbei den Parametern Nitrat und Pflanzenschutzmittel als Indikatoren für flächenhafte Schadstoffeinträge. Darüber hinaus wird auf Schwermetalle und Salze (Sulfat, Chlorid) näher eingegangen.

Die einzelnen Abschnitten zu den ausgewählten Parametern sind so strukturiert, dass zunächst auf das Vorkommen und die Eintragspfade eingegangen wird, die jeweiligen Bewertungsgrundlagen kurz dargelegt werden und anschließend auf die regionale Situation in NRW eingegangen wird. Abschließend erfolgen dann parameterspezifische Betrachtungen, z. B. zur Trendentwicklung oder zur Korrelation mit anderen hydrochemischen Parametern.

3.1.2 Bewertungsmaßstäbe

Als Bewertungsmaßstab wurden im vorliegenden Grundwasserbericht folgende Kennwerte herangezogen:

- die Grenzwerte der EU-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch von 1998
- die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung i.d.F. von 1990 sowie
- die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser nach Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV).

Durch die Verwendung der Grenzwerte der EU-Richtlinie von 1998 in Kombination mit der derzeit gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung (i.d.F. von 1990) erfolgt für die nachfolgende Betrachtung der einzelnen Parameter auch ein Vorgriff auf die zum 01.01.2003 in Kraft tretende neue Trinkwasserverordnung.

Die Grenzwerte der EU-Richtlinie und der Trinkwasserverordnung gelten für Trinkwasser. Sie sind jedoch für die Beurteilung und Einschätzung der Grundwassergüte hilfreiche Vergleichswerte. Für das Grundwasser selbst gibt es keine Grenzwerte. Hier gilt das Vorsorgeprinzip, d. h. grundwasserfremde Stoffe dürfen nicht oder allenfalls in geringfügigen Konzentrationen ins Grundwasser gelangen bzw. in diesem enthalten sein.

Für die Beurteilung der Messwerte im Berichtszeitraum wird im Wesentlichen die EU-Richtlinie von 1998 zur Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch herangezogen, die für 48 Parameter einen Grenzwert enthält. Für die nicht in dieser Richtlinie enthaltenen Stoffe wird die z. Zt. gültige Trinkwasserverordnung von 1990 verwendet, die für 11 weitere Stoffe einen Grenzwert festsetzt. Die zwei Elemente Kupfer und Zink sind zwar in der EU-Richtlinie bzw. Trinkwasserverordnung enthalten, ihr Wert ist aber versorgungstechnisch begründet und daher zur Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit ungeeignet. Daher werden diese beiden Stoffe wie auch die Parameter Kobalt und Naphthalin mit den Prüfwerten nach BBodSchV verglichen. Die jeweiligen parameterspezifischen Vergleichswerte sind in den nachfolgenden Übersichtstabellen zur statistischen Auswertung der Beschaffenheitsparameter enthalten.

3.1.3 Statistische Auswertung der Beschaffenheitsparameter

Die statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse aller Proben gibt einen ersten Überblick über die Grundwasserbeschaffenheit in NRW. Eine detaillierte regionale und stoffspezifische Auswertung und Interpretation erfolgt in den folgenden Abschnitten für ausgewählte Parameter.

Die Messwerte im Berichtszeitraum 1994-1998 wurden rangstatistisch ausgewertet. Die Tabellen 3.1-1 bis 3.1-6 enthalten für jeden Parameter die Angaben zur Anzahl der beprobten Messstellen und Proben sowie die Anzahl der Messwerte in den verschiedenen Klassen (oberhalb Bestimmungsgrenze, oberhalb halber Vergleichswert, oberhalb Vergleichswert) sowie den Vergleichswert, der für die Beurteilung (s. o.) hinzugezogen wird. Die Bestimmungsgrenzen der Stoffe sind in Anhang A3-1 aufgeführt. Bei der Auswertung der einzelnen Messwerte ist zu beachten, dass die häufiger beprobten, belasteten Messstellen durch ihre hohe Messwertdichte die Verteilung und statistische Berechnung beeinflussen.

Belastung der Messstellennetze

Die höchsten Konzentrationen und die häufigsten Vergleichswertüberschreitungen sind erwartungsgemäß in den Emittentenmessstellen zu finden, die geringsten Gehalte und Vergleichswertüberschreitungen werden im Rohwasser nachgewiesen. Bei der Grundwasserüberwachung sind die Konzentrationen meist höher als bei der Rohwasserüberwachung, jedoch geringer als bei der Überwachung an den Betreibermessstellen.

Die im Vergleich zu den anderen Messprogrammen relativ geringen Konzentrationen im Rohwasser sind unter anderem auch eine Folge der hohen Förderrate bei Rohwasserförderbrunnen, denen ein Mischwasser aus einem breitflächigen Bereich und aus allen Tiefenbereichen zuströmt. Die dabei beprobten Grundwasservolumina sind in der Regel Mischwasserproben hinsichtlich Bildungsalter und Bildungsort des Grundwassers im Einzugsgebiet des jeweiligen Förderbrunnens. Dadurch tritt hinsichtlich der Stoffkonzentration ein Verdünnungseffekt auf. Weiterhin weisen die Rohwassermessstellen durch die Maßnahmen zum Gewässerschutz in Wasserschutzgebieten und durch Stilllegung belasteter Förderbrunnen die beste Beschaffenheit auf. Im Gegensatz dazu besitzen Messstellen der Grundwasserüberwachung infolge der Probenahmetechnik nur einen schmalen Zustrombereich und dadurch oft höhere Belastungen.

Ergebnisse der statistischen Auswertung der Beschaffenheitsparameter

Physikalisch-chemische Parameter (Tab. 3.1-1)

Der pH-Wert von 6,5 (Grenzwert der EU und Trinkwasserverordnung) wird bei ca. 21,8 % der gesamten Grundwasseranalysen aller Messstellengruppen unterschritten. Analysen der Grundwassermessstellen zeigen mit einem Anteil von 32,1 % die häufigsten Unterschreitungen des pH-Grenzwertes aller Messstellengruppen. Die niedrigen pH-Werte deuten auf eine Grundwasserversauerung hin, die im Einzelnen durch detaillierte Auswertungen zu überprüfen ist.

Die elektrische Leitfähigkeit gibt einen Anhalt über die Summe der gelösten Salze im Wasser. Die Leitfähigkeit ist

bei den Emittentenmessstellen am höchsten. Der aus der EU-Richtlinie zum Vergleich hinzugezogene Wert von 250 mS/m wird von 11,4 % der Messwerte überschritten.

Der Sauerstoffgehalt ist bei den Emittentenmessstellen aufgrund sauerstoffzehrender Abbauprozesse am niedrigsten. Dies korreliert mit dem Redoxpotential, welches ebenfalls bei diesen Messstellen den geringsten Wert aufweist. Der Sauerstoffgehalt in Rohwassermessstellen ist am höchsten.

Nähere Erläuterungen zu den physikochemischen Parametern folgen in Abschnitt 3.2.

Chemische Hauptbestandteile (Tab. 3.1-2)

Magnesium, Natrium, Kalium, Ammonium, Sulfat, Chlorid und Nitrit überschreiten in den Proben aus Emittentenmessstellen am häufigsten den Vergleichswert; die 90. Perzentilwerte liegen bei diesen Stoffen immer über dem Vergleichswert. Bei den Proben der Grundwasserüberwachung liegen 13,3 % der Kalium-Messwerte und 24,5 % der Nitrat-Messwerte über dem Vergleichswert. Bei der Rohwasserüberwachung liegen prozentual weniger Überschreitungen des Vergleichswerts vor.

Bei einer vergleichenden Betrachtung der Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat zeigen sich unterschiedliche Konzentrationsverhältnisse bei den verschiedenen Messprogrammen. Die Konzentrationen von Ammonium und Nitrit sind in den Emittentenmessstellen am höchsten und zeigen die häufigsten Überschreitungen der Vergleichswerte (Ammonium 31,3 % und Nitrit 4 %). In den Proben der Grundwassermessstellen wird dagegen vorrangig Nitrat nachgewiesen.

Überschreitungen des Vergleichswertes für Nitrat erfolgen in 8,1 % der Rohwassermessstellen häufig in hohen Konzentrationen. Hier liegt das 90. Perzentil bei 47 mg/L, d. h. knapp unterhalb des Vergleichswertes. Die in allen Messstellengruppen prozentual häufigen Vergleichswertüberschreitungen für den Parameter Nitrat machen Konzepte zur Verminderung der Nitratreinträge erforderlich. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang u. a. die Kooperationen, die zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft eingerichtet wurden. Auf die Nitratsituation in NRW wird im Abschnitt 3.3 ausführlich eingegangen.

Metalle, Cyanid und Bor (Tab. 3.1-3)

Die Messwerte der Stoffe Eisen und Mangan liegen bei allen Messstellengruppen sehr häufig über dem Vergleichswert. Die häufigsten Überschreitungen - Mangan ca. 60 % und Eisen ca. 55 % - sind bei den Betreibermessstellen zu verzeichnen, die geringsten bei den Rohwassermessstellen (Mangan und Eisen 32 %). Die 90. Perzentile überschreiten in allen Messstellen den Vergleichswert erheblich (bis zum 60fachen).

Die Parameter Aluminium, Kobalt, Nickel, Eisen, Mangan und Cyanid überschreiten in mehr als 10 % der jeweiligen Messungen (Emittentenmessstellen) den Vergleichswert, das errechnete 90. Perzentil liegt oberhalb des jeweiligen Vergleichswertes.

In den Grundwassermessstellen werden Überschreitungen der Vergleichswerte in erster Linie für die Parameter Nickel (6,5 %) und Aluminium (8,1 %) nachgewiesen.

Im Rohwasser liegen die Gehalte der Metalle Aluminium, Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Selen, Zink sowie der Nichtmetalle Bor und Cyanid in der Regel weit unter der toxischen bzw. ökotoxischen Grenzkonzentration. Die Belastungssituation durch Schwermetalle wird in Abschnitt 3.6 detailliert behandelt.

Organische Summen- und Gruppenparameter (Tab. 3.1-4)

Die organischen Summen- bzw. Gruppenparameter DOC (gelöster organischer Kohlenstoff der gelösten organischen Substanzen), Kohlenwasserstoff sowie AOX und Phenolindex bestimmen den Gehalt von organischen Stoffen bzw. Stoffgruppen im Grundwasser. Über die Parameter Phenolindex, AOX und Kohlenwasserstoff werden vor allem anthropogene Einträge in das Grundwasser erkannt. Der DOC beschreibt als Summenparameter sowohl das Vorkommen natürlicher organischer Substanz als auch eventueller anthropogener organischer Verunreinigungen.

Der Vergleichswert für DOC von 5 mg/L wird im Grundwasser bei ca. 14 % der Proben überschritten. Besonders häufig ist die Überschreitung im Bereich der Emittentenmessstellen (32,2 %) und Betreibermessstellen (26,7 %). Bei diesen Messstellen ist der Messwert des 90. Perzentils sechs- (Emittentenmessstellen) bzw. zweimal (Betreibermessstellen) so hoch wie der Vergleichswert. Das 90. Perzentil von DOC bei der Grundwasserüberwachung liegt mit 6,6 mg/L im Bereich des Vergleichswerts. Im Rohwasser liegen dagegen ca. 95 % der Messwerte unter dem Vergleichswert für DOC. Die im Einzugsgebiet der Rohwassermessstellen gemessene organische Substanz dürfte aus natürlichen Quellen stammen.

Der Phenolindex wird besonders in Emittentenmessstellen am häufigsten gemessen. 13 % der Messwerte überschreiten hier den Vergleichswert. Die überraschend hohe prozentuale Überschreitungshäufigkeit von 8,9 % in Rohwassermessstellen muss allerdings vor dem Hintergrund der relativ geringen Probenanzahl (56) gewertet werden.

Organische Einzelstoffe: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, Benzol, Naphthalin (Tab. 3.1-5)

Von den leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen treten Tetrachlorethen und Trichlorethen am häufigsten auf. Der für die Einzelstoffe gültige Vergleichswert von 10 µg/L wird bei Trichlorethen von 2,4 % der Proben und bei Tetrachlorethen von 3,5 % der Proben überschritten. Die Betreibermessstellen sind am häufigsten betroffen. Im Rohwasser sind ebenfalls leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe zu finden, allerdings mit deutlich niedrigerer Häufigkeit.

Organische Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel und deren Abbauprodukte (Tab. 3.1-6)

Bei der Untersuchung von Pflanzenschutzmittel wurde festgestellt, dass in den Grundwasserproben besonders Desethylatrazin (8,5 %), Atrazin (7,7 %) und Bromacil (14,4 %) mit Messwerten oberhalb des Vergleichswertes vorliegen. Rohwasser ist prozentual weniger belastet. Bei der Untersuchung von 9 bzw. 13 Messstellen im Bereich

von Emittenten wurden Diuron (10,7 %) und Isoproturon (7,4 %) in Proben nachgewiesen. Die geringe Probenanzahl lässt jedoch noch keine generelle Aussage zur Belastungssituation an Emittentenstandorten zu, sondern kann nur ein Hinweis auf mögliche Pflanzenschutzmittelkontaminationen in diesem Bereich sein. Ausführlich wird in Abschnitt 3.4 auf die PSM-Untersuchungen eingegangen.

Folgendes Abkürzungsverzeichnis gilt für alle folgenden Tabellen:

x_{BG}	= Bestimmungsgrenze
VW	: Vergleichswerte
#	: EU - Richtlinie vom 3.11.1998
*	: Trinkwasserverordnung von 1990
**	: Bundes-Bodenschutzverordnung von 1999
(-)	hier: ohne Angabe
GwM	= Grundwassermessstellen
RwM	= Rohwassermessstellen
BM	= Betreibermessstellen
EM	= Emittentennmessstellen

■ Tab. 3.1-1:

Übersicht der physikalisch-chemischen Parameter im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

■ Tab. 3.1-2:

Übersicht der chemischen Hauptbestandteile im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

■ Tab. 3.1-3:

Übersicht der Metalle, Cyanid und Bor im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

■ Tab. 3.1-4:

Übersicht der organischen Gruppen- und Summenparameter im Grundwasser für den Zeitraum 1994 - 1998

■ Tab. 3.1-5:

Übersicht der organisch-chemischen Einzelstoffe: Halogenkohlenwasserstoffe, Benzol und Naphthalin im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

■ Tab. 3.1-6:

Übersicht ausgewählter organischer Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel und Abbauprodukte im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

3.2 Physikochemische Parameter (pH-Werte, Leitfähigkeit u. a.)

3.2.1 Einleitung

Die Betrachtung der physikochemischen Parameter erlaubt eine erste Charakterisierung der hydrochemischen Verhältnisse in NRW. Neben dieser allgemeinen Charakterisierung besitzen die physikochemischen Parameter noch spezifische Bedeutungen für einzelne Parameter. Hier sind der pH-Wert und die Redoxspannung relativ bedeutsam, weil sie die Stabilität und somit auch die Löslichkeit vieler Verbindungen (z. B. der Schwermetallverbindungen) steuern und zum anderen den Ablauf von (bio)chemischen Reaktionen beeinflussen, was z. B. deren Löslichkeit, Abbauraten etc. betrifft.

Das Grundwasser in NRW zeichnet sich je nach Gebiet und Einflussfaktoren durch verschiedene physikochemische Milieubedingungen und unterschiedliche Mineralisierungsgrade aus. Dies gilt auch für die in dieser Auswertung berücksichtigten Grundwassermessstellen. Der pH-Wert gibt den negativen dekadischen Logarithmus der Konzentration der H^+ -Ionen im Wasser an. Die Redoxspannung gibt an, ob reduzierende oder oxidierende Verhältnisse vorliegen.

3.2.2 Herkunft /Eintragspfade /Hintergrundbelastungen

Der natürliche pH-Wert schwankt in der Regel um den Wert 7 (neutrales Wasser). Im Wesentlichen wird der pH-

Wert im Boden und Grundwasser durch die Anwesenheit von Substanzen, die Puffereigenschaften haben (z. B. Kalk), gesteuert. In Böden und Gesteinen, denen Puffersubstanzen fehlen, wie z. B. kalkarme Sande, können Säureeinträge z. B. über den Niederschlag nicht abgepuffert werden. Die Folge ist eine Versauerung des Grundwassers.

Eine Ursache für niedrige pH-Werte ist u. a. der Eintrag mit dem Niederschlag in Folge der SO₂-Belastung der Luft (saurer Regen), die v.a. in exponierten Lagen von Bedeutung sind. Weitere regional auftretende Ursachen niedriger pH-Werte können in der Oxidation von Pyrit in den Kohlenebengesteinen (Berge, Braunkohlesande) liegen, die v.a. im Ruhrgebiet und in dem niederrheinischen Braunkohlenbergbau auftritt (s.a. Abschn. 3.5).

Erhöhte pH-Werte im Grundwasser treten in Kalkgebieten natürlich auf. Im Abstrom von Altablagerungen können sowohl erniedrigte als auch erhöhte (Bauschuttalagerungen) pH-Werte auftreten.

Niedrige Redoxgehalte zeigen Sauerstoffmangel an. Sie liegen in Bereichen mit hohen organischen Belastungen im Grundwasser vor.

Die Leitfähigkeit ist ein Maß für die Versalzung (Mineralisierungsgrad) des Grundwassers.

3.2.3 Bewertungsgrundlagen

Zur Beurteilung der physikochemischen Parameter pH-Wert und Leitfähigkeit werden die Grenzwerte der EU-Richtlinie (3. Nov. 1998) und der Trinkwasserverordnung herangezogen (s. Tab. 3.2-1).

■ Tab. 3.2-1:

Grenzwerte für den pH-Wert und die Leitfähigkeit im Trinkwasser nach EU Richtlinie bzw. TrinkwV

Die Darstellung der pH-Werte in der Abbildung 3.2-2 erfolgte in 4 Stufen zwischen >7 und ≤ 5 .

3.2.4 Ausgewerteter Datenbestand

Im Folgenden werden die statistischen Kennwerte der gemessenen physikochemischen Parameter Temperatur, pH-Wert (bezogen auf den unteren Grenzwert und den oberen Grenzwert), Leitfähigkeit, Redoxpotential und Sauerstoff dargestellt und ggf. im Hinblick auf die Vergleichswerte statistisch ausgewertet (Tab. 3.2-2).

■ Tab. 3.2-2:

Übersicht der physikalisch-chemischen Parameter im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

In Abbildung 3.2-1 ist die Variabilität des pH-Werts, der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit und des Gehalts an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) des ausgewerteten Messstellenkollektivs dargestellt. Datengrundlage hierfür sind die Messstellenmediane für die einzelnen Parameter. Dargestellt sind charakteristische Perzentilwerte (P5, P25, P50, P75, P95) in Form eines Box- und Whisker-Plots. Es wurden aus 3.232 Messstellen 21.195 Analysen ausgewertet.

Für den pH-Wert ergibt sich, dass 5 % der Messstellen Medianwerte kleiner pH 5,6 aufweisen. Der pH-Wert von 95 % der Messstellen liegt unterhalb von pH 7,7. Typischerweise sind pH-Werte zwischen 6,6 (P25) und 7,3 (P75) festzustellen, wobei der Medianwert für den Gesamtdatensatz (=Medianwert der Messstellenmediane) bei pH 7,1 liegt.

Die ausgewerteten Grundwassermessstellen zeigen eine große Streubreite des Mineralisierungsgrades mit typischen elektrischen Leitfähigkeiten zwischen 40 (P25) und 80 mS/m (P75) und einem P95-Wert von ca. 120 mS/m (Anmerkung: 1 mS/m entspricht 10 µS/cm). Für den DOC-Gehalt ergibt sich, dass die Messstellenmediane üblicherweise zwischen 0,6 (P25) und 2,5 mg/L (P75) liegen. Auffällig sind die hohen DOC-Gehalte, die sich für einige Grundwässer ergeben (P95 = 6,8 mg/L).

■ Abb.3.2-1:

Variabilität des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des gelösten organischen Kohlenstoffgehalts (DOC) des ausgewerteten Messstellenkollektivs

3.2.5 Darstellung der pH-Werte in den Grundwässern Nordrhein-Westfalens

In der Kartendarstellung in Abbildung 3.2-2 sind die pH-Werte der ausgewerteten nordrhein-westfälischen Grundwässer dargestellt. Grundlage der Darstellung sind die Medianwerte der Messstellen. Für die Abbildung wurde

eine Klassifizierung der Medianwerte vorgenommen, wobei die Klasse $\text{pH} \leq 5$ versauerte Grundwässer und die Klasse $\text{pH} 5 - 6$ versauerungsgefährdete Grundwässer repräsentieren.

Deutlich zu erkennen ist, dass der weitaus größte Teil (ca. 91 %) der Grundwassermessstellen pH-Werte oberhalb von $\text{pH} 6$ aufweist. pH-Werte zwischen 6 und 7 treten hierbei vor allem im Großraum Köln sowie im Gebiet des linken Niederrheins auf. Der Bereich des linken Niederrheins zeichnet sich auch durch einen vergleichsweise hohen Anteil versauerungsgefährdeter Grundwässer mit pH-Werten < 6 aus. Gründe hierfür sind die geringen Karbonatgehalte der überlagernden quartären Deckschichten (Terrassensedimente, Löß, Flugsande) und einer dadurch verminderten Pufferkapazität gegenüber Säureeinträgen. Das zweite Gebiet in NRW, das durch auffällig niedrige pH-Werte gekennzeichnet ist, befindet sich im östlichen Münsterland. Hierbei handelt es sich vor allem um Grundwasser im Verbreitungsgebiet der saalezeitlichen Sennesande, deren Versauerungsgefährdung seit langem bekannt ist (vgl. LUA-Grundwasserbericht von 1993). Neben einigen Grundwässern am Westrand des Eggegebirges finden sich über ganz NRW verteilt vereinzelt Messstellen mit niedrigen pH-Werten, die auf lokale Einflüsse zurückzuführen sind. Dies gilt auch für die 2 % der Messstellen, die pH-Werte < 5 aufweisen.

■ Abb. 3.2-2:

Übersichtskarte: pH-Werte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

3.3 Belastungssituation durch Nitrat

3.3.1 Einleitung

Die landesweite Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Nordrhein-Westfalen durch das Landesumweltamt NRW bzw. durch das ehemalige Landesamt für Wasser und Abfall NRW ist seit ihrem Beginn im Jahre 1984 vom Nitrat als einem der wichtigsten hydrochemischen Parameter zur Beschreibung der Grundwasserqualität geprägt. Bereits im Grundwasserbericht 1993 [13] wurde die Nitratproblematik in NRW analysiert und die Bedeutung im Hinblick auf die Grundwasserqualität herausgestellt.

Neben der behördlichen Überwachung des Grund- und Rohwassers war die Nitratbelastung des Grundwassers in der Vergangenheit Gegenstand zahlreicher Untersuchungen und Forschungsvorhaben (u. a. [1], [2], [3], [4], [13]). Die Ergebnisse der Grundwasserüberwachung und der Untersuchungsvorhaben lieferten wichtige Beiträge sowohl zur Herkunft der Nitratbelastungen im Grundwasser, wie z. B. den Eintrag der Stoffflüsse durch die Landwirtschaft, als auch zum besseren Verständnis der Verlagerung und Stoffumsatzreaktionen in der ungesättigten und gesättigten Zone. Die Untersuchungsergebnisse trugen letztendlich auch zur Einführung wichtiger europäischer, bundesdeutscher und nordrhein-westfälischer Regelungen zur Minimierung von Stickstoffeinträgen, insbesondere durch die Landwirtschaft bei. Darüber hinaus haben sich in Nordrhein-Westfalen im Wesentlichen in Trinkwassereinzugsgebieten, auf der Grundlage der Kooperationsvereinbarungen zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft regionale Arbeitsgemeinschaften gebildet, die das Ziel verfolgen, über eine intensivierte Beratung der Landwirte, unterstützt durch die Erstellung von Stickstoffbilanzen und Bodenuntersuchungen, den Stickstoffeintrag in das Grundwasser zu verringern.

Das Hauptaugenmerk der nachfolgenden Auswertungen ist in erster Linie auf die Bereiche gerichtet, in denen dem Nutzungskonflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft besondere Bedeutung zukommt. Dementsprechend wird v. a. die Nitratsituation in Wasserschutzgebieten betrachtet, u. a. unter dem Gesichtspunkt, ob bereits Auswirkungen im Betrachtungszeitraum 1993 bis 1997 im Hinblick auf den Parameter Nitrat zu erkennen sind, die auf eine veränderte landwirtschaftliche Praxis in Nordrhein-Westfalen zurückgeführt werden können. In der vorliegenden Auswertung wurde nicht zwischen Wasserschutzgebieten mit und ohne Kooperationen unterschieden. Darüber hinaus ist zu beachten, dass Kooperationen z.T. schon vor der Ausweisung von Wasserschutzgebieten existierten und sich Auswirkungen bestehender Kooperationen auch außerhalb der Wasserschutzgebiete z. B. in einer guten landwirtschaftlichen Praxis bemerkbar machen können.

Im Rahmen der Auswertungen erfolgt zunächst eine regionale Auswertung der vorhandenen Daten und im Anschluss daran eine statistische Trendanalyse unterschiedlicher Messstellentypen unter besonderer Berücksichtigung der Lage von Wasserschutzzonen.

3.3.2 Herkunft / Eintragungspfade / Hintergrundbelastung

Der Eintrag von Nitrat in des Grundwasser erfolgt im Wesentlichen über flächenhafte, diffuse Einträge deren Hauptursache in der landwirtschaftlichen Düngepraxis zu finden ist.

In Nordrhein-Westfalen kommen sowohl Wirtschaftsdünger als auch mineralische Stickstoffdünger zum Einsatz. Unter der Annahme, dass die nach der Düngemittelstatistik des Statistischen Bundesamtes an Absatzorganisationen und Endverbraucher in Nordrhein-Westfalen gelieferten Mineraldünger vollständig auf die landwirtschaftlich genutzte Landesfläche ausgebracht werden, ergibt sich für das Jahr 1996 eine

Aufbringungsmenge von 137 kg N pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche (LF) (Abb. 3.3-1). Im Vergleich zu den Vorjahren setzt sich der seit 1988 anhaltende Rückgang der Aufbringungsmengen damit fort. Hinsichtlich der Stickstoffbilanz muss neben der verwendeten Menge an Mineraldünger auch der Wirtschaftsdünger betrachtet werden, dessen Anwendungsmenge gemäß Abbildung 3.3-1 in den letzten Jahren annähernd konstant blieb.

Da die insgesamt aufgebrauchten Stickstoffmengen (Mineraldünger und Wirtschaftsdünger) noch deutlich über dem mittleren jährlichen Stickstoffentzug der in Nordrhein-Westfalen verbreiteten Hauptkulturpflanzen von knapp 150 kg N/ha LF liegen (Abb. 3.3-1), steht nach wie vor ein Stickstoffüberschuss zum Eintrag in die Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) zur Verfügung.

■ Abb. 3.3-1:

Aufbringung von Stickstoffdünger in Nordrhein-Westfalen

(Quelle: Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW bzw. Statistisches Bundesamt)

■ Abb. 3.3-2:

Viehbesatz in NRW (Stand 1996).

Hintergrunddarstellung: Großvieheinheiten (GV) je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) auf der Grundlage der Viehzählungsstatistik und der Bodennutzungshaupterhebung des Landesamtes für Datenverarbeitung und Statistik NRW.

Vordergrund: Grund- und Rohwassermessstellen des obersten Grundwasserstockwerks in NRW, deren mittlere Nitratkonzentration im Zeitraum 1993 - 1997 größer als 50 mg/L betrug.

Um eine regional differenzierte quantitative Beschreibung des in Nordrhein-Westfalen aufgebrauchten Wirtschaftsdüngers zu ermöglichen, erstellt das Landesumweltamt in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik (LDS) seit 1986 eine Statistik des Viehbesatzes in Nordrhein-Westfalen. Die Erfassung erfolgt auf Ebene der Gemeinden und wird jeweils im zweijährigen Turnus auf der Basis der allgemeinen Viehzählung und der Bodennutzungshaupterhebung aktualisiert. Der in Abbildung 3.3-2 dokumentierte Stand beruht auf der Viehzählung von 1996 und der Bodennutzungshaupterhebung aus dem gleichen Jahr. Die Karte stellt Großvieheinheiten je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (GV/ha LF) auf Gemeindeebene dar. Eine Großvieheinheit ist dabei äquivalent zu einer Düngeeinheit (DE) und entspricht 80 kg Stickstoff.

Gegenüber den Vorjahren ist zu berücksichtigen, dass sowohl der Viehbestand als auch die landwirtschaftlich genutzte Fläche durch Flächenstilllegungen leicht zurückgegangen sind. Regional sind die nachfolgend aufgeführten Regionen als besondere Schwerpunktgebiete mit einem hohen Viehbesatz (> 1.5 GV/ha LF) zu charakterisieren (Abb. 3.3-2):

- der Bereich des linken Niederrheins
- weite Teile des westlichen Münsterlands
- östliches Münsterland bis westliches Ostwestfalen
- die Region um Aachen im Südwesten von NRW und
- Teile des Bergischen Landes

Im Bereich der Eifel, der Kölner Bucht, des Sauerlands, des Siegerlandes sowie in Ostwestfalen ist dagegen ein geringerer Viehbesatz von unter 1,5 GV/ha LF zu verzeichnen.

Generell kann davon ausgegangen werden, dass in Regionen mit einem hohen Viehbesatz eine potenzielle Gefährdung des Grundwassers durch Einträge von Nitrat besteht. Darüber hinaus ist aber zu berücksichtigen, dass Regionen mit überwiegender landwirtschaftlicher Ackernutzung über die Großvieheinheiten nicht identifiziert werden. In diesen Regionen findet jedoch z.T. ein massiver Einsatz von Mineraldünger statt, der seinerseits für die Belastung des Grundwassers mit Nitrat verantwortlich sein kann.

3.3.3 Bewertungsgrundlagen

Für den Parameter Nitrat ist in der derzeit gültigen Trinkwasserverordnung (TrinkwV i.d.F. vom 05.12.1990) ein Grenzwert von 50 mg/L festgelegt. Dies entspricht dem Wert der EU-Trinkwasserrichtlinie (Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 03.11.1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch) und wird dementsprechend auch in der Novellierung der Trinkwasserverordnung enthalten sein (tritt am 01.01.2003 in Kraft).

In den nachfolgenden Auswertungen werden die Einzelergebnisse der Nitratanalysen in unterschiedliche Klassen eingeteilt. Grund- bzw. Rohwasseranalysen mit Nitratgehalten < 10 mg/L können als weitgehend unbelastet angesehen werden. Bei Analyseergebnissen zwischen 10 und 25 mg/L kann von einer geringen bis mäßigen Belastung des Grundwassers ausgegangen werden, während Nitratgehalte zwischen 25 und 50 mg/L eine mittlere bis starke Belastung des Grundwassers kennzeichnen. Bei Nitratgehalten > 50 mg/L kann die Grundwasserbelastung als sehr stark bezeichnet werden.

3.3.4 Ausgewerteter Datenbestand

Eine Übersicht über die mit Stand Februar 2000 insgesamt in der Grundwasserdatenbank enthaltenen Daten zu Nitrat gibt die Tabelle 3.3-1. Der Hauptanteil der Nitratanalysen bezieht sich auf Messstellen, die im oberen Grundwasserstockwerk verfiltert sind bzw. keine Differenzierung aufweisen. Darüber hinaus wird aus der Tabelle 3.3-1 ersichtlich, dass die überwiegende Anzahl der Proben aus Grund- und Rohwassermessstellen entnommen wurden.

■ Tab. 3.3-1:

Anzahl der im Zeitraum 1984 - 1999 auf Nitrat untersuchten Messstellen und der untersuchten Proben in NRW

Die Tabelle 3.3-2 enthält eine statistische Auswertung der Nitratanalysen des Grundwassers im Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998. Hiernach wurden im Berichtszeitraum insgesamt 4.264 Messstellen beprobt und annähernd 26.000 Nitratanalysen durchgeführt. Die Auflistung der 90-Perzentilwerte verdeutlicht, dass bei immerhin 10 % der Analysen an Grundwassermessstellen ein Wert von 95,7 mg/L überschritten wurde, während 10 % der Analysen an Rohwassermessstellen den Grenzwert der TrinkwV (50 mg/L) fast erreichen. Eine grafische Übersicht der Messstellenverteilung und der Analyseergebnisse (in Klassen) in NRW liefert die Abbildung 3.3-3.

■ Tab. 3.3-2:

Übersicht Nitratanalysen im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

Die nachfolgenden Auswertungen im Hinblick auf die Nitratbelastung des Grundwassers in NRW beziehen sich grundsätzlich auf Grundwassermessstellen des Messprogramms 50 und Rohwassermessstellen des Messprogramms 51. Erläuterungen zu den Messprogrammen sind u. a. in Abschnitt 1.1.2 enthalten.

3.3.5 Darstellung der Belastungssituation durch Nitrat im Grundwasser

3.3.5.1 Allgemeine Beschreibung der Nitratverhältnisse im Grundwasser in NRW

In der Abbildung 3.3-3 ist die landesweite Verteilung der Nitratkonzentrationen für 2.229 Grund- und Rohwassermessstellen für den Zeitraum 1993 - 1997 als Mittelwert dargestellt. Alle verwendeten Grund- und Rohwassermessstellen können dabei dem jeweils obersten Grundwasserstockwerk zugeordnet werden. Hierbei ist anzumerken, dass Rohwassermessstellen bzw. Entnahmebrunnen in der Regel die gesamte grundwassererfüllte Mächtigkeit erfassen, während Grundwassermessstellen häufig nur die oberen Bereiche des Grundwasserstockwerks erfassen. Neben der Verteilung der Nitratkonzentrationen enthält die Abbildung 3.3-3 rechts unten auch ein Säulendiagramm der Häufigkeitsverteilung für die gewählten Klassen der Nitratkonzentrationen.

Insgesamt zeigt sich eine weitgehend flächendeckende Verteilung des Messstellennetzes mit regionalen Schwerpunkten in der Rheinschiene (zwischen Köln und Bonn), im linken Niederrhein sowie im östlichen Teil des Regierungsbezirkes Detmold. Eine relativ geringe Messstellendichte ist im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges sowie im Münsterland zu verzeichnen.

Im Hinblick auf die Häufigkeitsverteilung zeigen ca. 17 % der dargestellten Grund- und Rohwassermessstellen eine Überschreitung des Grenzwertes der TrinkwV (50 mg/L) und können als stark belastet angesehen werden. Bei einer differenzierteren Betrachtung zeigt sich, dass innerhalb des Beobachtungszeitraums der Anteil von Rohwassermessstellen mit einer mittleren Nitratkonzentration > 50mg/L von ca. 9 % gegenüber dem der Grundwassermessstellen (ca. 22 %) deutlich geringer ausfällt. Dies wird auch durch die probenbezogene Statistik der Tabelle 3.3-2 bestätigt. Weitere ca. 26 % der Nitratanalysen von Grund- und Rohwassermessstellen zeigen Werte zwischen 25 und 50 mg/L, was auf eine mittlere bis starke Belastung des Grundwassers hindeutet. Als unbelastet bzw. gering belastet können ca. 32 % der dargestellten Messstellen angesehen werden, da sie in ihren Nitratanalysen einen Wert von 10 mg/L unterschreiten.

Eine starke bis sehr starke Grundwasserbelastung mit Nitrat ist vor allem in folgenden Regionen von NRW zu verzeichnen (s. Abb. 3.3-3):

- im Köln-Bonner Raum, der nördlichen Voreifel und im Aachener Raum
- in der Region des linken Niederrheins und dem nordrhein-westfälisch/ niederländischen Grenzgebiet (mit einem besonders intensiven Auftreten von Messstellen > 50mg/L Nitrat)
- im Bereich des Münsterlands
- im Raum südlich Bielefeld
- in zwei kleineren Gebieten bei Minden/Petershagen (Nordwesten) und Marsberg (Westen)

Abb. 3.3-3:

Nitratkonzentration der Grund- und Rohwassermessstellen im oberen Grundwasserstockwerk (Messstellenmittelwerte für den Zeitraum 1993 - 1997)

Das beschriebene Verteilungsmuster der Nitratkonzentrationen korrespondiert mit dem in Abbildung 3.3-2 gezeigten Verteilungsmuster für den Viehbesatz in NRW. In Regionen mit hohem Viehbesatz und dementsprechend hohem Gülleanfall treten überdurchschnittlich häufig mit Nitrat belastete oberflächennahe Grundwassermessstellen (z. B. linker Niederrhein, westliches und südwestliches Münsterland) auf. Dieses Ergebnis wird auch gestützt durch die Untersuchung zahlreicher Eigenwasserversorgungsbrunnen z. B. im westlichen Münsterland [5]. Gleichzeitig sind insbesondere die erhöhten Nitratgehalte im Grundwasser z. B. in den Regionen Köln-Bonn oder im Seltkant Indizien dafür, dass nicht allein das Aufbringen von Wirtschaftsdünger (s. Verteilung Großvieheinheiten) für die Nitratbelastung verantwortlich ist, sondern ebenfalls die Verwendung von Mineraldünger in ackerbaulich intensiv genutzten Regionen zu einer erheblichen Belastung des Grundwassers mit Nitrat führen kann.

Eine durchweg geringe bis mäßige Belastung des Grundwassers mit Nitrat findet sich großräumig in Regionen, in denen die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung gegenüber anderen Flächennutzungen zurücktritt. Zu nennen sind hier beispielsweise die Bereiche des Bergischen Lands und Sauerlands mit einer eher geringen Siedlungsdichte und vorwiegend forstwirtschaftlicher Nutzung, aber auch dicht besiedelte und hoch industrielle Bereiche wie das Ruhrgebiet zwischen Ruhr und Lippe.

3.3.5.2 Beschreibung der Nitrat-Verhältnisse im Grundwasser auf der Ebene der Regierungsbezirke und Kreise / kreisfreien Städte

Im Folgenden wird eine detaillierte regionale Betrachtung der Nitratsituation des Grundwassers in Nordrhein-Westfalen vorgestellt. Dabei ist messstellenscharf für alle Kreise und kreisfreien Städte die mittlere Nitratkonzentration aus den Jahren 1993 - 1997 sowie das Ergebnis der Trenduntersuchungen für den gleichen Zeitraum dargestellt. Bezüglich der Methodik der Trenduntersuchungen und einer landesübergreifenden Darstellung wird auf den Anhang A3-1 und die Ausführungen in Abschnitt 3.3.6 verwiesen.

Die Anordnung der thematischen Karten auf Kreisebene erfolgt nach Regierungsbezirken des Landes NRW in ihrer alphabetischen Reihenfolge. Hierbei werden zunächst die allgemeinen Verhältnisse im jeweiligen Regierungsbezirk beschrieben und im Anschluss daran auf die regionale Situation in den Kreisen und kreisfreien Städten eingegangen.

Anmerkungen zu den nachfolgenden Kartendarstellungen

Die nachfolgenden Karten sind grundsätzlich so angeordnet, dass die Nitratverhältnisse im dargestellten Kreis bzw. der kreisfreien Stadt auf einer Doppelseite in ihrer Gesamtheit erfasst werden können. Die Anordnung der Einzelkarten ergibt sich wie folgt:

- **Oben links, (Karte a):**
Allgemeine Übersicht aller berücksichtigten oberflächennahen Grund- und Rohwassermessstellen. Dargestellt ist die mittlere Nitratkonzentration für den Zeitraum 1993-1997. Neben der geographischen Orientierung wurde ergänzend die Wasserleitfähigkeit des Bodens als Hintergrundinformation gewählt (Informationssystem Bodenkarte von NRW, 1 : 50.000, herausgegeben vom Geologischen Dienst NRW).
- **Unten links, (Karte b):**
Mittlere Nitratkonzentration und Trendverhalten aller berücksichtigten Grundwasser- und Rohwassermessstellen für den Konzentrationsbereich bis zu 10 mg/L.
- **Oben rechts, (Karte c):**
Mittlere Nitratkonzentration und Trendverhalten aller berücksichtigten Grundwasser- und Rohwassermessstellen für die Konzentrationsklassen 10 - 25 mg/L und 25 - 50 mg/L.
- **Unten rechts, (Karte d):**
Mittlere Nitratkonzentration und Trendverhalten aller berücksichtigten Grundwasser- und Rohwassermessstellen für den Konzentrationsbereich größer 50 mg/L, d. h. über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung und der EU-Richtlinie.

In den konzentrationsspezifischen Karten (Karten b-d) ist für jede Messstelle zur Orientierung der Mittelwert [mg/L] für den Zeitraum 1993-1997 ablesbar. Das Trendverhalten an einer Messstelle wird durch eine Pfeilsignatur angezeigt. Als zusätzliche Information ist im Hintergrund als grau hinterlegte Fläche die Lage der Wasserschutzgebiete eingetragen.

Abweichend von der Übersichtskarte (Karte a) oben links kann in den konzentrationsspezifischen Karten die Ortslage einzelner Messstellen zur besseren Einsicht leicht entzerrt dargestellt sein. Unübersichtliche Punktwolken, die sich durch lokale Häufung mehrerer Messstellen ergeben, werden ggf. in eingefügten Ausschnitten dargestellt oder als separate Detailkarten angefügt (Karten e-g). Für den Kreis Lippe und den Kreis Minden-Lübbecke ergab sich die Notwendigkeit einer Unterteilung der kartographischen Darstellung in einen Westteil und einen Ostteil.

3.3.5.2.1 Nitrat-Verhältnisse im Regierungsbezirk Arnsberg

Überblick

Das Gebiet des Regierungsbezirks Arnsberg wird hinsichtlich des geologischen Aufbaus durch die Festgesteine des rechtsrheinischen Schiefergebirges dominiert. Nennenswerte Grundwasservorkommen sind im Wesentlichen lokal in devonischen Kalk- und Sandsteinzügen anzutreffen. Dementsprechend ist die Messstellendichte gegenüber anderen Landesteilen mit einem höheren Lockergesteinsanteil verhältnismäßig gering (s. auch Abb.3.3-3). Gemäß der geologischen Struktur des Untergrundes ist das Gebiet des Regierungsbezirks Arnsberg charakterisiert durch mittlere bis geringe Wasserleitfähigkeiten des Bodens, die nur nördlich der Lippe etwas höher liegen.

Wie bereits aus der Übersichtskarte in Abbildung 3.3-3 ersichtlich wird, ist die Anzahl der mit einer mittleren Nitratkonzentration von größer 50 mg/L (Grenzwert der Trinkwasserverordnung) als stark belastet anzusprechenden Messstellen im Regierungsbezirk Arnsberg relativ gering. Eine lokale Häufung von Überschreitungen des TrinkwV-Grenzwertes findet sich allein im nordöstlichen Teil des Hochsauerlandkreises (östlich der Gewässer Diemel bzw. Hoppecke). Die höchsten Nitratkonzentrationen sind mit annähernd 70 mg/L im östlichen Teil des Kreises Soest zu verzeichnen. Eine mittlere bis starke Nitratbelastung des Grundwassers (Werte zwischen 10 mg/L und 50 mg/L) findet sich schwerpunktmäßig im nördlichen Märkischen Kreis, im südöstlichen Teil des Kreises Soest, im nordöstlichen Teil des Hochsauerlandkreises, im nördlichen Teil des Kreises Olpe sowie entlang der Ruhr (Ennepe-Ruhr-Kreis, Stadt Hagen).

Die Mehrzahl der Messstellen im Regierungsbezirk Arnsberg mit einer ausreichenden Datengrundlage für eine Trendanalyse der Nitratkonzentration zeigt eine in etwa gleichbleibende bzw. abnehmende Nitratkonzentration. Dies gilt ausnahmslos für die Messstellen mit einer sehr starken Belastung des Grundwassers mit Nitrat (> 50 mg/L), aber auch für die überwiegende Anzahl der Messstellen mit einer geringen bzw. mittleren bis starken Nitratbelastung. Lokale Häufungen ansteigender Nitrattrends sind u. a. im nördlichen Bereich des Märkischen Kreises und im nördlichen Teil des Kreises Olpe zu verzeichnen (s. Übersichtskarte Nitrattrends, Abb. 3.3-34). In beiden genannten Regionen liegen die Nitratgehalte im Grundwasser derzeit bei ca. 10 bis 30 mg/L.

Nitratsituation in den Kreisen und kreisfreien Städten

Die Nitratkonzentration und das Trendverhalten wird für die Kreise und kreisfreien Städte des Regierungsbezirks Arnsberg anhand von fünf Karten in den Abbildungen 3.3-4 a-d bis 3.3-8 a-d aufgezeigt:

- Städte Bochum, Dortmund, Hagen und Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis
Abb. 3.3-4 a-d
- Stadt Hamm, Kreis Soest, Kreis Unna Abb. 3.3-5 a-d
- Hochsauerlandkreis Abb. 3.3-6 a-d
- Märkischer Kreis Abb. 3.3-7 a-d
- Kreis Olpe und Kreis Siegen-Wittgenstein Abb. 3.3-8 a-d

Nachfolgend werden diese Karten im Einzelnen erläutert.

■ Abb. 3.3-4 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Städte Bochum, Dortmund, Hagen und Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis

Städte Bochum, Dortmund, Hagen und Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis (Abb. 3.3-4 a-d)

Das dargestellte Gebiet zeigt eine vornehmlich städtisch geprägte Nutzungsstruktur. Dementsprechend zeigen zahlreiche Messstellen insbesondere im Bereich der Städte Herne - Bochum - Dortmund keine bzw. eine allenfalls geringe Nitratbelastung. Weitere eher unbelastete Messstellen sind entlang des Ruhrtals zu verzeichnen (Abb. 3.3-4b). Die Mehrzahl der Messstellen mit einer mittleren Nitratkonzentration von 10 bis 25 mg/L und 25 bis 50 mg/L befindet sich ebenfalls entlang des Ruhrtals, im Lennetal und im Tal der Volme. Bei 13 Messstellen in den letztgenannten Konzentrationsklassen wurde eine Trendberechnung bezüglich der Nitratentwicklung durchgeführt. Dabei zeigt nur eine Grundwassermessstelle nordwestlich Hagen eine signifikant ansteigende Nitratkonzentration. Ansonsten zeigen die Messstellen weder einen abnehmenden noch einen steigenden Trend der Nitratkonzentrationen auf einem mittleren Konzentrationsniveau. Eine Messstelle an der Volme, südlich von Hagen, weist mit 62,6 mg/L die höchste mittlere Nitratkonzentration in diesem Gebiet auf.

■ Abb. 3.3-5 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Stadt Hamm, Kreis Soest und Kreis Unna

Stadt Hamm, Kreise Soest und Unna (Abb. 3.3-5 a-d)

In der östlichen Fortsetzung des Ruhrgebiets schließt sich die Soester Börde an. Das besiedelte Gebiet um Hamm und Lippstadt zeigt eine deutliche Anzahl unbeeinflusster bzw. gering belasteter Messstellen. An der Ruhr und im Südosten des Kreises Soest wurden Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 50 mg/L gemessen. Während die Mehrzahl der Messstellen mit Trend auf diesem Konzentrationsniveau einen abnehmenden Trend aufweisen, weisen zwei Messstellen einen ansteigenden Trend auf. Gerade die Messstellen mit den mittleren Konzentrationsklassen 10 bis 25 mg/L und 25 bis 50 mg/L sollten mit besonderem Augenmerk betrachtet werden, da sie Hinweise auf mögliche zukünftige Problemfelder liefern können. Positiv hervorzuheben sind drei Rohwassermessstellen (Konzentrationsklasse 10 bis 25 mg/L), die einen deutlich sinkenden Trend der Nitratkonzentrationen aufweisen (Abb. 3.3-5 c).

Hohe Nitratkonzentrationen von über 50 mg/L wurden im vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Gebiet zwischen Werl und Lippstadt nachgewiesen (Abb. 3.3-5 d). Hier ergaben die Trendanalysen durchweg weder abnehmende noch ansteigende Nitratgehalte und an einer Messstelle signifikant abnehmende Nitratkonzentrationen.

■ Abb. 3.3-6 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Hochsauerlandkreis

Hochsauerlandkreis (Abb. 3.3-6 a-d)

Bei dem Gebiet des Hochsauerlandkreises handelt es sich um einen überwiegend ländlich geprägten Raum mit vorherrschend forstwirtschaftlicher Nutzung. Die Mehrzahl der Messstellen weist eine Nitratkonzentration zwischen 10 und 50 mg/L auf. Während im Südosten des Gebiets eher geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser vorliegen, fällt im Nordosten eine Konzentration von Messstellen mit Nitratkonzentrationen im Bereich bzw. über 50 mg/L auf. Es handelt sich hierbei um einen mehr ackerbaulich geprägten Bereich östlich der Diemel. Hier liegt der höchste vorliegende mittlere Nitratgehalt einer Messstelle bei 63,3 mg/L (Abb. 3.3-6 d).

Hinsichtlich ihres Trendverhaltens konnten in erster Linie Messstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 50 mg/L analysiert werden. Hierbei wurde zumeist weder ein ansteigender noch ein abnehmender Trend festgestellt. Westlich der Hoppecke zeigt sich eine Konzentration von Messstellen mit einem signifikant abnehmenden Trend. Sowohl bei den Messstellen mit Konzentrationen unter 10 mg/L als auch bei den Messstellen mit Konzentrationen über 50 mg/L wurden keine signifikant abnehmenden bzw. ansteigenden Nitratrends festgestellt.

■ Abb. 3.3-7 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Märkischer Kreis

Märkischer Kreis (Abb. 3.3-7 a-d)

Der Märkische Kreis ist insgesamt durch eine relativ geringe Messstellendichte gekennzeichnet. Die Mehrzahl der Messstellen im Märkischen Kreis weist eine Nitratkonzentration der Klassen zwischen 10 und 50 mg/L auf. Im Südosten ist eine signifikante Konzentration von Messstellen mit Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L festzustellen. Ein Nitratwert von 50 mg/L wird nur an einer Messstelle überschritten.

Das Trendverhalten konnte in erster Linie an Messstellen im Konzentrationsniveau 10 bis 50 mg/L analysiert werden. Dabei sind vier Messstellen südöstlich einer Linie Menden - Iserlohn, die eine steigende Nitratentwicklung bei mittleren Nitratkonzentrationen von noch unter 25 mg/L aufweisen, hervorzuheben. Die bereits erwähnte Messstelle mit einer sehr hohen mittleren Nitratkonzentration von 63,8 mg/L im westlichen Bereich des Märkischen Kreises, nördlich des Mündungsgebietes der Ennepe, zeigt einen gleichbleibenden Trend der Nitratgehalte.

■ Abb. 3.3-8 a-c:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreise Olpe und Siegen-Wittgenstein

Kreise Olpe und Siegen-Wittgenstein (Abb. 3.3-8 a-d)

Bei den beiden Kreisen Olpe und Siegen-Wittgenstein, im Süden des Regierungsbezirkes Arnsberg, ist auffällig, dass keine stark belasteten Messstellen mit Nitratgehalten größer 50 mg/L existieren. Während Messstellen mit geringen Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L hauptsächlich im Kreis Siegen-Wittgenstein sowie im südöstlichen Teil des Kreises Olpe registriert wurden, konzentrieren sich Messstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 50 mg/L in erster Linie im Mündungsbereich der Bigge sowie zwischen Bigge und Veischede. Von den hinsichtlich ihres Trendverhaltens analysierten Messstellen mit geringen Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L zeigt nur eine Messstelle einen signifikant steigenden Trend, alle übrigen Messstellen dieser Konzentrationsklasse zeigen weder einen abnehmenden noch einen ansteigenden Trend. In der Konzentrationsklasse zwischen 10 und 50 mg/L zeigen insgesamt sechs Messstellen (davon fünf im Konzentrationsbereich von 10 bis 25 mg/L) eine signifikant ansteigende Nitratkonzentration im Grundwasser an. Gemäß beschriebener Verteilung der Nitratkonzentrationen ist dies in erster Linie im Mündungsbereich der Bigge sowie zwischen Bigge und Veischede der Fall.

3.3.5.2.2 Nitrat-Verhältnisse im Regierungsbezirk Detmold

Überblick

Das Gebiet des Regierungsbezirks Detmold lässt sich aus geologischer Sicht in drei Teilbereiche gliedern. Der Norden wird dominiert von den Festgesteinsablagerungen des Weserberglandes, im Südosten des Regierungsbezirks Detmold dominieren mesozoische Festgesteinsablagerungen mit wechselnd ergiebigen Kluftgrundwasserleitern. Der südwestliche Teil des Regierungsbezirks Detmold wird geprägt durch Lockergesteinsbedeckungen der Oberkreideablagerungen mit in der Regel ergiebigen Grundwasservorkommen. Als wichtige Bereiche hinsichtlich der Wasserversorgung sind im östlichen Münsterland vor allem die Verbreitungsgebiete der eiszeitlichen Ablagerungen in der Senne südlich einer Linie Bielefeld - Detmold, die Niederterrassenablagerungen im Bereich der Ems und im nordöstlichsten Landesgebiet der Bereich der Großen Aue exemplarisch zu nennen (s. Übersicht der Wasserschutzgebiete im Regierungsbezirk Detmold, Abb. 4-2).

Die Darstellung der Wasserleitfähigkeit des Bodens für den Regierungsbezirk Detmold ist in den nachfolgenden Detailkarten dargestellt. Während die Bodenbedeckung der Festgesteinsbereiche im Norden und Südosten eine eher geringe bis mittlere Wasserleitfähigkeit aufweisen, werden die Lockergesteinsbereiche durch eine mittlere bis hohe Wasserleitfähigkeit des Bodens charakterisiert.

Der Regierungsbezirk Detmold weist insbesondere in seiner östlichen Hälfte eine sehr hohe Messstellendichte auf. Hinsichtlich der Art der Messstellen fällt in Abbildung 3.3-3 sowie in den nachfolgenden Kartendarstellungen auf, dass es sich hier zum größten Teil um Rohwassermessstellen handelt, was das hohe Maß der wasserwirtschaftlichen Nutzung des Grundwassers in diesem Bereich belegt (s. o.).

Hinsichtlich der Verteilung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Regierungsbezirks Detmold dominieren in Abbildung 3.3-3 Messstellen mit keiner bzw. einer geringen Belastung, bereichsweise überlagert von Messstellen mit Nitratgehalten von bis zu 50 mg/L. Vorherrschende Nitratgehalte unter 10 mg/L sind dabei großflächig u. a. im südwestlichen Teil des Kreises Lippe sowie im westlichen Teil des Kreises Minden-Lübbecke zu verzeichnen.

Insgesamt zeigt das Grundwasser im Regierungsbezirk Detmold nur in einigen Teilgebieten eine sehr starke Belastung des Grundwassers (> 50 mg/L). Zu nennen wären hier die Region zwischen Gütersloh und Rheda-Wiedenbrück (Kreis Gütersloh), der Bereich der Senne (Kreis Gütersloh, Kreis Lippe), der östliche Teil des Kreises Minden-Lübbecke) sowie Bereiche an der Lippe im Kreis Paderborn. In allen genannten Bereichen treten stellenweise Nitratkonzentrationen im Grundwasser über 100 mg/L auf. Die maximalen Nitratkonzentrationen im Regierungsbezirk Detmold sind im Kreis Paderborn, zwischen Lippstadt und Paderborn (rd. 150 bis 190 mg/L) sowie im östlichen Teil des Kreises Minden-Lübbecke (vereinzelt > 200 mg/L) anzutreffen.

Für den Regierungsbezirk Detmold zeigt die Übersichtskarte der Nitratrends (Abb. 3.3-34) zwar überwiegend Messstellen mit einer in etwa gleichbleibenden Nitratkonzentration, darüber hinaus aber auch eine unregelmäßige Verteilung von Messstellen, die einen ansteigenden oder abnehmenden Trend der Nitratgehalte anzeigen. Ein lokaler Schwerpunkt von Messstellen mit abnehmender Nitratkonzentration liegt z.T. im südöstlichen Teil des Kreises Lippe. Die Messstellen mit ansteigender Konzentration liegen zum überwiegenden Teil derzeit auf einem mittleren Niveau (bis maximal 50 mg/L).

Nitratsituation in den Kreisen und kreisfreien Städten

Die Nitratkonzentration und das Trendverhalten wird für die Kreise und kreisfreien Städte des Regierungsbezirks Detmold anhand von acht Karten in den Abbildungen 3.3-9 a-g bis 3.3-16 a-d aufgezeigt:

- Stadt Bielefeld, Kreis Gütersloh Abb. 3.3-9 a-g
- Kreis Herford Abb. 3.3-10 a-d
- Kreis Höxter Abb. 3.3-11 a-d
- Kreis Lippe (West) Abb. 3.3-12 a-d
- Kreis Lippe (Ost) Abb. 3.3-13 a-d
- Kreis Minden-Lübbecke (West) Abb. 3.3-14 a-d
- Kreis Minden-Lübbecke (Ost) Abb. 3.3-15 a-d
- Kreis Paderborn Abb. 3.3-16 a-d

Nachfolgend werden diese Karten im einzelnen erläutert.

 **Abb. 3.3-9 a-g:**
Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Stadt Bielefeld und Kreis Gütersloh

Stadt Bielefeld, Kreis Gütersloh (Abb. 3.3-9 a-g)

Die Verteilung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser der Stadt Bielefeld und des Kreises Gütersloh zeigt ein relativ heterogenes Bild, wobei die Mehrzahl der Messstellen eine mittlere Nitratkonzentration unterhalb 50 mg/L aufweist (Abb. 3.3-9 b, Abb. 3.3-9 c). Eine signifikante Häufung von Messstellen mit einer mittleren

Nitratkonzentration oberhalb 50 mg/L, und damit oberhalb des Grenzwertes für Nitrat nach der Trinkwasserverordnung, findet sich im Südosten an der Grenze zu den Kreisen Lippe und Paderborn (Abb. 3.3-9 d), sowie mit 10 Rohwassermessstellen im Wasserschutzgebiet zwischen Ems und Wapelbach (Abb. 3.3-9 g, Detailkarte III). Darüber hinaus befinden sich in dem genannten Wasserschutzgebiet ebenfalls noch drei Rohwassermessstellen zwischen 25 und 50 mg/L mit ansteigenden Nitratgehalten (Abb. 3.3-9 f, Detailkarte II). Konzentrationen über 100 mg/L, und damit eine Überschreitung des Grenzwertes um mehr als 100 %, treten nördlich des Dalkebaches und im Bereich des Wapelbaches auf (Abb. 3.3-9 d und Abb. 3.3-9 g). Ebenso ist eine gehäufte Anzahl von Messstellen mit erhöhten Konzentrationen über 50 mg/L in einem Wasserschutzgebiet im Osten des Kreises Gütersloh im Grenzbereich zum Kreis Lippe festzustellen. Bei der Anzahl der Messstellen, an denen die Datengrundlage für die Stadt Bielefeld und den Kreis Gütersloh eine Trendberechnung zuließ, ist als gering zu bezeichnen und beschränkt sich im Wesentlichen auf den Konzentrationsbereich 10 bis 50 mg/L.

■ Abb. 3.3-10 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Herford

Kreis Herford (Abb. 3.3-10 a-d)

Im Kreis Herford basiert die Beschreibung der Nitratsituation fast ausschließlich auf Rohwassermessstellen, wobei die Messstellendichte insgesamt als relativ gering angesehen werden kann. Die Nitratkonzentrationen liegen, von einer lokalen Ausnahme abgesehen, durchweg unterhalb von 50 mg/L ohne eine eindeutig regionale Verteilung geringer bzw. erhöhter Nitratgehalte.

Bei den im Nordwesten des Kreisgebiets befindlichen Rohwasserbrunnen (Abb. 3.3-10 c, Ausschnitt) sind sowohl ansteigende wie abnehmende Nitratkonzentrationen im Konzentrationsbereich 10 bis 50 mg/L auf engem Raum zu beobachten. Im gleichen Gebiet zeigen zwei Messstellen eine mittlere Nitratkonzentration oberhalb 50 mg/L bei gleichbleibendem Trendverhalten an.

■ Abb. 3.3-11 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Höxter

Kreis Höxter (Abb. 3.3-11 a-d)

Für den Kreis Höxter an der östlichen Landesgrenze zu Niedersachsen und Hessen erfolgt die Beschreibung der Nitratsituation im Grundwasser fast ausschließlich anhand von Rohwassermessstellen. Mit Ausnahme des südöstlichen Teils des Kreises zeigt sich eine annähernd flächendeckende Verteilung von Messstellen, deren mittlere Nitratkonzentration überwiegend zwischen 10 und 50 mg/L liegt. Messstellen mit Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L liegen in erster Linie im westlichen Teil des Kreisgebiets (s. Abb. 3.3-11 b). Eine Messstelle im Norden des Kreises Höxter liegt mit einem Mittelwert von 57,5 mg/L im stark belasteten Konzentrationsbereich. An der überwiegenden Mehrzahl der Messstellen konnten Trendberechnungen durchgeführt werden, die an den meisten dieser Messstellen aller Konzentrationsklassen ein gleichbleibendes Konzentrationsverhalten ergaben. Es sind keine Bereiche mit Konzentrationen von Messstellen mit einer signifikant steigenden bzw. abnehmbaren Trendentwicklung zu identifizieren.

■ Abb. 3.3-12 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Lippe (West)

■ Abb. 3.3-13 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Lippe (Ost)

Kreis Lippe (West und Ost) (Abb. 3.3-12 a-d und Abb. 3.3-13 a-d)

Der Kreis Lippe wird in den dargestellten Abbildungen in einen Westteil und einen Ostteil unterteilt. Der Kreis Lippe zeichnet sich durch eine relativ hohe Anzahl an Rohwassermessstellen aus, deren mittlere Nitratkonzentrationen überwiegend durch die Konzentrationsklassen unterhalb 50 mg/L charakterisiert sind. Die wenigen Grundwassermessstellen mit Nitratgehalten über 50 mg/L treten gehäuft im Südwesten an der Grenze zum Kreis Gütersloh auf (Abb. 3.3-12 d). Sie sind damit im regionalen Zusammenhang mit den stark belasteten Grundwassermessstellen im Südosten des Kreises Gütersloh zu sehen (Abb. 3.3-9 d, s. o.). Wie diese liegen auch die stark belasteten Grundwassermessstellen des Kreises Lippe vorwiegend in Wasserschutzgebieten. Trendberechnungen liegen im Kreis Lippe für zahlreiche Messstellen vor. Auffällig ist dabei, dass besonders für die Konzentrationsklassen 10-25 und 25-50 mg/L im westlichen Bereich des Kreisgebietes alle 9 Messstellen mit signifikant abnehmendem Trend westlich der Werre anzutreffen sind. Dagegen liegen 5 der 6 Messstellen mit zunehmendem Trend der Nitratgehalte östlich der Werre (Abb. 3.3-12 c). Für den Kreis Lippe (Ost) sind für die gleichen Konzentrationsklassen die Messstellen mit zunehmendem Trend entlang der östlichen Landesgrenze verteilt (Abb. 3.3-13 c). Hier zeigt sich keine signifikante Verteilung von Messstellen mit ansteigenden bzw. abnehmenden Nitratgehalten.

■ Abb. 3.3-14 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Minden-Lübbecke (West)

■ Abb. 3.3-15 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Minden-Lübbecke (Ost)

Minden-Lübbecke (West und Ost) (Abb. 3.3-14 a-d und Abb. 3.3-15 a-d)

Ebenso wie der Kreis Lippe wurden auch die Darstellungen für den Kreis Minden-Lübbecke kartografisch in einen Westteil und einen Ostteil geteilt. Im Westteil überwiegen die Rohwassermessstellen mit einer mittleren Nitratkonzentration von unterhalb 10 mg/L. Südlich des Mittellandkanals finden sich einige Messstellen mit zunehmendem Trend bei mittleren Konzentrationen von ca. 40 mg/L bis knapp unter 50 mg/L (Abb. 3.3-14 d). Vier Messstellen oberhalb 50 mg/L, die alle in Wasserschutzgebieten liegen, sind im Westteil des Kreisgebiets zu verzeichnen. Hier zeigen die beiden nördlich gelegenen Messstellen (östlich der Kleinen Aue) signifikant zunehmende Nitratgehalte, während am Oberlauf der Kleinen Aue eine Messstelle signifikant abnehmende Nitratkonzentrationen zeigt.

Im Unterschied zum Westteil treten im Ostteil des Kreisgebietes deutlich mehr Messstellen mit Nitratkonzentrationen größer 10 mg/L auf. Hierbei konzentrieren sich Bereiche mit durchgängig hohen Nitratkonzentrationen über 50 mg/L östlich der Weser und entlang des Mittellandkanals bzw. der Bastau. Die höchste Nitratkonzentration in einer Grundwassermessstelle liegt bei 220 mg/L, und damit mehr als vier mal so hoch wie der Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Die Messstellen mit zunehmendem Trendverhalten in den Konzentrationsklassen oberhalb 10 mg/L liegen fast ausschließlich in einer Zone südlich des Mittellandkanals. Hierzu gehören auch zwei Messstellen mit einem zunehmenden Trend auf einem Konzentrationsniveau über 50 mg/L.

Insgesamt zeigt sich für das gesamte Kreisgebiet Minden-Lübbecke die bedenkliche Tendenz eines Überhanges an Messstellen mit zunehmender Nitratkonzentration (zumeist auf relativ hohem Niveau) gegenüber Messstellen mit abnehmender Nitratkonzentration.

■ Abb. 3.3-16 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Paderborn

Kreis Paderborn (Abb. 3.3-16 a-d)

Der Kreis Paderborn ist durch eine relativ geringe Messstellendichte gekennzeichnet. Anteilmäßig überwiegen dabei Grundwassermessstellen gegenüber Rohwassermessstellen. Messstellen mit einer mittleren Nitratkonzentration unter 10 mg/L liegen gehäuft am Oberlauf des Haustenbaches sowie entlang der Lippe im westlichen Kreisgebiet. Eine Häufung von Messstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 50 mg/L finden sich u. a. im östlichen Teil des Kreisgebietes sowie südwestlich von Paderborn. Mittlere Nitratkonzentrationen über 50 mg/L sind im Kreis Paderborn im Norden (an der Ems), im Süden (an der Afte) sowie entlang der Lippe zu verzeichnen. Der höchste Mittelwert liegt mit 222,4 mg/L in einer Grundwassermessstelle an der Ems vor. Damit liegt die mittlere Nitratkonzentration auch an dieser Messstelle um mehr als das Vierfache über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung.

Ergebnisse zum Trendverhalten können aufgrund der Datenbasis nur für wenige Messstellen vorgelegt werden. Dabei zeigen sich zum überwiegenden Teil gleichbleibende Nitratkonzentrationen.

3.3.5.2.3 Nitrat-Verhältnisse im Regierungsbezirk Düsseldorf

Überblick

Der Regierungsbezirk Düsseldorf weist insbesondere im Gebiet der Niederrheinischen Bucht große, ergiebige bis sehr ergiebige Grundwasservorkommen auf, die auf die weiträumige Verbreitung fluviatiler Lockersedimente mit großer Mächtigkeit zurückzuführen sind. Dementsprechend ist die Region der Niederrheinischen Bucht in wasserwirtschaftlicher Hinsicht von herausragender Bedeutung. Dies kommt in den nachfolgenden Karten durch das Vorkommen und die flächenhafte Verbreitung zahlreicher Wasserschutzgebiete insbesondere im Süden des Regierungsbezirks zum Ausdruck. Im Südosten des Regierungsbezirks Düsseldorf sind darüber hinaus die Festgesteinsablagerungen des Rheinischen Schiefergebirges verbreitet. Die Darstellung der Wasserleitfähigkeit des Bodens zeigt im Bereich des Festgesteins eher niedrige bis mittlere Werte und im Verbreitungsgebiet der Lockergesteinsablagerungen mittlere bis hohe Werte (s. nachfolgende Karten).

Der Regierungsbezirk Düsseldorf zeichnet sich insgesamt durch eine überwiegend hohe Messstellendichte in den Lockergesteinsbereichen aus, wobei das Fehlen von Messstellen im linksrheinischen Teil des Kreises Wesel auffällig ist. Die Festgesteinsbereiche im Südosten weisen entsprechend ihrer geringeren wasserwirtschaftlichen Bedeutung (im Hinblick auf das Grundwasser) eine entsprechend geringere Messstellendichte auf.

Wie die Übersichtskarte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Abb. 3.3-3) zeigt, weist eine Vielzahl von

Messstellen im Regierungsbezirk Düsseldorf eine starke Nitratbelastung mit Werten über 50 mg/L auf. Schwerpunktartig ist dies in den Kreisen Kleve, Wesel und Viersen sowie im Bereich der Stadt Mönchengladbach der Fall. Die Nitratgehalte liegen hier insbesondere in den Kreisen Kleve und Viersen zu einem großen Teil über 100 mg/L und überschreiten örtlich auch eine Nitratkonzentration von 200 mg/L.

Größere Bereiche mit einer eher geringen bis mittleren Nitratkonzentration im Grundwasser (< 50 mg/L) finden sich vor allem im rechtsrheinischen Teil, südlich der Lippe. Dies korrespondiert mit der in diesen Bereichen eher geringen Bedeutung landwirtschaftlicher Nutzung (Ruhrgebiet).

Intensive landwirtschaftliche Nutzung und ein hoher Viehbesatz (vgl. Abb. 3.3-2), verbunden mit einem stellenweise geringen Flurabstand, sind Ursache für ein schnelles Eindringen des Nitrats in das Grundwasser des Regierungsbezirks Düsseldorf. Der in den nachfolgend besprochenen Karten dokumentierte hohe Anteil stark nitratbelasteter Grundwassermessstellen, besonders im Bereich von Wasserschutzgebieten, ist Zeugnis dieser konkurrierenden Nutzungen. Die zahlreich auftretenden außerordentlich hohen Nitratkonzentrationen von oberhalb 100 mg/L bis fast dem Fünffachen des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung machen deutlich, dass das Problem des Nitrats im oberflächennahen Grundwasser weiterhin aktuell ist.

Nitratsituation in den Kreisen und kreisfreien Städten

Die Nitratkonzentration und das Trendverhalten wird für die Kreise und kreisfreien Städte des Regierungsbezirks Düsseldorf anhand von vier Karten in den Abbildungen 3.3-17 a-d bis 3.3-20 a-d aufgezeigt:

- Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann
Abb. 3.3-17 a-d
- Städte Duisburg, Essen Mülheim a. d. Ruhr und Oberhausen, Kreis Wesel
Abb. 3.3-18 a-d
- Städte Krefeld und Mönchengladbach, Kreis Neuss, Kreis Viersen
Abb. 3.3-19 a-d Kreis Kleve Abb. 3.3-20 a-d

Nachfolgend werden diese Karten im Einzelnen erläutert.

■ Abb. 3.3-17 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann

Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann (Abb. 3.3-17 a-d)

Das Gebiet der Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal sowie des Kreises Mettmann ist vorwiegend städtisch geprägt, weist darüber hinaus - insbesondere im Festgesteinsbereich - aber auch einen hohen Waldbestand auf. Die Nitratsituation kann nur punktuell anhand weniger Messstellen aufgezeigt werden, die überwiegend im Bereich der Lockergesteinsverbreitung liegen.

Überwiegend wurde eine Nitratkonzentration unterhalb 50 mg/L gemessen. Zwei Grundwassermessstellen sind mit einer mittleren Nitratkonzentration größer 50 mg/L ausgewiesen, wobei die im Rheinbogen liegende Messstelle einen steigenden Trend aufweist (Abb. 3.3-17 d). Die südlich Langenfeld in einem Wasserschutzgebiet gelegene Messstelle zeigt mit 124,5 mg/L die höchste mittlere Nitratkonzentration im hier betrachteten Bereich.

■ Abb. 3.3-18 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Städte Duisburg, Essen, Mülheim a.d. Ruhr und Oberhausen, Kreis Wesel

Städte Duisburg, Essen, Mülheim a.d. Ruhr und Oberhausen, Kreis Wesel

(Abb. 3.3-18 a-d)

Eine relativ hohe Messstellendichte liegt für die Städte Duisburg, Essen, Mülheim a.d. Ruhr und Oberhausen vor. Dies gilt insbesondere für das rechtsrheinische Gebiet nördlich der Lippe. Während Messstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L gehäuft u. a. westlich der Issel und zwischen Dinslaken und Wesel angetroffen wurden, liegen Messstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 50 mg/L gehäuft im Mündungsbereich der Lippe sowie zwischen Issel und Rhein. Hinsichtlich der Trendanalysen ist das relativ wechselhafte Auftreten von steigendem und abnehmendem Trendverhalten einiger Rohwassermessstellen im Konzentrationsbereich zwischen 10 und 50 mg/L entlang der Lippe (Abb. 3.3-18 c, Ausschnitt II) zu erwähnen. Eine signifikante Anzahl an Messstellen zeigt eine mittlere Nitratkonzentration oberhalb 50 mg/L (Grenzwert der Trinkwasserverordnung), mit räumlichen Häufungen nördlich von Wesel sowie im südlichen Bereich des Kreises Wesel und der Stadt Duisburg. Eine im Norden des dargestellten Gebietes gelegene Grundwassermessstelle zeigt mit einem Mittelwert von 221,9 mg/L eine sehr hohe Nitratbelastung. Während im nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets im Konzentrationsniveau über 50 mg/L fast ausschließlich gleichbleibende Trends zu verzeichnen, sind wurden an Messstellen südwestlich von Moers in dieser Konzentrationsklasse auch ansteigende Nitrattrends nachgewiesen.

Abb. 3.3-19 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Städte Krefeld und Mönchengladbach, Kreis Neuss, Kreis Viersen

Städte Krefeld und Mönchengladbach, Kreis Neuss, Kreis Viersen

(Abb. 3.3-19 a-d)

Zwischen dem Rhein und der westlichen Landesgrenze NRW ist das Gebiet durch zahlreiche Grundwassermessstellen relativ gleichmäßig abgedeckt. Der Anteil der Messstellen, die mit einer mittleren Nitratkonzentration von größer 50 mg/L als stark belastet angesprochen werden müssen, ist überdurchschnittlich hoch, was bereits in der Übersichtskarte der Abbildung 3.3-3 zum Ausdruck kam. Während die Konzentrationsklassen unter 50 mg/L bzw. zwischen 10 und 50 mg/L in erster Linie östlich der Niers anzutreffen sind, ist das Gebiet westlich der Niers durch eine auffallend hohe Zahl an Messstellen mit Konzentrationen über 50 mg/L gekennzeichnet.

Bemerkenswert ist das Vorliegen zahlreicher Untersuchungsergebnisse über einen längeren Zeitraum, was eine Trendauswertung an beinahe jeder Messstelle mit Konzentrationen über 10 mg/L ermöglicht. Bei den Konzentrationsklassen 10 - 50 mg/L zeigen von der Anzahl her vergleichbar viele Messstellen einen steigenden bzw. abnehmenden Trend der Nitratgehalte, allerdings ohne eindeutige regionale Verteilung. Dagegen überwiegt bei den stark belasteten Messstellen größer 50 mg/L eindeutig das abnehmende bzw. gleichbleibende Trendverhalten.

Abb. 3.3-20 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Kleve

Kreis Kleve (Abb. 3.3-20 a-d)

Für den Kreis Kleve ist ebenfalls eine hohe Messstellendichte bei relativ gleichmäßiger Messstellenverteilung festzustellen. Bei den Messstellen waren fast durchweg Trendauswertungen möglich. Eine regionale Häufung der unterschiedlichen Konzentrationsklassen ist nicht zu erkennen. Der hohe Anteil stark belasteter Messstellen größer 50 mg/L sowie deren annähernd flächendeckende Verteilung fällt besonders ins Auge. Der Anteil von Messstellen mit Konzentrationsklassen über 50 mg/L ist im Kreis Kleve höher als in den restlichen Bereichen von NRW (vgl. auch Abb. 3.3-3). Für die Konzentrationsklasse größer 50 mg/L stehen fünf Messstellen mit abnehmendem Trend sieben Messstellen mit zunehmendem Trendverhalten gegenüber. Hierbei fällt auf, dass drei dieser sieben Messstellen mit ansteigendem Trend im Süden, westlich der Niers auftreten. Mit mittleren Nitratkonzentrationen von 169,5, 173,8 und 221,7 mg/L sind diese Messstellen zu den sehr stark belasteten Messstellen zu zählen. Bei den Konzentrationsklassen unter 10 mg/L bzw. zwischen 10 und 50 mg/L sind, von lokalen Ausnahmen abgesehen, größtenteils gleichbleibende Nitratrends zu verzeichnen.

3.3.5.2.4 Nitrat-Verhältnisse im Regierungsbezirk Köln**Überblick**

Vergleichbar den Verhältnissen im Regierungsbezirk Düsseldorf sind auch im Regierungsbezirk Köln die wasserwirtschaftlich bedeutenden ergiebigen Grundwasservorkommen an die Verbreitung der Lockergesteinsedimente der südlichen Niederrheinischen Bucht gebunden. Das rechtsrheinische Gebiet und der südwestliche Bereich des Regierungsbezirks sind dagegen durch den Festgesteinsbereich des Rheinischen Schiefergebirges geprägt. Die Wasserleitfähigkeit des Bodens ist in den Festgesteinsbereichen als gering bis sehr gering und in den Lockergesteinsbereichen als mittel bis hoch zu bezeichnen (s. nachfolgende Karten).

Die Verteilung der in den Karten auf Kreisebene dargestellten Messstellen entspricht der wasserwirtschaftlichen Bedeutung der geologischen Formationen. So konzentrieren sich auch die nitratbelasteten Messstellen auf den Bereich der Lockersedimente, der einer intensiven Landwirtschaft, vorzugsweise dem Gemüseanbau unterliegt. Damit wird auch hier ebenso wie im Regierungsbezirk Düsseldorf die konkurrierende Nutzung zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft und deren negative Auswirkungen auf die Grundwassergüte deutlich.

Eine Nitratbelastung des Grundwassers oberhalb des TrinkwV-Grenzwertes ist im Regierungsbezirk Köln, insbesondere in den Regionen rund um Aachen, entlang der Rheinschiene (zwischen Leverkusen und Bonn) sowie im Kreis Düren und im Kreis Heinsberg zu finden. Dabei treten oftmals Nitratkonzentrationen über 100 mg/L (u. a. nördlich von Aachen, westlicher Rhein-Sieg-Kreis, Kreis Heinsberg) auf. Lokal liegen die Nitratkonzentrationen auch über 200 mg/L (westlicher Rhein-Sieg-Kreis, westlicher Kreis Heinsberg).

Großräumige Bereiche mit einer geringen bis mittleren Nitratbelastung des Grundwassers finden sich aus den o.g. Gründen vor allem in Festgesteinsbereichen. Zu nennen wären hier u. a. der südliche Kreis Aachen, der südliche Kreis Euskirchen und der östliche Rhein-Sieg-Kreis.

Hinsichtlich der Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Regierungsbezirks Köln zeigt die überwiegende Zahl der Messstellen mit einer ausreichenden Datenbasis weder abnehmende noch ansteigende

Trends. Oftmals liegen auch Messstellen mit abnehmenden bzw. ansteigenden Nitratkonzentrationen (z.T. auf einem sehr hohen Nitratniveau) in enger räumlicher Nachbarschaft und lassen demnach keine Aussage hinsichtlich der großräumigen Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers zu. Dies ist z. B. im Kreis Heinsberg (Gebiet Schwalm) und im Kreis Düren der Fall.

Nitratsituation in den Kreisen und kreisfreien Städten

Die Nitratkonzentration und das Trendverhalten wird für die Kreise und kreisfreien Städte des Regierungsbezirks Düsseldorf anhand von acht Karten in den Abbildungen 3.3-21 a-d bis 3.3-28 a-d aufgezeigt:

- Stadt Aachen und Kreis Aachen Abb. 3.3-21 a-d
- Stadt Bonn und Rhein-Sieg-Kreis Abb. 3.3-22 a-g
- Stadt Köln Abb. 3.3-23 a-g
- Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer Kreis, Oberbergischer Kreis
Abb. 3.3-24 a-d
- Kreis Düren Abb. 3.3-25 a-d
- Erftkreis Abb. 3.3-26 a-d
- Kreis Euskirchen Abb. 3.3-27 a-d
- Kreis Heinsberg Abb. 3.3-28 a-d

Nachfolgend werden diese Karten im Einzelnen erläutert.

■ Abb. 3.3-21 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Stadt Aachen und Kreis Aachen

Stadt Aachen und Kreis Aachen (Abb. 3.3-21 a-d)

Für die Stadt und den Kreis Aachen liegen wenige Grundwasser- und Rohwassermessstellen zur Beschreibung der Nitratsituation vor. Bei einer eher geringen Messstellendichte dominieren, insbesondere südlich der Inde, - überwiegend im Festgesteinsbereich - die Messstellen mit Nitratkonzentrationen kleiner 10 mg/L. Die stark belasteten Messstellen mit der größten mittleren Nitratkonzentration von 131,4 mg/L und damit mehr als dem Doppelten des zulässigen Wertes nach der Trinkwasserverordnung konzentrieren sich vorzugsweise im nördlichen Umfeld der Stadt Aachen (Abb. 3.3-21 d).

Während in der Konzentrationsklasse unter 10 mg/L ausnahmslos gleichbleibende Nitratrends zu verzeichnen sind, existieren in der Konzentrationsklasse zwischen 10 und 50 mg/L auch zwei Messstellen mit einer signifikant abnehmenden Nitratkonzentration. Von vier Messstellen mit Nitratgehalten über 50 mg/L, bei denen ein Trend berechnet werden konnte, zeigt eine Messstelle (südlich von Aachen) eine signifikant steigende Nitratkonzentration an.

■ Abb. 3.3-22 a-g:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Stadt Bonn und Rhein-Sieg-Kreis

Stadt Bonn und Rhein-Sieg-Kreis (Abb. 3.3-22 a-g)

Für die Stadt Bonn und den Rhein-Sieg-Kreis sind sehr viele Grundwasser- und Rohwassermessstellen zur Charakterisierung der Nitratkonzentration im Grundwasser vorhanden, die insbesondere in einem Bereich zwischen Bonn und Köln sowie entlang der Sieg gehäuft auftreten. Zur Entzerrung der lokal gehäuften Messstellen wird die Nitratsituation in drei ergänzenden Detailkarten aufgezeigt.

Für das gesamte Gebiet dominieren Messstellen mit Nitratgehalten in den Konzentrationsklassen zwischen 10 und 50 mg/L. Messstellen mit Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L treten gehäuft nur östlich von Siegburg sowie im Osten des Rhein-Sieg-Kreises auf. Besonders auffällig ist, dass belastete Messstellen größer 50 mg/L überwiegend im linksrheinischen Raum nordwestlich von Bonn sowie rechtsrheinisch in der Nähe von Troisdorf auftreten (Abb. 3.3-22 d und Abb. 3.3-22 g). Im Bereich Bonn korreliert dies mit dem dort intensiv betriebenen landwirtschaftlichen Gemüseanbau. Ein registrierter "Spitzenwert" von 253,6 mg/L, d. h. mehr als dem Fünffachen des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung, entspricht der höchsten mittleren Nitratkonzentration in Nordrhein-Westfalen im Rahmen der vorliegenden Auswertungen.

Ein weiteres konzentriertes Auftreten belasteter Messstellen ist wie erwähnt südwestlich von Troisdorf zu beobachten. Die beschriebenen Verhältnisse sind auch bereits in der Übersichtskarte klar erkennbar (vgl. Abb. 3.3-3). Ergebnisse zu Trendberechnungen liegen für die Stadt Bonn und den Rhein-Sieg-Kreis im Vergleich zu der großen Anzahl der Messstellen nur spärlich vor. Trotz des abnehmenden Trends einer dieser Messstellen ist es bei einer mittleren Nitratkonzentration von 210,1 mg/L offensichtlich, dass das Grundwasser in diesem Bereich weiterhin eine starke Nitratbelastung aufweisen wird.

■ Abb. 3.3-23 a-g:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Stadt Köln

Stadt Köln (Abb. 3.3-23 a-g)

Eine hohe Messstellendichte setzt sich auch im Bereich der Stadt Köln beiderseits des Rheins fort. Hier überwiegen mittlere Nitratkonzentrationen von 10 - 50 mg/L, die annähernd flächendeckend anzutreffen sind.

Nitratkonzentrationen über 50 mg/L sind in erster Linie im nordwestlichen Bereich des Stadtgebiets sowie vereinzelt im Süden anzutreffen. Bei den belasteten Messstellen größer 50 mg/L scheint das Auftreten einer Messstelle mit einem Nitratgehalt von 193,4 mg/L eher die Ausnahme zu sein. Auffällig ist aber, dass diese Messstellen mit einer Ausnahme ausschließlich in Wasserschutzgebieten liegen.

Der Anteil von Messstellen mit einem Ergebnis zur Trendberechnung ist im Vergleich zum Gebiet der Stadt Bonn und dem Rhein-Sieg-Kreis deutlich größer. Eindeutig überwiegen dabei Messstellen mit einer abnehmenden Nitratkonzentration auf einem zumeist mittleren Konzentrationsniveau zwischen 10 und 50 mg/L (Abb. 3.3-23 c und Detailkarten I-III).

■ Abb. 3.3-24 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer Kreis, Oberbergischer Kreis

Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer Kreis, Oberbergischer Kreis

(Abb. 3.3-24 a-d)

Für die Stadt Leverkusen, den Rheinisch-Bergischen Kreis und den Oberbergischen Kreis ist eine recht geringe Messstellenanzahl vorhanden. Eine Häufung von Messstellen ist westlich der Stadt Leverkusen zu verzeichnen. Die überwiegende Anzahl der Messstellen mit annähernd flächiger Verteilung weist einen Nitratgehalt zwischen 10 und 50 mg/L auf. Nitratgehalte unter 10 mg/L sind entlang der Dhünn sowie östlich von Leverkusen zu verzeichnen. Bemerkenswert ist das konzentrierte Auftreten belasteter Messstellen mit Nitratgehalten über 50 mg/L im Mündungsbereich der Wupper. Die höchste hier festgestellte mittlere Nitratkonzentration erreicht 109,2 mg/L (Abb. 3.3-24 d).

Messstellen mit ansteigendem Trend sind im Konzentrationsbereich über 50 mg/L nicht zu verzeichnen. Im Konzentrationsbereich zwischen 10 und 50 mg/L existieren mehrere Messstellen mit signifikant abnehmendem Trend.

■ Abb. 3.3-25 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Kreis Düren

Kreis Düren (Abb. 3.3-25 a-d)

Im Kreis Düren liegen zahlreiche Grundwasser- und Rohwassermessstellen im Verbreitungsgebiet der Lockergesteine, d. h. im zentralen und im südlichen Kreisgebiet vor. Der Anteil belasteter Messstellen (> 50 mg/L) ist insgesamt als relativ hoch zu bezeichnen. Während die Messstellen in den Konzentrationsklassen unter 10 mg/L bzw. zwischen 10 und 50 mg/L eine annähernd flächenhafte Verteilung zeigen, ist die Häufung von Messstellen mit Nitratkonzentrationen über 50 mg/L östlich der Rur auffällig.

Trenduntersuchungen liegen in erster Linie für die Konzentrationsbereiche 10 bis 50 mg/L bzw. über 50 mg/L vor. Räumliche Konzentrationen von Messstellen mit einem signifikant abnehmenden Trend sind dabei südlich von Düren (Nitratgehalte ca. 30 mg/L) sowie am Mittellauf des Neffelbachs (Nitratgehalte 50 bis 70 mg/L) zu verzeichnen. Zwischen Ellebach und der Rur zeigen drei räumlich eng beieinander liegende Messstellen auf einem Konzentrationsniveau von ca. 60 bis 70 mg/L ein ansteigendes Trendverhalten (s. Ausschnitt Abb.3.3-25 d).

■ Abb. 3.3-26 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Erftkreis

Erftkreis (Abb. 3.3-26 a-d)

Der Erftkreis zeichnet sich durch die geringste Messstellenanzahl auf Landesebene aus, was seine Ursache in der flächenhaften Verbreitung der rheinischen Braunkohlentagebaue hat. Eine flächenhafte Aussage zur Nitratkonzentration im Grundwasser ist aus diesem Grund hier nicht möglich.

Erwähnenswert sind die zwei belasteten Messstellen bei Wesseling mit Nitratgehalten über 120 mg/L. Die Messstellen befinden sich räumlich in der nördlichen Fortsetzung der stark belasteten Messstellen des linksrheinischen Rhein-Sieg-Kreises (s. o., vgl. Abb. 3.3-22 d) und fügen sich somit in das Gesamtbild ein.

■ Abb. 3.3-27 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997

Kreis Euskirchen

Kreis Euskirchen (Abb. 3.3-27 a-d)

Im Kreis Euskirchen liegt eine hohe Messstellenanzahl bei einer relativ gleichmäßigen Verteilung über das gesamte Kreisgebiet vor. Der dominierende Anteil der Grundwasser- und Rohwassermessstellen zeigt mittlere Nitratkonzentrationen von 10 - 50 mg/L mit annähernd flächenhafter Verteilung. Messstellen mit Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L finden sich gehäuft u. a. im südlichen Teil des Kreisgebiets. Ein deutlicher Anteil belasteter Messstellen konzentriert sich zwischen Rothbach und Urft im vorwiegend landwirtschaftlich

geprägten Raum um Mechernich. Insgesamt zwei der als stark belastet anzusprechenden Messstellen überschreiten eine Nitratkonzentration von 100 mg/L.

Von den zahlreichen Trendauswertungen aller Messstellen größer 10 mg/L dominieren neben Messstellen ohne eindeutigen Trend die Messstellen mit einem signifikant abnehmenden Trend. Hier ist jedoch kein Bereich zu identifizieren, in dem eine Flächenkonzentration dieses Trendverhaltens vorhanden ist (Abb. 3.3-27 c und d). Zwei der als stark belastet (< 50 mg/L) anzusprechenden Messstellen zeigt einen signifikant ansteigenden Trend der Nitratkonzentrationen.

■ Abb. 3.3-28 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Heinsberg

Kreis Heinsberg (Abb. 3.3-28 a-d)

Insgesamt zeichnet sich der Kreis Heinsberg durch eine annähernd flächendeckende Verteilung von Messstellen mit einer eher geringen Messstellendichte aus. Während Messstellen in den Konzentrationsklassen unter 10 mg/L bzw. zwischen 10 und 50 mg/L im Wesentlichen südwestlich der Rur auftreten, ist der flächendeckend relativ hohe Anteil der belasteten Messstellen größer 50 mg/L deutlich erkennbar.

Mittlere Konzentrationen größer 100 mg/L und damit größer als der doppelte zulässige Wert nach der Trinkwasserverordnung sind insbesondere südwestlich der Rur keine Seltenheit. Zahlreiche belastete Messstellen liegen in Wasserschutzgebieten. Als lokalspezifische Besonderheit ist auf die im Nordwesten des Kreisgebiets dargestellten 11 Rohwassermessstellen (Ausschnitt in Abb. 3.3-28 d) hinzuweisen, von denen vier mit ansteigenden Nitratkonzentrationen markant sind. Die übrigen sieben Messstellen zeigen ein gleichbleibendes Konzentrationsverhalten. Dagegen ist für die davon unmittelbar nördlich gelegenen vier Rohwassermessstellen sowie für eine davon westlich gelegene Grundwassermessstelle ein abnehmender Trend festzustellen (Abb. 3.3-28 d).

3.3.5.2.5 Nitrat-Verhältnisse im Regierungsbezirk Münster

Überblick

Bereits in der Übersichtskarte zur Messstellenverteilung von Grund- und Rohwassermessstellen in NRW (Abb. 1.1-2 und 1.1-3) wird die relativ geringe Anzahl der Messstellen zur Grundwasser- und Rohwasserüberwachung im Regierungsbezirk Münster deutlich. Dies hat seine Ursache in der flächenhaften Verbreitung des nahezu undurchlässigen Emscher Mergels. Dementsprechend ist im Regierungsbezirk Münster eine flächenhafte Verbreitung eng beieinander liegender, zahlreicher Wasserschutzgebiete wie z. B. in den Regierungsbezirken Düsseldorf und Köln nicht gegeben. Als erwähnenswerte ergiebige Grundwasservorkommen von überregionaler wasserwirtschaftlicher Bedeutung müssen die kreidezeitlichen Halterner Sande im Südwesten und die quartärzeitlichen Sande und Kiese des sog. Münsterländer Kiessandzugs um Münster genannt werden. Die im Münsterland vorhandenen mehreren Tausend Brunnen zur Eigenwasserversorgung (Hausbrunnen) standen im Rahmen der vorliegenden Beschreibung der Nitratsituation im oberflächennahen Grundwasser nicht zur Verfügung.

Die Wasserleitfähigkeit des Bodens kann nur im nordwestlichen Teil des Regierungsbezirkes Münster durchgängig mit mittel bis hoch bezeichnet werden. Ansonsten liegt - insbesondere im Verbreitungsgebiet des Emscher Mergels (s. o.) - überwiegend eine mittlere bis geringe Leitfähigkeit des Bodens vor.

Im Regierungsbezirk Münster finden sich großflächig Bereiche in denen keine bzw. eine nur geringe Nitratbelastung des Grundwassers (< 25 mg/L) vorliegt. Dies ist z. B. im Bereich des Ruhrgebietes, im nördlichen Kreis Warendorf und in weiten Teilen des Kreises Steinfurt der Fall. Im Falle des Ruhrgebietes sind die geringen Nitratkonzentrationen im Grundwasser Ausdruck der nur sehr geringen Verbreitung landwirtschaftlicher Nutzung.

Insgesamt liegen im Regierungsbezirk Münster nur vereinzelt Bereiche, in denen gehäuft sehr hohe Nitratkonzentrationen (> 50 mg/L) im Grundwasser nachgewiesen wurden. Zu nennen wären hier der zentrale Teil des Kreises Steinfurt (beidseitig des Rheins), der nördliche Kreis Warendorf sowie das westliche Münsterland (südlicher Kreis Borken, nördlicher Kreis Recklinghausen). In den genannten Regionen liegen die Nitratkonzentrationen oftmals über 100 mg/L, maximale Gehalte wurden mit über 200 mg/L im westlichen Teil des Kreises Coesfeld registriert.

Hinsichtlich der Trendentwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser liegen an der Mehrzahl der Messstellen nicht genügend Daten vor bzw. weisen die Messstellen keinen eindeutigen Trend auf. Ein Bereich mit eher fallendem Trend liegt z. B. im nordöstlichen Teil des Kreises Warendorf. Entlang der Ems (Kreis Steinfurt) liegen Messstellen mit abnehmender und ansteigender Nitratkonzentration - auf einem insgesamt hohen bis sehr hohen Niveau - z.T. unmittelbar nebeneinander.

Nitratsituation in den Kreisen und kreisfreien Städten

Die Nitratkonzentration und das Trendverhalten wird für die Kreise und kreisfreien Städte des Regierungsbezirks Düsseldorf anhand von fünf Karten in den Abbildungen 3.3-29 a-d bis 3.3-33 a-d aufgezeigt:

- Städte Bottrop und Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen Abb. 3.3-29 a-d
- Stadt Münster und Kreis Coesfeld Abb. 3.3-30 a-d
- Kreis Borken Abb. 3.3-31 a-d
- Kreis Steinfurt Abb. 3.3-32 a-d
- Kreis Warendorf Abb. 3.3-33 a-d

Nachfolgend werden diese Karten im einzelnen erläutert.

■ Abb. 3.3-29 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Städte Bottrop und Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen

Städte Bottrop und Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen

(Abb. 3.3-29 a-d)

Die Messstellen im Gebiet der Städte Bottrop und Gelsenkirchen sowie im Kreis Recklinghausen sind vornehmlich durch geringe Nitratkonzentrationen kleiner 10 mg/L gekennzeichnet. Dies trifft insbesondere auf die Bereiche der Städte Bottrop und Gelsenkirchen sowie auf den südöstlichen Bereich des Kreises Recklinghausen und auf den Bereich südlich von Haltern zu. Darüber hinaus ist insbesondere südlich und westlich von Haltern eine Konzentration von Messstellen in der Konzentrationsklasse zwischen 10 und 25 mg/L zu verzeichnen. Drei als stark belastet zu bezeichnenden Messstellen (> 50mg/L) liegen ausnahmslos im nördlichen Bereich des dargestellten Gebietes, zwei davon wiesen Konzentrationen > 100 mg/L auf.

Insgesamt ist nur an relativ wenigen Messstellen im betrachteten Gebiet eine Analyse der Trendentwicklung auf Grundlage der vorliegenden Daten möglich. Von den Messstellen mit einer sehr hohen Nitratbelastung (> 50 mg/L) zeigt die im Nordwesten gelegene mit einer mittleren Nitratkonzentration von 108 mg/L noch ein signifikant ansteigendes Trendverhalten.

■ Abb. 3.3-30 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Stadt Münster und Kreis Coesfeld

Stadt Münster und Kreis Coesfeld (Abb. 3.3-30 a-d)

Für den Bereich der Stadt Münster und des Kreises Coesfeld liegen nur wenige Messstellen zur Analyse der Nitratbelastung des Grundwassers vor. Eine Anhäufung von Messstellen findet sich entlang einer Nord-Süd Zone im Bereich der Stadt Münster (Münsterländer Kiessandzug) sowie im weiteren Umfeld der Städte Coesfeld und Dülmen (Abb. 3.3-30 b und c). Die den Kiessandzug erfassenden Grundwassermessstellen zeigen fast überwiegend eine mittlere Nitratkonzentration kleiner 25 mg/L. Dabei wurde an einer Messstelle ein steigendes und an einer Messstelle ein abnehmendes Trendverhalten nachgewiesen.

Von den fünf stark belasteten Messstellen im Betrachtungsgebiet zeigt eine in einem Wasserschutzgebiet nördlich Münster gelegene Messstelle die für den Kiessandzug höchste mittlere Nitratbelastung von 74,7 mg/L. Eine weitere, im Westen bei Coesfeld gelegene Messstelle zeigt einen Nitratgehalt von 242,4 mg/L, also etwa dem Fünffachen des zulässigen Wertes für Nitrat nach der Trinkwasserverordnung. Hinsichtlich ihres Trendverhaltens zeigen alle Messstellen in der Konzentrationsklasse über 50 mg/L, an denen eine Trendanalyse durchgeführt werden konnte, weder ansteigende noch abnehmende Nitratrends.

■ Abb. 3.3-31 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Borken

Kreis Borken (Abb. 3.3-31 a-d)

Eine geringe Messstellenanzahl mit jedoch annähernd flächendeckender Verteilung ist für den Kreis Borken zu verzeichnen. Bei den vorliegenden Messstellen überwiegen Nitratkonzentrationen kleiner 50 mg/L.

Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L sind gehäuft im südlichen sowie im nördlichen Bereich des Kreises Borken zu verzeichnen. Trendanalysen konnten insbesondere in den Konzentrationsklassen unter 50 mg/L nur an wenigen Messstellen durchgeführt werden.

Von den sechs - im gesamten Kreisgebiet verteilten - stark belasteten Messstellen wurden an zwei Messstellen Nitratkonzentrationen über 140 mg/L festgestellt, wobei eine der Messstellen mit einem mittleren Nitratgehalt von 145,6 mg/L, d. h. dem nahezu dreifachen des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung, in einem Wasserschutzgebiet an der Südgrenze des Kreises Borken liegt. Dabei zeigt die zentral gelegene Messstelle mit einer mittleren Nitratkonzentration von 142,9 mg/L ein ansteigendes Trendverhalten. Alle übrigen stark belasteten Messstellen zeigen weder einen abnehmenden noch einen ansteigenden Trend der Nitratkonzentrationen.

■ Abb. 3.3-32 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Steinfurt

Kreis Steinfurt (Abb. 3.3-32 a-d)

Im Kreis Steinfurt ist die Messstellendichte bei annähernd flächendeckender Verteilung in weiten Teilen als eher gering einzustufen. Es herrschen Nitratkonzentrationen kleiner 50 mg/L vor, bei deutlichem Überhang von Messstellen mit Konzentrationen kleiner 10 mg/L, die im gesamten Kreisgebiet verteilt sind. Eine räumliche Konzentration von Messstellen mit Nitratkonzentrationen zwischen 10 und 50 mg/L findet sich insbesondere südlich von Ibbenbüren. Lokal sind in dieser Konzentrationsklasse ansteigende Nitratrends im Grundwasser zu verzeichnen.

Der Anteil belasteter Messstellen größer 50 mg/L ist mit neun Messstellen als deutlich zu bezeichnen und konzentriert sich auf den zentralen Bereich des Kreises Steinfurt. Für acht dieser neun Messstellen liegt ein Ergebnis zur Trendauswertung vor. Dabei ist an zwei Messstellen eine ansteigende Nitratkonzentration und an drei Messstellen ein abnehmender Trend zu verzeichnen. Drei weitere Messstellen der Konzentrationsklasse über 50 mg/L zeigen eine eher gleichbleibende Nitratkonzentration im Untersuchungszeitraum.

 Abb. 3.3-33 a-d:

Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-1997
Kreis Warendorf

Kreis Warendorf (Abb. 3.3-33 a-d)

Im Kreis Warendorf liegen die Grundwasser- und Rohwassermessstellen fast ausnahmslos entlang der Ems bzw. nördlich der Ems sowie im südöstlichen Randbereich des Kreisgebiets. In diesem Kreis ist der überwiegende Anteil der Messstellen mit einer mittleren Konzentration kleiner 50 mg/L ausgewiesen. Erwähnenswert ist die östlich Warendorf gelegene Brunnengalerie mit einer mittleren Nitratkonzentration zwischen 15 und 30 mg/L und einem einheitlich abnehmenden Trendverhalten (Abb. 3.3-33 c). Im Hinblick auf die zukünftige Überwachung der Rohwasserbeschaffenheit sind insbesondere auch die beiden dargestellten "orangen" Rohwassermessstellen zu beachten, die auf einem relativ hohen Niveau (34,8 und 40,1 mg/L) weiterhin ansteigende Nitratkonzentrationen aufweisen. Im südöstlichen Teil des Kreisgebietes wurden ausnahmslos Nitratkonzentrationen unter 10 mg/L nachgewiesen.

Stark belastete Messstellen größer 50 mg/L Nitrat treten vereinzelt, insbesondere im nordwestlichen Teil des Kreisgebiets, auf. Die höchste mittlere Nitratkonzentration ist bei einer im Nordwesten gelegenen Grundwassermessstelle mit 102,9 mg/L zu verzeichnen. Messstellen mit Trendanalysen in dieser Konzentrationsklasse zeigen zu einem Großteil gleichbleibende Nitratrends, nur eine Messstelle zeigt signifikant abnehmende Nitratkonzentrationen.

3.3.6 Statistische Auswertung der Nitratanalysen

3.3.6.1 Methodik

Um Aussagen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser ableiten zu können, wurden Trendberechnungen auf Grundlage der vorliegenden Daten durchgeführt. Eine Erläuterung der verwendeten Methodik enthält der Anhang A3-1 sowie entsprechende Veröffentlichungen (z. B. [12] und [14]). Für die Trenduntersuchung wurden die in der Grundwasserdatenbank NRW enthaltenen Daten ausgewertet (DB-Stand: Herbst 1998 bis Frühjahr 1999) und erstmalig in [8] veröffentlicht. Für Nordrhein-Westfalen liegen weiterhin Untersuchungsergebnisse zur Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit am Beispiel ausgewählter Förderbrunnen des linken Niederrheins vor ([6], [7]).

Ergänzend zu den Ausführungen zum Verfahren der Trendanalyse in Anhang A3-1 seien nachfolgend einige Besonderheiten der Trendanalyse hinsichtlich des Parameters Nitrat erläutert. Um den Nachteil der linearen Regression für die Trenduntersuchung an längeren Zeitreihen zu kompensieren, wurde die Zeitreihe in definierte Zeitabschnitte unterteilt und die Ausgleichsgerade für diese Teilabschnitte jeweils getrennt berechnet. Zum Zeitpunkt der Erstbearbeitung (Herbst 1998) wurden die folgenden Zeitabschnitte, die sich um jeweils ein Jahr überlappen, festgelegt: 1993-1997, 1989-1993, und 1984-1989.

Bei der Auswahl der oberflächennahen Grund- und Rohwassermessstellen für die Trenduntersuchungen der Nitratmessreihen wurden folgende Kriterien als Mindestanforderungen aufgestellt:

- Die Messstelle muss im oberen Grundwasserstockwerk verfiltert sein.
- Grundwassermessstellen werden getrennt von Rohwassermessstellen, d. h. von Förderbrunnen von Wassergewinnungsanlagen, die reines Grundwasser fördern (kein angereichertes Grundwasser oder Uferfiltrat), ausgewertet.
- Es müssen, in Anlehnung an die LAWA [9], mindestens fünf Messwerte, verteilt auf mindestens drei Jahre vorliegen.
- Trendberechnungen werden nur an Messwertreihen durchgeführt, bei denen die Messwerte über der Bestimmungsgrenze liegen.

Den zusammenfassenden Auswertungen über den gesamten Zeitraum von 1984-1997 liegen ausschließlich

Messstellen zugrunde, die den o.g. Kriterien in allen drei Teilzeitabschnitten genügen. Eine Reduzierung der verfügbaren Messstellen wurde dabei in Kauf genommen.

Für die Trendberechnungen wurden die Zeitreihen gemäß [11] ausreißerbereinigt und als Signifikanzniveau zur Beurteilung des Regressionskoeffizienten mit 95 % festgelegt [10]. Das bedeutet, dass, statistisch gesehen, in 20 Fällen nur einmal eine unsichere Entscheidung getroffen wird, ob ein Trend vorliegt oder nicht. Dieses relativ scharfe Entscheidungskriterium wurde gewählt, um nur die Messstellen mit "gesichertem" steigendem oder fallendem Trendverhalten herausfiltern zu können (s. auch Anh. A3-1).

Die nachfolgenden Trendanalysen werden ergänzt durch Boxplot-Darstellungen, da nicht alleine die absolute Entwicklung der Trends (abnehmend / zunehmend) hinsichtlich einer Interpretation von Bedeutung ist, sondern auch das Konzentrationsniveau, auf welchem sich diese Trendentwicklungen vollziehen.

3.3.6.2 Ergebnisse der Trendanalysen

In der Abbildung 3.3-34 sind die Ergebnisse der Trendanalysen hinsichtlich der Nitratkonzentrationen im Grundwasser von NRW im Überblick dargestellt. Insgesamt wurden 1.259 Messstellen hinsichtlich ihres Trendverhaltens untersucht. Die Abbildung 3.3-34 enthält sowohl die Ergebnisse für Rohwasser- als auch für Grundwassermessstellen. Die Häufigkeitsverteilung der Trendanalysen in der Abbildung 3.3-34 zeigt, dass an ca. 55 % der Messstellen eine gleichbleibende Nitratkonzentration zu verzeichnen ist, während ca. 16 % einen abnehmenden und ca. 11 % einen ansteigenden Trend aufweisen.

An insgesamt ca. 18 % der Messstellen ist aufgrund der Datenbasis keine Aussage zur Entwicklung der Nitratkonzentration möglich. An diesen Messstellen lagen zum Zeitpunkt der Datenselektion zwar Untersuchungsergebnisse in ausreichender Anzahl vor, aber ein nicht unerheblicher Anteil der Untersuchungsergebnisse lag unterhalb der Bestimmungsgrenze. Bei diesen Messstellen war demnach das Kriterium von mindestens fünf Messwerten (s. o.) nicht erfüllt.

Die Verteilung der zur Trendanalyse herangezogenen Messstellen entspricht den Gebieten hoher wasserwirtschaftlicher Bedeutung, mit räumlichen Konzentrationen im Bereich der südlichen Rheinschiene, des Niederrheins und im östlichen Regierungsbezirk Detmold. Im Abschnitt 3.3.5 wurde bereits eingehend die Nitratkonzentration und deren Entwicklung auf Ebene der Regierungsbezirke bzw. Kreise und kreisfreien Städte erläutert. Im Hinblick auf die regionale Verteilung der Nitratrends sei auf diese Auswertungen verwiesen.

■ Abb. 3.3-34:

Nitratrends bei Grund- und Rohwassermessstellen für den Zeitraum 1993 bis 1997 (Übersicht)

Trenduntersuchungen an Grundwassermessstellen in NRW

Basierend auf definierten Kriterien für die Messstellenauswahl (s. o.) wurden für den Zeitabschnitt 1993 bis 1997 zunächst 585 Grundwassermessstellen aus der Datenbank selektiert und für jede Messstelle eine Trendberechnung mit Ausreißerelimination durchgeführt. Von diesen 585 Grundwassermessstellen zeigen 97 Messstellen (ca. 17 %) einen abnehmenden Trend, 62 (ca. 11 %) einen zunehmenden Trend und 315 Messstellen (ca. 54 %) einen gleichbleibenden Trend der Nitratgehalte. Die sehr hohe Anzahl von Messstellen mit gleichbleibendem Trend ist bedingt durch das festgelegte Signifikanzniveau von 95 %. Für 111 Messstellen (ca. 18 %) ist aufgrund der vorliegenden Daten keine Aussage möglich.

Die betrachteten Grundwassermessstellen zeigen für NRW eine annähernd flächenhafte Verteilung der Messstellen mit deutlichen Schwerpunkten im Bereich des linken Niederrheins und im Zentralbereich des Regierungsbezirks Köln (Abb. 3.3-34).

Zur Beurteilung der längerfristigen Entwicklung der Trendhäufigkeit und der Nitratkonzentration in Nordrhein-Westfalen wurden die Zeitreihen der einzelnen Messstellen nach Aggregation weiter ausgewertet. Wenn die Zeitabschnitte 1984-1989 und 1989-1993 mit einbezogen werden, können noch 249 (der ursprünglich 585) Grundwassermessstellen für eine umfassende Trendanalyse genutzt werden. Diese 249 Messstellen sind hinsichtlich ihrer Konzentrationsverteilung repräsentativ für die nordrhein-westfälischen Grundwassermessstellen. Von den selektierten 249 Grundwassermessstellen liegen 163 Messstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten und 86 Messstellen innerhalb von Wasserschutzgebieten. Diese wurden getrennt voneinander betrachtet.

a) Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten

Die Verteilung der 163 Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten kann hinsichtlich der allgemeinen Verteilung der Messstellen in NRW als repräsentativ angesehen werden, da alle wichtigen Grundwasserregionen, wenn auch mit einer geringeren Messstellendichte, durch Messstellen vertreten sind.

Abbildung 3.3-35 zeigt die Trendhäufigkeit für die außerhalb von Wasserschutzgebieten gelegenen Grundwassermessstellen. Jede der 163 Messstellen ist einmal in jedem Zeitabschnitt vertreten. Auffällig ist, dass im Vergleich zum ersten Zeitabschnitt die Anzahl der Messstellen mit zunehmender Nitratkonzentration in 1989-1993 deutlich abgenommen hat, anschließend aber wieder etwas zunimmt. Bei den Messstellen mit einem abnehmendem Trend verhält es sich dagegen umgekehrt.

Insgesamt gesehen zeigen im jüngsten Zeitraum ca. 15 % der Messstellen einen signifikant abnehmenden und ca. 13 % der Messstellen einen signifikant zunehmenden Trend. Damit hat sich das Verhältnis von abnehmendem zu zunehmendem Trend gegenüber dem Zeitraum davor etwas verschlechtert.

■ Abb.3.3-35:

Trendhäufigkeit ausgewählter Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten (n = 163)

Die zeitliche Entwicklung der Trendhäufigkeit ist allein noch nicht aussagekräftig, da keine unmittelbare Information vorliegt, auf welchem Konzentrationsniveau die Trendentwicklung zu bewerten ist. Daher ist es notwendig, die Interpretation durch die Betrachtung der Konzentrationsentwicklung zu ergänzen. Dies erfolgt im vorliegenden Fall u. a. mit Hilfe von Boxplot-Darstellungen. Hierfür werden die Messwerte der verwendeten Messstellen (s. o.) jahresweise gruppiert und die Konzentration rangstatistisch durch Perzentilwerte beschrieben. Da das Hauptaugenmerk dabei auf die hohen Nitratkonzentrationen gerichtet ist, sind für die Darstellung ausgewählter Perzentile nur diejenigen, die gleich oder größer als der Medianwert sind, verwendet worden (s. Abb. 3.3-36).

Für die Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten kann aus der Abbildung 3.3-36 entnommen werden, dass mit Ausnahme des 98. Perzentils die Nitratkonzentration über den gesamten Zeitraum betrachtet als eher rückläufig anzusehen sind. So lagen beispielsweise 1984 an nahezu 50 % der Grundwassermessstellen die Nitratgehalte über 50 mg/L, während dies 1998 nur noch für ca. 35 % der Grundwassermessstellen zutrifft (70. Perzentil). Den deutlichsten Rückgang von ca. 135 mg/L in 1984 auf ca. 90 mg/L in 1998 zeigt in der Abbildung 3.3-36 das 90. Perzentil.

■ Abb.3.3-36:

Entwicklung der Nitratkonzentration ausgewählter Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten (n = 163)

b) Grundwassermessstellen in Wasserschutzgebieten

Die 86 Grundwassermessstellen, die innerhalb von Wasserschutzgebieten liegen, verteilen sich fast ausschließlich auf den westlichen Landesteil von NRW mit den Regierungsbezirken Köln und Düsseldorf und können ausschließlich für diesen Bereich hinsichtlich ihrer Trendentwicklung als repräsentativ angesehen werden. Die Daten lassen keine Differenzierung von Wasserschutzzonen mit und ohne landwirtschaftliche Kooperationen zu.

Die Trendhäufigkeit dieser 86 oberflächennahen Grundwassermessstellen zeigt in den drei betrachteten Zeiträumen eine einheitliche Entwicklung. Einer deutlichen Abnahme der Messstellen mit zunehmender Nitratkonzentration steht eine größer werdende Anzahl Messstellen mit abnehmender Nitratkonzentration gegenüber (Abb. 3.3-37). Im jüngsten Zeitraum zeigen ca. 32 % der Messstellen einen signifikant abnehmenden und ca. 10 % der Messstellen einen signifikant zunehmenden Trend.

Insgesamt gesehen hat sich damit das Verhältnis zwischen Messstellen mit ab- und Messstellen mit zunehmendem Trend im Beobachtungszeitraum deutlich verbessert (im Wesentlichen für die Regierungsbezirke Köln und Düsseldorf, s. o.).

■ Abb.3.3-37:

Trendhäufigkeit ausgewählter Grundwassermessstellen in Wasserschutzgebieten (n = 86)

Eine eindeutige positive oder negative Entwicklung der Nitratkonzentrationen liegt bei den betrachteten Messstellen in Wasserschutzgebieten nicht vor (Abb.3.3-38). Allenfalls beim 70. Perzentil ist in den letzten Jahren eine kontinuierliche Entwicklung abzulesen. Im Vergleich zu der Perzentildarstellung für die Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten (Abb. 3.3-36) fällt auf, dass innerhalb der Wasserschutzgebiete ab dem 80. Perzentil ein niedrigeres Konzentrationsniveau auftritt.

■ Abb.3.3-38:

Entwicklung der Nitratkonzentration an Grundwassermessstellen in Wasserschutzgebieten (n = 86)

Trenduntersuchungen an Rohwassermessstellen in NRW

Nach den o.g. Selektionskriterien der Trenduntersuchung erfüllen 674 Rohwassermessstellen die Vorgaben für den

Zeitraum 1993 bis 1997. Rohwassermessstellen werden häufiger und/oder regelmäßiger beprobt und untersucht als Grundwassermessstellen. Aus diesem Grund ist der Anteil der geeigneten Messstellen höher als bei den Grundwassermessstellen. Die Messstellen decken, mit Ausnahme der zum Zeitpunkt der Datenselektion im Frühjahr 1999 noch nicht in der Datenbank enthaltenen Daten für den Bereich des linken Niederrheins, die relevanten Regionen der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Nordrhein-Westfalen ab (Abb. 3.3-34).

Wie bei den Grundwassermessstellen ist auch für die Rohwassermessstellen ein leichter Überhang von Messstellen mit einer rückläufigen Nitratkonzentration festzustellen (insgesamt ca. 15 %). Ebenfalls sehr hoch ist der Anteil der Messstellen mit gleichbleibendem Trend (57 %). Der Anteil der Messstellen, für den keine Aussage getroffen werden kann, entspricht mit 119 bzw. ca. 18 % dem der Grundwassermessstellen. Die Messstellen mit signifikanter Trendabnahme oder Trendzunahme sind relativ gleichmäßig auf die Landesfläche verteilt. Eine regionale Häufung eines Trendtyps im Sinne einer Clusterbildung zeichnet sich nicht ab.

Für die zusammenfassende Betrachtung der Entwicklung der Trendhäufigkeit und der Nitratkonzentrationen seit 1984 eignen sich 402 Rohwassermessstellen. Die Anzahl von Messstellen mit zunehmender Nitratkonzentration nimmt von 1984 bis 1997 ab, was von einer nur sehr geringfügigen und nicht kontinuierlichen Zunahme an Messstellen mit signifikant abnehmender Nitratkonzentration begleitet wird (Abb. 3.3-39). Das Verhältnis der beiden gegensätzlichen Trends hat sich vom ältesten Zeitraum hin zum jüngsten Zeitraum deutlich verändert.

■ Abb.3.3-39:

Trendhäufigkeit an 402 ausgewählten Rohwassermessstellen

Andererseits zeigen die in Abbildung 3.3-40 dargestellten Perzentile P 90, P 95 und P 98 für die Jahre 1984 bis 1994/95 eine kontinuierliche Zunahme der Nitratkonzentrationen und in den darauffolgenden Jahren wieder einen abnehmenden Trend. Die übrigen dargestellten Perzentilwerte zeigen für den gesamten Beobachtungszeitraum einen im Wesentlichen gleichbleibenden Trend.

Für die Nitratkonzentration der Rohwassermessstellen ist besonders auffällig, dass sich die negative Entwicklung ab 1995/1996 umkehrt. Jedes der dargestellten Perzentile (≥ 50 . Perzentil, d. h. jede zweite Messstelle, s. Abb. 3.3-40) dieser Grundgesamtheit ist von dieser Entwicklung betroffen. Die Konzentrationsabnahme reicht dabei von ca. -1 mg/(l)a für das 50. Perzentil bis zu < -5 mg/(l)a für das 98. Perzentil. Diese Entwicklung ist darauf zurückzuführen, dass

- der Anteil der Messstellen mit abnehmenden Nitratgehalten größer ist als der mit zunehmenden Gehalten und
- die mittlere Rate der Konzentrationsabnahme gegenüber der mittleren Rate der Konzentrationszunahme dominiert.

Während bei den betrachteten Grundwassermessstellen innerhalb und außerhalb von Wasserschutzgebieten in der Regel ab dem 70. Perzentil kontinuierlich Werte über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg/L) registriert werden, ist dies bei den Rohwassermessstellen erst ab dem 90. Perzentil der Fall.

■ Abb.3.3-40:

Entwicklung der Nitratkonzentration an 402 ausgewählten Rohwassermessstellen

Während die Abbildung 3.3-39 im Zeitraum von 1984-1989 bzw. 1989-1993 eine Abnahme von Messstellen mit zunehmendem Trend bzw. eine Zunahme der Messstellen mit abnehmendem Trend anzeigt, steigen gemäß Abbildung 3.3-40 die Nitratkonzentrationen im gleichen Zeitraum an. Dieser scheinbare Widerspruch wird offenbar dadurch hervorgerufen, dass die Nitratgehalte der Messstellen mit steigendem Trend schneller zunehmen als die Nitratgehalte mit fallendem Trend abnehmen und somit das rangstatistische Gefüge durch die Messstellen mit zunehmendem Trend deutlicher beeinflusst wird.

Die Rohwassermessstellen (Förderbrunnen) liegen praktisch vollständig in Wasserschutzgebieten und können somit grundsätzlich von den Aktivitäten der eventuell dort vorhandenen Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft beeinflusst sein. Der Zeitpunkt der möglichen Trendwende liegt landesweit gesehen (ohne linker Niederrhein) im Jahr 1996 und damit in der Regel deutlich nach der Aufnahme der Arbeiten der seit 1989 gegründeten Kooperationen. Neben diesen ersten positiven Anzeichen muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass im Zeitraum 1993 bis 1997 trotz der eingeleiteten Maßnahmen in den Kooperationsgebieten bei etwa 13 % der Messstellen (52 Messstellen) weiter ansteigende Konzentrationen und bei etwa 71 % der Messstellen (286 Messstellen) noch keine eindeutigen Konzentrationsabnahmen zu verzeichnen sind.

Ob und inwieweit die Veränderungen der Nitratgehalte im Grundwasser auf die Aktivitäten der Kooperationen oder durch zunehmende Umsetzung der "guten landwirtschaftlichen Praxis" zurückgehen, lässt sich anhand der hier vorliegenden Daten nicht ableiten.

Fazit

Aus den dargelegten statistischen Auswertungen zur Trendanalyse der Nitratgehalte an unterschiedlichen Messstellengruppen lassen sich für den bisherigen Aufzeichnungszeitraum folgende zusammenfassenden Schlussfolgerungen ableiten:

- Für **Grundwassermessstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten** ist hinsichtlich des Verhältnisses von Messstellen mit abnehmendem zu Messstellen mit zunehmenden Nitrattrend im Beobachtungszeitraum keine eindeutige Entwicklung abzuleiten. Das Konzentrationsniveau ist das höchste aller betrachteten Messstellengruppen und zeigt im Beobachtungszeitraum eine kontinuierlich abnehmende Nitratkonzentration.
- Die **Grundwassermessstellen innerhalb von Wasserschutzgebieten** (hier im Wesentlichen Regierungsbezirke Köln und Düsseldorf) zeigen im Beobachtungszeitraum eine kontinuierliche Verbesserung des Verhältnisses von Messstellen mit abnehmendem zu Messstellen mit zunehmendem Nitrattrend. Das Konzentrationsniveau liegt deutlich unterhalb der Messstellen außerhalb von Wasserschutzgebieten, zeigt jedoch im Beobachtungszeitraum keine eindeutig positive oder negative Gesamtentwicklung. Eine Beurteilung der Wirksamkeit bestehender Maßnahmen (wie z. B. landwirtschaftlicher Kooperationen) ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich, da diesbezüglich keine Differenzierung bei den Wasserschutzgebieten erfolgt.
- Für die **Rohwassermessstellen** ist im Beobachtungszeitraum ebenfalls eine Verbesserung des Verhältnisses zwischen Messstellen mit abnehmendem Trend zu Messstellen mit zunehmendem Trend abzuleiten. Das Konzentrationsniveau liegt deutlich unterhalb von dem der Grundwassermessstellen, zeigt bis 1994/95, insbesondere bei den höheren Perzentilwerten, ansteigende und ab 1995/96 kontinuierliche, leicht abnehmende Konzentrationswerte.

3.3.6.3 Beziehung zu anderen hydrochemischen Parametern

Für ausgewählte Messstellen, die ein unterschiedliches Trendverhalten beim Nitrat aufweisen, wurde in den Abbildungen 3.3-41 und 3.3-42 beispielhaft die Konzentrationsentwicklung anderer hydrochemischer Parameter aufgetragen. Im Grundwasser einzelner Messstellen erkennt man einerseits eine parallele Entwicklung von Nitrat und anderen düngerelevanten Grundwasserinhaltsstoffen sowie andererseits den Einfluss des Nitrats auf das Redoxmilieu des Grundwassers bzw. die Konzentrationsentwicklung redoxsensitiver Parameter.

Düngeindikatoren (Abb. 3.3.41)

Beispielhaft zeigt die im oberen Drittel eines Grundwasserleiters (Münsterländer Kiessandzug) verfilterte Messstelle 110070380 Gemeinsamkeiten zwischen der Konzentrationsentwicklung von Nitrat und anderen düngerelevanten Stoffen. Die seit Beginn der Messungen im Jahr 1984 bis heute fallenden Nitratgehalte korrelieren mit abnehmenden Kalium-, Chlorid- und Sulfatgehalten. Ammonium kommt insgesamt in relativ hohen Konzentrationen vor, wobei vor 1990 in der Regel höhere Konzentrationen auftreten als nach 1990. Aufgrund der Konzentrationsentwicklung von Ammonium und Chlorid dürften die Einträge der düngemittelrelevanten Indikatorstoffe vor 1990 auf den Einsatz von Wirtschafts- und Mineraldünger zurückzuführen sein. Nach 1990 scheint der Einfluss des mineralischen Düngers abzunehmen. Die DOC-Gehalte liegen über dem Betrachtungszeitraum ohne erkennbaren Trend - bei vergleichsweise niedrigen Gehalten von im Mittel etwa 2 mg/L. Es ist davon auszugehen, dass der gelöste organische Kohlenstoff durch mikrobielle Vorgänge im Boden und Grundwasserleiter niedrig gehalten wird (z. B. Sauerstoff-, Nitratreduktion, Reduktion von oxidischen Mangan- und Eisenphasen). Hierfür sprechen auch die niedrigen Gehalte an im Grundwasser gelöstem Sauerstoff (s.u.). Der Rückgang der Düngemittelindikatoren ist offenbar auf eine verringerte Aufbringung oder einen erhöhten Pflanzenentzug im Einzugsgebiet der Messstelle zurückzuführen.

Abb.3.3-41:

Konzentrationsentwicklung düngerelevanter Stoffe

Redoxmilieu (Abb. 3.3-42)

Der Eintrag von Nitrat kann in reduzierten Grundwässern zu einer Veränderung des mikrobiell induzierten Redoxmilieus führen. In Systemen mit geringen natürlichen Nitratreinträgen reicht die mit dem Sickerwasser eingetragene gelöste organische Substanz und der im Grundwasserleiter akkumulierte abbaubare Kohlenstoff aus, um in einer Reaktionsabfolge nacheinander die gelösten Oxidationsmittel Sauerstoff und Nitrat abzubauen. Im nitratarmen oder -freien Grundwasser werden anschließend oxidische Mangan- und danach Eisenminerale mikrobiell reduziert [2].

Natürliches Grundwasser in Grundwasserleitern, die abbaubare organische Substanz enthalten, weist daher keine oder nur geringe Sauerstoff- und Nitratgehalte auf, wohingegen die Mangan- und Eisengehalte erhöht sind. Im Bereich der Manganreduktionszone liegen dabei die Mangan- und Eisengehalte über den Eisenkonzentrationen, in der Eisenreduktionszone ist das Konzentrationsverhältnis umgekehrt. Der verstärkte Eintrag von Nitrat in das Grundwasser führt zu einem schnelleren Verbrauch des im Untergrund vorhandenen Reduktionspotentials. Nachdem dieses endliche Reservoir aufgebraucht ist, kommt es zum Anstieg der Sauerstoffgehalte und zu einer Abnahme der gelösten Mangan- und Eisenkonzentrationen. Die sich einstellenden Nitratkonzentrationen hängen nur noch von den Stoffeinträgen an der Grundwasseroberfläche ab. In der Übergangsphase ist damit zu rechnen, dass in reduzierten Grundwässern insbesondere die Zone der mikrobiellen Eisen-III-Reduktion in größere Tiefen

verdrängt wird oder die Reaktion auch ganz zum Erliegen kommt [2]. Die Konzentrationsentwicklung der redoxsensitiven Parameter kann also Auskunft über die Veränderung des Redoxmilieus geben. Theoretisch kann auch erkannt werden, ob die Abbaukapazität des Grundwasserleiters gegenüber Nitrat aufgebraucht ist.

Die redoxsensitiven Parameter des Grundwassers im Bereich der bereits vorgestellten Messstelle 110070380 in Abbildung 3.3-42 zeigen deutlich, dass im Grundwasserleiter über den gesamten Zeitraum mikrobiell katalysierte Redoxreaktionen relevant sind und zu einem reduzierenden Milieu geführt haben. Mitte der 80er-Jahre finden sich daher bei den relativ höchsten Nitratgehalten auch die höchsten Mangangehalte, die mit der kontinuierlichen Abnahme der Nitratgehalte ebenfalls zurückgehen. Die Abnahme der Mangan- und Nitratgehalte wird von einem Anstieg der Eisengehalte begleitet. Ein Aufbrauch der Abbaukapazität hat hier offenbar nicht stattgefunden. Hierfür sind vermutlich auch die abnehmenden Gehalte des Oxidationsmittels Nitrat verantwortlich.

■ Abb.3.3-42:

Konzentrationsentwicklung redoxsensitiver Parameter

Eine andere Situation wird durch die Verhältnisse im Grundwasser der Messstelle 070197714 belegt. Dort sind seit 1989 die Nitratgehalte von ca. 5 mg/L auf etwa 40 mg/L gestiegen. Die Mangangehalte lagen anfänglich noch über den Eisengehalten, was darauf hindeutet, dass das Grundwasser zu dieser Zeit und vermutlich in tieferen Grundwasserschichten noch ein reduzierendes Milieu aufwies. Mit zunehmenden Nitratgehalten nehmen sowohl der Mangangehalt (1 Wert) als auch die Eisengehalte ab. Eisen liegt heute im Bereich der Bestimmungsgrenze. Es ist also anzunehmen, dass durch die Nitratzunahme eine ohnehin geringe Abbaukapazität dieses Grundwasserleiters aufgebraucht worden ist. Das hydrochemische Milieu hat sich über den Messzeitraum im Mittel von einem schwach anaeroben zu einem aeroben Milieu verändert.

3.3.7 Ausblick

Die weiterhin große Bedeutung des Nitrats für die Belastung des nordrhein-westfälischen Grundwassers wird dadurch verdeutlicht, dass in vielen Gebieten der entsprechende Grenzwert der TrinkwV z.T. deutlich überschritten wird.

Die Messstellen mit erhöhten und hohen Nitratgehalten kommen gehäuft dort vor, wo hinsichtlich der Flächennutzung eine intensive Landwirtschaft vorherrscht (s. Abb. 3.3-2).

Die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Düngung, den Abbauvorgängen im Boden und im Grundwasserleiter und den Befunden in Grund- und Rohwasser sind seit den 80er-Jahren bekannt und seitdem durch zahlreiche wissenschaftliche Arbeiten weiter untersucht worden. Ob und inwieweit diese Erkenntnisse und die daraufhin eingeleiteten Maßnahmen bereits zu einer Veränderung der Nitratbelastung im Grundwasser geführt haben, kann derzeit anhand der Konzentrationsverteilung nicht eindeutig festgestellt werden.

Die Konzentrationsentwicklung der Messstellen ist je nach betrachteter Messstellengruppe unterschiedlich. Seit 1995/96 ist landesweit gesehen mindestens von stagnierenden Konzentrationen und bei den Rohwassermessstellen sogar von abnehmenden Konzentrationen auszugehen. Die Konzentrationen befinden sich in der Regel jedoch noch auf einem zu hohen Niveau. Diese ersten positiven Anzeichen im Landesmaßstab dürfen jedoch nicht darüber hinweg täuschen, dass in einzelnen Grundwasservorkommen die Nitratgehalte noch weiter ansteigen. Die Ursachen der Trendentwicklung einzelner Messstellen lassen sich ohne detaillierte Kenntnisse der örtlichen Situation nicht ermitteln. In vielen Fällen werden die Konzentrationsabnahmen auf Aktivitäten der in Nordrhein-Westfalen gegründeten Kooperationen zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft (in Wasserschutzgebieten) sowie auf die gute landwirtschaftliche Praxis (außerhalb der Schutzgebiete) zurückzuführen sein. Zukünftige Auswertungen sollten unter besonderer Berücksichtigung der Lage von Wasserschutzgebieten, in denen Kooperationen bestehen, erfolgen.

Eine Fortführung der beschriebenen Trendbeobachtungen für den Zeitabschnitt 1997 - 2001 unter gleichzeitiger Einbeziehung aller verfügbaren güterelevanten hydrochemischen Grundwasserparameter wird weiterhin Aufschluss darüber geben, ob die vermeintlich positive Entwicklung einer Konzentrationsverringerung den Beginn eines nachhaltigen Entwicklungsprozesses darstellt. In jedem Fall wird in Nordrhein-Westfalen Nitrat auch in den kommenden Jahren weiterhin ein zentrales Thema des Grundwasserschutzes bleiben.

3.3.8 Literatur

[1] OBERMANN P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. Dt. Gewässerkd. Jb. 42, 217 S.

[2] LEUCHS W. (1988): Vorkommen, Abfolge und Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasserleiter. Bes. Mitt. Dt. Gewässerkd. Jb. 52, 106 S.

[3] SCHULTE-KELLINGHAUS S. (1988): Denitrifikation in der ungesättigten Zone. - Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A; Angewandte Wissenschaft, Heft 358,

Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup

- [4] SCHOLLMEYER G. (1991): Untersuchungen zur Nitratmobilität in sandigen Böden im Einzugsbereich der Wasserwerke Bocholt/Westfalen. Diss. Univ. Bonn, Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 1
- [5] DONATH H.J; POLL, K. (1997): Hydrogeologische und hydrochemische Analyse der flachen Grundwasservorkommen im westlichen Münsterland unter besonderer Berücksichtigung der Versalzungsproblematik. Bericht Geologisches Institut Universität Münster, 62. S.
- [6] OVERATH, H.; SIEMENS, J. (1997): Trends in der Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit am Beispiel ausgewählter Brunnen. In: Kooperativer Gewässerschutz in Nordrhein-Westfalen - Sachstand, Trends, Strategien -, Dokumentation zum 7. IWW-Fachkolloquium vom 03.12.1996
- [7] GRAF, M.; NOLTE, C.; FOHRMANN R.; H. OVERATH (2000): Die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit am Beispiel ausgewählter Förderbrunnen in NRW von 1970-99. In: 10 Jahre Kooperativer Gewässerschutz in Nordrhein-Westfalen - Entwicklung, Resultate, Perspektiven - Dokumentation zum 10. IWW-Fachkolloquium vom 02.12.1999
- [8] NEUMANN P.; W. LEUCHS (2000): Trends in der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in NRW am Beispiel ausgewählter Grundwassermessstellen. In: 10 Jahre Kooperativer Gewässerschutz in Nordrhein-Westfalen - Entwicklung, Resultate, Perspektiven - Dokumentation zum 10. IWW-Fachkolloquium vom 02.12.1999
- [9] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (1993): Grundwasser - Richtlinie für Beobachtung und Auswertung, Teil 3 - Grundwasserbeschaffenheit. Woeste Druck, Essen, 59 S.
- [10] KREYSZIG E. (1991): Statistische Methoden und ihre Anwendungen. - Vandenhoeck & Ruprecht, 4. Nachdruck der 7. Auflage, 451 S.
- [11] KAISER, R.; G. GOTTSCHALK (1972): Elementare Tests zur Beurteilung von Messdaten. Bibliographisches Institut Wissenschaftsverlag, Bd. 774, 68 S.
- [12] LOFTIS, J.C. (1997): Trends in Groundwater Quality. In: PETERS et al (Ed.): Water Quality Trends and Geochemical Mass Balance. John Wiley & Sons
- [13] LWA Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (1994): Grundwasserbericht 1993, 90 S.
- [14] MCBRIDE, G.B.; LOFTIS, J.C.; ADKINS, N.C. (1993): What do significance tests really tell us about the Environment? Environmental Management Vol 17, No 4, S. 423-432

3.4 Belastung durch Pflanzenschutzmittel

3.4.1 Einleitung

Die Belastung des Grundwassers mit Pflanzenschutzmitteln (PSM), deren Eintragspfade und Auswirkungen sind im Hinblick auf einen flächendeckenden Grundwasserschutz ein Schwerpunkt der Untersuchungen des Landesumweltamtes. Diese erfolgen insbesondere unter dem Gesichtspunkt, dass PSM hochwirksame Substanzen sind, die auch in kleinen Konzentrationen zu Schädigungen biologischer Lebensgemeinschaften bzw. zu kostenintensiven Aufbereitungsmaßnahmen der Wasserwirtschaft führen können.

Von 1987 bis 1994 erfolgten die PSM-Untersuchungen an Messstellen, die teilweise nach Worst-Case-Gesichtspunkten (sandige Böden, intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung, Gleisanlagen) ausgewählt und bei festgestellter Belastung wiederholt beprobt wurden. Jahresbezogene Auswertungen mussten daher unter Berücksichtigung des jeweiligen Untersuchungsprogramms gemacht werden. Die Ergebnisse dieser speziellen Untersuchungsprogramme (1987 bis 1993) wurden im Grundwasserbericht 1993 dokumentiert [1].

Bezüglich der Grundwasserüberwachung des Landes NRW bezogen auf PSM wird durch das LUA derzeit im Wesentlichen auf ein festes Inventar an Grundwassermessstellen zurückgegriffen, die einer regelmäßigen Beprobung im jährlichen Rhythmus unterzogen werden. Die verwendeten Grundwassermessstellen entsprechen als repräsentative Messstellen den im PSM-Bericht der LAWA ([4]) dokumentierten Grundwassermessstellen Nordrhein-Westfalens. Gleichzeitig ist ein Großteil der ausgewählten Messstellen dem Messnetz der Europäischen Umweltagentur (EUA-Messnetz) zugeordnet, womit sie einer jährlichen Berichtspflicht unterliegen.

Die Grundwasserdatenbank NRW enthält Messwerte von insgesamt 156 Einzelwirkstoffen bzw. Metaboliten der PSM. Je nach Entwicklung der analytischen Voraussetzungen und der einzelnen Fragestellungen wurde an den Messstellen eine unterschiedliche Anzahl von Stoffen analysiert. Routinemäßig gehören derzeit 56 Pflanzenschutzmittel und deren Metabolite sowie zusätzlich 16 herbizide Säureverbindungen in das Untersuchungsprogramm des Landesumweltamtes (vergleiche [4]).

Seit Beginn der intensiven Beobachtung der PSM-Belastung des Grundwassers in NRW (ca. 1987) wurden insgesamt 1.418 Messstellen auf Pflanzenschutzmittel (PSM) und deren Abbauprodukte untersucht. Die Analysenergebnisse werden in der Grundwasserdatenbank NRW erfasst. Im Berichtszeitraum 1993 bis 1999 wurden insgesamt 1.344 Messstellen beprobt. Die Analysen wurden vom Landesumweltamt und den Staatlichen Umweltämtern im Rahmen der Grundwasserüberwachung und von den Wasserversorgungsunternehmen im Rahmen der Eigenüberwachung durchgeführt. Nähere Erläuterungen zum ausgewerteten Datenbestand folgen in Abschnitt 3.4.4.

3.4.2 Herkunft / Eintragspfade / Hintergrundbelastung

Bei PSM handelt es sich im Wesentlichen um organische Verbindungen, die als naturfremde Stoffe in natürlichen, unbelasteten Grundwässern nicht vorkommen. PSM werden in Deutschland vorrangig in der Land- und Forstwirtschaft sowie im Gartenbau aufgebracht. Von mengenmäßig untergeordneter Bedeutung sind Aufträge in Klein- und Hausgärten sowie auf Verkehrsflächen [5].

Nach den Erkenntnissen des Landesumweltamtes bestehen im Wesentlichen drei Haupteintragswege von PSM in das Grundwasser. Dabei sind im Hinblick auf einen potentiellen Eintrag von PSM in das Grundwasser substanzspezifische (Löslichkeit, Abbau etc.), anwendungsspezifische (Auftragszeitpunkt, -häufigkeit etc.) und standortspezifische (Klima, Bodeneigenschaften etc.) Einflussfaktoren von Bedeutung [5].

Im Einzelnen sind folgende Haupteintragspfade von PSM in das Grundwasser zu benennen:

1. **Diffuser PSM-Eintrag:** Flächenhafte Einträge aus der Landwirtschaft (im Wesentlichen Stoffgruppe der Azine):

Dieser Eintragspfad betrifft nur wenige Wirkstoffe, die in der Bodenzone nur unzureichend abgebaut werden. Die maximalen Konzentrationen im Grundwasser liegen an der Grundwasseroberfläche in der Regel im Bereich des Grenzwerts der Trinkwasserverordnung.

2. **Punktuelle PSM-Eintrag:** Punktförmige Einträge durch unsachgemäße Anwendung oder Beseitigung von Restbrühe:

Bei diesem punktuellen Eintragspfad liegen die Konzentrationen oftmals deutlich über den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Hierbei werden z.T. auch als gut abbaubar geltende Stoffe in hohen Konzentrationen angetroffen.

3. **Linienförmiger PSM-Eintrag:** Linienförmige (z.T. auch punktuelle) Einträge aus der Anwendung von Totalherbiziden auf Nichtkulturland (im Wesentlichen Stoffgruppe der Urone und Bromacil):

Im Wesentlichen sind hier die Einträge aus der Entkrautung von Eisenbahnstrecken und Bahnhöfen zu nennen. Der Anteil positiver Funde von Totalherbiziden, im Wesentlichen Bromacil, Simazin und Diuron ist in diesem Bereich deutlich höher als unter landwirtschaftlich genutzten Flächen (vgl. [1]). Totalherbizide treten aber auch im Grundwasser des ländlichen Raums auf. Sie werden dort zur Entkrautung der landwirtschaftlichen Wege und Hofflächen eingesetzt.

Im Verlauf der Untergrundpassage unterliegen die PSM grundsätzlich Rückhaltevorgängen und Abbauprozessen. Die Bedeutung dieser Prozesse für den Grundwasserschutz wurde in der Vergangenheit jedoch vielfach überschätzt. Nach den Ergebnissen eines Infiltrationsversuchs, der vom Land NRW gefördert wurde (s. [2]), erfolgt im Grundwasserleiter weder ein nennenswerter mikrobieller Abbau noch eine wirksame Rückhaltung von PSM. Aus den vorliegenden Erkenntnissen des Landesumweltamtes lassen sich im Hinblick auf die Grundwassergefährdung durch PSM folgende Rückschlüsse ziehen:

- Bindige Böden mit einem hohen Tonmineralgehalt und einem in der Regel erhöhten Anteil an organischer Substanz halten PSM insgesamt gesehen oft weniger stark zurück als sandige Böden. Die Ursache liegt im wesentlichen in der höheren Neigung zu Trockenrissen in längeren klimatischen Trockenperioden. Die in dieser Zeit ausgebrachten PSM werden nach Beendigung der Trockenperiode mit den ersten Niederschlägen unmittelbar in tiefere Bodenbereiche bzw. bei hohen Grundwasserständen direkt in das Grundwasser eingetragen.
- In landwirtschaftlich genutzten Gebieten erfolgt neben der Anwendung von PSM in der Regel auch eine Aufbringung stickstoffhaltiger Wirtschafts- oder Mineraldünger in z.T. hohen Mengen (s. Abschn. 3.3). Das überschüssige Nitrat, das von den Pflanzen nicht aufgenommen wird, verlagert sich in tiefere Bodenbereiche bzw. in den Grundwasserleiter und kann dort mikrobiell abgebaut werden. Bei dieser mikrobiellen Nitratreduktion wird die organische Substanz des Bodens bzw. des Grundwasserleiters irreversibel aufgebraucht und steht somit nicht mehr zur Sorption von PSM zur Verfügung. Durch überhöhte Stickstoffgaben nimmt also das Rückhaltevermögen der Bodenschichten und des Grundwasserleiters gegenüber PSM zunehmend ab.

3.4.3 Bewertungsgrundlagen

Da PSM in natürlichen, anthropogen unbelasteten Systemen nicht vorkommen, ist ein Auftreten von PSM bzw. deren Abbauprodukten im Grundwasser ein deutlicher Hinweis auf eine anthropogene Belastung des Grundwassers, im Wesentlichen aus den in Abschnitt 3.4.2 genannten Eintragsquellen.

In der Trinkwasserverordnung (TrinkwV i. d. F. vom 05.12.1990) wird für die Einzelsubstanz PSM ein Grenzwert von 0,1 µg/L festgelegt. Der entsprechende Grenzwert für den Summenparameter PSM liegt bei 0,5 µg/L. Die genannten Grenzwerte entsprechen denen der EU-Trinkwasserrichtlinie (Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 03.11.1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch) und werden dementsprechend auch in der Novellierung der Trinkwasserverordnung enthalten sein.

Die im Beobachtungszeitraum durchgeführten Analysen zeigen, dass sich die PSM-Funde in der Regel nur auf einen oder wenige Wirkstoffe beschränken. In der Abbildung 3.4-1 wurden die PSM-Summenkonzentrationen und die Einzelwirkstoffkonzentrationen gegeneinander aufgetragen. Es ist ersichtlich, dass bei auftretenden Belastungen, bei denen der Summengrenzwert überschritten wird, gleichzeitig immer mindestens ein Einzelstoff über dem Grenzwert der TrinkwV liegt (siehe leerer linker oberer Quadrant in Abb. 3.4-1). Aus diesem Grund stellt der in der TrinkwV festgesetzte Grenzwert für den einzelnen Wirkstoff den limitierenden Faktor für die nachfolgenden Betrachtungen dar.

■ Abb. 3.4-1:

Abhängigkeit der PSM-Summenkonzentration von der Einzelwirkstoffkonzentration in $\mu\text{g/L}$, dargestellt an Grundwassermessstellen, die im Zeitraum 1993-1999 untersucht wurden.

Für die Darstellung und Bewertung in den nachfolgenden Abbildungen wurden die PSM-Gehalte im Grundwasser in Klassen eingeteilt. Bei Analysen unterhalb der Bestimmungsgrenze kann von einem unbelasteten bzw. weitgehend unbelasteten Grundwasser ausgegangen werden. Bis zum Grenzwert der Trinkwasserverordnung wurde noch einmal zwischen gering belastetem ($>$ Bestimmungsgrenze und $\leq 0,05 \mu\text{g/L}$) Grundwasser und Grundwasser mit einer mittleren PSM-Belastung ($> 0,05 \mu\text{g/L}$ und $\leq 0,1 \mu\text{g/L}$) unterschieden. Zwischen $0,1 \mu\text{g/L}$ und $1 \mu\text{g/L}$ PSM kann von einer hohen Belastung, oberhalb von $1 \mu\text{g/L}$ von einer sehr hohen Belastung des Grundwassers ausgegangen werden.

3.4.4 Ausgewerteter Datenbestand

Im Berichtszeitraum (1993 bis 1999) wurden in NRW insgesamt 1.344 Messstellen hinsichtlich ihrer PSM-Belastung beprobt und rd. 159.000 Einzelanalysen durchgeführt. In der Tabelle 3.4-1 sind einige Zahlen zu Art und Umfang der durchgeführten Untersuchungen aufgelistet. Die Probenanzahl und die Anzahl der Einzelanalysen zeigen, dass PSM-Untersuchungen an Rohwassermessstellen deutlich häufiger durchgeführt wurden als an Grundwassermessstellen. Dies ist u. a. begründet in den Anforderungen der Rohwasserüberwachungsrichtlinie [6]. Die absolute Anzahl der beprobten Messstellen beider Messstellengruppen (Grundwasser und Rohwasser) stimmt annähernd überein.

■ Tab. 3.4-1:

Auf PSM untersuchte Messstellen in Nordrhein-Westfalen (Zeitraum 1993 bis 1999)

Die im Hinblick auf PSM beprobten Messstellen repräsentieren aufgrund ihrer Verfilterung überwiegend Grundwasser aus der gesamten Mächtigkeit des Grundwasserstockwerks (das mittlere und untere Drittel des Grundwasserstockwerks wird zumeist gemeinsam erfasst). Nur zu einem geringeren Anteil sind die Analysen eindeutig dem Grundwasser im oberen Drittel des ersten Grundwasserstockwerks zuzuordnen.

In der Tabelle 3.4-2 sind exemplarisch ausgewählte PSM mit statistischen Angaben zur Messstellenart und zu den jeweiligen Analyseergebnissen im Berichtszeitraum dargestellt. Als Vergleichswert (VW) für die einzelnen Stoffe wurde gemäß den Ausführungen in Abschnitt 3.4.3 der Grenzwert für Einzelsubstanzen gemäß EU-Richtlinie bzw. TrinkwV verwendet. Auf die Bedeutung der einzelnen Wirkstoffe im Hinblick auf die Grundwasserbelastung wird im Rahmen der parameterbezogenen Auswertung (Abschn. 3.4.5) näher eingegangen.

Grundwassermessstellen zeigen generell eine etwas höhere Belastung als die Entnahmebrunnen zur Rohwasserförderung (s. Tab. 3.4-2). Dieser Unterschied kann darauf zurückgeführt werden, dass den Förderbrunnen geringer belastetes Wasser aus einem größeren Einzugsgebiet und größeren Tiefenbereichen zuströmt.

■ Tab. 3.4-2:

Übersicht ausgewählter organischer Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel und Abbauprodukte im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

Im Einzelnen fallen in Tabelle 3.4-2 insbesondere die oftmals oberhalb des Vergleichswerts (VW) liegenden Gehalte von Atrazin, Bromacil und Desethylatrazin (Abbauprodukt des Atrazins) auf, auf die im Rahmen der parameterbezogenen Auswertung in Abschnitt 3.4.5 näher eingegangen wird. Während die 50. Perzentile keine Auffälligkeiten aufweisen sind im Hinblick auf die 90. Perzentile insbesondere die Parameter Atrazin und Bromacil von Bedeutung. Demnach liegt an 10 % der Proben an Rohwassermessstellen der Atrazingehalt über $0,03 \mu\text{g/L}$ und an 10 % der Proben an Grundwassermessstellen die Bromacilkonzentration über $0,2 \mu\text{g/L}$.

3.4.5 Darstellung der Belastungssituation durch PSM im Berichtszeitraum

Die Darstellung der Belastungssituation des Grundwassers in NRW erfolgt zunächst anhand der räumlichen Verteilung der Messwerte. Daran anschließend erfolgt eine parameterbezogene Auswertung der PSM-Funde im Grundwasser, in der auf die spezifische Häufigkeit der angetroffenen Parameter eingegangen wird.

Raumbezogene Auswertung

Die insgesamt im Zeitraum von 1993 bis 1999 auf PSM untersuchten 1.344 Grund- und Rohwassermessstellen liegen über ganz Nordrhein-Westfalen verteilt. Die Abbildung 3.4-2 zeigt die regionale PSM-Verteilung der analysierten Grundwassermessstellen in NRW. Für die Darstellung in der Abbildung 3.4-2 wurden die maximalen PSM-Einzelstoffkonzentrationen der im Zeitraum 1993 bis 1999 beprobten Messstellen in Klassen eingeteilt (s. Abschn. 3.4.3). Die Häufigkeitsverteilung der Klassen (Balkendiagramm in der rechten unteren Ecke der Abb. 3.4-2) zeigt, dass ca. 70 % der beprobten Messstellen keine PSM oberhalb der Bestimmungsgrenze aufweisen. An den restlichen Messstellen ist für den Zeitraum 1993 - 1999 mindestens ein Wirkstoff/Metabolit oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen worden. An ca. 15 % der Messstellen wurde der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für den Einzelparameter (0,1 µg/L) überschritten.

■ Abb. 3.4-2:

Regionale Verteilung der PSM-Konzentration
(maximale Einzelstoffkonzentration im Zeitraum 1993 bis 1999).

Schwerpunkte der PSM-Belastung, bezogen auf die maximale Einzelstoffkonzentration der zwischen 1993 und 1999 untersuchten Messstellen, können in folgenden Regionen identifiziert werden (vgl. Abb. 3.4-2 und Abb. 3.4-3 a-b):

- entlang der Rheinschiene zwischen Bonn und Leverkusen
- in der Region der Nordeifel, westlich von Bonn
- im Dreieck Krefeld, Düsseldorf, Duisburg
- im Bereich südlich und westlich Mönchengladbach und
- im Münsterland.

In Ergänzung zu der Übersichtsdarstellung der PSM-Belastung in NRW in Abbildung 3.4-2 erfolgt in den nachfolgenden Kartendarstellungen (Abb. 3.4-3 a-i) für ausgewählte Gebiete eine detaillierte Betrachtung der Belastungssituation mit PSM. Die genannten Abbildungen enthalten eine NRW-Übersichtsdarstellung (aufgeteilt in einen Südwest-Teil und einen Nordost-Teil) sowie insgesamt 7 Detailkarten, die, bedingt durch eine kleinräumige Häufung von Messstellen mit positiven PSM-Befunden, die Verhältnisse insbesondere in der Region Bonn - Köln - Leverkusen in einem entsprechend vergrößerten Maßstab zeigen. Die Säulendarstellungen der Übersichtskarten (Abb. 3.4-3 a und b) verdeutlichen die bereits oben genannten Schwerpunkte von PSM-Belastungen des Grundwassers.

Die Kartendarstellungen enthalten jeweils den an jeder Messstelle festgestellten höchsten Messwert innerhalb des Zeitraums 1993 bis 1999. Der der Höhe der Säule entsprechende Zahlenwert in Mikrogramm pro Liter ist am Säulenkopf angegeben. Am Säulenfuß ermöglicht eine fortlaufende Nummerierung die Identifikation der Messstelle. Den Auflistungen unterhalb der jeweiligen Karte ist der entsprechende PSM-Einzelstoff zu entnehmen, der an der entsprechenden Messstelle dargestellt ist.

Aus den Kartenlegenden wird ersichtlich, dass von wenigen Ausnahmen abgesehen die hohen Belastungen durch die bereits in der Tabelle 3.4-2 aufgeführten Wirkstoffe/Metabolite verursacht werden. Insbesondere trifft dies auf die drei häufigsten PSM zu. Lediglich die Reihenfolge hat sich mit Bromacil, Atrazin und Desethylatrazin gegenüber Tabelle 3.4-2 leicht verschoben, weil hier die maximale Einzelstoffkonzentration des gesamten Zeitraums 1993-1999 und nicht der letzten Probe berücksichtigt wurde. Auffällig ist weiterhin, dass sich "ältere" Messwerte aus 1993 ebenso wie zahlreiche positive Funde jüngerer Datums finden lassen.

Nachfolgend wird zunächst auf die Übersichtskarten (Abb. 3.4-3 a und b) und dann im Einzelnen auf die Detailkarten zur PSM-Belastung eingegangen.

■ Abb. 3.4-3 a:

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration (>0.1 mg/L) an der Messstelle für den Zeitraum 1993 - 1999. Karte 1 und 2 (a und b) als Landesübersicht mit 7 Detailkarten (c bis i)

■ Abb. 3.4-3 b:

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

Im Münsterland sind stellenweise PSM-Konzentrationen deutlich über 1µg/L zu verzeichnen. Die Bedeutung der Parameter Atrazin und Bromacil ist im Münsterland nicht so hoch wie in den anderen belasteten Regionen Nordrhein-Westfalens (s.u.). Vorherrschend wurde das Abbauprodukt Desethylatrazin nachgewiesen. Maximale PSM-Einzelkonzentrationen sind hier u. a. für die Parameter Mecoprop, Ethidimuron und Isoproturon zu verzeichnen.

Im Bereich des Regierungsbezirks Düsseldorf treten im Städtedreieck Düsseldorf - Duisburg - Krefeld ebenfalls gehäuft PSM-Einzelstoffkonzentrationen deutlich über $1\mu\text{g/L}$ auf, mit Maximalgehalten für die Parameter Lenacil, Diuron, Bromacil und Desethylatrazin. Im Bereich der Stadt Mönchengladbach liegen die PSM-Einzelstoffkonzentrationen vorwiegend in der Klasse zwischen $0,1\mu\text{g/L}$ und $1\mu\text{g/L}$ u. a. für die Parameter Atrazin und Bromacil.

Im Regierungsbezirk Köln befindet sich ein Schwerpunkt von PSM-Belastungen des Grundwassers im Bereich der Nordeifel, östlich von Bonn. Hier liegen die maximalen Einzelstoffkonzentrationen in der Regel in der Klasse zwischen $0,1\mu\text{g/L}$ und $1\mu\text{g/L}$, mit Maximalwerten für die Parameter Aldicarb und Isoproturon.

Ein weiterer Schwerpunkt von PSM-Belastungen des Grundwassers im Regierungsbezirk Köln liegt entlang des Rheins zwischen Leverkusen und Bonn. Aufgrund der hohen Messstellendichte wurde dieser Bereich in den nachfolgenden Detaildarstellungen im größeren Maßstab dargestellt. Sehr hohe Belastungen des Grundwassers sind hier insbesondere rechtsrheinisch zwischen Köln-Porz und Bonn/Siegburg zu verzeichnen. Hier treten im Berichtszeitraum maximale Einzelstoffkonzentrationen $> 10\mu\text{g/L}$, stellenweise sogar von über $50\mu\text{g/L}$ auf, wobei der Parameter Diphenylsulphon hervorzuheben ist. Das massenhafte Auftreten dieses Parameters konnte nach intensiven Analysenkampagnen auf den Stoffeintrag einer Altablagerung zurückgeführt werden (näheres s. Erläuterungen zur Abb. 3.4-3 d).

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW Detailkarte 1

■ [Abb. 3.4-3 c:](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

Detailkarte 1 (Abb. 3.4-3 c)

Die Abbildung 3.4-3c zeigt den Ausschnitt zweier Wasserschutzgebiete südöstlich der Stadt Köln. Sie stellt ein typisches Beispiel für eine Grundwasserbelastung durch die wichtigsten Stoffe (Atrazin, Bromacil) dar, die trotz Anwendungsverbot noch immer im Grundwasser gefunden werden. Hierbei treten Maximalgehalte von bis zu $0,92\mu\text{g/L}$ (Bromacil an der Messstelle Nr. 8) mit höheren Belastungen im rechtsrheinischen Bereich auf.

■ [Abb. 3.4-3 d:](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

■ [Abb. 3.4-3 e:](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

Detailkarten 2 und 3 (Abb. 3.4-3 d und e)

Südlich an den vorstehend beschriebenen Kartenausschnitt schließen sich nördlich von Bonn die Detailkarten 2 und 3 an. Das Grundwasser im Bereich dieser Messstellen, die in einem Wasserschutzgebiet liegen, ist durch die Verbindung Diphenylsulphon belastet. Die Konzentration liegt um Größenordnungen über den üblicherweise vorkommenden Werten. Diphenylsulphon ist hier nur in den Jahren 1996 und 1997 und darüber hinaus nur in den hier gezeigten Messstellen in analytisch nachweisbaren Mengen gefunden worden. Diese Verbindung stammt aus verschiedenen industriellen Produktionsprozessen. In der Landwirtschaft wurde Diphenylsulphon zumindest in der Vergangenheit als Akarizid (gegen Milben) bevorzugt im Obst- und Weinbau großflächig ausgebracht, d. h. eine Verwendung, die für diese Region wenig wahrscheinlich ist. Aufgrund seiner pestiziden Wirkung wird Diphenylsulphon daher in der Grundwasserdatenbank des LUA-NRW als PSM eingeordnet. Das Auftreten der hohen Konzentrationen konnte durch eine gezielte Untersuchungskampagne auf den Stoffeintrag einer Altablagerung zurückgeführt werden.

Diphenylsulphon überdeckt in nahezu allen (20 von 21 Messstellen) der in den Detailkarten 2 und 3 gezeigten Messstellen den Wirkstoff Bromacil, der in Konzentrationen bis zu $0,89\text{mg/L}$ auftritt. Die Grundwasserbelastung durch Diphenylsulphon wird auch weiterhin vom Rhein-Sieg-Kreis als der zuständigen Unteren Wasserbehörde untersucht.

■ [Abb. 3.4-3 f:](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

■ [Abb. 3.4-3 g:](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

■ [Abb. 3.4-3 h:](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW

Abb. 3.4-3 i:**PSM-Belastung des Grundwassers in NRW****Detailkarten 4 bis 7 (Abb. 3.4-3 f bis i)**

Bei den Detailkarten 4 bis 7 handelt es sich um Darstellungen der Belastungssituationen südöstlich von Siegburg, nördlich und südlich von Köln sowie im Bereich Münster. In den dargestellten Gebieten treten neben Diuron und Monuron ausschließlich die bereits zuvor genannten Wirkstoffe Atrazin und Bromacil an den Messstellen auf. Auffällig sind die "Spitzenwerte" für Bromacil von 6,8 mg/L und 1,4 mg/L (Detailkarte 5: südwestlich Leverkusen) und 4,4 mg/L in Detailkarte 7 (südlich von Münster)), die in den Jahren 1994 bzw. 1995 nachgewiesen werden konnten.

Parameterbezogene Auswertung

Die Tabelle 3.4-3 enthält für den Zeitraum von 1993 bis 1999 eine Rangfolge der nachweisbaren Stoffe. Berücksichtigt wurden hierbei nur die jeweils letzte vorliegende Analyse sowie nur die Stoffe, die an mindestens 250 Messstellen nachgewiesen wurden. Das Ranking erfolgte auf Grundlage des prozentualen Anteils positiver Befunde an der Gesamtheit der Analysen je Messstelle. Aus der Auflistung der Tabelle 3.4-3 ist ersichtlich, dass Atrazin, Desethylatrazin und Bromacil im Berichtszeitraum die Stoffe mit den häufigsten positiven Befunden sind. Dies deckt sich mit den regionalen Auswertungen (s. o.). Gegenüber den Ergebnissen des Grundwasserberichtes 1993 [1] hat die Bedeutung des Parameters Bromacil im Vergleich zum Vorkommen der Parameter Simazin, Desisopropylatrazin und Chlortoluron zugenommen.

Bromacil wurde im Berichtszeitraum in 8,7 % der Messstellen nachgewiesen. Der häufige Nachweis von Bromacil ist teilweise auf die gezielte Beprobung von Messstellen im Einflussbereich von Gleisanlagen zurückzuführen. Hier finden sich gehäuft Gehalte oberhalb von 1 µg/L (max. 6,8 µg/L) und in der Konzentrationsklasse > 0,1 bis < 1,0 µg/L. Das vergleichsweise häufiger im Grundwasser auftretende Atrazin (12,8 %) liegt dagegen öfter in der Konzentrationsklasse < 0,1 µg/L. Mit abnehmender Häufigkeit folgen Simazin, Bentazon, Desisopropylatrazin, Isoproturon, Propazin und Diuron.

Die aus landwirtschaftlichen Quellen stammenden Wirkstoffe wie Isoproturon, Chloridazon und Lenacil (selektives Bodenherbizid, das hauptsächlich im Rübenanbau eingesetzt wird) können im Grundwasser punktuell in sehr hohen Konzentrationen auftreten (z. B. Chloridazon 6,9 µg/L, Isoproturon 2,7 µg/L, Lenacil 12,0 µg/L; s. Abb. 3.4-3 a, Karte 1, Messstelle Nr. 5). Diese Konzentrationen sind in der Regel auf den unsachgemäßen Umgang mit diesen Stoffen, z. B. bei der Beseitigung von Spritzbrühresten, Gerätereinigung etc. zurückzuführen. Weitere PSM-Wirkstoffe treten nur sporadisch in den Grundwasseranalysen des Berichtszeitraumes auf (s. Tab. 3.4-3).

Tab. 3.4-3:

Rangfolge der im Zeitraum 1993 bis 1999 wichtigsten nachweisbaren Stoffe (jeweils letzte Probe an jeder Messstelle); berücksichtigt wurden nur die Stoffe, die mindestens an 250 Messstellen analysiert wurden.

Zum Vergleich mit den Analyseergebnissen des aktuellen Berichtszeitraums (1993 bis 1999, Tab. 3.4-3) enthält die Tabelle 3.4-4 ein Ranking der wichtigsten nachweisbaren Stoffe aus dem Zeitraum 1990 bis 1995. In dieser Tabelle wurden ebenfalls nur die Parameter berücksichtigt, die an mindestens 250 Messstellen nachgewiesen wurden.

Tab. 3.4-4:

Rangfolge der im Zeitraum 1990 bis 1995 wichtigsten nachweisbaren Stoffe (jeweils letzte Probe); berücksichtigt wurden nur die Stoffe, die mindestens an 250 Messstellen analysiert wurden und Funde > 0,1 µg/L aufwiesen ([4], Seite 55).

Im Vergleich zur Rangfolge im Zeitraum 1990 bis 1995 (Tab. 3.4-4) fällt insbesondere auf, dass Desethylatrazin mit Atrazin in der aktuellen Auswertung die Ranking-Plätze getauscht haben. Der prozentuale Anteil der Atrazinfunde hat zugenommen, während der prozentuale Anteil an Desethylatrazinfunden abgenommen hat. Hierfür kann verantwortlich sein, dass das vor dem Anwendungsverbot ausgebrachte Atrazin sich mittlerweile in tieferen Bodenzonen befindet, wo kein bzw. ein nur geringer Abbau zu Desethylatrazin erfolgt. Als Folge wird derzeit noch Atrazin, jedoch kein Desethylatrazin, in das Grundwasser eingetragen. Die Zunahme der Atrazinfunde beschränkt sich dabei allerdings im Wesentlichen auf die Konzentrationsklasse "> Bestimmungsgrenze und <= 0,1 µg/L", also unterhalb des Grenzwerts der Trinkwasserverordnung.

Darüber hinaus zeigt der Vergleich der Zeiträume 1993 bis 1999 (Tab. 3.4-3) und 1990 bis 1995 (Tab. 3.4-4) eine deutliche Zunahme der Bromacilfunde von 5,9 % auf 8,7 %. Alle anderen Pflanzenschutzmittel, mit Ausnahme des Isoproturons, wurden zwischen 1993 und 1999 weniger häufig als im Zeitraum 1990 bis 1995 nachgewiesen. Besonders der Parameter Chlortoluron hat an Bedeutung verloren (vgl. Tab. 3.4-3 und Tab. 3.4-4).

Aus den Detaildarstellungen ausgewählter Bereiche und der parameterspezifischen Auswertung wird ersichtlich,

dass in lokal unterschiedlichem Maße die maximalen Einzelstoffkonzentrationen oftmals für die Parameter Bromacil und Atrazin zu verzeichnen sind, obwohl für beide Parameter seit 1991 ein vollständiges Anwendungsverbot besteht. Neben diesen Parametern ist weiterhin das Abbauprodukt Desethylatrazin überregional von Bedeutung. Lokal kommt es auch zum Auftreten anderer Wirkstoffe/Abbauprodukte in nicht unerheblichen Konzentrationen (s. o.). Für die weiterhin hohe Bedeutung der Parameter Atrazin und Bromacil im Hinblick auf die Grundwasserverschmutzung mit PSM können im Wesentlichen drei gemeinsam wirkende Ursachen genannt werden:

- Die Wirkstoffe haben sich aus früheren Anwendungen im Boden akkumuliert und werden zeitverzögert noch in das Grundwasser eingetragen.
- Aufgrund der hohen mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers im Grundwasserleiter von ca. 15 Jahren sind die in der Vergangenheit eingetragenen Wirkstoffe noch im Grundwasser enthalten.
- Der mikrobielle Abbau im Grundwasser läuft im Grundwasserleiter beim Atrazin allenfalls mit geringen Abbauraten, die auch über einen Zeitraum von mehreren Jahren nicht zu einem vollständigen Abbau führen (s. auch Abschn. 3.4.2).

3.4.6 Statistische Auswertung der PSM-Daten

Die zeitliche Konzentrationsentwicklung der PSM-Belastung kann bislang nur an einigen "belasteten" Messstellen analysiert werden, bei denen relativ häufig Wiederholungsmessungen vorgenommen wurden. Hierbei handelt es sich zum größten Teil um Analysenreihen für die Stoffe Atrazin, Desethylatrazin und Bromacil, die am häufigsten im Grundwasser gefunden werden (s. Tab. 3.4-3).

Die Abbildungen 3.4-4 und 3.4-5 zeigen beispielhaft langjährige Analysendaten der Parameter Atrazin und Desethylatrazin an der Messstelle 110240133 (Zeitraum 1990 bis 1999) und an der Messstelle 114150047 (Zeitraum 1994 bis 1999). Während die Messstelle 110240133 für die genannten Parameter einen relativ eindeutigen abnehmenden "Trend" aufweist, ist die Darstellung der Messstelle 114150047 eher ein Beispiel für einen Datensatz, der keine eindeutigen Aussagen bezüglich der Entwicklung der PSM-Konzentration im Grundwasser zulässt.

Nach dem Ausbringungsverbot von Atrazin im Jahr 1991 zeigt die Darstellung der Messstelle 110240133 (Abb. 3.4-4), dass die Atrazingehalte mittlerweile zurückgegangen sind und derzeit im Bereich des TrinkwV-Grenzwerts liegen. Gleiches gilt für die Entwicklung der Desethylatrazinkonzentration an der genannten Messstelle.

Für die Konzentrationsentwicklung der Parameter Atrazin und Desethylatrazin an der Messstelle 114150047 sind in der Abbildung 3.4-5 ebenfalls "Trendlinien" eingezeichnet. Der Verlauf der Ausgleichsgeraden wird jedoch im Wesentlichen geprägt von den sehr hohen Anfangskonzentrationen 1994/95. Darüber hinaus zeigen die Konzentrationen der letzten Jahre eine relativ große Streuung. Aus den genannten Gründen ist die Ableitung einer "Trendentwicklung" für die Daten der Messstelle 114150047 aus fachlicher Sicht nicht zulässig.

■ Abb.3.4-4:

Konzentrationsentwicklung von Atrazin und Desethylatrazin im Zeitraum 1990 bis 1999 (Messstelle 110240133)

■ Abb.3.4-5:

Konzentrationsentwicklung von Atrazin und Desethylatrazin im Zeitraum 1994 bis 1999 (Messstelle 114150047)

Die zeitliche Entwicklung des Parameters Bromacil ist in der Abbildung 3.4.6 für zwei ausgewählte Messstellen dargestellt. Da für Bromacil seit 1992 ein vollständiges Anwendungsverbot gilt, sollten die Bromacilkonzentrationen in ähnlicher Weise abnehmen wie die bereits besprochenen Konzentrationsentwicklung der Parameter Atrazin und Desethylatrazin. Eine entsprechende Abnahme der Bromacilkonzentration an den ausgewählten Messstellen ist aus Abbildung 3.4-6 ableitbar. Es sei an dieser Stelle jedoch noch einmal auf die regionalen Auswertungen (s. o.) verwiesen, wonach Bromacil an zahlreichen Messstellen, auch noch in jüngerer Zeit, für den höchsten PSM-Messwert verantwortlich ist.

■ Abb.3.4-6:

Konzentrationsentwicklung von Bromacil Zeitraum 1989 bis 1997

Hinsichtlich der statistischen Betrachtung einer Trendentwicklung der PSM-Parameter lässt sich insgesamt schlussfolgern, dass derzeit noch keine ausreichend langen, messstellenspezifischen Messreihen zur Verfügung stehen, um eine belastbare, großräumige Aussage zu treffen.

3.4.7 Ausblick

Die vorgestellten Daten verdeutlichen, dass die Belastungen des Grundwassers in NRW mit Pflanzenschutzmitteln nach wie vor gegeben ist und die Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit diesbezüglich auch weiterhin eine vordringliche Aufgabe der Grundwasserüberwachung des Landesumweltamtes NRW - insbesondere unter dem Anspruch eines flächendeckenden Grundwasserschutzes - bleiben muss. Sowohl die regionale Verteilung der PSM als auch das analysierte Stoffspektrum und die zeitliche Entwicklung bilden Schwerpunkte der landesbehördlichen Überwachung des Grundwassers in den nächsten Jahren.

Nach wie vor sind im Grundwasser NRWs häufig PSM-Wirkstoffe nachzuweisen, für die seit 1991 bzw. 1992 ein vollständiges Anwendungsverbot besteht (Atrazin, Bromacil). Hierfür sind zum großen Teil wirkstoffspezifische und umweltspezifische Gründe (hohe Akkumulation aus früheren Anwendungen, geringer mikrobieller Abbau, hohe Verweilzeiten des Grundwassers) verantwortlich, so dass nicht kurzfristig mit einer deutlichen Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit zu rechnen ist.

Im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie sind bei der Betrachtung der Belastungen der Gewässer durch diffuse Schadstoffeinträge insbesondere auch die PSM-Belastungen des Grundwassers von Bedeutung. Entsprechende Kriterien für die Bewertung der Grundwasserqualität sowie zur Festlegung von Kriterien für eine Trendumkehr bei fortschreitender Grundwasserverschmutzung werden derzeit von der Kommission erarbeitet. Atrazin befindet sich derzeit auf der Liste der prioritären Stoffe (Vorschlag der EU-Kommission vom 02.02.2001), die hinsichtlich ihrer Gefährlichkeit noch bewertet werden sollen und für die dann u.U. Qualitätsnormen festgelegt werden.

3.4.8 Literatur

- [1] LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW (1994): Grundwasserbericht 1993. 90 S. Düsseldorf.
- [2] SKARK, C.; OBERMANN, P. (1990): Retardations- und Abbauverhalten von Pflanzenbehandlungsmitteln in einem Porengrundwasserleiter. Unveröff. Untersuchungsbericht, Ruhr-Universität Bochum. 170 S.
- [3] BUNDESGESETZBLATT (1997): Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung. In der Fassung der Verordnung zur Bereinigung pflanzenschutzrechtlicher Vorschriften vom 10. November 1992 (BGBl I S. 1887), zuletzt geändert durch die Zweite Verordnung zur Änderung der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung vom 24. Januar 1997 (BGBl. I S. 60)
- [4] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER LAWA (1997): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit - Pflanzenschutzmittel. 92 S.
- [5] Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz - Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. - Sondergutachten. 207 S. Stuttgart.
- [6] Richtlinie für die Rohwasserüberwachung von Grundwasser, Quellwasser, Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser nach § 50 des Landeswassergesetzes NRW (Rohwasserüberwachungsrichtlinie). - RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft v. 12.03.1991 - IV B 2 - 3100 - 29333.

3.5 Belastungssituation durch Sulfat und Chlorid

3.5.1 Einleitung

Sulfate und Chloride sind Salze, die natürlich vorkommen und eine gute Löslichkeit besitzen. Chlorid wird nicht abgebaut oder zurückgehalten und die Abbaubarkeit von Sulfat ist als gering einzustufen. Die Zusammensetzung des Grundwassers wird durch eine Vielzahl von Prozessen beeinflusst. Insbesondere beim Sulfat, aber auch beim Chlorid wird die natürliche Beschaffenheit durch Emissionen von Verbrennungsprozessen und die dadurch bedingten Schadstoffeinträge überprägt. Im Verlauf der Untergrundpassage des Niederschlags durch die ungesättigte und gesättigte Zone sind weitere Veränderungen der Stoffgehalte zu berücksichtigen, die sich aus den Wechselwirkungen mit den Bestandteilen des Bodens und des Grundwasserleiters ergeben können.

Da das Grundwasser im obersten Stockwerk der meisten nordrhein-westfälischen Grundwasserleiter aufgrund der lithologischen und hydrogeologischen Verhältnisse im Allgemeinen nicht durch den Zutritt salzhaltiger Tiefengrundwässer oder durch die Auflösung von Gips- oder Salzgesteinen beeinflusst wird, sind die natürlichen Chlorid- und Sulfatgehalte im oberflächennahen Grundwasser sehr gering. Die Intensivierung der Landwirtschaft seit Beginn der 60er-Jahre mit verstärktem Einsatz mineralischer Düngemittel hat dazu geführt, dass im Grundwasser des ländlichen Raums nicht nur die Nitratgehalte, sondern auch die Sulfat- und Chloridgehalte sprunghaft angestiegen sind [1].

Darüber hinaus kam es in den nordrhein-westfälischen Steinkohlenbezirken, insbesondere durch die Aufhaldung oder durch die unsachgemäße Verwertung von Waschbergen, zu Chlorid- und Sulfateinträgen in das Grundwasser [2]. Im Bereich des rheinischen Braunkohlenabbaus erfolgt die Oxidation des in den Braunkohlesanden bereichsweise vorhandenen Pyrits und bewirkt ebenfalls eine Erhöhung der Sulfatgehalte im wiederansteigenden Grundwasser [z. B. 3].

Eine Vielzahl von punktförmigen und linearen Quellen wie Altablagerungen von Bauschutt, Hausmüll- oder

Industriemüll, die unsachgemäße Ablagerung oder Verwertung von industriellen mineralischen Abfällen (z. B. verschiedene Schlacken oder Aschen) und Abbruchmaterialien aus Bauaktivitäten sowie die Undichtigkeiten der Kanalisation, Streusalzeinsatz auf Straßen führen ebenfalls zu einer Belastung des Grundwassers.

Aufgrund der Stoffeigenschaften von Chloriden und Sulfaten ist davon auszugehen, dass das Grundwasser durch die o.g. anthropogenen Aktivitäten großräumig und langfristig nachteilig beeinflusst (versalzt) wird.

Im Folgenden wird dargestellt, wie sich die Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Grundwasser zeitlich entwickelt haben und wie sie regional verteilt sind. Die aktuellen Befunde aus der landesweiten Grundwasserüberwachung werden verglichen mit der Zusammensetzung anthropogen unbeeinflusster natürlicher Grundwässer. Die Zusammensetzung natürlicher Grundwässer ergibt sich einerseits aus der Niederschlagszusammensetzung und andererseits aus alten Grundwasseranalysen sowie aus Analysen tieferen Grundwassers.

3.5.2 Herkunft / Eintragspfade / Hintergrundbelastung

Niederschlag

Niederschlagswasser entspricht hinsichtlich der Zusammensetzung in seinem Bildungsgebiet einem verdünnten Meerwasser. Wichtigster Bestandteil ist daher das Natriumchlorid. Mit zunehmender Entfernung von der Küste nehmen die Konzentrationen der aus der Verdunstung des Meerwassers stammenden Inhaltsstoffe ab. So verringern sich beispielsweise die Chloridkonzentrationen ausgehend von Gehalten zwischen 15 und 30 mg/L an der niederländischen Nordseeküste auf Werte zwischen 2 und 4 mg/L an der deutsch-niederländischen Grenze [4].

Die natürliche Beschaffenheit des Niederschlags wurde und wird durch lokale Emissionen von Verbrennungsanlagen verändert. Dies betrifft aufgrund der höheren SO₂-Emissionen insbesondere die Sulfatgehalte, während die Chloridzufuhr nicht wesentlich erhöht wird. In der Vergangenheit lag die jährliche S-Zufuhr aus der Luft in Westdeutschland im Mittel bei etwa 50 kg/ha Freifläche, während heute aufgrund stark verringerter SO₂-Emissionen die Gesamtdosition häufig Werte unter 30 kg/ha einnimmt [5, 6].

Einige für Nordrhein-Westfalen charakteristische Chlorid- und Sulfatgehalte im Niederschlag sind in Tab. 3.5-1 zusammengestellt.

■ *Tab. 3.5-1:*

Typische Chlorid- und Sulfatgehalte im Niederschlag und der Gesamtdosition in Nordrhein-Westfalen. Angaben in mg/L zum Teil auf der Grundlage von [9]berechnet.

Unter der konservativen Annahme, dass

- Chlorid und Sulfat durch Pflanzen nicht aufgenommen und im Boden nicht akkumuliert werden und
- das partikuläre eingetragene Sulfat als gelöstes Sulfat mit dem Sickerwasserstrom transportiert wird,

ergibt sich bei einer mittleren Grundwasserneubildung von 220 mm und einem für die Umrechnung der Niederschlagsbeschaffenheit in eine Grundwasserbelastung benötigten Evaporationsfaktor von ca. 3,2 (mittlerer Niederschlag in NRW von 700 mm/a geteilt durch mittlere Neubildung von 220 mm/a) aus den oben angegebenen Niederschlags- und Depositionsdaten rechnerisch folgende Chlorid- und Sulfatgehalte im neugebildeten Grundwasser:

- 3,5 bis 8,3 mg/L Chlorid
- 11 bis 21 mg/L Sulfat

Selbst wenn man die ungünstigen Verhältnisse in Fichtenbeständen zugrunde legt (vgl. Tab. 3.5-1), dürfte die durch die trockene und nasse Deposition zurückzuführende Belastung des Grundwassers bei höchstens 70 mg/L Sulfat und 30 mg/L Chlorid liegen.

Beim Chlorid kann von praktisch zeitkonstanten Depositionen und damit Stoffeinträgen in das Grundwasser ausgegangen werden, während beim Sulfat in allen nordrhein-westfälischen Regionen ein Rückgang des Sulfateintrags in den Boden zu verzeichnen ist. In der Luft-Messstelle des Landesumweltamts in Essen sind beispielsweise die Sulfatdepositionen seit 1984 von 23,7 mg/m² d auf 10,2 mg/m²d zurückgegangen. Bei einer als konstant angenommenen Regenmenge von 3 L/m²d und einem Evapotranspirationsfaktor von 3,2 entspricht dies einem Rückgang der Sulfatbelastung im Hinblick auf das neu gebildete Grundwasser von 25 mg/L auf 11 mg/L (ca. 1 mg/(L·a)).

Die ChloridAuswaschung entspricht nach [6] annähernd der Zufuhr durch Niederschläge und Düngung. Unter ungedüngten Flächen beträgt die Sickerwasserkonzentration meist zwischen 2 und 40 mg/L. Dieser Bereich stimmt

gut mit den rechnerisch ermittelten Werten überein. Im Sickerwasser der Hydrologischen Station Rheindahlen der Stadtwerke Mönchengladbach unter Löss, das nur durch die trockene und nasse Deposition beeinflusst wird, liegen die Chloridgehalte stets unter 1 mg/L, während Sulfat in der Regel um 10 mg/L schwankt. Die Sulfatgehalte entsprechen ebenfalls gut den aus den Depositions- und Niederschlagsdaten ermittelten Gehalten.

Geogen bedingte Konzentrationen

Eine Analyse der geogenen Grundwasserbeschaffenheit für verschiedene Gesteinsarten zeigt, dass die Konzentrationen in der Regel unter 20 mg/L beim Chlorid und unter 50 mg/L beim Sulfat liegen [12]. Diese Gehalte entsprechen gut den Gehalten, wie sie sich aus der alleinigen Zufuhr aus den Niederschlägen ergeben würden (s. o.). Die Salzgehalte sind aus geogenen Gründen dann erhöht, wenn im Einzugsgebiet des Grundwassers Grundwasserleiter in Kontakt zu Salzgesteinen (z. B. Steinsalz, Gips) stehen oder salzhaltige Einschaltungen aufweisen. In Nordrhein-Westfalen sind Steinsalz- und Gipsvorkommen an die Zechstein-Folgen im Bereich des Niederrheins und des südöstlichen Münsterlands sowie des Eggegebirges und Weserberglandes gebunden, die dort in tieferem Niveau anstehen. In Eggegebirge und Wesergebirge weisen auch die ebenfalls oberflächenfernen, mesozoischen Gesteine Salzeinschaltungen auf. Tiefenwässer können an lokalen Störungszonen aufsteigen (z. B. Borgentreicher Keupermulde in der Warburger Börde, Aufstieg von Mineralwässern im Aachener Raum).

Auf einem Großteil der Landesfläche NRWs sind die oberflächennahen Grundwässer nicht durch lithogene Chlorid- und Sulfatquellen überprägt.

Die natürliche Chlorid- und Sulfatbelastung des Grundwassers ist heute am ehesten in den tiefen, anthropogen noch nicht oder nur wenig beeinflussten Grundwasserschichten zu finden. Da sich die landesweite Grundwasserüberwachung im Wesentlichen auf die Überwachung der ergiebigen Grundwasservorkommen des ersten Stockwerks bezieht und diese hauptsächlich aufgrund anthropogener Nutzungseinflüsse schon vielfach überprägt sind, kann der natürliche Gehalt nicht ohne weiteres aus den Beschaffenheitsdaten der Grundwasserdatenbank abgeleitet werden.

Landwirtschaftliche Einträge

Aufgrund der guten Löslichkeit des Chlorids ist bei den in Nordrhein-Westfalen verbreiteten Böden davon auszugehen, dass die Zufuhr aus dem Niederschlag praktisch nicht durch die Nachlieferung aus dem Boden überprägt wird. Entscheidend für die Auswaschung aus landwirtschaftlichen Flächen ist daher die Aufbringungsmenge mit chloridischen Mineraldüngern. Unterstellt man, dass die Kalium- und Magnesiumdüngung ausschließlich auf Basis von chloridischen Düngern erfolgt, würden sich bei einer Neubildungsrate von 220 mm und unter Verwendung von Literaturdaten für die K- und Mg-Düngung [5, 6] die Chloridkonzentrationen im Jahresmittel zwischen etwa 30 und 130 mg/L einstellen. Diese indirekt ermittelten Konzentrationen stimmen größenordnungsmäßig gut mit der Angabe von 40 und 80 mg Chlorid/L für Sickerwasser unter gedüngten Flächen überein [6].

Für Kulturpflanzen, die durchschnittlich 25 kg Schwefel/(ha·a) [6] (Getreide bis 15 kg/(ha·a)) entziehen, wird durch die Zufuhr aus der atmosphärischen Deposition und aus der Mineralisation organisch gebundenen Schwefels im Boden (4 bis 20 kg/(ha·a) [5]) gebietsweise nicht genügend Schwefel zur Verfügung gestellt. Hinzu kommt, dass der Sulfatvorrat im Winterhalbjahr zum größten Teil ausgewaschen wird. In Mitteleuropa ist von einer Tiefenverlagerung mit dem Sickerwasser von durchschnittlich 50 bis 60 kg S/(ha·a) auszugehen [6]. Bei einer Grundwasserneubildung von 220 mm/a entspräche dies einem mittleren Stoffeintrag in das Grundwasser von ca. 70 mg/L. Aufgrund der dadurch bedingten Schwefelunterversorgung der Kulturpflanzen wird daher je nach Bedarf zunehmend eine Mineraldüngung mit Sulfat erforderlich (30 - 60 kg/(ha·a)).

Summiert man die Chlorid- und Sulfateinträge in das Grundwasser, die sich nach den Angaben in diesem und dem vorangehenden Unterabschnitt aus den "flächigen" Quellen ergeben, erhält man durchschnittliche Konzentrationen in der Grundwasserneubildung von größenordnungsmäßig ca. 70 mg/L Chlorid und ca. 90 mg/L Sulfat.

Das Ergebnis von Chlorid- und Sulfateinträgen aus der Landwirtschaft - im Wesentlichen der letzten Jahrzehnte, insbesondere durch den Einsatz der Intensivlandwirtschaft ab den 60er-Jahren [1] - ist ein sprunghafter Anstieg der Grundwassergehalte mit Chlorid und Sulfat. Dies lässt sich sowohl aus Konzentrationsganglinien als auch durch tiefenspezifische Beprobung des Grundwassers feststellen. Man spricht daher auch vom sog. Salzsprung im Grundwasser [1]. Nach dem sprunghaften Anstieg haben sich die Konzentrationen bis in die späten 80er-Jahre in der Regel mit geringem Zuwachs entwickelt.

Weitere anthropogene Quellen

Altablagerungen von Bauschutt, Hausmüll- oder Industriemüll

Grundwasser im Abstrom von Altablagerungen ist häufig durch Chlorid und Sulfat belastet, was durch statistische Auswertungen gezeigt werden konnte (z. B. [11]). Chlorid wird dabei mit einer Nachweishäufigkeit von 79 % in erhöhten Konzentrationen im Unterstrom von Altablagerungen gefunden und liegt damit an vierter Stelle aller mit erhöhten Konzentrationen auftretenden Verunreinigungen. Sulfat liegt an neunter Stelle mit einer

Nachweishäufigkeit von 64,5 %. Die durchschnittlich festgestellten Konzentrationen betragen bei beiden Stoffen etwa 200 mg/L. Dabei ist davon auszugehen, dass das erfasste Grundwasser im Unterstrom der Altablagerung bereits durch Verdünnung mit anströmendem oder zwischen Altablagerung und Messstelle neugebildetem unbelasteten Grundwasser verdünnt worden ist.

Aufhaltung von Bergematerial

Speziell im rechts- und linksrheinischen Steinkohlenbezirk Nordrhein-Westfalen kam es zur Aufhaltung von Bergehalden. Durch eine Reihe von systematischen Untersuchungen des Stoffaustrags in den 80er-Jahren konnte nachgewiesen werden, dass das Grundwasser im Abstrom von Steinkohlenbergehalden in einer ersten Phase der Auslaugung durch Chlorideinträge und anschließend durch Sulfateinträge beeinflusst wird [2, 13, 14]. Das Sulfat stammt dabei aus der mikrobiellen Oxidation des im Bergematerial enthaltenen Pyrits, die auch zum Aufbrauch der internen Säureneutralisationskapazität des Bergematerials führt. Als Folge davon sinken die pH-Werte ab, was eine Steigerung der Pyritoxidationsrate der acidophilen Thiobacillen und eine Schwermetallmobilisierung bewirkt. Die Einträge in das Grundwasser liegen in einer Größenordnung von 1.000 bis etwa 3.000 mg/L. Auch im Bereich des niederrheinischen Braunkohlenbergbaus findet die Oxidation von fein verteilten Pyriten (z. B. in den Braunkohlensanden) statt.

Unsachgemäße Ablagerungen oder Verwertungsmaßnahmen von industriellen mineralischen Abfällen oder Abbruchmaterialien

Zum Verhalten von industriellen mineralischen Abfällen, wie z. B. Aschen aus Verbrennungsprozessen, Schlacken aus der Eisenhüttenindustrie oder Abbruchmaterialien bei Ablagerungen und Verwertungsmaßnahmen gibt es mittlerweile eine Vielzahl von durchgeführten Untersuchungen. Diese zeigen, dass die Sickerwässer durch hohe Chlorid- und Sulfatgehalte geprägt sind. Dabei ist das Sulfat häufig durch die Gleichgewichtseinstellung mit Gips in seiner Konzentration limitiert (ca. bei 1.500 mg/L), während aufgrund der praktisch fehlenden Löslichkeitsbegrenzung die Chloridgehalte auch Werte bis zu etwa 6.000 mg/L annehmen können. Ob und inwieweit tatsächlich Stoffeinträge in das Grundwasser stattgefunden haben, hängt von der Art der Ablagerung bzw. Verwertung ab. Die Verwertung im Straßenoberbau führt aufgrund des wasserundurchlässigen Aufbaus im Allgemeinen nicht zu einer Grundwassergefährdung. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass der Einsatz dieser Materialien im Erdbau und die Ablagerung ohne geeignete Abdichtungssysteme zu einem relevanten Eintrag in das Grundwasser geführt haben. Dieser ist insbesondere dort mengenmäßig bedeutsam, wo diese Materialien großflächig und in hoher Schichtdicke eingebaut oder abgelagert wurden.

Undichtigkeiten der Kanalisation

Undichtigkeiten in der Kanalisation führen in Stadtgebieten zu linienförmigen Einträgen von häuslichem und industriell/gewerblichem Schmutzwasser. Die typischen Chlorid- und Sulfatgehalte von z. B. häuslichem Schmutzwasser liegen mit Werten von etwa 100 bzw. 130 mg/L über den natürlichen Konzentrationen des Grundwassers [15]. Spezielle Untersuchungen zur Veränderung der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Einflussbereich von Abwasserkanälen liegen ansonsten nicht vor. In Stadtgebieten besteht die Schwierigkeit, dass eine eindeutige Zuordnung zur Quelle meistens schwierig ist, da Chloride und Sulfate z. B. auch aus dem Streusalzeinsatz oder Bauaktivitäten und der Gebäudeverwitterung (Sulfat) stammen können.

Streusalzeinsatz auf Straßen

Der Streusalzeinsatz auf Straßen schwankt in Abhängigkeit der Dauer und Anzahl der Frostperioden. Darüber hinaus nimmt der Streusalzverbrauch in der Regel mit der Verkehrsdichte der Straßen zu. So liegt der Verbrauch auf Autobahnen bis zu zehnmal über den Mengen bei Kreisstraßen [16]. In Abhängigkeit von der Jahreszeit und den hydrogeologischen Verhältnissen können die Chloridkonzentrationen im Einflussbereich von salzbeaufschlagten Straßen über einen weiten Konzentrationsbereich von 3 bis 1.240 mg/L schwanken [16]. Im Versickerungsbereich des Fahrbahnabflusses sinkt das salzhaltige Niederschlagswasser dabei im Winter aufgrund seiner höheren Dichte bis in den unteren Teil des Grundwasserleiters und wird von dort aus mit der Grundwasserströmung verfrachtet.

Chlorideinträge durch Infiltration von Oberflächengewässern in das Grundwasser

Sind Vorfluter mit erhöhten Salzfrachten (v. a. Chlorid) belastet, werden die Salze bei Hochwasser in den Grundwasserleiter infiltriert. Beim Rhein z. B. führt die Wechselwirkung mit dem Grundwasser dazu, dass die Salzbelastung bis zu mehrere hundert Meter im Grundwasserleiter nachgewiesen werden kann.

3.5.3 Bewertungsgrundlagen

Für Sulfat und Chlorid liegen folgende Grenzwert vor:

	Trinkwasserverordnung (Grenzwert)	EU - Richtlinie vom 3.11.1998
Chlorid (mg/L)	250	250
Sulfat (mg/L)	240 500 (bei geogen bedingter Überschreitung)	250

Im Rahmen der Überblicksdarstellungen der Abbildungen 3.5-1 und 3.5-2 wurden die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen in jeweils 5 Klassen eingeteilt. Die größte Klasse entspricht beim Chlorid einer Überschreitung der Grenzwerte der EU-Richtlinie und beim Sulfat einer Überschreitung der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (s. o.).

3.5.4 Ausgewerteter Datenbestand

Für die Parameter Chlorid und Sulfat wurden über 25.000 Messwerte aus über 4000 Messstellen ausgewertet. Tabelle 3.5-2 zeigt Messprogrammbezogen die statistische Verteilung der Daten.

■ Tab. 3.5-2:

Übersicht der Chlorid und Sulfat im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

Nach der statistischen Auswertung der Grundwasser- und Rohwassermessstellen für den aktuellen Berichtszeitraum liegen die Chlorid- und Sulfatgehalte im Grundwasser der meisten Messstellen über den zu erwartenden natürlichen Grundwasserkonzentrationen. So liegen die Medianwerte von Chlorid je nach betrachtetem Messstellennetz zwischen 30 und 60 mg/L. Der Median der Emittentenmessstellen liegt erwartungsgemäß über dem der anderen Messnetze. Bei bis zu 10 % der Messstellen weist das Grundwasser Chloridkonzentrationen von über 125 mg/L (halber Grenzwert der TrinkwV) auf (Tab. 3.5-2).

Im Hinblick auf die Absolutkonzentrationen liegt die mediane Grundwasserbelastung ohne Emittentenmessstellen beim Sulfat über der des Chlorids. Die Sulfatmediane variieren je nach Messstellennetz zwischen 60 und 80 mg/L, das 90. Perzentil erreicht Werte zwischen 150 und 180 mg/L. Die Emittentenmessstellen zeigen auch für Sulfat wesentlich höhere Werte als die der übrigen Messnetze.

Im Vergleich zum halben Grenzwert ist die Situation beim Sulfat ungünstiger als die des Chlorids, da zwischen 18 und 26 % der Messstellen den halben Grenzwert von 120 mg/L überschreiten.

3.5.5 Darstellung der Belastungssituation durch Sulfat und Chlorid im Berichtszeitraum

Die flächenhafte Verteilung der Chlorid- und Sulfatbelastungen ist in den folgenden Abbildungen 3.5-1 und 3.5-2 dargestellt. Erhöhte Werte werden vor allem in den Ballungsgebieten an der Rheinschiene, im Ruhrgebiet und in Ostwestfalen erreicht. Deutlich wird der Bergbaueinfluss bei dem Parameter Sulfat im Ruhrgebiet und in der niederrheinischen Bucht.

Bereits die Übersichtskarten für NRW zeigen, dass niedrige Chlorid- und Sulfatgehalte im Wesentlichen an die Festgesteinsregionen geknüpft sind (Abb. 3.5-1, 3.5-2). Zu nennen wären das Hohe Venn, die Eifel, das rechtsrheinische Schiefergebirge sowie große Teile von Teutoburger Wald, Weserbergland und Eggegebirge. Ursächlich führen die geringe Besiedlungsdichte, die extensive landwirtschaftliche Nutzung, welche sich im Übrigen auch in niedrigen Nitratgehalten widerspiegelt sowie eine in der Regel höhere Grundwasserneubildung zu einer größeren Verdünnung der Stoffeinträge.

Neben diesen Gebieten gibt es in den übrigen stärker beanspruchten Landesteilen vereinzelt aber auch noch chlorid-/sulfatarme Grundwässer. Betrachtet man die Einzugsgebiete der Messstellen, bei denen die Chloridgehalte unter 10 mg/L und die Sulfatgehalte unter 20 mg/L liegen, stellt man fest, dass diese unabhängig von der geographischen Lage überwiegend in forstwirtschaftlich genutzten Gebieten liegen (Abb. 3.5-3). Im Einzelnen liegen 47 Messstellen von insgesamt 70 Messstellen in Gebieten mit Waldbeständen oder naturnahen Flächen.

■ Abb. 3.5-1:

Chloridkonzentrationen 1997 (Messstellenmittelwerte)

■ Abb. 3.5-2:

Sulfatkonzentrationen 1997 (Messstellenmittelwerte)

■ Abb. 3.5-3:

Nutzungsbezug von Messstellen mit niedrigen Sulfat- und Chloridkonzentrationen

3.5.6 Statistische Auswertungen der vorliegenden Daten zur Chlorid- und Sulfatkonzentration im Grundwasser (Trendanalyse)

Für ausgewählte Messstellen, die im Zeitraum von 1984 bis 1998 durch mindestens 5 (durchschnittlich 15 bis 20) Messungen belegt sind, wurden Regressionsanalysen zur Trendbestimmung der ausreißerbereinigten Daten für

Chlorid und Sulfat vorgenommen (Vorgehensweise/Methodik s. Anh. A3-1). Die in diesem Zeitraum festgestellten Trends liegen beim Chlorid zwischen -9 mg/L^*a und $+15,8 \text{ mg/L}^*a$, wobei Messstellen mit schwach abnehmendem und gleichbleibendem Trend gegenüber denen mit zunehmendem Trend deutlich überwiegen (Abb. 3.5-4).

Für den Parameter Sulfat ergibt sich grundsätzlich das gleiche Bild der Häufigkeitsverteilung klassifizierter Konzentrationstrends wie für den Parameter Chlorid (Abb. 3.5-5). Auch hier überwiegen Messstellen mit einem gleichbleibenden bzw. leicht abnehmenden Trend.

■ Abb.3.5-4:

Relative Häufigkeitsverteilung in % der klassierten Chloridkonzentrationstrends

■ Abb.3.5-5:

Relative Häufigkeitsverteilung in % der klassierten Sulfatkonzentrationstrends

3.5.7 Ausblick

Die Auswertung der vorliegenden Daten für die Parameter Sulfat und Chlorid zeigt deren enge Korrelation mit anthropogenen Nutzungen. Dabei sind die möglichen Eintragspfade als sehr vielschichtig zu beschreiben.

Im Hinblick auf die zukünftige Datenerfassung und -auswertung ergeben sich aus den vorliegenden Analysen folgende Aufgabenschwerpunkte im Rahmen der landesweiten Grundwasserüberwachung:

1. Ermittlung der Belastungen in tieferen Stockwerken: Aufgrund der seltenen Beanspruchung tieferer Grundwasserstockwerke für die Trinkwassernutzung liegen insgesamt nur wenige Beschaffenheitsdaten zu tieferen Stockwerken in der landesweiten Grundwasserdatenbank vor
2. Ermittlung der Belastung in tief verfilterten Messstellen in mächtigen Grundwasserleitern des 1. Grundwasserstockwerks: Hierüber können Tiefenverteilungen und altersbezogene Bestimmungen/Auswertungen der betrachteten Parameter vorgenommen werden
3. Ausweitung der statistischen Auswertung in Form von Faktoren/Clusteranalysen
4. Ausweitung der ursachenbezogenen Auswertungen (z. B. Nutzungsstruktur im Einzugsgebiet aller oberflächennah verfilterten Messstellen mit Chloridgehalten unter 10 mg/L und Sulfatgehalten unter 20 mg/L)

3.5.8 Literatur

- [1] HACK, A., LEUCHS; W.; OBERMANN, P. (1984): Der Salzsprung im Grundwasser.- Geowiss. uns. Zeit, 6: 194 - 200
- [2] BERK, W. van (1987): Hydrochemische Stoffumsetzungen in einem Grundwasserleiter beeinflusst durch eine Steinkohlenbergehalde. Bes. Mitt. Gewässerkdl. Jb. Nr. 49, Düsseldorf
- [3] WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers. Bes. Mitt. Gewässerkdl. Jb. Nr. 58, Düsseldorf
- [4] APPELO C.A.J.; POSTMA D. (1993): Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam/Brookfield, 536 S.
- [5] SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. [Hrsg.] (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Aufl., 491 S.; Stuttgart
- [6] SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. [Hrsg.] (1998): Lehrbuch der Bodenkunde: 14. Aufl., 494 S.; Stuttgart
- [7] RUB 1997: Untersuchungen zu den Schwermetallgehalten des Grundwassers im Raum Mönchengladbach/Viersen. Untersuchungsbericht des Instituts für Geologie, Lehrstuhl für angewandte Geologie, Prof. Obermann der RU Bochum
- [8] WAGNER, F. (1989): Vergleich der Konzentrationsänderungen der Chlorid-, Nitrat-, Sulfat-, Natrium-, Ammonium-, Zink-, Cadmium-, Blei- und Kupferionen im Regenwasser von Jülich/Stolberg. Ber. d. KFA Jülich, 2290, Jülich
- [9] RADERMACHER, L., SCHWELA, D.; PRINZ, B. (1991): Ergebnisse von Depositionsmessungen zur Ermittlung des Ferntransportes von Luftverunreinigungen. Tätigkeitsbericht der LIS 1990, Essen 1991
- [10] GEHRMANN, J. (1990): Umweltkontrolle an Waldökosystemen. Forschung und Beratung. Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, H. 48, Düsseldorf, MURL NRW
- [11] KERNDORFF H.; SCHLEYER, R.; DIETER, H.H. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen. Standardisierte Methoden und Maßstäbe. WaBoLu-Hefte 1/1993, 145 S., Berlin
- [12] HÖLTING, B. (1991): Geogene Grundwasserbeschaffenheiten und ihre regionale Verbreitung in der Bundesrepublik Deutschland. In: ROSENKRANZ et al: Bodenschutz. Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag
- [13] WIGGERING, H. (1984): Mechanismen bei der Verwitterung aufgehaldeter Sedimente (Berge) des Oberkarbons. Diss. Univ. GH Essen, 230 S.
- [14] KERTH, M. (1988): Die Pyritverwitterung im Steinkohlebergematerial und ihre umweltgeologischen Folgen. Diss. Univ. GH Essen, 182 S.
- [15] DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz - ein Schritt zur dauerhaften umweltgerechten Entwicklung. Sondergutachten. Wiesbaden

[16] GOLWER, A. (1991): Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. Forum Städte-Hygiene 42, 266-275

[17] LEUCHS, W. (1988): Vorkommen, Abfolge und Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasserleiter. Besond. Mitt. Dt. Gewässerkdl. Jb. 52, Düsseldorf

3.6 Belastungssituation durch Schwermetalle

3.6.1 Einleitung

Die Schwermetalle stellen eine grundwasserrelevante Schadstoffgruppe dar. Unter Schwermetallen wird eine Vielzahl von Metallen und Halbmetallen zusammengefasst. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse zu Schwermetallgehalten im Grundwasser Nordrhein-Westfalens beschränken sich deshalb auf die häufig gemessenen Elemente Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb), Zink (Zn) und auf Arsen (As).

Ziel der Auswertungen ist in erster Linie die Darstellung der Schwermetallgehalte nicht spezifisch belasteter Grundwassermessstellen in Nordrhein-Westfalen und die Berechnung von Hintergrundgehalten auf Basis von rangstatistischen Verfahren. Die Ergebnisse werden mit relevanten Prüfwerten für Grundwasser sowie mit Hintergrundgehalten aus Literaturangaben verglichen. Eine detaillierte Beschreibung der eingesetzten statistischen Vorgehensweise wird im Anhang A3-1 gegeben.

Die Erfassung der regionalen Grundwasserbeschaffenheit gewinnt auch vor dem Hintergrund der Richtlinie des Rates der EU zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik (EU-Wasserrahmenrichtlinie) an Bedeutung. Der hierin formulierte "gute Zustand des Grundwassers", den es zu erhalten oder durch eine Trendumkehr zu erreichen gilt, setzt die Kenntnis der regionalen Hintergrundbelastung voraus.

3.6.2 Herkunft/Eintragspfade/Hintergrundbelastung

Natürliche (geogene) Quellen

Im Gegensatz zu den meisten organischen Schadstoffen, wie beispielsweise organischen Halogenverbindungen und Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, sind Schwermetalle natürlicher Bestandteil der Geosphäre (Bestandteile von Mineralen). Neben einer Anreicherung in Erzmineralen während der primären Gesteinsbildung treten natürliche Schwermetallanreicherungen auf, die durch sekundäre Mineralneubildungen oder Fällungs- und Sorptionsvorgänge entstanden sind.

Primäre und sekundäre Mineralbildungen unterscheiden sich weitgehend in ihrem Gehalt an Schwermetallen, so dass magmatische Gesteine bzw. Sedimentgesteine starke Schwankungen hinsichtlich des Schwermetallgehalts aufweisen [1]. Schwermetalle, die durch Verwitterungsprozesse freigesetzt werden, werden in bodentypische Bindungsformen überführt. Die sich im Boden einstellenden Schwermetallgehalte stehen dabei in direkter Abhängigkeit zum Ausgangsgestein [2], [3].

Der wasserlösliche Anteil der schwermetallhaltigen Minerale kann durch versickernde Niederschläge aus den Bodenmaterialien mobilisiert und in das Grundwasser eingetragen werden. Ebenso ist ein Eintrag durch Reaktion zwischen Grundwasser und Grundwasserleitermaterial in der gesättigten Zone möglich. Angesichts der starken Schwankungen im Schwermetallgehalt von Gesteinen und Böden besteht bei bestimmten hydrochemischen Milieubedingungen durchaus die Möglichkeit, dass sich im Grundwasser Konzentrationen einstellen, die deutlich erhöht sind, aber auf natürliche hydro-geochemische Prozesse zurückzuführen sind (z. B. [4]).

Atmosphärische Deposition

Der Schwermetallniederschlag aus der Luft ist eng verknüpft mit der regionalen Emissionssituation durch Industrie- und Siedlungsgebiete und abhängig von der lokalen Expositionssituation, wobei Faktoren wie Windrichtung, Höhenlage, Baumbestand etc. zum Tragen kommen. Schwermetalle werden vorwiegend durch Anlagen emittiert, in denen diese Metalle oder ihre Verbindungen gewonnen, bearbeitet oder verarbeitet werden. Darüber hinaus treten sie aber auch in den Abgasen unterschiedlicher Betriebe auf, die schwermetallhaltige Stoffe einsetzen (z. B. Metallhütten, Kraftwerke, Müllverbrennungsanlagen, Zementwerke, Glasfabriken, Düngemittelfabriken) [5]. Ebenso ist die Verbrennung fossiler Brennstoffe durch Kraftfahrzeugverkehr und Hausbrand entscheidende Quelle für Luftverschmutzungen durch Schwermetalle.

Angaben über die atmosphärische Schwermetalldeposition in Form von Staubniederschlägen werden in regionalen Luftreinhalteplänen veröffentlicht, die vom Landesumweltamt für Nordrhein-Westfalen herausgegeben werden.

Die Schwermetallgehalte im Niederschlagswasser schwanken je nach Beprobungsgebiet, Expositionsbedingungen und Probenahmetechnik beträchtlich und liegen in der Größenordnung von wenigen Mikrogramm pro Liter (z. B. Cd) bis zu einigen hundert Mikrogramm pro Liter (z. B. Zn) [6]. Die Metalle Cd, Cr und Pb treten hierbei unter Umständen sogar in Konzentrationen auf, die die Grenzwerte der deutschen Trinkwasserverordnung (TRINKWV [7]; s. Abschn. 3.6.3) überschreiten.

Landwirtschaft

Weitere mengenmäßig bedeutsame, flächenhafte diffuse Einträge von Schwermetallen in den Boden erfolgen im Bereich landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzter Flächen. Die vorherrschenden Eintragungspfade sind u. a. [8]:

- als Begleitstoffe in Mineraldüngern: Cd, Cr, Pb, Zn (z. B. Cd in Phosphatdüngern)
- Klärschlammabfuhr: Cd, Ni, Cu, Pb, Zn etc.
- Kompost- und Düngung: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, As (z. B. Cu in Gülle)

Unter ungünstigen Bedingungen können die auf diese Weise aufgetragenen Schwermetalle in das Grundwasser verlagert werden.

Andere anthropogene Quellen

Altablagerungen und Altstandorte

Ein großer Anteil der Belastung von Grundwasser durch Schwermetalle stammt aus punktuellen Einträgen. Hierzu gehören beispielsweise Altstandorte, die eine entsprechende Bodenkontamination aufweisen und Altablagerungen, die schwermetallhaltige Abfälle enthalten. Die Abfallbeseitigung führt z.T. auch heute noch zu einem lokalen Eintrag von Schwermetallen in das Grundwasser. So können durch die Sickerlösungen von Mülldeponien insbesondere Cd, Cu, Pb und Zn in das Grundwasser gelangen. In Nordrhein-Westfalen spielen darüber hinaus die Aufhaltung von Bergematerialien des Kohlenbergbaus eine Rolle, deren sulfidisch gebundene Schwermetalle im Zuge der Pyritoxidation freigesetzt und in das Grundwasser eingetragen werden können (s. Abschn. 3.5).

Verwertung von mineralischen Abfällen

Die Verwertung von mineralischen Abfällen im Erd-, Straßen und Wegebau sowie bei Rekultivierungsmaßnahmen stellt eine weitere potenzielle Quelle der Grundwasserbelastung durch Schwermetalle dar. Auch aufgrund der in diesen Materialien enthaltenen Schwermetalle werden an den Einsatz dieser Materialien mittlerweile Anforderungen aus Sicht des Grundwasserschutzes gestellt, die in technischen Regelwerken (z. B. der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) oder Erlassen (z. B. Verwertungserlass des MURL NRW von 1991) dokumentiert sind. Es ist zu vermuten, dass in der Vergangenheit gerade diese "Verwertung", z. B. der flächenhafte Einsatz von Schlacken, Aschen und Bauschuttresten zur Geländeneivellierung in urbanen Gebieten (v.a. Ruhrgebiet) zu einem nicht unerheblichen Eintrag von Schwermetallen in das Grundwasser geführt hat.

Anlagen zur Abwasserverrieselung oder Niederschlagsversickerung

Abschließend sind noch die Flächen und Anlagen zur Abwasserverrieselung oder Niederschlagsversickerung als Eintragsquelle für Schwermetalle in das Grundwasser zu nennen. Insbesondere der Regenwasserabfluss von Verkehrswegen kann nicht unerhebliche Schwermetallgehalte, v.a. Cd, Pb, Zn aufweisen, die im Falle von Versickerung in den Boden und letztlich bei ungünstigen Bedingungen in das Grundwasser gelangen können (u. a. [9]). Ebenso kann das Niederschlagswasser, das von Parkplätzen, Hofflächen und Dachflächen abfließt, mit Schwermetallen belastet sein. Die Verwendung von Metallblechen zur Dachverkleidung führt zu einer Belastung der Dachabflusswässer mit Cu, (Pb) und Zn, die bei der Versickerung in Anlagen ohne ausreichende Rückhaltefunktion (z. B. Schachtversickerung) zu einem Eintrag dieser Metalle in das Grundwasser führen können.

3.6.3 Bewertungsgrundlagen

Zur Beurteilung schädlicher Grundwasserverunreinigungen gibt die kürzlich in Kraft getretene Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung zum Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchV) [11] Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser an. Darüber hinaus existieren Grenzwerte aus der EU-Richtlinie (3.Nov.1998) und der Trinkwasserverordnung zur Beurteilung der Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (s. Tab. 3.6-1).

■ *Tab. 3.6-1:*

Prüfwerte zur Beurteilung des Pfades Boden-Grundwasser nach BBodSchV [11] und TrinkwasserV sowie EU Richtlinie

Für die Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV lag folgende Definition zugrunde [12]:

"Grundwasser kann dann als in nur unerheblichem Ausmaß (also geringfügig) verunreinigt eingestuft werden, wenn trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber den geogenen Hintergrundwerten und unabhängig von der tatsächlichen Nutzungssituation

- im oder durch das Grundwasser (z. B. bei einer angenommenen Nutzung oder beim Austritt in ein oberirdisches Gewässer) keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und

- im Grundwasser die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleitete Werte eingehalten werden".

Werden die Prüfwerte im Übergangsbereich zwischen wasserungesättigter Bodenzone und wassergesättigter Grundwasserzone überschritten, so ist das unmittelbar betroffene Grundwasser mehr als nur geringfügig belastet, d. h. es liegt ein Grundwasserschaden vor. Entsprechend dieser Definition werden die Prüfwerte auch als "Geringfügigkeitsschwellen" für die Beurteilung von Grundwasserschäden bezeichnet [12]. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte sind Maßstab und bundeseinheitliches Kriterium zur nutzungsunabhängigen Beurteilung von Grundwasserbeschaffenheit bzw. Grundwasserverunreinigungen. Gleichwohl ist bei der Anwendung dieser Prüf- bzw. Schwellenwerte die geogen bedingte Hintergrundsituation der jeweiligen Grundwasserregion zu berücksichtigen [11], [12]. Dies ist erforderlich, um im Falle eines Schadensverdachts erhöhte Konzentrationen anorganischer Stoffe im Grundwasser eindeutig auf eine lokale anthropogene Quelle zurückführen zu können.

In den Abbildungen zur landesweiten Konzentrationsverteilung der einzelnen Parameter werden die Analysenergebnisse in Klassen eingeteilt. Messstellen mit Medianwerten unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (xBG) werden mit grauen Punkten dargestellt; Messstellen mit Werten zwischen xBG und dem elementspezifischen Hintergrundgehalt (90. Perzentil des Gesamtdatensatzes; s. Abschn. 3.6.4) werden durch grüne Punkte repräsentiert; Grundwassermessstellen mit erhöhten Gehalten sind gelb und Messstellen mit Medianwerten oberhalb des Vergleichswertes (Tab. 3.6-1) sind rot dargestellt. Für die Schwermetalle Nickel und Blei wurde als Ausnahme jeweils noch eine fünfte Klasse eingefügt. Damit wird eine zukünftig vorgesehene Änderung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung, die derzeit noch keinen rechtsverbindlichen Charakter besitzt, bereits als Vergleichswert berücksichtigt.

3.6.4 Ausgewerteter Datenbestand

Als Datengrundlage für die Beschreibung der Schwermetallsituation im Grundwasser dienen die Analysendaten der Grund- und Rohwassermessstellen, die in dem Grundwasserdatenbanksystem HYGRIS C des Landes NRW erfasst sind (s. Tab. 3.6-2). Darüber hinaus zeigt sich eine deutlich höhere Belastung der Emittentenmessstellen als die der anderen Messnetze bezogen auf alle Parameter.

■ *Tab. 3.6-2:*

Übersicht der ausgewerteten Schwermetalle im Grundwasser für den Zeitraum 1994 bis 1998

In die folgenden Auswertungen wurden möglichst nur die Messstellen einbezogen, die keine spezifische Belastung durch einen lokalen anthropogenen Stoffeintrag aufweisen. Dementsprechend wurden nur Messstellen des Grundwassermessprogramms

- 50 (Grundwassermessstellen) ca. 48 % der Daten,
- 51 (Rohwassermessstellen) ca. 47 % und
- 53 (Betreibermessstellen) ca. 5 %

berücksichtigt. Es wurden pro Messstelle alle Schwermetall-Analysendaten berücksichtigt, die innerhalb des Berichtszeitraumes 1993-1999 erhoben wurden. Für die Datenauswertung standen 3.232 Grundwassermessstellen mit insgesamt etwa 100.000 einzelnen Schwermetall-Analysendaten zur Verfügung.

Bei der statistischen Auswertung der hydrochemischen Grundwasserdaten gilt es folgende Sachverhalte zu berücksichtigen, da ansonsten eine Verzerrung der Ergebnisse zu befürchten ist:

- unterschiedliche Stichprobenumfänge pro Element und Messstelle,
- das Vorhandensein einer großen Anzahl von Werten unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze,
- schwankende analytische Bestimmungsgrenzen in Abhängigkeit vom eingesetzten Analysenverfahren,
- das Vorhandensein statistischer Ausreißer,
- von der Normalverteilung abweichende, unsymmetrische Verteilungen von Einzelwerten.

Für das zur Verfügung stehende Datenkollektiv ergibt sich rein rechnerisch, dass für jedes Schwermetall pro Messstelle etwa 5 Messwerte vorliegen. Tatsächlich variiert der Stichprobenumfang pro Messstelle und Element aber beträchtlich. Eine Auswertung des Gesamtdatensatzes ohne weitergehende Differenzierung führt zu nicht repräsentativen Aussagen, da häufig beprobte Messstellen das Auswertungsergebnis stärker beeinflussen als selten beprobte Messstellen. Deshalb wurde pro Messstelle und Schwermetall aus den Einzelmesswerten der Medianwert der Konzentration (50. Perzentil; Messstellenmedian) berechnet. Dieses rangstatistische Maß beschreibt die durchschnittliche Konzentration und dient als Datengrundlage für weitergehende Auswertungen zur

Hintergrundsituation (s. a. Anh. A3-1). Durch diese Vorgehensweise wird ein homogener repräsentativer Datensatz erzeugt, der im Gegensatz zur Nutzung von Einzelwerten (z. B. Messwert der letzten Beprobung) weniger stark durch Ausreißer oder Fehleingaben beeinflusst wird.

Da es sich bei Schwermetallen um Spurenstoffe handelt, liefert ein Großteil der Grundwasseranalysen nicht bestimmbare Gehalte. Der prozentuale Anteil an Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (xBG) variiert für den ausgewerteten Datensatz zwischen 55 % (Zn) und 99 % (Hg). So liegen auch für die meisten der beprobten Messstellen keine Schwermetalldaten $>$ xBG vor, und nur an einem kleinen Anteil der Messstellen, liegen die elementspezifisch berechneten Medianwerte über der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

■ Tab. 3.6-3:

Umfang der ausgewerteten Datensätze

Für die weitergehende statistische Auswertung ist es notwendig, "Messwerte" unterhalb der Bestimmungsgrenze mit einem exakten numerischen Wert zu belegen. In der vorliegenden Auswertung wird für Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze der numerische Platzhalter 0 verwendet. Dies ist erforderlich, da je nach eingesetztem Analyseverfahren verschiedene Bestimmungsgrenzen für ein Element angegeben werden. Die detaillierte Begründung und Erläuterung der gewählten Vorgehensweise wird im Anhang A3-1 gegeben. Gleichzeitig enthält der Anhang A3-1 eine Tabelle mit den am häufigsten vorkommenden Bestimmungsgrenzen.

In der vorliegenden Gesamtbetrachtung wurde keine Bereinigung des Datensatzes von statistischen Ausreißern vorgenommen, die etwa durch Analysenfehler oder Fehleingaben entstehen könnten. Eine Ausreißerbereinigung wäre nur messstellenbezogen durchführbar und nicht auf den jeweiligen elementspezifischen Gesamtdatensatz anwendbar (s. Anh. A3-1).

Sowohl die Belegung der Werte kleiner Bestimmungsgrenze mit dem fiktiven Wert 0 als auch das Vorhandensein und die Variabilität von Ausreißern und Extremwerten macht es erforderlich, den elementspezifischen Messstellenmedian zur Charakterisierung der Durchschnittskonzentration einer Messstelle anzuwenden (s. o.). Da auch der hierdurch erzeugte, aus Messstellenmedianen bestehende Datensatz keine Normalverteilung aufweist, ist für die detaillierte Analyse der Schwermetallsituation im Grundwasser die Anwendung von Perzentilwerten notwendig. Insbesondere dem 90. Perzentil der Elementkonzentration kommt in der vorliegenden Auswertung eine große Bedeutung zu.

Das 90. Perzentil wird als Maßzahl für den geogenen Hintergrundgehalt (H90) genutzt und stellt statistisch betrachtet die Obergrenze der durch natürliche Wasser-Gesteins-Wechselwirkungen hervorgerufenen Konzentration im Grundwasser dar. Bei Grundwassermessstellen, deren Elementkonzentration diesen Wert übersteigt, ist eine Beeinflussung durch anthropogene Stoffeinträge oder Prozesse wahrscheinlich. Dies gilt insbesondere bei Überschreitung des P95-Wertes (s. Anh. A3-1). Für Messstellen mit Werten $<$ H90 kann im Umkehrschluss zwar eine anthropogene Beeinflussung nicht a priori ausgeschlossen werden, ist jedoch aufgrund des ausgewerteten Datensatzes eher unwahrscheinlich. Weiterführende Erläuterungen zu den angewendeten rangstatistischen Methoden und Maßzahlen sind im Anhang A3-1 enthalten.

3.6.5 Darstellung der Belastungssituation durch Schwermetalle im Berichtszeitraum

Anhand von Kartendarstellungen wird im Folgenden die Schwermetallsituation im Grundwasser Nordrhein-Westfalens beschrieben. Entsprechend der Abbildung 3.2-2 (pH-Werte, werden für die untersuchten Messstellen (Grund- u. Rohwassermessstellen, Quellen) die Konzentrationsmediane der einzelnen Schwermetalle in einer Übersichtskarte dargestellt. Ausgenommen ist Quecksilber, da aufgrund der hohen Anzahl von Medianwerten $<$ xBG (99 %, keine raumbezogene Aussage möglich ist. Für alle anderen in Tabelle 3.6-1 aufgeführten Elemente wurde eine Klassifizierung vorgenommen.

Hinweise zur Kartendarstellung

Es ist darauf hinzuweisen, dass im Falle nah nebeneinander liegender Messstellen die Einzelpunkte in der Reihenfolge rot vor gelb vor grün vor grau übereinander gelagert werden. Dadurch kann der optische Eindruck einer relativen Dominanz belasteter Grundwässer entstehen. Im Weiteren muss beachtet werden, dass die grau dargestellte Klasse ("kleiner Bestimmungsgrenze") keinen klar definierten, gegenüber den anderen Klassen numerisch abgrenzbaren Bereich repräsentiert. Zum Großteil liefern die eingesetzten Analyseverfahren Bestimmungsgrenzen, die größer sind als die quantifizierbaren Stoffgehalte der grün dargestellten Grundwassermessstellen (vgl. Anh. A3-1). Da der Einsatz unterschiedlich nachweisstarker Verfahren auch regionalabhängig sein kann, können durch die gewählte Darstellung Unterschiede im Schwermetallgehalt des Grundwassers aufgezeigt werden, die in Wirklichkeit nicht existieren.

Kupfer

In der Abb. 3.6-1 sind die Konzentrationsmediane des ausgewerteten Messstellenkollektivs für das Element Kupfer (Cu) dargestellt. Es konnten nur 1.871 Messstellen in die Auswertung einbezogen werden, da Kupfer genauso wie

Zink nicht zu den Parametern der Rohwasserüberwachung nach § 50 LWG gehört. Für die Grundwässer ergeben sich vergleichsweise häufig bestimmbare Cu-Gehalte. Eine Ausnahme macht das Niederrheingebiet, in dem ein hoher Anteil an nicht quantifizierbaren Cu-Gehalten auftritt. Insgesamt zeigen aber etwa 23 % aller Messstellenmediane Werte oberhalb von xBG. Von diesem liegen wiederum ca. 2/3 unterhalb von 10 µg/L. Diese grün dargestellten Messstellen sind über ganz NRW verteilt. Das gleiche gilt für die 115 Grundwassermessstellen (6 %) mit Medianen zwischen 10 und 50 µg/L und die 24 Messstellen mit Werten oberhalb des Vergleichswertes (Tab. 3.6-1).

In Abb. 3.6-1 wird ersichtlich, dass tendenziell im östlichen und südwestlichen Landesteil, v.a. im Raum Marsberg sowie im Raum Aachen und Mechernich mehr Messstellen mit quantifizierbaren Cu-Gehalten auftreten. Diese stehen mit den hier aufzufindenden Kupfersulfiden (permischer Kupferschiefer; Vererzungen im mittleren Buntsandstein) und den daran gebundenen Aktivitäten (Abbau, Abraumhalden) im Zusammenhang. Erhöhte Cu-Konzentrationen treten hierbei insbesondere in den sauerstoffhaltigen Grundwässern bei neutralen bis sauren pH-Werten auf, während in reduzierendem Milieu in Gegenwart reduzierter Schwefelspezies die Cu-Löslichkeit stark eingeschränkt ist [4].

Gelegentlich macht sich neben erhöhten Kupferkonzentrationen eine leichte Erwärmung des Grundwassers auf 15 bis 20 °C bemerkbar [20]. Hier besteht die Möglichkeit, dass Lösungen, die aus der Tiefe an Störungssystemen aufsteigen, eine Erhöhung der Kupferkonzentrationen des Grundwassers hervorrufen.

■ Abb. 3.6-1:

Übersichtskarte: Kupfergehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

In den Abbildungen 3.6-2 bis 3.6-4 wird die Kupferbelastung des Grundwassers in NRW für Messstellen mit einem Medianwert, der im Berichtszeitraum über dem Vergleichswert von 50 µg/L lag, dargestellt. Hinsichtlich der Verteilung wird auf die obigen Ausführungen verwiesen. Die Detailkarte in der Abbildung 3.6-4 zeigt die Kupfergehalte südlich von Bielefeld im Bereich des Dalkebachs. Hier wurden maximale Kupfer-Konzentrationen von bis zu 330 µg/L festgestellt, die jedoch hinsichtlich ihrer Repräsentativität fraglich sind, da die Anzahl der Messungen im Berichtszeitraum unter drei lag oder aber die Standardabweichung an den einzelnen Messstellen über 100 % liegt.

■ Abb. 3.6-2:

Karte 1 (von 2): Kupfergehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ Abb. 3.6-3:

Karte 2 (von 2): Kupfergehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ Abb. 3.6-5:

Detailkarte 1 (von 1): Kupfergehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Zink

Ähnlich wie beim Kupfer ist der auswertbare Datensatz für Zink aufgrund des Fehlens von Analysendaten für Rohwassermessstellen mit 1.714 Datenpunkten nur etwa halb so umfangreich wie für die anderen Schwermetalle. Anhand der Abbildung 3.6-5 ist aber zu erkennen, dass die auswertbaren Messstellen über ganz NRW verteilt sind und sich durchaus regionale Unterschiede im Zn-Gehalt ableiten lassen.

Zink gehört zu den verhältnismäßig weit verbreiteten Elementen, da es anstelle von Eisen und Magnesium in silikatischen Mineralen eingebaut wird und als Sphalerit ZnS (Zinkblende) Erzlagerstätten bildet. Da Zinkverbindungen zudem auch bereits bei pH-Werten < 7 gut löslich sind, ist dieses Metall in den meisten der Messstellen in quantifizierbaren Gehalten vorhanden. Etwa 55 % der Messstellen weisen Zn-Medianwerte über der Bestimmungsgrenze auf. Messwerte zwischen 185 µg/L und dem Vergleichswert (500 µg/L) zeigen 3,6 % der Messstellen, während 3 % oberhalb dieses Vergleichswerts liegen. Das größte zusammenhängende Gebiet mit tendenziell erhöhten Zn-Gehalten ist im Ostteil des westfälischen Beckens zu erkennen. Die aufgrund der geringen oder fehlenden Pufferkapazität der Podsolböden mit dem Sickerwasser eingetragenen Zn-Gehalte können hier in der wassergesättigten Grundwasserzone, in der saure pH-Bedingungen und oxidierende Verhältnisse herrschen, nicht immobilisiert werden.

In Abb. 3.6-5 ist auffällig, dass im Bereich des Münsterländer Kiessandzugs sowie im Raum Aachen-Stolberg und Mechernich einzelne Messstellen mit erhöhten Zn-Gehalten liegen.

In den Abbildungen 3.6-6 bis 3.6-8 werden die Zinkbelastungen mit Gehalten über den Medianwerten regionalspezifisch dargestellt.

■ [Abb. 3.6-5:](#)

Übersichtskarte: Zinkgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

■ [Abb. 3.6-6:](#)

Karte 1 (von 2): Zinkgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-7:](#)

Karte 2 (von 2): Zinkgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-8:](#)

Detailkarte 1 (von1): Zinkgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Das Aachen-Stolberger Revier ist bekannt für den Abbau von Zinkerzen ("Stolberger Zink"; v.a. Zinkblende, Galmei). Die Grundwässer in diesem Gebiet können erhöhte Zn-Gehalte aufweisen, wenn sie im Kontakt mit den erzführenden Kalksteinen stehen (s. Ausschn. 1 in Abb. 3.6-6). Darüber hinaus hat der jahrhundertelange Bergbau und die damit verbundenen Aktivitäten (z. B. Aufhaldung erzführender Berge; schwermetallverarbeitende Industrie) in diesem Gebiet zu einer flächigen Erhöhung der Zinkgehalte im Bodenmaterial geführt, aus denen Zink in das Grundwasser verlagert werden kann.

Erhöhte Zn-Gehalte treten daneben, ebenso wie beim Blei, in den Grundwässern im Bereich der Mechernicher Triasbucht auf. Die in der Detailkarte der Abb. 3.6-8 aufgezeigte Zinkbelastung im Bereich Troisdorf hat ihre Ursache vermutlich in einer anthropogenen Beeinflussung. Obwohl nahezu alle der hier aufgeführten Messwerte als Einzelereignis entsprechend "unter Vorbehalt" zu betrachten sind, ist durch die räumliche Zuordnung der Messstellen der Bereich als Problemgebiet relativ eindeutig umrissen. Dieses lokale Auftreten lässt sich beim Schwermetall Nickel noch ausgeprägter beobachten (Abb. 3.6-22).

Im Gegensatz zu den Gebieten mit hohen Zn-Konzentrationen ist besonders auffällig, dass im Niederrheingebiet trotz z.T. niedriger pH-Werte, die überwiegende Anzahl der Messstellen dieses Datensatzes keine oder nur geringe Zn-Gehalte aufweisen.

Blei

In der Abb. 3.6-9 sind die Medianwerte der Pb-Konzentration des ausgewerteten Datenkollektivs dargestellt, das 2.935 Messstellen umfasst. Blei tritt aufgrund der geringen Löslichkeit seiner Verbindungen und seiner geringen geochemischen Beweglichkeit meist nur in sehr geringen Konzentrationen im Grundwasser auf [4]. Dies zeigt sich auch für das nordrhein-westfälische Datenkollektiv, wobei ca. 91,4 % der Messstellen nicht bestimmbare Gehalte liefern. 152 der ausgewerteten Messstellen (5,2 %) weisen bestimmbare Pb-Gehalte unterhalb von 5 µg/L auf. Weitere 2,6 % der Messstellen zeigen Pb-Konzentrationen zwischen 5 und 25 µg/L (mit einem hohen Anteil in der Klasse 5 bis 10 µg/L). Für 18 Messstellen (0,6 %) konnten Werte oberhalb des Prüfwertes der Bundes-Bodenschutzverordnung von 25 µg/L (Tab. 3.6-1) ermittelt werden.

Messstellen mit geringen quantifizierbaren Pb-Gehalten finden sich sowohl im Münsterland als auch in den z.T. hoch mineralisierten Grundwässern im östlichen Randbereich der Paderborner Hochfläche. Im südwestlichen Landesteil, dem Bergischen Land und dem Raum Köln-Aachen treten ebenfalls vermehrt Messstellen mit bestimmbaren Pb-Konzentrationen auf.

Blei ist normalerweise recht stabil im Boden gebunden und seine Mobilität ist in weiten Bereichen wenig pH-Wertabhängig. Erhöhte Gehalte können aber in Grundwässern auftreten, die in Kontakt mit bleiführenden Gangvererzungen stehen [4]. Blei-Zink-Erze treten vor allem im Gebiet der Mechernicher Triasbucht auf. Die hydrothermalen Vererzungen sind hier vor allem an Konglomerate des mittleren Buntsandsteins gebunden, die gleichzeitig die Hauptgrundwasserleiter bilden [13]. In diesem Gebiet, aber auch im nördlich angrenzenden Aachen-Stolberger Raum führen die bergbaubedingten anthropogenen Veränderungen (Bodenbelastungen durch Hüttenemissionen, Bergbau- und Hüttenhalden) lokal zu erhöhten Bleiwerten im Grundwasser.

■ [Abb. 3.6-9:](#)

Übersichtskarte: Bleigehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

In den nachfolgenden Abbildungen 3.6-10 bis 3.6-12 sind die Bleibelastungen des Grundwassers mit Gehalten über den Medianwerten regionalspezifisch dargestellt. Hinsichtlich der allgemeinen Verteilung sei auf die obigen Ausführungen verwiesen.

■ [Abb. 3.6-10:](#)

Karte 1 (von 2): Bleigehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-11:](#)

Karte 2 (von 2): Bleigehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-12:](#)

Detailkarte 1 (von1): Bleigehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Die Detailkarte in Abb. 3.6-12 enthält einen Ausschnitt aus dem Bereich der Mechernicher Triasbucht. Auf die Herkunft der dortigen Bleibelastung wurde bereits weiter oben eingegangen.

Chrom

Messungen zu Chromgehalten im Grundwasser liegen für 2.926 der Messstellen vor. Die ermittelten Cr-Medianwerte sind in der Abb. 3.6-13 dargestellt. Die Abb. 3.6-14 enthält eine Detaildarstellung für den östlichen Landesteil mit Darstellung der Medianwerte über dem Vergleichswert. Auch für Chrom überwiegen Messstellen ohne bestimmbar Befund. Insgesamt handelt es sich um ca. 92 % der Messstellen. Bestimmbare Cr-Gehalte unterhalb des 90. Perzentils des Messstellenkollektivs (1,5 µg/L) machen etwa 3 % der Messstellen aus. Die dritte, gelb dargestellte Klasse umfasst den Konzentrationsbereich oberhalb von 1,5 µg/L, der durch den Vergleichswert für Chrom von 50 µg/L begrenzt wird. 141 Grundwassermessstellen (4,8 %) in NRW fallen in diese Konzentrationsklasse.

Auffällig ist die Verteilung dieser Messstellen in NRW. So finden sich zum einen im Münsterland und zum anderen im Rheinland verstärkt Messstellen mit Cr-Gehalten oberhalb von 1,5 µg/L. Die Konzentrationswerte dieser Messstellen liegen dabei zu 90 % zwischen 1,5 und 10 µg/L und zu 97 % unterhalb von 20 µg/L, sind also als vergleichsweise niedrig einzustufen.

Die Dominanz der quantifizierbaren Cr-Funde im Münsterland (v.a. Münsterländer Kiessandzug) und im Kölner Gebiet repräsentiert aber vermutlich keine erhöhte Schwermetallsituation, sondern ist vielmehr auf "regionale Unterschiede" in der Höhe der Bestimmungsgrenze zurückzuführen. Die Datensätze dieser Gebiete weisen vornehmlich Bestimmungsgrenzen von 1 bzw. 5 µg/L auf, während die Bestimmungsgrenze für Chrom in den übrigen Gebieten häufig bei 10 µg/L liegt. Überschreitungen der Geringfügigkeitsschwelle von 50 µg/L treten nur in Einzelfällen auf (3 Messstellen).

Das relativ geringe Überschreiten der Geringfügigkeitsschwelle ist v.a. darauf zurückzuführen, dass Chrom geochemisch wenig mobil ist und im Vergleich zu anderen Schwermetallen nur in geringem Maße durch anthropogene Aktivitäten beeinflusst wird. Geogen erhöhte Cr-Gehalte im Grundwasser können jedoch unter Umständen in Gebieten mit vulkanischen Gesteinen (v.a. SiO₂-arme Vulkanite) und Tonschiefern (Sauerland, Siegerland) auftreten.

■ [Abb. 3.6-13:](#)

Übersichtskarte: Chromgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

■ [Abb. 3.6-14:](#)

Karte 1 (von 1): Chromgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Arsen

Die Abb. 3.6-15 zeigt die Medianwerte der As-Konzentration der ausgewerteten Grundwassermessstellen. In den Abbildungen 3.6-16 und 3.6-17 sind die Medianwerte oberhalb des Vergleichswertes als Säulendarstellung visualisiert. Die Messung des As-Gehalts im Grundwasser erfolgte im betrachteten Zeitraum insgesamt an 2.659 Messstellen. In den meisten Fällen liegen die ermittelten Stoffgehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze (graue Punkte). Insgesamt zeigen 79 % der Messstellen Werte < x_{BG} . Weitere 12 % der Messstellen weisen geringe Konzentrationen von bis zu 2 µg/L auf. Stoffgehalte über 10 µg/L (As-Vergleichswert) treten in 43 der ausgewerteten Messstellen auf.

In der Übersichtskarte (Abb. 3.6-15) wird deutlich, dass einzelne erhöhte As-Konzentrationen über die gesamte Landesfläche NRW verteilt sind. Tendenziell treten im nordwestlichen Teil der Niederrheinischen Bucht vermehrt quantifizierbare As-Gehalte auf. Dies gilt auch für den Bereich des südwestlichen Münsterlands. Ein eindeutiger Regionalbezug ist für die erhöhten As-Konzentrationen im Grundwasser jedoch nicht abzuleiten. Vielmehr muss die heterogene Verteilung auf lokale Einflussfaktoren zurückgeführt werden. Ein möglicher Grund für die z.T. erhöhten Gehalte im Nordwesten des Niederrheingebiets könnte z. B. der Einfluss infiltrierenden Oberflächenwassers sein. Dies konnte in den Niederlanden v.a. für Grundwässer in Rhein-Nähe festgestellt werden [14].

Die Detaildarstellung der Medianwerte oberhalb des Vergleichswerts in den Abbildungen 3.6-16 und 3.6-17 zeigt

massive Arsenbelastungen u. a. südwestlich von Bonn, an der Erft sowie zwischen Bielefeld und Münster. In allen genannten Fällen ist der Messwert jedoch nicht belastbar, da die Anzahl der Messungen entweder unter drei lag oder die Standardabweichung mehr als 100 % betrug.

■ [Abb. 3.6-15:](#)

Übersichtskarte: Arsengehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

■ [Abb. 3.6-16:](#)

Karte 1 (von 2): Arsengehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-17:](#)

Karte 2 (von 2): Arsengehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Cadmium

In der Abb. 3.6-18 sind die Medianwerte der Cd-Konzentration des ausgewerteten Datenkollektivs dargestellt (2.931 Messstellen). Detailldarstellungen der Medianwerte oberhalb des Vergleichswerts sind in den Abb. 3.6-19 und 3.6-20 enthalten. Cadmium ist geochemisch selten, so dass die im Grundwasser auftretenden Konzentrationen im Vergleich zu den anderen ausgewerteten Schwermetallen meist sehr gering sind. Insgesamt liefern 91 % der Messstellen nicht bestimmbar Cd-Gehalte. Lediglich für Quecksilber ist ein noch höherer Anteil an Gehalten < xBG festzustellen (s. o.). 264 der ausgewerteten Grundwässer (9 %) weisen bestimmbar Cd-Gehalte unterhalb von 5 µg/L auf. Cd-Konzentrationen oberhalb der Geringfügigkeitsschwelle (Tab. 3.6-1) zeigen 9 Messstellen (0,3 %). Messstellen mit einzelnen quantifizierbaren Cd-Gehalten (gelbe und rote Punkte) sind über die gesamte Landesfläche verteilt.

Grund für den Cd-Eintrag in das Grundwasser kann die Anwendung von Cd-haltigen Phosphatdüngern sowie die Freisetzung aus Karbonatmineralen sein. Im Grundwasser ist Cadmium insbesondere dort anzutreffen, wo die Pufferkapazität der überlagernden Deckschichten gering ist. Säureinträge und -produktion können hier zu einem Grundwassereintrag von Cadmium führen, weil sich dessen Mobilität bereits ab pH 6,5 stark mit abnehmendem pH-Wert erhöht. Derartige Prozesse sind als Grund für die quantifizierbaren Cd-Gehalte im Gebiet der Sennesande und am linken Niederrhein anzunehmen. Geogen erhöhte Cd-Konzentrationen im Grundwasser können auch im Bereich von Vererzungen und Lagerstätten auftreten. Die für NRW ermittelten Cd-Konzentrationen sind mit denen aus anderen Untersuchungen vergleichbar. So wurde in den Niederlanden für versauerungsbeeinflusste Grundwässer ein Cd-Median von 0,6 µg/L ermittelt [14]. Untersuchungen zum geogen geprägten Hintergrundgehalt von Grundwässern Baden-Württembergs lieferten Cd-Gehalte zwischen < xBG und 0,87 µg/L [16].

■ [Abb. 3.6-18:](#)

Übersichtskarte: Cadmiumgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

■ [Abb. 3.6-19:](#)

Karte 1 (von 2): Cadmiumgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-20:](#)

Karte 2 (von 2): Cadmiumgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Nickel

Die Abb. 3.6-21 zeigt die Medianwerte der Ni-Konzentration der ausgewerteten Grundwassermessstellen. Medianwerte oberhalb des Vergleichswerts sind im Detail in den Abb. 3.6-22 bis 3.6-25 als Säulendarstellung enthalten. Die Messung des Ni-Gehalts erfolgte insgesamt an 2.927 Messstellen, wobei ein verhältnismäßig hoher Anteil an Medianwerten oberhalb der Bestimmungsgrenze festzustellen ist. Dieser beträgt etwa 25 % des Gesamtdatensatzes. Etwa 76 % dieser Messstellen weisen hierbei quantifizierbare Gehalte ≤ 10 µg/L auf. Diese grün dargestellten Messstellen sind über die gesamte Landesfläche verteilt, wobei aber auffällt, dass im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges Messstellen ohne bestimmbar Ni-Gehalt vorherrschen. Etwa 4,6 % des Messstellenkollektivs weist Ni-Konzentrationen zwischen 10 und 50 µg/L auf. Den Richtwert der EU-Richtlinie 98/83/EG [10] von 20 µg/L überschreiten 3,6 % der Messstellen und weitere 1,5 % der Messstellen überschreiten sogar den Vergleichswert von 50 µg/L (derzeit gültiger Grenzwert der Trinkwasserverordnung).

Auffällig ist die räumliche Verteilung der Grundwässer mit erhöhten Nickelgehalten (gelbe, orange und rote Messstellen in Abb. 3.6-21). Neben einigen Messstellen im westlichen und zentralen Münsterland sind erhöhte Ni-Gehalte insbesondere für das östliche Münsterland sowie das linksrheinische Gebiet festzustellen. Wie auch bei anderen Schwermetallen (z. B. Cd, Zn) sind die erhöhten Ni-Konzentrationen im Grundwasser des östlichen Münsterlands mit dem Verbreitungsgebiet der Sennesande in Verbindung zu bringen. Die pleistozänen

Rückzugssande sind durch geringe Karbonatgehalte und damit durch eine geringe Pufferkapazität gekennzeichnet. Die Infiltration saurer Niederschläge in den schwach gepufferten Sanden kann hier zu einer Ni-Freisetzung und damit zu erhöhten Ni-Konzentrationen im Grundwasser führen. Eine Immobilisierung der eingetragenen Ni-Gehalte findet in der wassergesättigten Zone nicht statt, da hier z.T. ebenfalls saure und oxidierende Bedingungen herrschen. In derartig schwach gepufferten Sanden bewirken aber auch bereits die bei der Nitrifikation von Ammonium (z. B. aus Gülle) zu Nitrat freiwerdenden Wasserstoffionen eine pH-Absenkung, was ebenfalls zu einer indirekten Mobilisierung von Schwermetallen durch Lösung der Trägerminerale führt.

Sehr auffällig für die Verteilung der Ni-Gehalte im Grundwasser NRW ist die Häufung von Grund- und Rohwassermessstellen mit Konzentrationen oberhalb von 10 µg/L im Niederrheingebiet nahe der niederländischen Grenze (s. Abb. 3.6-22). Erhöhte Gehalte treten dabei insbesondere im Raum Mönchengladbach-Viersen und im weiteren Wassereinzugsgebiet der Maas zwischen Nettetal und Kevelaer auf. Wie in Abb. 3.2-2 dargestellt, zeigen viele der Grundwässer in diesem Gebiet niedrige pH-Werte < pH 6. Die erhöhten Ni-Werte könnten somit unter Umständen wie im Sennegebiet mit Versauerungsreaktionen erklärt werden, die zu einer indirekten Mobilisierung geogener Nickelgehalte v.a. aus Pyriten führen. In den angrenzenden Niederlanden konnten Grundwasserkonzentrationen von 16 µg/L mit der Infiltration saurer Niederschläge in schwach gepufferten Sanden in Verbindung gebracht werden. [14]. In einer anderen niederländischen Studie wurden für oberflächennahe Grundwässer Ni-Konzentrationen zwischen 0,2 und 36,7 µg/L angegeben, wobei ebenfalls ein deutlicher Zusammenhang zu abnehmenden pH-Werten beobachtet wurde [15]. Versauerungsreaktionen müssten neben erhöhten Ni-Konzentrationen aber auch zu erhöhten Gehalten anderer Schwermetalle führen. Dies ist jedoch für das Niederrheingebiet nicht so eindeutig anhand der vorliegenden Daten abzuleiten wie für das Gebiet der Senne.

Ein weiterer Prozess, der zu erhöhten Ni-Konzentrationen im Grundwasser führen kann, ist die Veränderung bzw. der Wechsel der Redoxverhältnisse im Untergrund (z. B. die Freisetzung sorbierter Nickelionen bei der Reduktion von Manganoxiden [17]). Ein wichtiger Reaktionsprozess, der im Zusammenhang mit erhöhten Ni-Konzentrationen im Grundwasser stehen kann, ist die sog. lithotrophe Denitrifikation [18]. Die Verlagerung von Nitrat mit dem Sickerwasser in ursprünglich sauerstoff- und nitratfreies Grundwasser kann hier unter Beteiligung von Mikroorganismen zu einer Oxidation von geogenen Eisensulfiden (Pyrit) bei gleichzeitiger Nitratreduktion führen. Die Folge ist eine Freisetzung des im Pyrit gebundenen Nickels und u.U. eine Absenkung des pH-Werts des Grundwassers. Dieser Freisetzungsmechanismus tritt vor allem in Gebieten mit reduzierenden Grundwasserverhältnissen und intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung auf. Welcher der Prozesse Versauerung und/oder lithotrophe Denitrifikation ausschlaggebend z. B. für die erhöhten Ni-Gehalte im Grundwasser des linken Niederrheins ist, wird zur Zeit im Rahmen eines F&E-Vorhabens näher untersucht [20].

■ [Abb. 3.6-21:](#)

Übersichtskarte: Nickelgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

■ [Abb. 3.6-22:](#)

Karte 1 (von 2): Nickelgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-23:](#)

Karte 2 (von 2): Nickelgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-24:](#)

Detailkarte 1 (von 2): Nickelgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

■ [Abb. 3.6-25:](#)

Detailkarte 2 (von 2): Nickelgehalte (Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Darstellung der Nickelgehalte nach Grundwasserregionen

Die Landesfläche Nordrhein-Westfalens ist in 258 unterirdische Grundwassereinzugsgebiete eingeteilt [13]. Diese sog. Grundwasserregionen können für die Berechnung regionalspezifischer Schwermetallgehalte im Grundwasser genutzt werden. Es werden jedoch nur solche Grundwasserregionen berücksichtigt, in denen mindestens fünf Messstellen mit Analysendaten vorhanden sind. Dadurch reduziert sich die Anzahl der Regionen, für die P90-Werte des Schwermetallgehalts angegeben werden, auf 123. Als Beispiel sind in Abb. 3.6-26 die Berechnungsergebnisse für Nickel dargestellt, wobei zwischen Grundwasserregionen unterschieden wird, deren 90. Perzentil oberhalb (gelb) oder unterhalb des landesweiten Ni-Hintergrundgehalts von 10 µg/L liegt.

Auch anhand der Abb. 3.6-26 wird deutlich, dass vor allem im östlichen Münsterland und am linken Niederrhein erhöhte Ni-Gehalte im Grundwasser anzutreffen sind. Auf mögliche Gründe wurde bereits eingegangen. Die P90-Werte der geohydraulischen Einheiten im Verbreitungsgebiet der Sennesande liegen hierbei zwischen 12 und 30 µg/L. Die Grundwasserregionen im linksrheinischen Gebiet weisen mit 22 bis 40 µg/L etwas höhere P90-Werte auf.

Die 90. Perzentile der Grundwasserregionen mit $N \leq 5$ Messstellen sind im Anhang A3-2 für die Metalle Arsen,

Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink tabellarisch zusammengefasst. Daneben befindet sich im Anhang A3-2 eine Übersichtskarte der nordrhein-westfälischen Grundwasserregionen.

■ Abb. 3.6-26:

90. Perzentile der Nickelgehalte nordrhein-westfälischer Grundwasserregionen mit $N \geq 5$ Messstellen im Vergleich zum landesweiten Nickelhintergrundgehalt von $10 \mu\text{g/L}$ (Datenbestand 1990 - 1996)

3.6.6 Auswertungen zu speziellen Fragen

3.6.6.1 Mehrfachbelastungen

Grundwasserbelastungen durch Schwermetalle betreffen häufig nicht nur ein Element, sondern aufgrund des gemeinsamen Vorkommens und ähnlicher geochemischer Eigenschaften meist zwei oder mehr Elemente. In den folgenden "Ampelkarten" werden nur die Grundwassermessstellen herausgehoben, in denen mindestens bei zwei Schwermetallen, einschließlich des Arsens, der Medianwert den Vergleichswert überschreitet (Abb. 3.6-27 bis 3.6-29). Dies trifft, über die ganze Landesfläche verteilt, auf 43 Messstellen zu.

Im Einzelnen zeigen die Abb. 3.6-27 bis 3.6-29 folgende Vergesellschaftungen bzw. Schwermetallbelastungen:

- Im Aachen-Stolberger Raum sind umfangreiche Blei/Zink-Vergesellschaftungen zu verzeichnen (Abb. 3.6-27, Detailkarte 1). Auf die bergbaubedingten anthropogenen Veränderungen wurde bereits in den Einzeldarstellungen hingewiesen.
- Im Troisdorfer Gebiet wird das Auftreten von Zink und Nickel durch eine hohe Messstellendichte belegt. Auf die Korrelation mit dem Vorkommen niedriger pH-Werte wurde bereits hingewiesen (Abb. 3.6-27, Detailkarte 2).

■ Abb. 3.6-27:

Karte 1 (von 3): Messstellen mit mehrfacher Schwermetallbelastung über Vergleichswert (Messstellen-Medianwerte)

■ Abb. 3.6-28:

Karte 2 (von 3): Messstellen mit mehrfacher Schwermetallbelastung über Vergleichswert (Messstellen-Medianwerte)

- Erwähnenswert ist darüber hinaus, dass Grundwassermessstellen im Raum Troisdorf auch durch landwirtschaftliche Aktivitäten eine intensive Beeinflussung erfahren. Dies ist dokumentiert durch die im Abschnitt 3.4 belegte Belastung durch das Pflanzenschutzmittel Bromacil bzw. durch die altablagerungsbedingte Verbindung Diphenylsulphon (s. Abschn. 3.4). Ebenso sind acht Messstellen mit einer Nitratbelastung $> 50 \text{ mg/L}$ nachgewiesen (vgl. Abschn. 3.3).
- Im Bereich um Hamm (Abb. 3.6-28, Karte 2) treten Messstellen mit erhöhten Blei- und Zinkkonzentrationen auf, die durch die chemischen Eigenschaften des Grundwassers nicht erklärt werden können [20]. Die pH-Werte (Mediane) liegen ähnlich dem Aachen-Stolberger Raum (s. o.) im neutralen Bereich von $\text{pH} = 6,9$ bis $\text{pH} = 7,5$. Die Ursache der erhöhten Blei-/Zinkkonzentration ist demnach in den geochemischen Eigenschaften des Grundwasserleiters zu suchen. Die in diesem Gebiet anstehende Oberkreide ist in der Fazies der Grünsande ausgebildet. Aufgrund der reduzierenden Verhältnisse während der Diagenese und des sulfidhaltigen Liefermaterials aus dem Karbon kann erwartet werden, dass erhöhte Blei- und Zinkkonzentrationen im Grundwasserleiter vorliegen, die durch fortschreitende Oxidation der Sulfide an das sauerstoffreiche Grundwasser abgegeben werden können. Mit der Oxidation von Sulfiden müsste jedoch eine Erhöhung der Sulfatkonzentration im Grundwasser zu beobachten sein. Ein direkter Zusammenhang zwischen Blei und Sulfat ist derzeit noch nicht festzustellen [20].
- Die zuvor beschriebenen Verhältnisse setzen sich auch in der östlichen Fortsetzung (Karte 3, Abb. 3.6-29) in den vier Messstellen 091167309, 024170215, 024180403 und 021000440 nach Norden bis südlich Bielefeld fort. Auch in diesen Messstellen sind ausschließlich pH-Werte im neutralen Bereich festzustellen.
- Östlich daran anschließend fallen im Süden des Regierungsbezirkes Detmold ebenfalls vier Messstellen auf (Karte 3, Abb. 3.6-29), die neben weiteren Schwermetallen als Gemeinsamkeit eine Blei/Nickel Vergesellschaftung aufweisen.

Die übrigen, durch Ampeldarstellungen belegten Grundwassermessstellen sind dagegen im Wesentlichen als Einzelereignisse anzusehen. Eine Ausnahme stellt hier die Vergesellschaftung des Schwermetalls Nickel mit dem Metalloid Arsen dar, die flächig in einigen Grundwassermessstellen nachgewiesen wurde.

■ Abb. 3.6-29:

Karte 3 (von 3): Messstellen mit mehrfacher Schwermetallbelastung über Vergleichswert (Messstellen-

3.6.6.2 Hintergrundgehalte für Schwermetalle

Das 90. Perzentil der Konzentrationsmediane eines räumlich zusammenhängenden Messstellenkollektivs wird in der vorliegenden Auswertung zur Charakterisierung des geogen geprägten Normal- bzw. Hintergrundgehalts eines Schwermetalls im Grundwasser genutzt. Im ersten Schritt wurden die Konzentrationsmediane aller auswertbaren Messstellen zur Berechnung von landesweiten Hintergrundgehalten (H90) herangezogen. Diese wurden bereits in den vorangegangenen landesweiten Übersichtsdarstellungen genutzt, um belastete Grundwässer von Messstellen mit geringen Stoffgehalten zu unterscheiden. In Tab. 3.6-3 sind die landesweiten Hintergrundgehalte (H90) der betrachteten Metalle zusammenfassend dargestellt. Zum Vergleich enthält diese Tabelle zusätzlich die jeweiligen Medianwerte.

Anhand der Spalte "Median" (P50) in Tabelle 3.6-4 ist zu erkennen, dass sich für die Datensätze der betrachteten Metalle mit Ausnahme von Zink keine quantifizierbaren Medianwerte ergeben. Dies gilt auch für die landesweiten Hintergrundgehalte H90 für Cadmium und Quecksilber, da mehr als 90 % der ausgewerteten Messstellen Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze zeigen. Wird Cadmium im Grundwasser nachgewiesen, ist daher von einer speziellen hydrogeochemischen Situation (z. B. Vererzungen) oder von einer direkten oder indirekten anthropogenen Beeinflussung auszugehen.

■ *Tab. 3.6-4:*

Landesweite Hintergrundgehalte (H90) und Mediane für Schwermetalle im Grundwasser Nordrhein-Westfalens (alle Angaben in µg/L) (Datenbestand: 1990 - 1996)

Für die anderen betrachteten Elemente ergeben sich numerisch definierbare Hintergrund- bzw. Normalgehalte. Im Falle von Arsen, Blei und Chrom liegen diese bei 2 bzw. 1,5 µg/L. Auch diese Konzentrationen können als sehr gering eingestuft werden, zumal ein Großteil der Analysen dieser Elemente Bestimmungsgrenzen aufweist, die deutlich höher liegen. Würde man für diese Elemente auch die 95. Perzentile betrachten, so ergäben sich Werte von 3 µg/L (Cr), 4 µg/L (As) bzw. 5 µg/L (Pb).

Für die Schwermetalle Kupfer und Nickel ergibt sich jeweils ein landesweiter Hintergrundgehalt von 10 µg/L; der P95-Wert beträgt für beide Elemente 20 µg/L. Der Hintergrundgehalt für Nickel zeigt hierbei an, dass vergleichsweise hohe Konzentrationen dieses Schwermetalls im Grundwasser Nordrhein-Westfalens zu finden sind (s. o.). Für Zink wurde ein landesweiter Hintergrundgehalt von 185 µg/L ermittelt, der deutlich höher liegt als die H90-Werte der anderen Schwermetalle. Dies ist auf die Kombination der weiten Verbreitung des Spurenmetalls Zink in Böden und Gesteinen und auf die bereits bei geringen pH-Absenkungen einsetzende Mobilisierung zurückzuführen.

Zur Berechnung der landesweiten Hintergrundgehalte wurden die Konzentrationsmediane aller Messstellen ohne weitergehende Differenzierung genutzt (vgl. Tab. 3.6.3). Aufgrund des landesweiten Betrachtungsmaßstabs erlauben die Konzentrationsangaben in Tabelle 3.6-4 natürlich nur eine grobe Charakterisierung der Beschaffenheit nordrhein-westfälischer Grundwässer in Bezug auf ihren Schwermetallgehalt. Um ein genaueres Bild der Hintergrundsituation zu erlangen, wurde das Datenkollektiv nach Messstellenart, nach physiko-chemischem Milieu und nach regionalen geohydrologischen Aspekten untergliedert und ausgewertet.

In Tabelle 3.6-5 sind die Ergebnisse einer Messstellendifferenzierung nach dem jeweiligen Messprogramm, d. h. nach Grundwasser- (MP 50) und Rohwassermessstellen (MP 51) im Vergleich zu den landesweiten Schwermetall-Hintergrundgehalten (H90) dargestellt. Die 90. Perzentilwerte in Tabelle 3.6-5 zeigen, dass Grundwassermessstellen (MP 50) geringfügig höhere Schwermetallgehalte als Rohwassermessstellen (MP 51) aufweisen. Deutliche Unterschiede ergeben sich aber nur für Nickel, dessen 90. Perzentilwert der Grundwassermessstellen mit 19 µg/L etwa fünfmal so hoch wie das 90. Perzentil der Rohwassermessstellen ist. Kupfer und Zink weisen dagegen höhere Werte für Rohwassermessstellen auf, was aufgrund der vergleichsweise geringen Datenlage (ca. 135 Messstellen) nur bedingt aussagekräftig ist.

Grundwasser des zweiten Stockwerks

Tabelle 3.6-5 enthält die 90. Perzentile eines Datenkollektivs, bestehend aus ca. 140 Messstellen, die Grundwasser des 2. Stockwerks erschließen und auf Schwermetallgehalte untersucht wurden (STW 2). Für diese Messstellen ist aufgrund ihrer Tiefenlage oder ihrer Lage unter schützenden Deckschichten von einer geringeren direkten anthropogenen Beeinflussung auszugehen. Werden nur diese Messstellen rangstatistisch ausgewertet, ergeben sich für die meisten Elemente nur geringe Unterschiede gegenüber den landesweiten Hintergrundgehalten. So liegt z. B. der P90-Wert für Blei und Arsen mit 3 µg/L im gleichen Bereich wie der landesweite Hintergrundgehalt mit 2 µg/L. Höhere Werte ergeben sich für Kupfer und Zink, wobei aufgrund der geringen Datenlage (nur ca. 40 auswertbare Messstellen) keine verlässliche Aussage möglich ist. Ein klarer Unterschied ergibt sich auch hier für Nickel. Die Messstellen des 2. Stockwerks weisen einen Konzentrationswert von 1,0 µg/L auf, der deutlich unter dem landesweiten Hintergrundgehalt von 10 µg/L bzw. 19 µg/L (MP 50) liegt. Nach der vorhandenen Datenlage treten

erhöhte Ni-Gehalte vor allem in Grundwassermessstellen auf, die in oberflächennahen Grundwasserleitern verfiltert sind. Dies ist als weiteres Indiz für die indirekte anthropogene Beeinflussung der Ni-Gehalte im Grundwasser zu werten, wie sie unter 3.6.5 beschrieben wurde.

■ Tab. 3.6-5:

Landesweite Hintergrundgehalte (H90) im Vergleich zum 90. Perzentil für Grundwassermessstellen (MP 50) für Rohwassermessstellen (MP 51) und für Messstellen des 2. Grundwasserstockwerks (STW 2) (Datenbestand (DB) 1990 - 1996)

pH-Abhängigkeit der Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink

Um den Einfluss des pH-Milieus auf die Gehalte von Schwermetallen im Grundwasser zu verifizieren, wurde das vorliegende Messstellenkollektiv in pH-Klassen unterteilt und anschließend rangstatistisch ausgewertet. Hierzu wurde pro Schwermetall und pH-Klasse das 90. Perzentil des jeweiligen Datensatzes berechnet. Die in Abb. 3.6-30 dargestellten Ergebnisse für nordrhein-westfälische Grundwässer zeigen deutlich den Zusammenhang zwischen pH-Wert und Gehalt an Cadmium, Kupfer, Nickel bzw. Zink.

Für diese Schwermetalle ist das 90. Perzentil in den Grundwässern mit pH-Werten < 5 (43 Messstellen) am höchsten. Die Werte liegen bei 5,7 µg/L (Cd), 18 µg/L (Cu), 49 µg/L (Ni) und 820 µg/L Zink. In der pH-Klasse 5 - 6 (ca. 160 Messstellen) sind die Gehalte der Elemente Cadmium (0,9 µg/L) und Nickel (32 µg/L) ebenfalls noch deutlich gegenüber den Hintergrundwerten (H90) erhöht. Für Kupfer und Zink ergeben sich keine erhöhten Gehalte in dieser pH-Klasse. Das in Abb. 3.6-30 nicht dargestellte Blei verhält sich ähnlich, wobei die Unterschiede der P90-Werte der einzelnen pH-Klassen jedoch sehr viel geringer sind. Arsen und Chrom zeigen aufgrund ihres abweichenden geochemischen Verhaltens keine eindeutige Abhängigkeit vom pH-Wert des Grundwassers. Rangstatistische und korrelationsanalytische Auswertungen des Datensatzes unter Verwendung von Leitparametern, die z. B. das Redoxpotenzial des Grundwassers beschreiben, führen zu keinem eindeutigen Ergebnis. Bei landesweitem Betrachtungsmaßstab stellt der pH-Wert des Grundwassers den einzigen signifikanten Einflussfaktor auf die Gehalte der Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink dar. Die Verteilung der pH-Werte im Grundwasser NRW wird im Abschnitt 3.2 beschrieben.

■ Abb. 3.6-30:

90. Perzentile der Schwermetallkonzentration für definierte pH-Klassen (DB 1990 - 1996)

3.6.6.3 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen

In Tabelle 3.6-6 sind die Ergebnisse von Studien zur geogen geprägten Hintergrundbeschaffenheit in Baden-Württemberg [16] und zur Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen [19] im Vergleich zu den nordrhein-westfälischen Ergebnissen dargestellt. Diese Auswertungen dienen vorrangig dem Ziel, Referenzbereiche und Orientierungswerte für bestimmte geologische bzw. lithologische Einheiten zu ermitteln. Hierzu wurden die Schwermetalldaten von insgesamt 112 [16] bzw. ca. 160 Messstellen [19] ausgewertet. In dem ausgewerteten nordrhein-westfälischen Datensatz wurden zwischen 1.244 (Kupfer) und 2.219 Messstellen (Blei) berücksichtigt.

Bei der baden-württembergischen Auswertung zeigen sich bei fast allen Elementen im Vergleich zu NRW niedrigere Konzentrationswerte der geogen geprägten Hintergrundbeschaffenheit (Tab. 3.6-6). Dies liegt insbesondere daran, dass hier nur Messstellen des baden-württembergischen Basismessnetzes, d. h. möglichst unbeeinflusste Messstellen, ausgewertet wurden und dass die Grundwässer z.T. mit nachweisstärkeren Methoden analysiert wurden (z. B. Cd, Hg). Die Unterschiede sind jedoch für die meisten Elemente so gering, dass sie als nicht relevant angesehen werden können. Eine Ausnahme stellen Nickel und Zink dar, für die deutlich höhere Hintergrundgehalte in nordrhein-westfälischen Grundwässern ermittelt wurden. Insbesondere der niedrige Zink-Wert in Baden-Württemberg fällt auf. Ob hierfür die hydrogeochemischen Verhältnisse oder Art und Umfang der berücksichtigten Messstellen verantwortlich sind, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden.

Auf Basis einer Datensammlung bei Wasserversorgungsunternehmen in Westdeutschland wurden für die Aquifergruppen Lockersedimente, Kalk/Dolomit, Buntsandstein und sonstige Festgesteinsaquifere Orientierungswerte abgeleitet [19]. Ähnlich wie in der vorliegenden Auswertung wurde hierbei pro Messstelle und Element ein Mittelwert errechnet und dieser für die anschließende rangstatistische Auswertung genutzt.

■ Tab. 3.6-6:

Zusammenstellung von Ergebnissen zur Schwermetallsituation im Grundwasser für Nordrhein-Westfalen (diese Studie), Baden-Württemberg [16] und für Westdeutschland [19] sowie Vergleich mit den Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser der BBodSchV [11]

Als Obergrenze des überwiegend geogenen Normalbereichs definieren die Autoren das 84,1. Perzentil, während das 95. Perzentil den Beginn des überwiegend anthropogen beeinflussten Konzentrationsbereichs markiert. Der Bereich dazwischen beschreibt einen Überlappungsbereich, der sowohl geogen als auch anthropogen beeinflusste

Messstellen enthalten kann (vgl. Tab. 3.6-6).

Es zeigt sich hierbei eine gute Übereinstimmung zwischen den P84,1-Werten und den nordrhein-westfälischen Hintergrundgehalten. Da in dieser Arbeit als Kennwert das 90. Perzentil gewählt wurde, sind die Werte für einzelne Elemente geringfügig höher als die Ergebnisse von SCHLEYER & KERNDORFF [19]. Trotz der unterschiedlichen Perzentilwerte ergeben sich nur geringe Abweichungen. Dies lässt sich auf die Struktur des nordrhein-westfälischen Datensatzes zurückführen, der erst ab dem 95. Perzentil ein deutliches Ansteigen der Schwermetallkonzentrationen zeigt (vgl. Anh. A3-1). Vergleicht man die 95. Perzentilwerte der beiden Datensätze, so fällt auf, dass sich ebenfalls eine recht gute Übereinstimmung ergibt. Höhere Gehalte ergeben sich in NRW lediglich für Nickel und Zink. Folgt man der Definition für die P95-Werte gemäß [19], so wären in NRW Nickel-Gehalte von über 20 µg/L bzw. Zink-Gehalte über 415 µg/L als überwiegend anthropogen verursacht anzusehen.

Der Parameter Nickel ist besonders hervorzuheben, da nach der EU-Richtlinie [10] für die Nutzung von Wasser für den menschlichen Gebrauch künftig ein Wert von 20 µg/L gilt. In etwa 5 % der hier untersuchten nordrhein-westfälischen Grund- und Rohwassermessstellen wird dieser Wert bereits überschritten. Überschreitungen treten insbesondere in versauerten Grundwässern auf. Zum Vergleich sind in Tabelle 3.6-6 daher die 90. Perzentile der pH-abhängig mobilisierten Schwermetalle für Grundwässer mit pH-Werten unterhalb von 5 (P90 pH<=5) dargestellt. Es wird deutlich, dass sich nur unter diesen hydrochemischen Milieubedingungen Konzentrationswerte ergeben, die die Werte der EU-Richtlinie [10] sowie die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser nach BBodSchV [11] erreichen bzw. z.T. überschreiten.

3.6.7 Ausblick

Aufgrund des Betrachtungsmaßstabs erlauben die landesweiten Hintergrundgehalten lediglich eine grobe Charakterisierung des Schwermetallgehalts nordrhein-westfälischer Grundwässer. Durch die große Datenbasis sind diese Werte aber als statistisch gesichert anzusehen. Wird das betrachtete Gebiet verkleinert, steigt zwar der Detaillierungsgrad und die Nutzbarkeit der Ergebnisse, durch die damit verbundene Reduzierung des Messstellenkollektivs ist die statistische Sicherheit jedoch oft nicht zweifelsfrei gegeben. Eine Reduzierung der Gebietsgröße ist beispielsweise aufgrund von lithologischen oder aufgrund von geohydraulischen Aspekten sinnvoll.

Aufgrund der vorgesehenen Grenzwertänderung für Nickel auf 20 µg/L im Trinkwasser (EU-Richtlinie) stellt sich besonders die Situation für Nickel in Grundwässern mit pH-Werten kleiner 5 als problematisch dar. Dies gilt auch für die bei sinkenden pH-Werten leicht mobilisierbaren Elemente Cadmium, Nickel und Zink. Zukünftig wird es daher in noch stärkerem Ausmaß notwendig sein, den Eintrag von Säurebildnern in das Grundwasser zu vermeiden und eine Trendumkehr in den Gebieten Nordrhein-Westfalens zu erreichen, in denen bereits Versauerungsgefährdete und versauerte Grundwässer auftreten.

Hinsichtlich der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie werden auch Schwermetalle im Gewässer (Grundwasser und Oberflächengewässer) aus punktuellen und diffusen Schadstoffquellen zu betrachten sein. Cadmium und Quecksilber werden als prioritär gefährliche Stoffe eingestuft. Darüberhinaus sind die Parameter Blei (mit Revisionsklausel) und Nickel auf der Liste der prioritären Stoffe enthalten. Hinsichtlich ihrer Gefährlichkeit werden diese Stoffe noch bewertet und anschließend u.U. Qualitätsnormen festgelegt.

3.6.8 Literatur

- [1] SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. [Hrsg.] (1998): Lehrbuch der Bodenkunde: 14. Aufl., 494 S.; Stuttgart
- [2] SPÄTE, A., WERNER, W.; KÖNIG, W. (1991): Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalten ausgewählter Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. In: LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN [Hrsg.]: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, 4: 109 S.; Düsseldorf
- [3] LIEBE, F.; WELP, G.; BRÜMMER, G.W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, 2: 383 S.; Essen
- [4] MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie 2: 3. Aufl., 499 S.; Berlin - Stuttgart
- [5] LAHMANN (1990): Schwermetallniederschläge in der Bundesrepublik Deutschland. VDI Bericht, 837: 75-89
- [6] HÜTTER, U.; REMMLER, F. (1997): Möglichkeiten und Grenzen der Versickerung von Niederschlagsabflüssen in Wasserschutzgebieten. Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung, 54: 207 S.; Dortmund
- [7] TRINKWV (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV). Bundesgesetzblatt, Jhg. 1990, Teil I, Nr. 66: 2612-2629; Bonn
- [8] ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt: chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen: 382 S.; Heidelberg - Berlin - Oxford
- [9] GROTEHUSMANN, D.; ROHLFING, R.; WEYER, G.; DITTRICH, D.; GOWIK, P.; PERNAK, P. (1992): Vorkommen von organischen Schadstoffen und Schwermetallen im Regenwasserabfluss und ihr Verhalten in der ungesättigten Bodenzone. Literaturstudie im Rahmen des BMFT-Verbundprojektes 02 WT 8901 "Möglichkeiten und Grenzen der entwässerungstechnischen Versickerung unter Berücksichtigung des Schutzes von Boden und Grundwasser": 184 S.; Hannover

- [10] EU-RICHTLINIE 98/83/EG (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Amtsblatt d. Europäischen Gemeinschaften L 330: 32-54; Brüssel
- [11] BBODSCHV (1999): Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BBodSchV)
- [12] VON DER TRENCK, K.T.; RÖDER, R.; SLAMA, H.; MARKARD, C.; KÜHL, C. (1999): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen. Umweltmed. Forsch. Prax. 4 (3): 168-183; Landsberg
- [13] LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW (1994): Grundwasserbericht 1993. 90 S.; Düsseldorf
- [14] FRAPPORTI, G.; VRIEND, S.P.; VAN GAANS, P.F.M. (1996): Trace elements in the shallow groundwater of The Netherlands. A Geochemical and statistical interpretation of the National Monitoring Network data. Aquatic Geochemistry, 2: 51-80; Amsterdam
- [15] ARENDS, B.G.; VAN DER SLOOT, H.A.; VAN DUIJVENBOODEN; W. (1987): Influence of acidification on the concentration of less common trace elements in dutch groundwater. In: VAN DUIJVENBOODEN, W.; VAN WAGEENINGH, H.G. [Hrsg.]: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. Proc. and Informations, 38: 527-546; Den Haag
- [16] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm - Geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit - Ergebnisse aus dem Basismessnetz. 94 S.; Karlsruhe
- [17] LARSEN, F.; POSTMA, D. (1997): Nickel mobilization in a groundwater well field: Release by Pyrite Oxidation and desorption from manganese oxides. Environ. Sci. Technol., 31: 2589-2595; Washington, D.C.
- [18] KÖLLE, W. (1991): Mobilisierung von Nickel und anderen Schwermetallen im Grundwasserleiter als Folge der Oxidation reduzierter Metallverbindungen durch Nitrat. In : IWW [Hrsg.]: Probleme der öffentlichen Wasserversorgung mit metallischen Spurenstoffen. IWW Schriftenreihe, 5: 124-140; Mülheim a.d. Ruhr
- [19] SCHLEYER, R.; KERNDORFF, H. (1992). Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen: 249 S.; Weinheim
- [20] OBERMANN, P.; WISOTZKY, F.; CREMER, N.; SCHARENBERG, D.; PASEK, D. (2000): Untersuchungen zum Auftreten und zur Bindungsform von Schwermetallen im Grundwasser Nordrhein-Westfalens unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität des Nickels. F&E Vorhaben Ruhr Universität Bochum im Auftrag des Landesumweltamtes, Zwischenbericht, unveröffentlicht. 135 S.

3 Grundwasserbeschaffenheit





4 Wasserschutzgebiete

4.1 Einleitung

Für die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser werden in NRW etwa 1,4 Mrd. m³ Rohwasser pro Jahr aus ober- und unterirdischen Vorkommen gewonnen. Dabei beträgt der Anteil an Grundwasser 35,7 %, Quellwasser 2,1 %, angereichertem Grundwasser 29,8 %, Uferfiltrat 15,8 %, Talsperrenwasser 15,9 % und Flusswasser 0,7 % (Tab. 4.-1). In der Regel entscheiden die hydrogeologischen Gegebenheiten über die Art der Rohwassergewinnung. So werden z. B. in den Festgesteinsregionen der Eifel und des Bergischen Landes überwiegend Trinkwassertalsperren, entlang von Rhein und Ruhr vielfach Uferfiltratwasserwerke und in der Niederrheinischen Bucht oder dem Münsterland Grundwasserwerke betrieben. Einen Überblick über die jährlichen Rohwasserentnahmen in NRW gibt Tabelle 4-1. Darin erfolgt eine Differenzierung nach Regierungsbezirken und Art der Rohwasserentnahme.

Wasserschutzgebiete für Trinkwasser

Zur Sicherstellung der öffentlichen Trinkwasserversorgung können die zuständigen Wasserbehörden auf der Basis des § 19 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in Verbindung mit den §§ 14, 15 und 150 Landeswassergesetz NRW (LWG-NW) für bestehende oder künftige Wassergewinnungsanlagen Wasserschutzgebiete festsetzen. Innerhalb der Wasserschutzgebiete können zum Schutz der genutzten Wasserressourcen bestimmte Handlungen, Nutzungen oder Maßnahmen verboten oder aber nur beschränkt zugelassen werden.

Heilquellenschutzgebiete

Neben den (Trink-)Wasserschutzgebieten zur Sicherung der öffentlichen Trinkwasserversorgung können auf der Grundlage des § 19 WHG in Verbindung mit dem § 16 LWG-NW Schutzgebiete für staatlich anerkannte Heilquellen (Heilquellenschutzgebiete) ausgewiesen werden. Außer einer qualitativen Sicherung des Vorkommens können hierbei, um eine mengenmäßige Überbeanspruchung der Heilquelle und damit unter Umständen verbundene Schwankung der Inhaltsstoffe zu vermeiden, auch quantitative Schutzzonen festgesetzt werden.

Die Größe und zonale Einteilung der Wasserschutzgebiete* kann sehr unterschiedlich sein und ist neben der Höhe und Art der Rohwasserentnahme abhängig von den naturräumlichen und hydrogeologischen Gegebenheiten. Die festgesetzten Wasserschutzgebiete (inkl. Heilquellenschutzgebiete) umfassen dabei in der Regel die ober- bzw. unterirdischen Einzugsgebiete der genutzten Vorkommen.

(*Im Folgenden werden soweit nicht besonders darauf hingewiesen wird unter dem Begriff Wasserschutzgebiete sowohl Trinkwasserschutzgebiete als auch Heilquellenschutzgebiete verstanden.)

Wasserschutzgebietsverfahren

Zuständig für die Ausweisung von Wasserschutzgebieten sind die Bezirksregierungen. Mit der Veröffentlichung der Festsetzungs-Verordnung im jeweiligen Amtsblatt ist das Wasserschutzgebiet rechtsgültig. Der Festsetzung gehen in der Regel umfangreiche Vorarbeiten bei den Staatlichen Umweltämtern und den Verfahrensbeteiligten (u. a. Wasserversorgungsunternehmen, ggf. auch Gutachter, etc.) voraus. Aufgrund neu hinzu kommender Erkenntnisse sind im Bearbeitungszeitraum Größe und Form des Schutzgebiets bis zur geforderten parzellenscharfen Abgrenzung mehr oder weniger deutlichen Änderungen unterworfen.

4.2 Regionale Betrachtung

In den Abbildungen 4-1 bis 4-5 sind die festgesetzten und zusätzlich geplanten Wasserschutzgebiete für die einzelnen Regierungsbezirke dargestellt.

Regierungsbezirk Arnsberg

Im Regierungsbezirk Arnsberg erstrecken sich viele größere Wasserschutzgebiete entlang der Ruhr (Abb. 4-1). Typisch sind hier Anreicherungsanlagen: Flusswasser wird der Ruhr entnommen und über Versickerungsbecken das Grundwasser mit dem Seihwasser angereichert.

Im Regierungsbezirk Arnsberg befinden sich im nordöstlichen Sauerland sowohl kleinere Schutzgebiete mit geringem Dargebot als auch ein relativ großes und ergiebiges Wasserschutzgebiet, das "Briloner Kalkmassiv". Die Quelfassungen haben ihren Ursprung in Kalken, die durch ihre Klüftigkeit einen guten Grundwasserleiter bilden.

Regierungsbezirk Detmold

Neben den Trinkwasserschutzgebieten zeichnet sich der Regierungsbezirk Detmold durch die größten Heilquellenschutzgebiete (Bad Oeynhausen, Bad Salzuflen) in NRW aus (vgl. Abb. 4-2).

Regierungsbezirk Düsseldorf

Der Regierungsbezirk Düsseldorf zeichnet sich insbesondere durch dicht beieinander liegende Trinkwasserschutzgebiete entlang des Rheins und nahezu flächendeckende Trinkwasserschutzgebiete im Bereich des linken Niederrheins zwischen Grevenbroich, Mönchengladbach, Viersen und Krefeld aus (vgl. Abb. 4-3). Die rheinnahen Gewinnungsanlagen fördern überwiegend Rhein-Uferfiltrat und Grundwasser aus der Unteren Mittelterrasse bzw. der Niederterrasse des Rheins. Die Wasserwerke am linken Niederrhein fördern aus den verschiedenen Grundwasserstockwerken der quartären und tertiären Lockergesteinsgrundwasserleiter.

Regierungsbezirk Köln

Entlang des Rheins zwischen Bonn und Leverkusen konzentrieren sich auch im Regierungsbezirk Köln Wasserschutzgebiete für Uferfiltratgewinnungen (vgl. Abb. 4-4). Daneben sind die großen Talsperren, die als Trinkwasserreservoirs genutzt werden, von Bedeutung. Sie finden sich in den Festgesteinsregionen der Eifel, nahe der belgischen Grenze und im Bergischen Land (u. a. Große-Dhünn, Wahnbach- und Naafbachtalsperre).

Regierungsbezirk Münster

Das größte Wasserschutzgebiet Nordrhein-Westfalens "Üfter Mark" liegt in der Kirchhellener Heide nördlich und südlich der Lippe (Regierungsbezirk Münster, Abb. 4-5). Das geförderte Grundwasser entstammt den ergiebigen Halterner Sanden, die in Abschnitt 2.2 ausführlich behandelt wurden.

■ Tab.4-1:

Menge (Mio. m³/Jahr) und Art der Rohwasserentnahme in NRW, gegliedert nach Regierungsbezirken (Quelle: Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik [1])

■ Abb. 4-1:

Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellenschutzgebiete im Regierungsbezirk Arnsberg

■ Abb. 4-2:

Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellenschutzgebiete im Regierungsbezirk Detmold

■ Abb. 4-3:

Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellenschutzgebiete im Regierungsbezirk Düsseldorf

■ Abb. 4-4:

Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellenschutzgebiete im Regierungsbezirk Köln

■ Abb. 4-5:

Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellenschutzgebiete im Regierungsbezirk Münster

4.3 Kartenwerk Wasserschutzgebiete in NRW

Wasserschutzgebiete in NRW

Die amtlich festgesetzten und parzellenscharf ausgewiesenen Schutzgebiete werden im LUA zentral erfasst und im Kartenwerk dargestellt. Auch die amtlich noch nicht festgesetzten Wasserschutzgebiete werden aufgenommen. Dabei ist die Kenntnis und Bekanntmachung des Bearbeitungsstands der zusätzlich geplanten Wasserschutzgebiete hinsichtlich des vorsorgenden Gewässerschutzes von großer Bedeutung. Auch bei noch nicht genau bekannter parzellenscharfer Abgrenzung eines Wasserschutzgebiets können in den Einzugsgebieten der Wassergewinnungsanlagen bzw. Heilquellen Maßnahmen zum Schutz der Vorkommen geplant bzw. schon im Vorfeld der Festsetzung ergriffen werden.

Entsprechende aktualisierte Kartenwerke können darüber hinaus schon frühzeitig in Fachplanungen einfließen oder beispielsweise im Rahmen der Aufstellung der Gebietsentwicklungspläne auf Regierungsbezirksebene berücksichtigt werden.

Stand der Bearbeitung

Die vom LUA erstellte Übersichtskarte der Wasserschutzgebiete im Maßstab 1:300.000, zuletzt aufgelegt 1990, ist mit Stand Januar 2000 aktualisiert worden. Dieser Karte sind wie bisher die äußeren Umrandungen der Schutzgebiete, unterschieden nach Trinkwasser und Heilquellen - jeweils festgesetzt oder geplant - zu entnehmen. Die Trinkwassertalsperrenschutzgebiete heben sich durch Rasterung von den Schutzgebieten für Gewinnungsanlagen von Grundwasser bzw. Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser hervor. Zur Orientierung dienen die politischen Grenzen und Ortsangaben sowie das Netz der topographischen Karten 1:50.000, auf die sich die laufende Nummerierung der Schutzgebiete bezieht.

Das Kartenwerk "Wasserschutzgebiete in NRW" im Blattschnitt TK 50 wird vom LUA weiterhin aktuell geführt. In den Karten sind alle festgesetzten und geplanten bzw. im Genehmigungsverfahren befindlichen Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete mit ihren Schutzzonen dargestellt. Bei Bedarf werden auch die bei einigen StUÄ erfassten Reservegebiete aufgeführt. Im Hintergrund sind die Basistopographie des amtlichen Kartenwerks TK 50 (Landesvermessungsamt NRW) mit politischen Grenzen und Ortsangaben sowie die Gewässer dargestellt.

Digitaler Kartenbestand

Die Erfassung und laufende Aktualisierung der Schutzgebiete in den digitalen Kartenbestand erfolgt im LUA über Digitalisierung von Vorlagen der Oberen Wasserbehörden. Nach Abgleich des Bearbeitungsstands der einzelnen TK 50-Blätter mit den eingegangenen speziellen Informationen werden die Karten auf Bestellung tagesaktuell mit und ohne Topographie ausgegeben. Nachfrage besteht von den verschiedensten Seiten: u. a. Verwaltungen und Institutionen, Wasserverbände und Landwirtschaftskammern, Versorger und v.a.m. Seit März 1997 werden während der kartographischen Bearbeitung die laufenden Änderungen separat dokumentiert. Somit können sowohl für einzelne Wasserschutzgebiete als auch für die TK 50-Blätter diesbezüglich Auskünfte gegeben werden.

Um dem Anspruch gerecht zu werden, landesweit den aktuellen Bearbeitungsstand bei Planung und Ausweisung von Wasserschutzgebieten wiedergeben zu können, ist das LUA auf die Zuarbeit der StUÄ angewiesen. Dies bezieht sich auf Informationen über Änderungen im Grenzverlauf oder zur Zoneneinteilung noch nicht festgesetzter Wasserschutzgebiete sowie über Neuplanung bzw. Aufgabe eines Planungsvorhabens. Meldungen über Änderungen im Status, z. B. eine erfolgte amtliche Festsetzung, sind ebenfalls hilfreich, da die Veröffentlichung in den Amtsblättern der Bezirksregierungen nicht immer zeitnah erfolgt.

Aufnahme der Daten und Datenbereitstellung

Die üblicherweise im Maßstab 1:25.000 vorliegenden Arbeitskarten der StUÄ oder Übersichtskarten aus den Amtsblättern werden in der Kartographie des LUA gescannt und die Wasserschutzgebiete digitalisiert. Dabei erfolgt die Umsetzung zur Zeit noch in Vektordaten des ALK-GIAP -Formats im gleichnamigen System (**A**utomatisiertes **L**iegenschaftskataster- **G**rafisch **I**nteraktiver **A**rbeits**P**latz) auf einem UNIX-Server, in

naher Zukunft in ArcView. Anschließend werden die Grenzverläufe an der TK 50-Topographie ausgerichtet. Durch die Ausrichtung bleiben die wichtigen Informationen zur räumlichen Orientierung auch bei der Generalisierung auf 1:50.000 erhalten.

Der digitale Bestand ist zur Zeit ebenfalls im ALK-GIAP-Entladeformat beim LUA erhältlich, kann aber auch in Form von ArcView Shape-Files bestellt werden, die etwa alle drei Monate aus dem ALK-GIAP-Gesamtbestand konvertiert werden.

Weitere Daten zu den Wasserschutzgebieten sind auf besondere Anfrage hin aus der Grundwasserdatenbank des LUA (s. Abschnitt 1.2) erhältlich.

4.4 Anzahl und Größe der Wasserschutzgebiete in NRW

Einen Überblick über die aktuelle Anzahl der bereits ausgewiesenen und der zusätzlich geplanten Wasserschutzgebiete in NRW mit Stand November 1999 gibt Tabelle 4-2. Darin sind die Reservegebiete nicht berücksichtigt. Die jeweils in Klammer angegebenen Zahlen geben zum Vergleich den Stand von 1993 wieder.

Aus der Grundwasserdatenbank beim LUA (vgl. Abschnitt 1.2) sind weitere Angaben zu den Schutzgebieten zu entnehmen: Name, Gültigkeitsdauer, Zuständigkeit und Flächengröße des Gesamtgebiets oder der einzelnen Zonen. Weiterhin können die Schutzgebiete und deren Zonen nach Flächengröße den politischen Einheiten bis auf Gemeindeebene zugeordnet werden.

■ Tab.4-2:

Anzahl und Größe der Wasserschutzgebiete (Zahlen in Klammern geben den Stand von 1993 wieder)

Der prozentuale Anteil festgesetzter und geplanter Wasserschutzgebiete an der Landesfläche stieg in den vergangenen 6 Jahren von 17 % auf 19 %. Am bedeutendsten war hier die Umwandlung von geplanten in festgesetzte Trinkwasserschutzgebietsflächen. Nicht zuletzt konnte das mit über 185 km² größte Wasserschutzgebiet Nordrhein-Westfalens, Üfter Mark, im Jahr 1998 festgesetzt werden.

Die hohe Anzahl geplanter Schutzgebiete beruht zum größten Teil auf den Bestrebungen, die Einzugsgebiete der kleinen zahlreichen im Festgestein vorhandenen Gewinnungsanlagen des Sauerlands und Siegerlands zu schützen.

Heilquellenschutzgebiete stellen insgesamt nur einen kleinen Flächenanteil dar; die Summe festgesetzter und geplanter Heilquellenschutzgebiete stieg zwischen 1993 und 1999 von 18 auf 21.

4.5 Landnutzung und Wasserschutzgebiete

Für eine erste Übersicht der typischen Landnutzung in den Wasserschutzgebieten in NRW wurden mit Hilfe eines GI-Systems (ArcView GIS 3.1) die Flächen der geplanten und festgesetzten Trinkwasserschutzgebiete mit der Flächennutzungsdatei CORINE Land Cover verschnitten. Bei dieser Auswertung wurde die Flächennutzung der engeren Schutzzone II (inklusive Zone I) und der weiteren Schutzzone III (inklusive Zonen I und II) getrennt ermittelt und mit der Flächennutzung auf Landesebene verglichen (Tab. 4.-

3). Grundlage hierfür bildeten Polygone der Zonen des aus dem ALK-GIAP konvertierten Gesamtbestandes der Wasserschutzgebiete im Maßstab 1:50.000 und Flächenpolygone aus CORINE-Dateien, nach der von der EU entwickelten Erfassungsmethode für Bodenbedeckungsdaten innerhalb des CORINE-Programms (*Co*ORDination of *IN*formation on the *E*nvironment), die im Maßstab 1:100.000 für Deutschland vom Statistischen Bundesamt erhoben wurden.

Die CORINE-Dateien sind eine Kombination von topografischen Basisinformationen der TK 100 (Topographische Karte 1:100.000) und LANDSAT-TM Satellitenaufnahmen, vorwiegend von 1989 bis 1992. Der Methodik entsprechend lag die Untergrenze der Erhebung bei Flächengrößen von 25 ha (0,25 km²). Von den Nutzungsflächen wurde hier die 2. Aggregationsebene gewählt, d. h. z. B. für die bebaute Fläche die Unterteilung in "städtisch geprägte", "industriell bzw. gewerblich genutzte" sowie in "Abbauflächen/Deponien/Baustellen". Eine weitere Untergliederung wie in "durchgängig städtische Prägung" und "nicht durchgängig städtische Prägung" wurde aufgrund der im Vergleich zu den Wasserschutzgebietskarten bereits stärkeren Generalisierung nicht vorgenommen. Bei der Bewertung der Ergebnisse ist außerdem zu beachten, dass die CORINE-Erhebungen im Vergleich zu anderen Statistiken für die landwirtschaftlichen Flächen etwas zu stark ausfallen, während Siedlungsflächen eher etwas unterschätzt werden.

■ Tab.4-3:

Flächennutzung in der Schutzzone III* und der Schutzzone II** von Wasserschutzgebieten in NRW

* Schutzzone III (einschließlich der Zonen I und II)

** Schutzzone II (einschließlich der Zonen I)

Sofern die Zone III von Wasserschutzgebieten in Zone IIIA und IIIB untergliedert ist, wurde nur die Zone IIIA in die Wertung einbezogen, da deren verordnungsrechtlicher Status ähnlich zu bewerten ist wie der der nicht differenzierten Zone III. Die nach dem Algorithmus des ALK-GIAP von Zone III umschlossenen Zonen I und II wurden aufgrund ihrer geringen Größe vernachlässigt. Entsprechend wurde für die Auswertung der Flächennutzung in Zone II verfahren und die Zone I vernachlässigt. Entsprechend wurde für die Auswertung der Flächennutzung in Zone II verfahren und die Zone I vernachlässigt.

● **Flächennutzungen in der Schutzzone III**

Die Flächennutzung in der Zone III ergibt ein weitgehend ähnliches Bild wie die landesweite Nutzung (vgl. Tab. 4-3). Der überwiegende Anteil der Flächen wird als Ackerfläche und Wald mit zusammen über 65 %, gefolgt von Grünland und Städtischen Flächen genutzt. Wie zu erwarten sind jedoch die Anteile an Flächennutzungen, die eine geringere potenzielle Gefährdung für das Grundwasser erwarten lassen, in der Zone III der Wasserschutzgebiete stärker vertreten: Waldnutzung übersteigt den landesweiten Wert um 5 %, Grünland um 2 %, Strauch- und Krautvegetation um 0,2 %. Dagegen sind in der Zone III im Vergleich zum Landeswert die prozentualen Flächenanteile städtischer Bebauung und von Ackerland geringer und die Flächenanteile von Industrie/Gewerbe/Verkehr sogar deutlich geringer.

● **Flächennutzungen in der Schutzzone II**

Für die Schutzzone II zeigt sich eine sehr deutliche Verschiebung zu den Flächennutzungen, die ein geringeres Grundwassergefährdungspotenzial erwarten lassen. Die in Zone II ziemlich eingeschränkte Bebauung stellt sich auch im Flächenanteil von nur 1,5 % dar. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass aufgrund

des Erhebungsmaßstabs in CORINE kleinere Siedlungen, wie sie in Zone II auftreten können, nicht berücksichtigt werden, so dass hier wahrscheinlich von einem real größeren Wert ausgegangen werden muss. Der prozentuale Anteil der Ackerflächen in der Zone II liegt bei weniger als der Hälfte des Anteils in der Zone III, wobei Ackerflächen bei CORINE überschätzt werden. Wälder stellen mit rund 50 % des Flächenanteils in Zone II die bedeutendste Flächennutzung in der Zone II dar.

Die Gegenüberstellung der verschiedenen Nutzungsformen auf Landesebene und der Schutzzone II bzw. III (vgl. Tab. 4-3) zeigt, dass im Vergleich zur Landesfläche in den Wasserschutzgebieten insgesamt der Flächenanteil grundsätzlich weniger wassergefährdender Nutzungen höher ist. Dennoch belegen die aktuellen Auswertungen (vgl. Tab. 4-2 und 4-3), dass insbesondere hinsichtlich der Vielzahl der noch zusätzlich geplanten Wasserschutzgebiete ein großes Konfliktpotenzial zwischen Wasserversorgung und konkurrierenden Nutzungen besteht.

4.6 Ausblick

Der hier vorgelegte Vergleich zum aktuellen Stand der bereits ausgewiesenen Wasserschutzgebiete und der zusätzlich geplanten Wasserschutzgebiete in NRW zeigt, dass noch weit mehr als die Hälfte der Wasserschutzgebiete auszuweisen ist. Immerhin decken die bisher ausgewiesenen Wasserschutzgebiete deutlich mehr als die Hälfte der Gesamtfläche der Wasserschutzgebiete in NRW ab. Zur nachhaltigen Sicherung von Standorten der öffentlichen Trinkwasserversorgung und von staatlich anerkannten Heilquellen ist die konsequente Ausweisung und förmliche Festsetzung von Wasserschutzgebieten auch künftig erforderlich.

In diesem Zusammenhang wird künftig die Verfügbarkeit aktueller Informationen und Daten zum Stand der Wasserschutzgebieten- und Wasserrechtsverfahren, aber auch zum Ausmaß evtl. vorhandener Belastungen in den Einzugsgebieten und zu potenziellen Gefährdungen für die Ressource Wasser an Bedeutung gewinnen. Dabei könnten z. B. aktuelle Risikoanalysen dazu genutzt werden, besonders gefährdete Bereiche abzugrenzen und Prioritäten für die zusätzlich geplanten Wasserschutzgebiete abzuleiten. Hierzu wäre der Aufbau eines Fachinformationssystems sinnvoll, das den o.g. Anforderungen Rechnung trägt.

In Zusammenhang mit dem landesweiten Projekt zum Aufbau und zur Vernetzung GIS-basierter Anwendungen im wasserrechtlichen Vollzug der Landeswasserverwaltung NRW (WASGIS) soll als eines der geplanten prioritären Module das GIS-gestützte "FachInformationssystem Grundwasser, Wasserversorgung und Wasserschutzgebiete NRW" (FIS-GWW) aufgebaut werden (s. auch Abschn. 1.2.3).

Mit dem FIS-GWW sollen die benötigten Fach- und Geodaten unter Nutzung vorhandener Datenquellen und Kommunikationsinfrastrukturen bereitgestellt werden. Unter besonderer Berücksichtigung der Anforderungen durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie soll das FIS-GWW als entscheidungsunterstützendes Planungsinstrument für unterschiedliche Nutzergruppen der Landesumweltverwaltung verfügbar sein. Hierdurch soll die eingeforderte nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen auf allen Ebenen des Vollzugs unterstützt werden.

Mit Hilfe des FIS-GWW können die Themenbereiche Grundwasser, Wasserversorgung und Wasserschutzgebiete, Sachdaten und Auswertungen in unterschiedlichen Formen verfügbar gemacht und für verschiedene Fragestellungen (z. B. Risikostudien) generiert,

ausgegeben, visualisiert oder an Dritte weitergegeben werden.

Das FIS-GWW wird modular aufgebaut und stufenweise umgesetzt. Die einzelnen Module bestehen aus einer offenen Sammlung von Teilmodulen, welche in Abhängigkeit vom jeweiligen Fachinhalt über spezifische Funktionalitäten verfügen sollen.

Nutzer des FIS-GWW

Die prioritären Nutzer des FIS-GWW in der ersten Umsetzungsphase werden

- Dienststellen, die die Vorgaben für die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung gestalten (MUNLV) und die fachlichen Grundlagen hierzu erarbeiten (LUA),
- Dienststellen, die für die Gewässerüberwachung zuständig sind und insbesondere Dienststellen, die den Vollzug der Wasserschutzgebietsverordnungen überwachen (StUÄ, BezReg) und
- Dienststellen, die mit der Verfahrensführung zur Festsetzung von Wasserschutzgebieten (BezReg und StUÄ) und zur Erteilung von Genehmigungen im Rahmen der Sicherstellung der öffentlichen Trinkwasserversorgung betraut sind.

Innerhalb der Nutzergruppen wird nach den entsprechenden Fachaufgaben, EDV-Kenntnissen und Softwareausstattungen differenziert. Für Arbeitsplätze mit Zugriff auf GIS-Applikationen lassen sich drei Benutzergruppen unterscheiden:

- Basisanwender, die z. B. vorhandene Vorlagen und standardisierte Fachinformationen abrufen,
- Fachanwender, die z. B. vorhandene Vorlagen modifizieren oder einfache Auswertungen durchführen,
- Administratoren, die als GIS-Experten komplexe Auswertungen durchführen.

Für die einzelnen Benutzergruppen werden spezifische Oberflächen, Fachdaten auf spezifischen Aggregationsniveaus und unterschiedliche Auswertungswerkzeuge zur Verfügung gestellt.

Arbeitsergebnisse des FIS-GWW

Die durch das FIS-GWW verfügbar gemachten Informationen und Auswertungen werden für die unterschiedlichen Nutzergruppen oder auch Dritte in verschiedener Weise bereitgestellt. Die Ausgabe der Arbeitsergebnisse erfolgt durch:

- Berichte, z. B. Ausdrucke von Rohdaten in tabellarischer Form oder von aggregierten Daten in Form von statistischen Zusammenfassungen,
- Karten, z. B. als thematische Karten zu Grundlagen (z. B. Bodenkarten, Hydrogeologische Karten, Übersicht Wasserschutzgebiete NRW) oder aggregierte Karten aus Auswertungen als Ausdrucke (z. B. Risikokarte)
- Vorlagen, beispielsweise vorgefertigte Daten- und Kartenlayouts, vorgefertigte Standardabfragen bzw. thematische Auswertungen und
- digitale Daten, die auf Datenträgern (Diskette, CD-ROM) oder mittels E-Mail weitergegeben werden können.

Offenheit des FIS-GWW

In Zusammenhang mit der Erweiterbarkeit und Skalierbarkeit der WASGIS-Konzeption

sieht auch das Konzept des FIS-GWW vor, für weitere Anforderungen offen zu sein. Das bedeutet, dass es auch nach Umsetzung und Einführung des FIS-GWW möglich sein wird, die Modulpalette je nach Informationsbedarf und Fachaufgabe zu erweitern und dem Stand der Technik fortlaufend anzupassen.

Literatur

[1] Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW (1999): Wassergewinnung der öffentlichen Wasserversorgungseinrichtungen 1995 nach Wasserarten und Verwaltungsbezirken. Statistisches Jahrbuch NRW 1998. S. 696-697; Düsseldorf

4 Wasserschutzgebiete







Einleitung

Grundwasser ist Teil des natürlichen Wasserkreislaufes. Es entsteht aus dem im Boden versickernden Niederschlag, bewegt sich in unterirdischen Poren und Klüften und folgt dabei - im unbeeinflussten Zustand - seinem Gefälle in Richtung auf seine Vorfluter, z. B. Bäche und Flüsse. Seine Fließgeschwindigkeit beträgt wenige Zentimeter pro Tag in feinkörnigen Sedimentgesteinen bis mehrere hundert Meter pro Tag in verkarsteten Kalkgesteinen.

Grundwasser und Oberflächenwasser stehen meist in einem engen Zusammenhang. In der Regel werden die natürlichen oberirdischen Fließgewässer durch die Aussickerung von Grundwasser gespeist. Unter bestimmten hydrogeologischen Bedingungen kann es auch zur Infiltration von Oberflächenwasser ins Grundwasser kommen. Im Unterschied zu Bächen und Flüssen hat der Grundwasserkörper meist eine große laterale Ausdehnung

und liegt unter einer Bodenschicht. Je nach Ausprägung dieser Bodenschicht hat Letzere eine mehr oder weniger große Schutzfunktion für das Grundwasser.

Grundwasser ist nicht gleichmäßig im Untergrund verteilt. In Nordrhein-Westfalen stellen vor allem die tertiären und quartären Lockergesteinsablagerungen ergiebige Grundwasservorkommen dar. Hervorzuheben sind hier die sandig/kiesigen Terrassenschotter des Rheins in der Kölner Bucht und am Niederrhein, die dem Teutoburger Wald südwestlich vorgelagerten quartären, mit Sand gefüllten Rinnen sowie die kreidezeitlichen Halterner Sande im Münsterland. Die Festgesteine der Eifel, des Sauer- und Siegerlands und des ostwestfälischen Berglands, in denen sich das Grundwasser hauptsächlich in Gesteinsklüften bzw. Karsthohlräumen bewegt, bilden dagegen Grundwasservorkommen mit stark unterschiedlicher Ergiebigkeit.

Die Charakterisierung des Grundwasserhaushaltes erfolgt in der Regel indirekt über die Messung der Grundwasserstände. Die Grundwasserstandsschwankungen folgen zumeist einem Jahresrhythmus, der insbesondere in oberflächennahen Grundwasserleitern die unterschiedlich hohe Grundwasserneubildung im Winter (hoch) und im Sommer (niedrig) widerspiegeln kann. Darüber hinaus pausen die Grundwasserstandsganglinien auch die längerfristigen natürlichen Jahresschwankungen der Niederschlagsmengen ab. Unter natürlichen Verhältnissen ist der langjährige (ca. 30 Jahre) Grundwasserzu- und -abfluss ausgeglichen, d. h. die Grundwasserstände liegen im langjährigen Mittel auf einem gleichbleibenden Niveau. Durch Eingriffe in den Grundwasserhaushalt, vor allem in Form von Wasserentnahmen für die öffentliche und private Trink- und Brauchwasserversorgung, durch Tiefbaumaßnahmen mit umfangreichen Wasserhaltungen oder ausgedehnten Tiefgründungen sowie durch bergbaubedingte Sumpfung- und Poldermaßnahmen findet in weiten Teilen Nordrhein-Westfalens - zumindest lokal - eine Beeinflussung des mengenmäßigen Zustands statt. Sie hat häufig auch eine Veränderung der Grundwasserqualität zur Folge. Oftmals stellt sich ein neues Gleichgewicht von Zu- und Abflüssen auf einem insgesamt niedrigeren Grundwasserstandsniveau ein.

Die natürliche Beschaffenheit bzw. der natürliche chemische Zustand des Grundwassers ist im Wesentlichen das Ergebnis von Wasser-Gesteins-Wechselwirkungen während der Durchsickerung des Bodens und während des Aufenthalts des Grundwassers im Grundwasserleiter. Je nach hydrogeologischen Bedingungen stellt sich ein lokal- bzw. regional-typischer Grundwasserchemismus ein. Die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers wird in Nordrhein-Westfalen häufig durch die Aktivitäten des Menschen überprägt. Hierbei können punktuelle und flächige bzw. diffuse Stoffeinträge unterschieden werden:

- Zu den Verursachern der Belastungen durch diffuse Stoffeinträge zählt insbesondere die intensive landwirtschaftliche Bodennutzung und der hiermit verbundene Eintrag von Nährstoffen (Nitrat, Phosphat) und Pflanzenschutzmitteln. Aufgrund ihrer in weiten Teilen ländlichen Nutzungsstruktur sind hiervon insbesondere das Niederrhein-Gebiet, die Köln-Aachener Bucht, das Münsterland und das Emsland betroffen. Den diffusen Stoffeinträgen sind auch die Belastungen durch Luft- und Niederschlagsdeposition (saurer Regen) zuzuordnen.
- Zu den potenziellen punktuellen Schadstoffquellen zählen vor allem Altlasten und Altablagerungen, u. a. mit Einträgen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und organischen Chlorkohlenwasserstoffen (CKW). Ihr Auftreten ist hauptsächlich an städtische und industriell geprägte Regionen wie etwa das Ruhrgebiet und die Rheinschiene gebunden.

Im vorliegenden Bericht stehen die flächenhaften Einträge bzw. Belastungen im Vordergrund. Von daher nehmen die Ausführungen zu den Einträgen durch Nitrat und

Pflanzenschutzmittel einen breiten Raum ein (s. Abschn. 3.3 und 3.4).

Grundwasser ist für Nordrhein-Westfalen aufgrund seiner geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse von großer ökologischer und wasserwirtschaftlicher Bedeutung: Als Teil des Naturhaushalts speist es viele Oberflächengewässer und Biotope. Es ist darüber hinaus eine wesentliche Ressource zur Versorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft mit Trink- und Brauchwasser. Ca. 68 % des geförderten Rohwassers in Nordrhein-Westfalen stammt aus Grundwasser, angereichertem Grundwasser oder Quellwasser. Die Wasserversorgung steht in vielen Bereichen des Landes NRW in einem Konflikt mit anderen Nutzungsansprüchen. Neben der bereits erwähnten landwirtschaftlichen Nutzung mit den daraus resultierenden großflächigen Einträgen von Nährstoffen und Schadstoffen führt auch das Bedürfnis der Kommunen, die Ansiedlung von Gewerbe und Bevölkerung in ihrem jeweiligen Gemeindegebiet zu ermöglichen oder zu forcieren, in vielen Fällen dazu, dass es immer wieder Konflikte zwischen der Wasserversorgung und der Flächennutzungsplanung gibt.

Durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) ist verbindlich festgelegt, dass die Gewässer (und damit auch das Grundwasser) als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern sind und dass die Bewirtschaftung zum Wohl der Allgemeinheit erfolgen und im Einklang damit dem Nutzen Einzelner dienen soll. Vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen sind zu unterbleiben (vgl. WHG § 1a).

Im Dezember 2000 wurde die europäische Wasserrahmenrichtlinie für alle EU-Staaten verbindlich erlassen. Derzeit wird auch in NRW intensiv an der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gearbeitet. Sie legt in Artikel 4 folgende Umweltziele für das Grundwasser fest, die in den nächsten Jahren erreicht werden müssen:

- Einleitungen von Schadstoffen in das Grundwasser sollen verhindert oder begrenzt werden.
- Eine Verschlechterung des Zustands aller Grundwasserkörper soll verhindert werden.
- Die Grundwasserkörper sollen geschützt, verbessert und saniert werden.
- Es soll ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und Neubildung gewährleistet sein.
- Alle signifikanten und anhaltenden Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen aufgrund der Auswirkung menschlicher Tätigkeiten sollen umgekehrt werden, um so die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise zu reduzieren.

In Nordrhein-Westfalen besteht bereits ein Überwachungs- und Monitoringsystem für das Grundwasser. Es kann dazu genutzt werden, den mengenmäßigen und den chemischen Zustand des Grundwassers auch im Sinne der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu beschreiben und zu überwachen. Darüber hinaus kann das Überwachungssystem zur Gewinnung von Grundlagen für Planungsarbeiten sowie zur Überwachung und Steuerung von grundwasserrelevanten Maßnahmen herangezogen werden.

Das in Nordrhein-Westfalen vom Landesgrundwasserdienst betriebene Grundwassermessstellennetz besteht aus über 29.000 Messstellen, an denen der Grundwasserstand überwacht wird. Etwa 7.000 Messstellen sind zur hydrochemischen Überwachung des Grundwassers vorhanden. Vor allem in den ergiebigen und wasserwirtschaftlich intensiv genutzten Lockergesteinsgebieten ist eine hohe Messstellendichte vorhanden. Die Messungen an den landeseigenen Grundwassermessstellen sowie die Eingabe der vor Ort anfallenden Daten in eine landesweite Grundwasserdatenbank werden von den 12 Staatlichen Umweltämtern des

Landes NRW vorgenommen.

Die Ergebnisse der Messungen im Zeitraum 1993 bis 1999 sind in dem vorliegenden Grundwasserbericht zusammenfassend dargestellt und bewertet. Sie stellen insbesondere eine wertvolle Grundlage für die derzeit laufenden Bestandsaufnahmen und die zukünftig notwendigen Strategien im Rahmen der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen dar.

Die derzeit vorhandenen Belastungen des Grundwassers in NRW sind meist das Ergebnis langjähriger Eintrags- und Verlagerungsprozesse. Bedingt durch bodenkundliche und hydrogeologische Randbedingungen wie verzögerten Schadstoffeintrag, unterschiedliche Abbau- und Fließraten etc. sind relevante Verbesserungen der Grundwasserqualität in der Regel nicht kurzfristig zu erreichen. Deshalb bedarf es mittel- und langfristiger Strategien, wobei der Schwerpunkt insbesondere auf dem vorsorgenden Grundwasserschutz liegen muss.

Einleitung



1 Entwicklung und Stand der Grundwasserüberwachung

- [Aktive Grundwassermessstellen im Landesgrundwasserdienst \(Abb. 1.1-1\)](#)
- [Messstellen der Grundwasserbeschaffenheits- und Rohwasserüberwachung \(Abb. 1.1-2\)](#)
- [Messstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit \(Abb. 1.1-3\)](#)



2 Grundwasserstände, Grundwasserhaushalt

- [Lage der 8 ausgewählten Grundwasserstandsmessstellen \(Abb. 2.1-1\)](#)
- [Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstandes der Winterhalbjahre 1965 bis 1994 mit den Winterhalbjahren 1995 bis 1999 \(Abb. 2.1-3\)](#)
- [Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstandes der Winterhalbjahre 1965 bis 1995 mit dem Winterhalbjahr 1999 \(Abb. 2.1-4\)](#)

3 Grundwasserbeschaffenheit

pH-Wert

- [pH-Werte nordrhein-westfälischer Grundwässer \(Abb. 3.2-2\)](#)

Nitrat

- [Viehbesatz in NRW \(Abb. 3.3-2\)](#)
- [Nitratkonzentration der Grundwasser- und Rohwassermessstellen im oberen Grundwasserstockwerk \(Abb. 3.3-3\)](#)
- [Nitratrends bei Grund- und Rohwassermessstellen 1993-97 \(Abb. 3.3-34\)](#)

Arnsberg

- [Bochum, Dortmund, Hagen, Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis \(Abb. 3.3-4 a-d\)](#)
- [Hamm, Soest, Unna \(Abb. 3.3-5 a-d\)](#)
- [Hochsauerlandkreis \(Abb. 3.3-6 a-d\)](#)
- [Märkischer Kreis \(Abb. 3.3-7 a-d\)](#)
- [Olpe, Siegen-Wittgenstein \(Abb. 3.3-8 a-d\)](#)

Detmold

- [Bielefeld, Gütersloh \(Abb. 3.3-9 a-g\)](#)

- [Herford \(Abb. 3.3-10 a-d\)](#)
- [Höxter \(Abb. 3.3-11 a-d\)](#)
- [Lippe \(West\) \(Abb. 3.3-12 a-d\)](#)
- [Lippe \(Ost\) \(Abb. 3.3-13 a-d\)](#)
- [Minden-Lübbecke \(West\) \(Abb. 3.3-14 a-d\)](#)
- [Minden-Lübbecke \(Ost\) \(Abb. 3.3-15 a-d\)](#)
- [Paderborn \(Abb. 3.3-16 a-d\)](#)

Düsseldorf

- [Düsseldorf, Remscheid, Solingen, Wuppertal, Mettmann](#)
■ [\(Abb. 3.3-17 a-d\)](#)
- [Duisburg, Essen, Mülheim, Oberhausen, Wesel \(Abb. 3.3-18 a-d\)](#)
- [Krefeld, Mönchengladbach, Neuss, Viersen \(Abb. 3.3-19 a-d\)](#)
- [Kleve \(Abb. 3.3-20 a-d\)](#)

Köln

- [Aachen \(Stadt u. Kreis\) \(Abb. 3.3-21 a-d\)](#)
- [Bonn, Rhein-Sieg-Kreis \(Abb. 3.3-22 a-g\)](#)
- [Köln \(Abb. 3.3-23 a-g\)](#)
- [Leverkusen, Rheinisch-Bergischer Kreis, Oberbergischer Kreis](#)
■ [\(Abb. 3.3-24 a-d\)](#)
- [Düren \(Abb. 3.3-25 a-d\)](#)
- [Erftkreis \(Abb. 3.3-26 a-d\)](#)
- [Euskirchen \(Abb. 3.3-27 a-d\)](#)
- [Heinsberg \(Abb. 3.3-28 a-d\)](#)

Münster

- [Bottrop, Gelsenkirchen, Recklinghausen \(Abb. 3.3-29 a-d\)](#)
- [Münster, Cosfeld \(Abb. 3.3-30 a-d\)](#)
- [Borken \(Abb. 3.3-31 a-d\)](#)
- [Steinfurt \(Abb. 3.3-32 a-d\)](#)
- [Warendorf \(Abb. 3.3-33 a-d\)](#)

Pflanzenschutzmittel

- [Regionale Verteilung der PSM-Konzentration \(Abb. 3.4-2\)](#)

PSM - Höchstwerte der festgestellten Einzelstoffkonzentration

- [PSM-Belastung des Grundwassers - Karte I \(Abb. 3.4-3a\)](#)
- [PSM-Belastung des Grundwassers - Karte II \(Abb. 3.4-3b\)](#)
- [Detailkarte I \(Abb. 3.4-3c\)](#)
- [Detailkarte II \(Abb. 3.4-3d\)](#)
- [Detailkarte III \(Abb. 3.4-3e\)](#)
- [Detailkarte IV \(Abb. 3.4-3f\)](#)
- [Detailkarte V \(Abb. 3.4-3g\)](#)
- [Detailkarte VI \(Abb. 3.4-3h\)](#)
- [Detailkarte VII \(Abb. 3.4-3i\)](#)

Chlorid und Sulfat

- [Chloridkonzentrationen \(Abb. 3.5-1\)](#)
- [Sulfatkonzentrationen \(Abb. 3.5-2\)](#)
- [Nutzungsbezug von Messstellen mit niedrigen Sulfat- und](#)
■ [Chloridkonzentrationen \(Abb. 3.5-3\)](#)

Schwermetalle

Kupfer

- [Kupfergehalte \(Abb. 3.6-1\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-2\)](#)

- [Karte II \(Abb. 3.6-3\)](#)
- [Detailkarte \(Abb. 3.6-4\)](#)

Zink

- [Zinkgehalte \(Abb. 3.6-5\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-6\)](#)
- [Karte II \(Abb. 3.6-7\)](#)
- [Detailkarte \(Abb. 3.6-8\)](#)

Blei

- [Bleigehalte \(Abb. 3.6-9\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-10\)](#)
- [Karte II \(Abb. 3.6-11\)](#)
- [Detailkarte \(Abb. 3.6-12\)](#)

Chrom

- [Chromgehalte \(Abb. 3.6-13\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-14\)](#)

Arsen

- [Arsengehalte \(Abb. 3.6-15\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-16\)](#)
- [Karte II \(Abb. 3.6-17\)](#)

Cadmium

- [Cadmiumgehalte \(Abb. 3.6-18\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-19\)](#)
- [Karte II \(Abb. 3.6-20\)](#)

Nickel

- [Nickelgehalte \(Abb. 3.6-21\)](#)
- [Karte I \(Abb. 3.6-22\)](#)
- [Karte II \(Abb. 3.6-23\)](#)
- [Detailkarte I \(Abb. 3.6-24\)](#)
- [Detailkarte II \(Abb. 3.6-25\)](#)
- [Perzentile der Nickel-Gehalte nordrhein-westfälischer](#)
- [Grundwasserregionen \(Abb. 3.6-26\)](#)

Mehrfachbelastungen

- [Karte I \(Abb. 3.6-27\)](#)
- [Karte II \(Abb. 3.6-28\)](#)
- [Karte III \(Abb. 3.6-29\)](#)

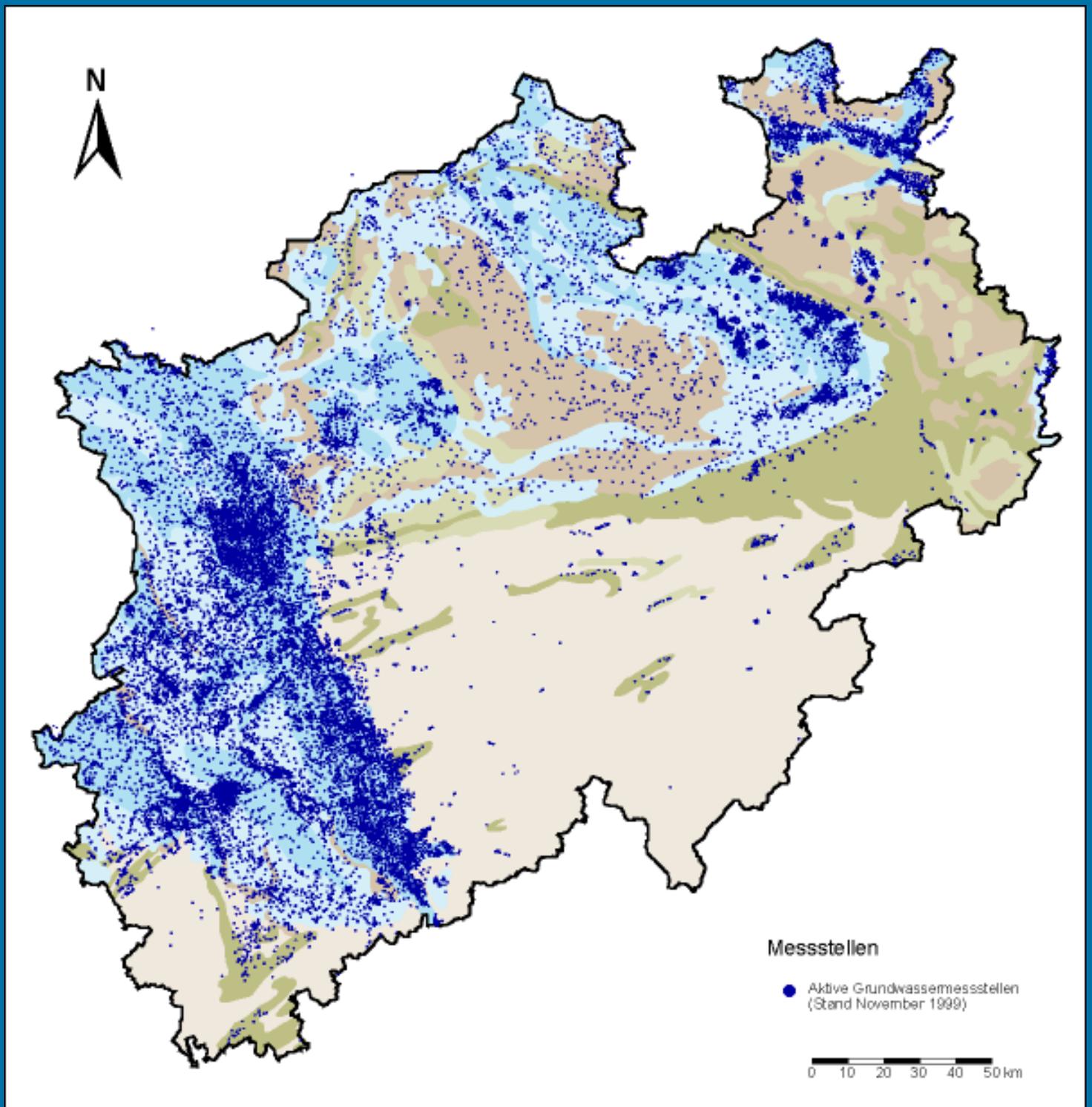
4 Wasserschutzgebiete

- [Arnsberg \(Abb. 4-1\)](#)
- [Detmold \(Abb. 4-2\)](#)
- [Düsseldorf \(Abb. 4-3\)](#)
- [Köln \(Abb. 4-4\)](#)
- [Münster \(Abb. 4-5\)](#)

A3-2 Grundwasserregionen

- [Nordrhein-westfälische Grundwasserregionen \(Abb. A3-2.1\)](#)

Karten



[Druck](#)

Abb. 1.1-1: Aktive Grundwassermessstellen im Landesgrundwasserdienst

Legende

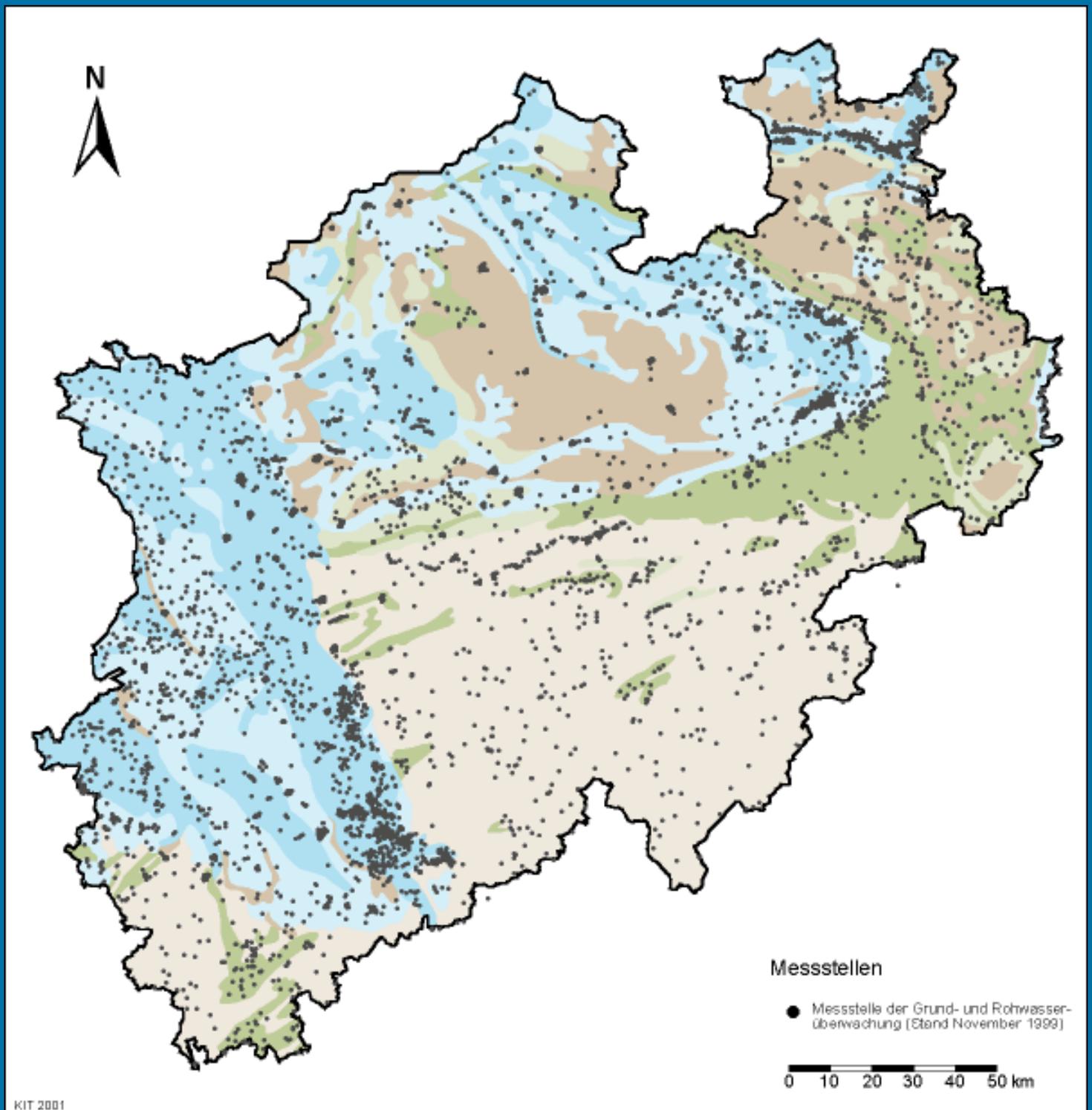
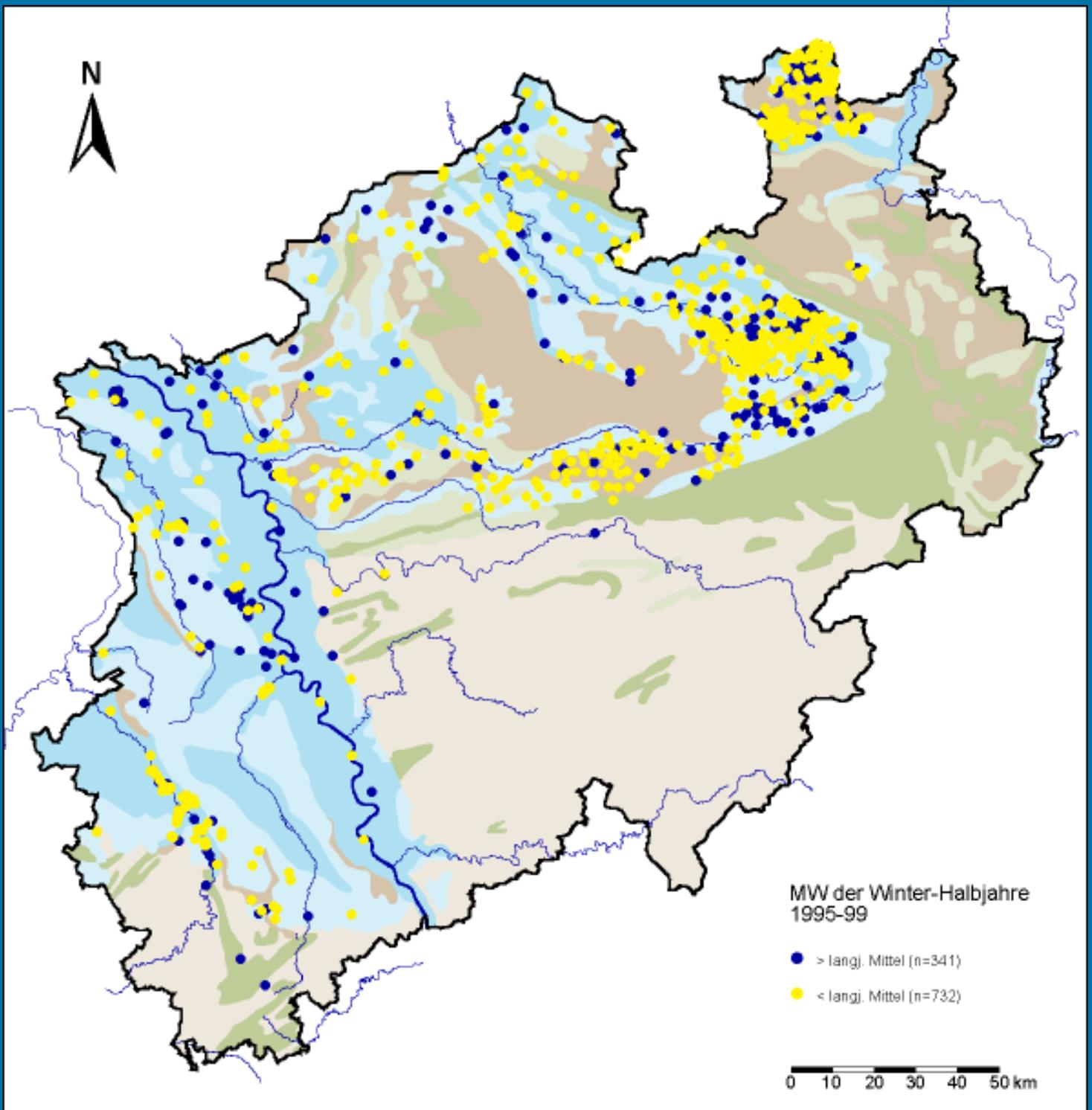


Abb. 1.1-2: Messstellen der Grundwasserbeschaffenheits- und Rohwasserüberwachung

Legende



Druck

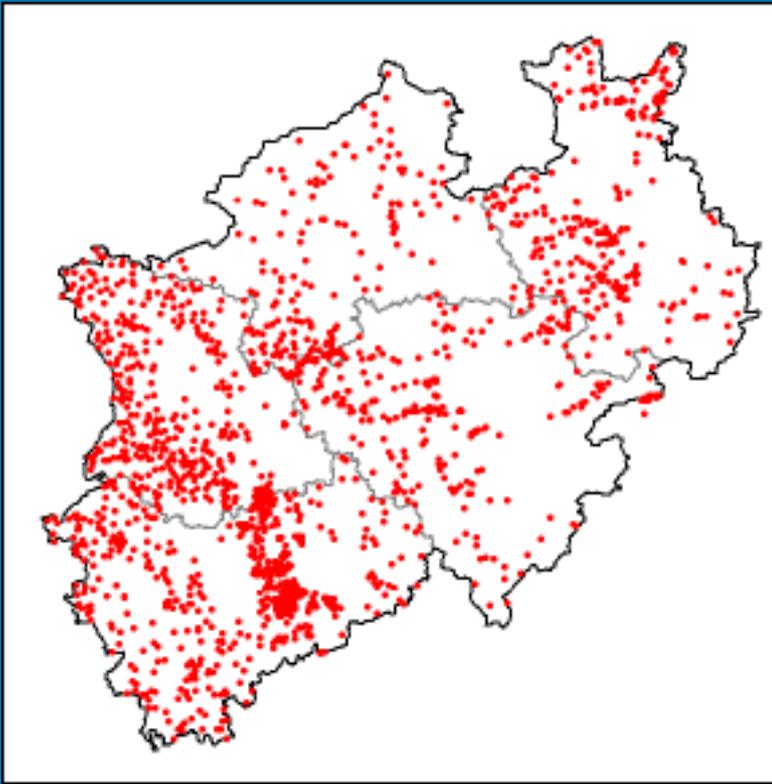
Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstands der Winterhalbjahre 1965 bis 1994 mit nachfolgenden Zeiträumen:

Vergleichsgrundlage:
nachfolgender Zeitraum:
Anzahl der Messstellen:

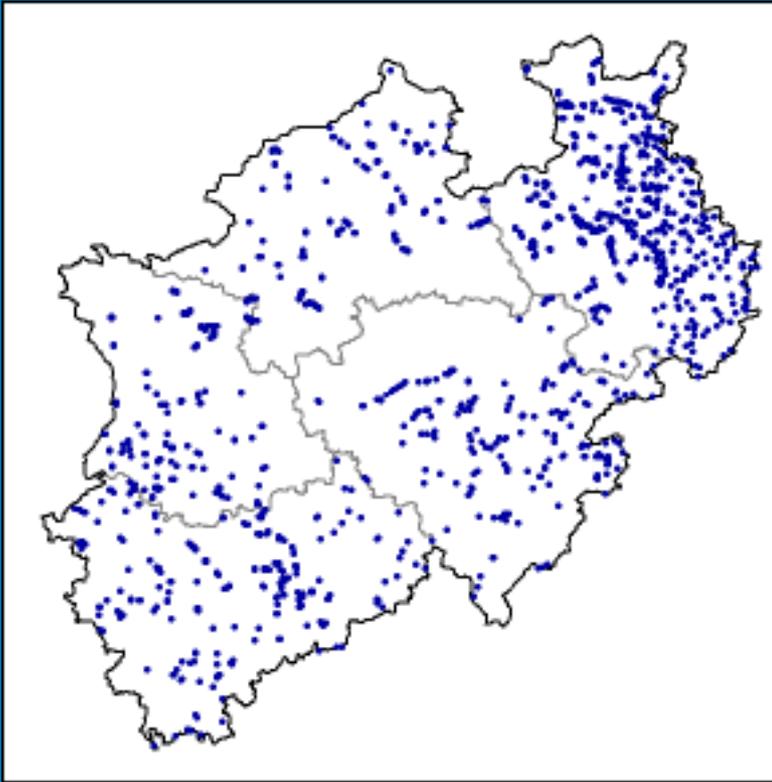
Winter-Halbjahre WWJ 1965-1994
Winter-Halbjahre WWJ 1999
1.073

Abb. 2.1-3: Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstands

Legende



[Druck](#)



Messprogramm 50

Messprogramm 51

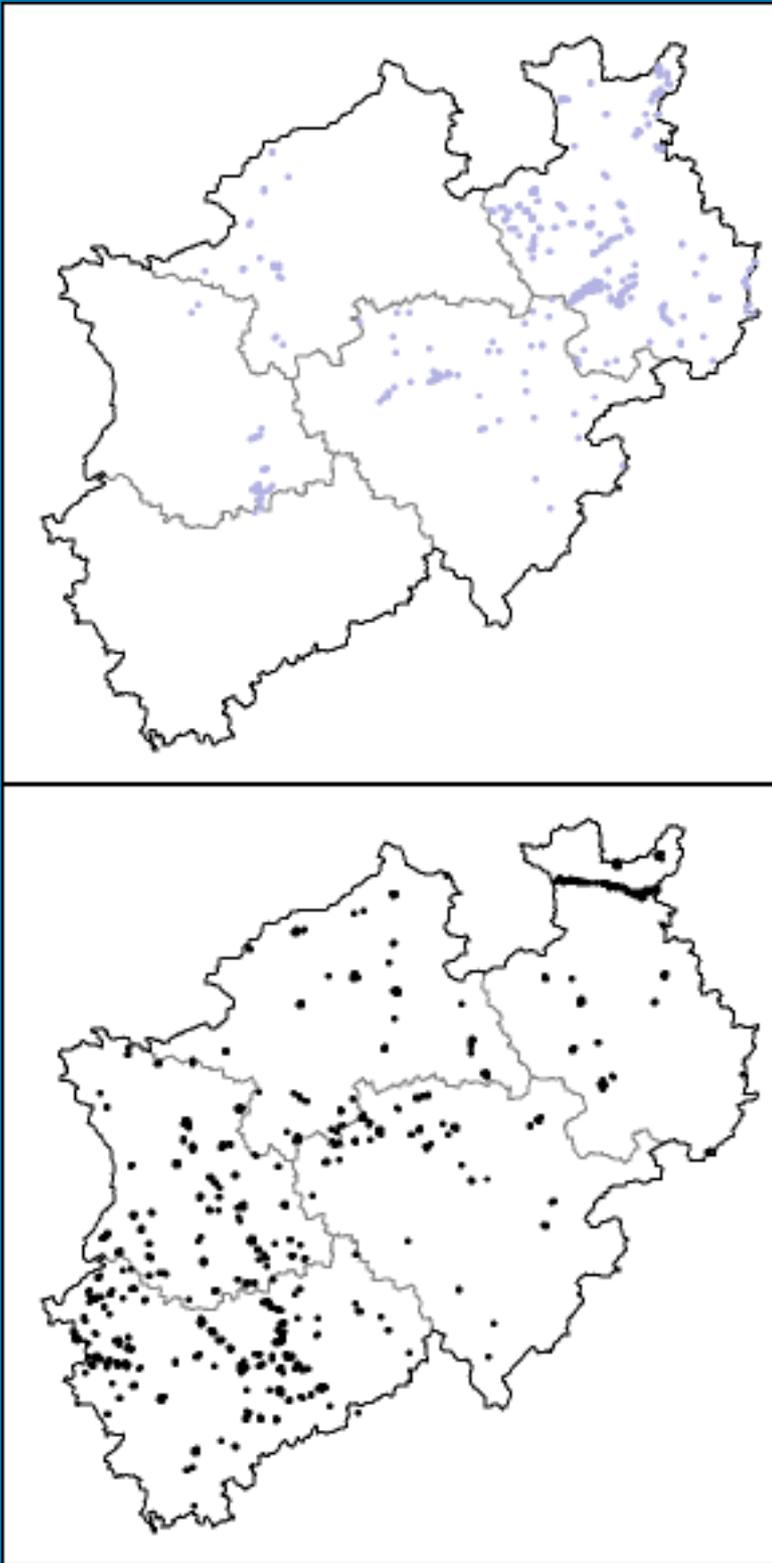


Abb. 1.1-3: Messstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit

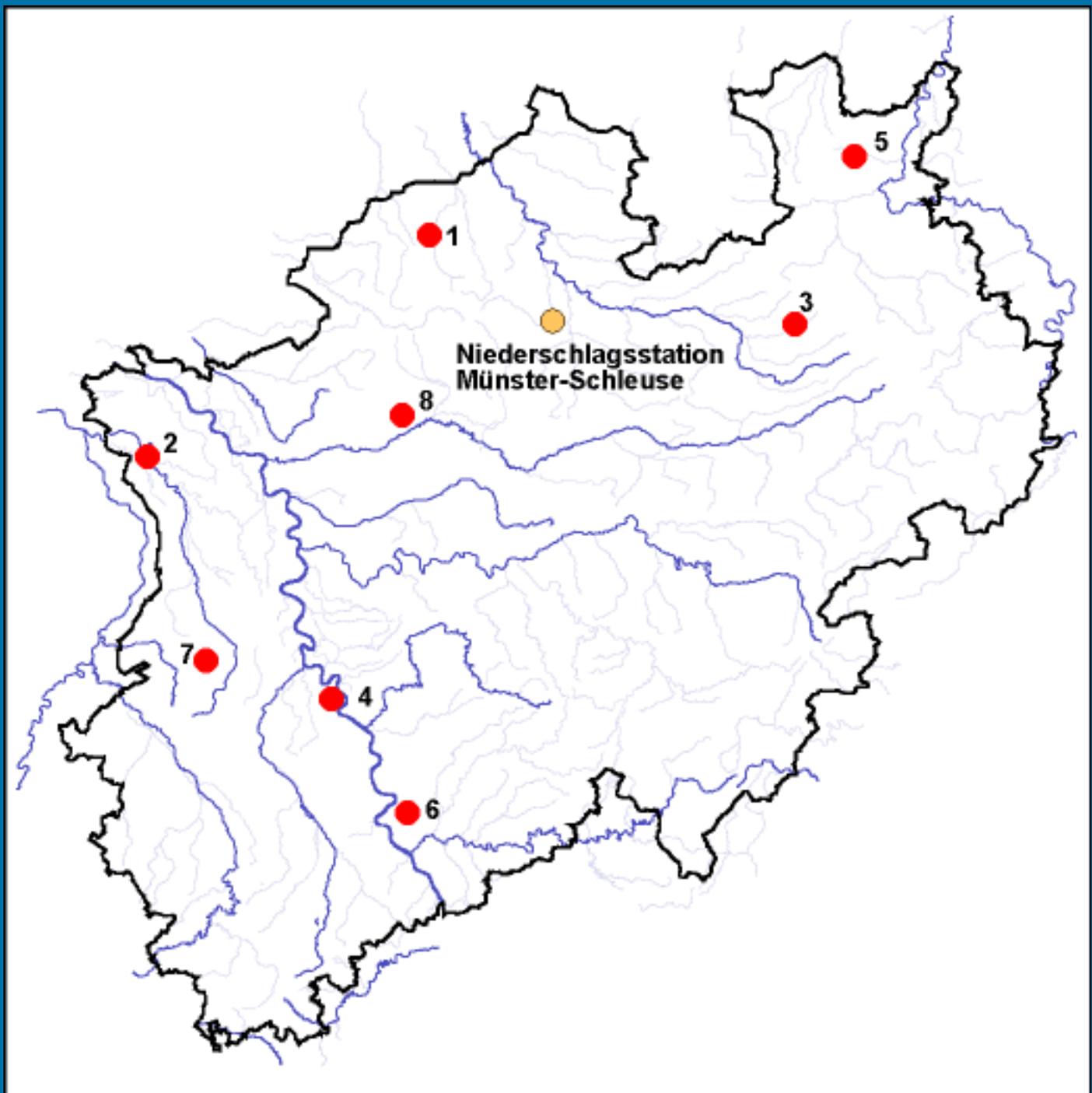
Messprogramm 53

Messprogramm 54

[Druck](#)

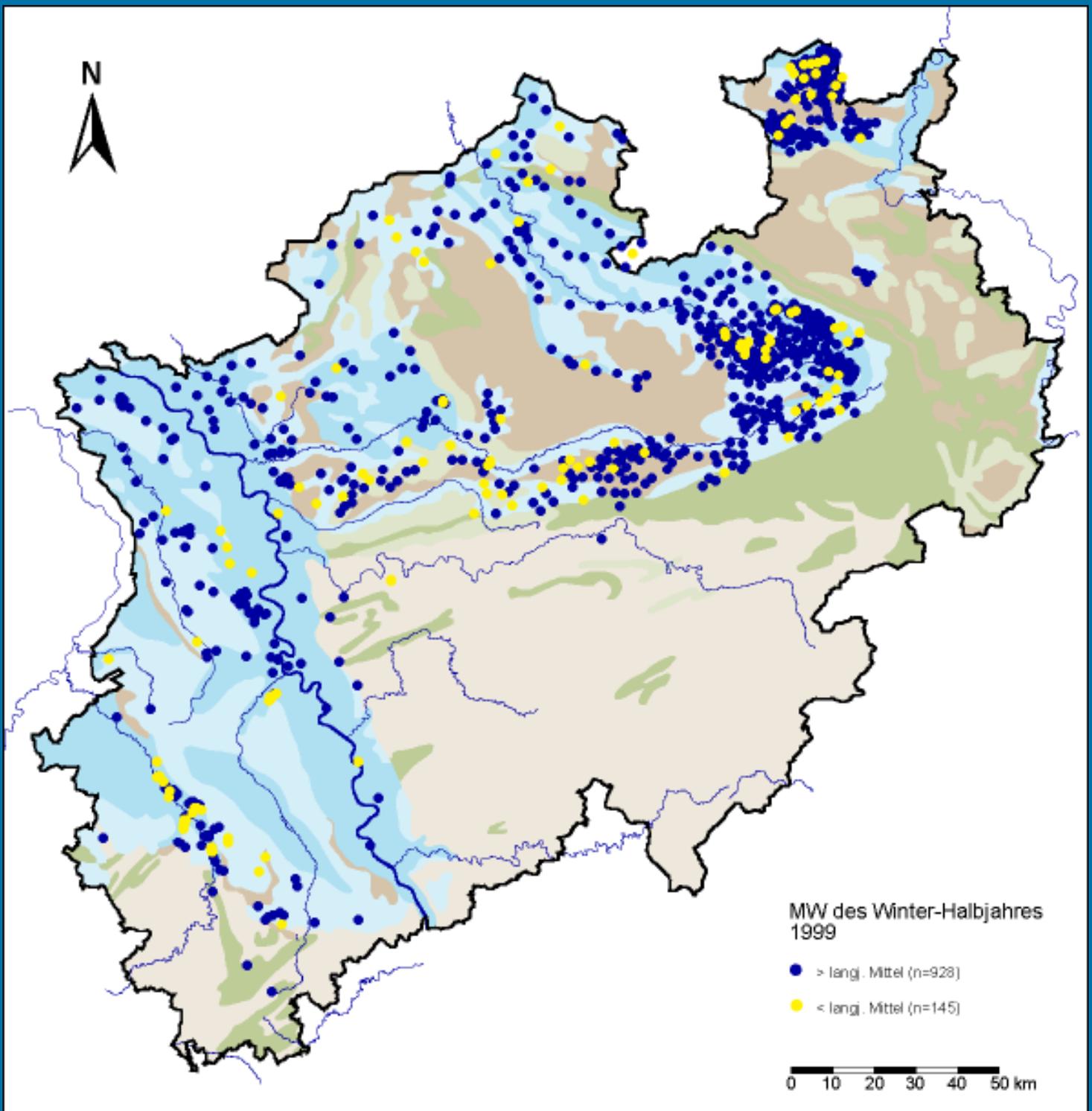
[Druck](#)

[Druck](#)



[Druck](#)

Abb. 2.1-1: Lage der 8 ausgewählten Grundwasserstandsmessstellen



Druck

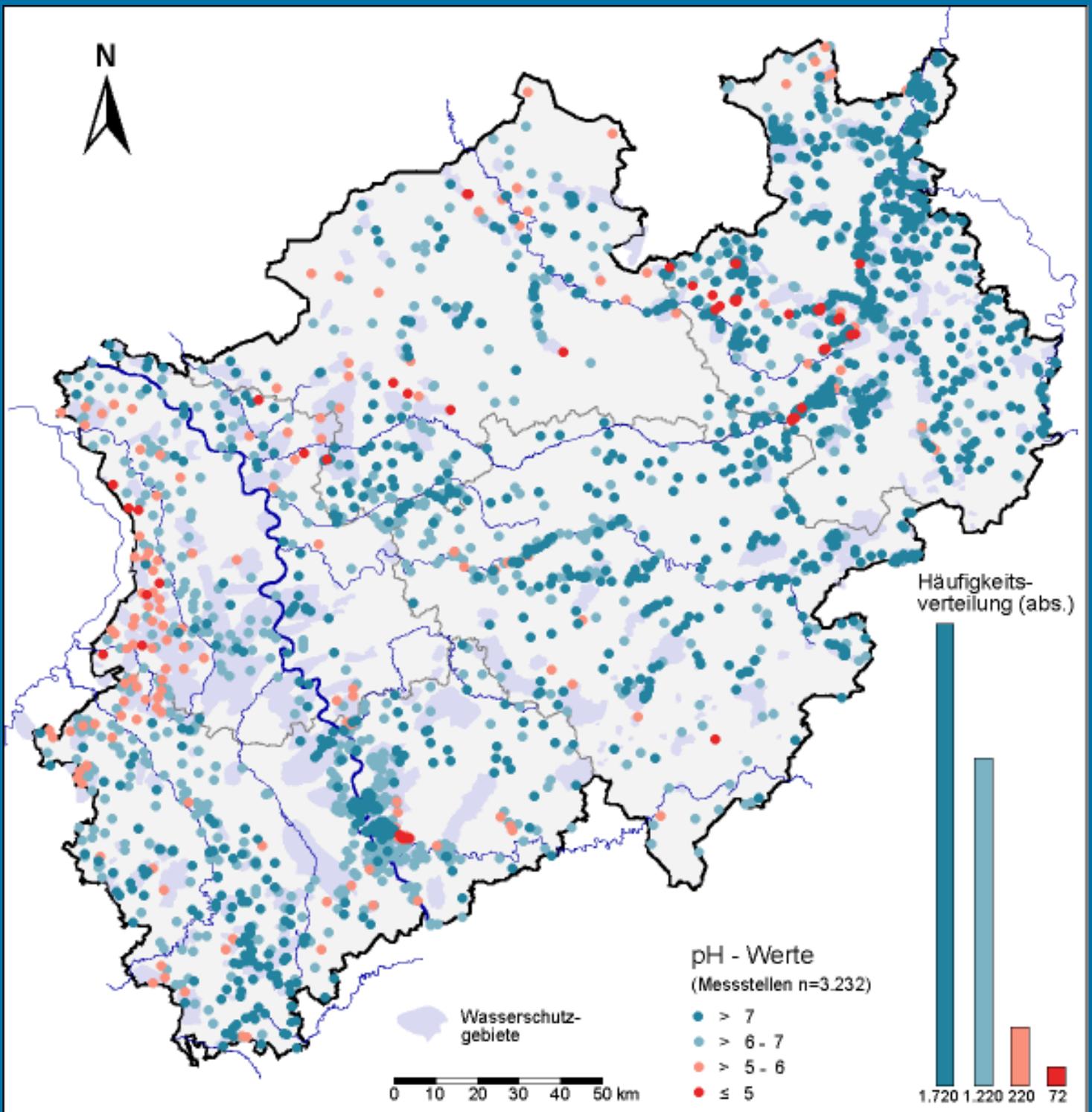
Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstands der Winterhalbjahre 1965 bis 1994 mit nachfolgenden Zeiträumen:

Vergleichsgrundlage:
 nachfolgender Zeitraum:
 Anzahl der Messstellen:

Winter-Halbjahre WWJ 1965-1994
 Winter-Halbjahre WWJ 1999
 1.073

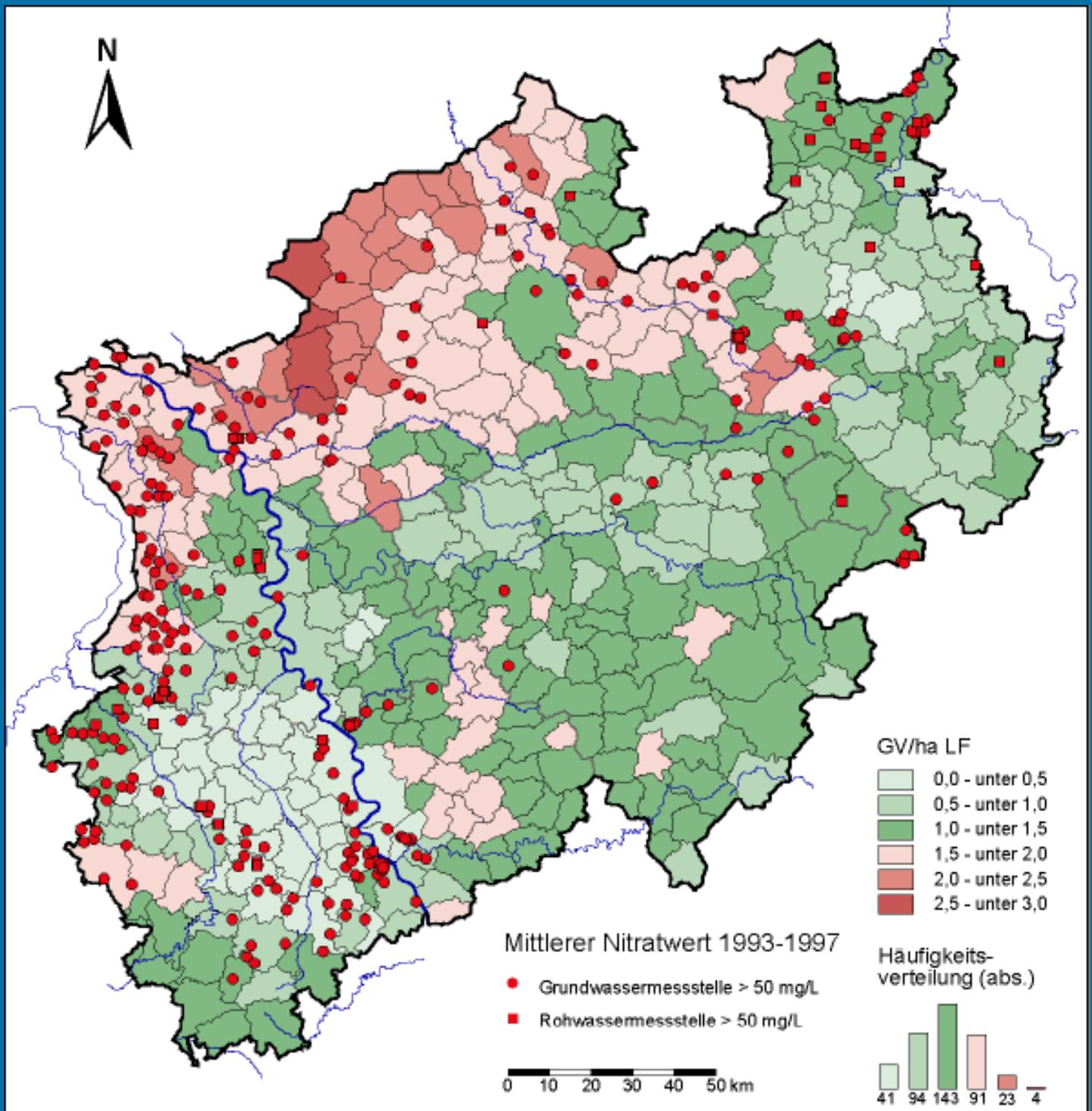
Abb. 2.1-4: Vergleich des langjährigen mittleren Wasserstands

Legende



[Druck](#)
Medianwerte ausgewählter Messstellen)

Abb. 3.2-2: Übersichtskarte: pH-Werte nordrhein-westfälischer Grundwässer (klassifizierte

**Druck**

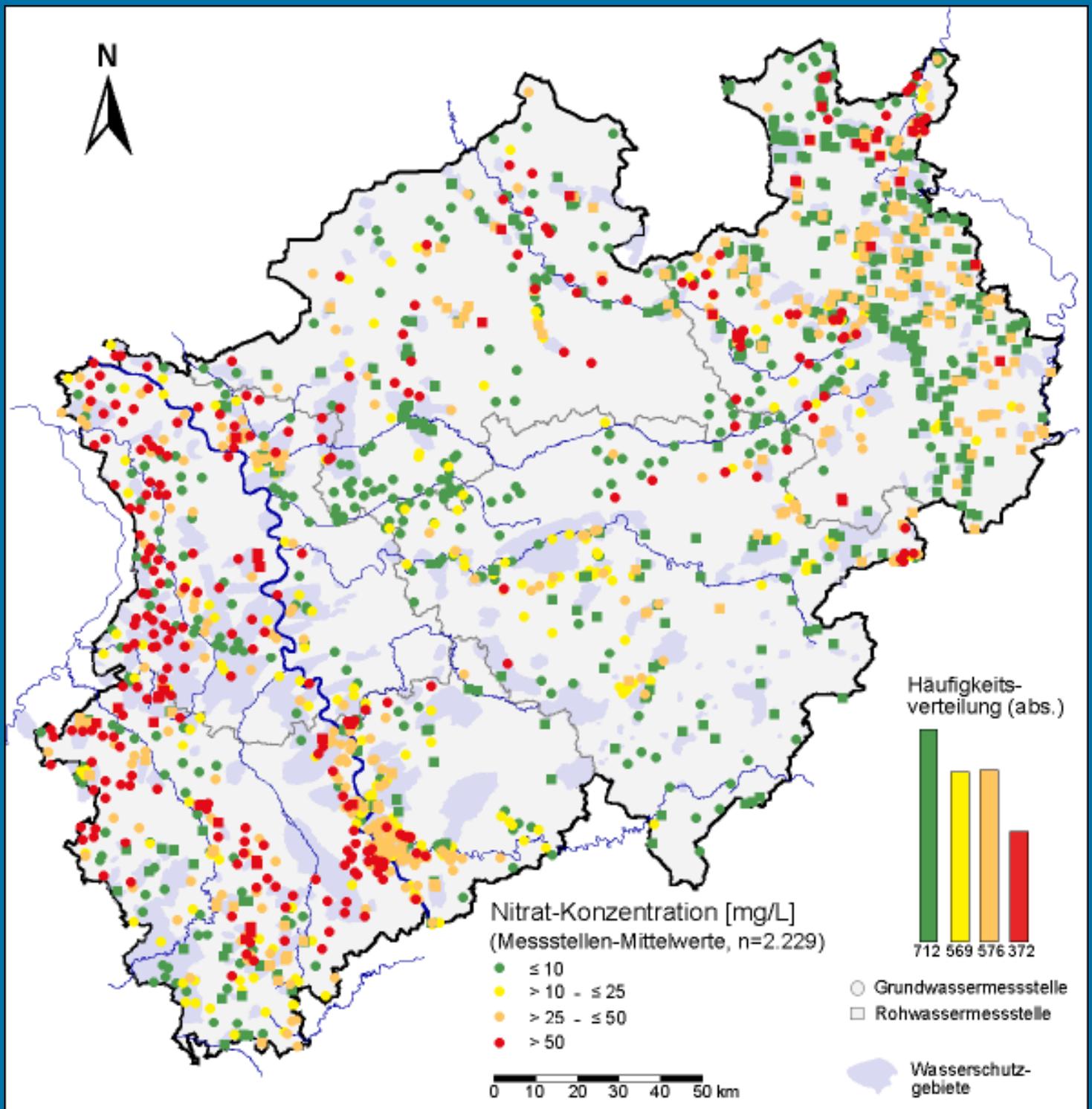
Hintergrunddarstellung:

Großvieheinheiten (GV) je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) auf der Grundlage der Viehzählungsstatistik und der Bodennutzungshaupterhebung des Landesamtes für Datenverarbeitung und Statistik NRW.

Vordergrund:

Grund- und Rohwassermessstellen des obersten Grundwasserstockwerks in NRW, deren mittlere Nitratkonzentration im Zeitraum 1993-1997 größer als 50 mg/L betrug.

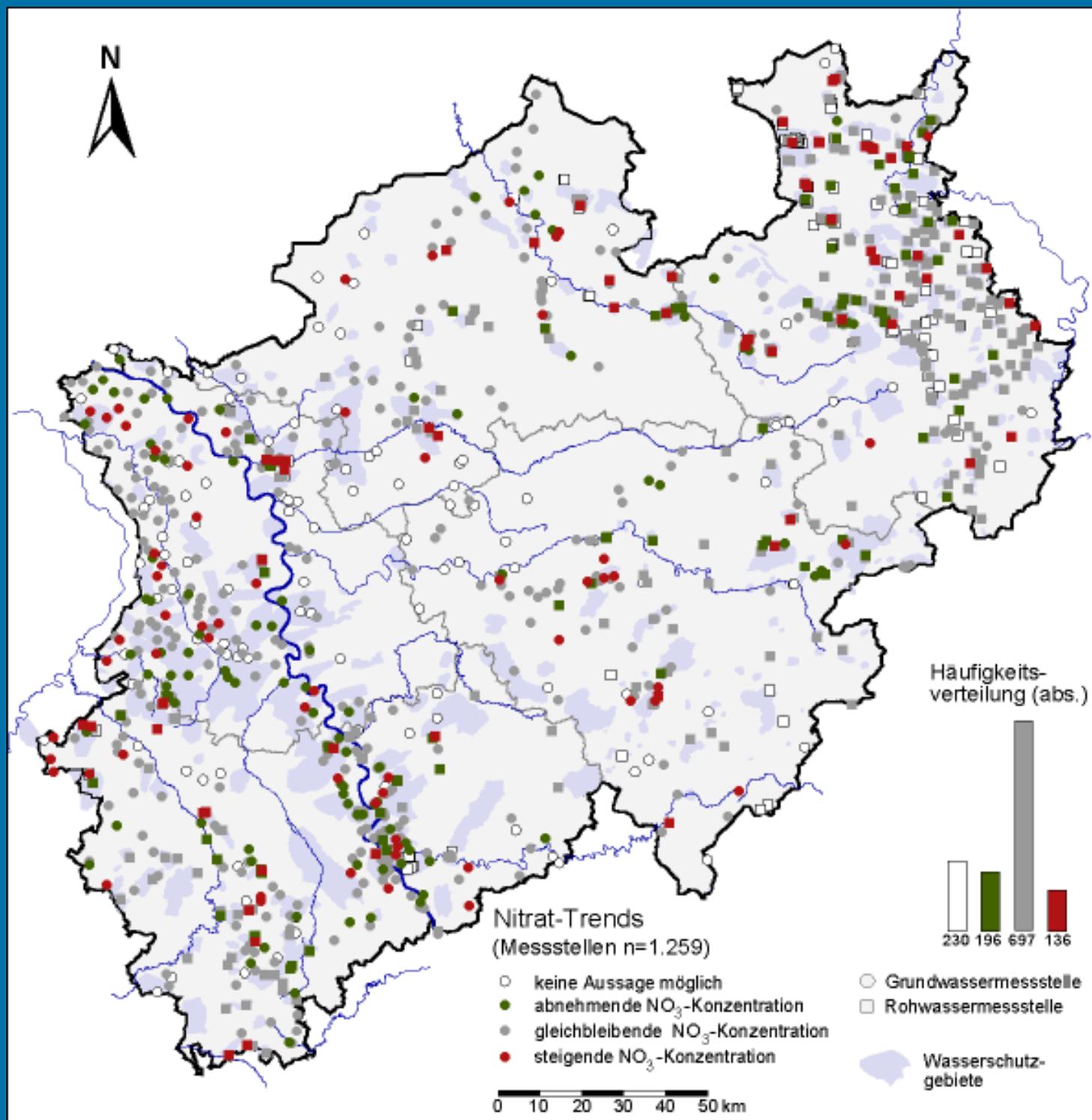
Abb. 3.3-2: Viehbesatz in NRW (Stand 1996)



[Druck](#)

Grundwasserstockwerk (Mittelwerte für den Zeitraum 1993 - 1997)

Abb. 3.3-3: Nitratkonzentration der Grund- und Rohwassermessstellen im oberen



[Druck](#)

1993 bis 1997 (Übersicht)

Abb. 3.3-34: Nitrattrends bei Grund- und Rohwassermessstellen für den Zeitraum

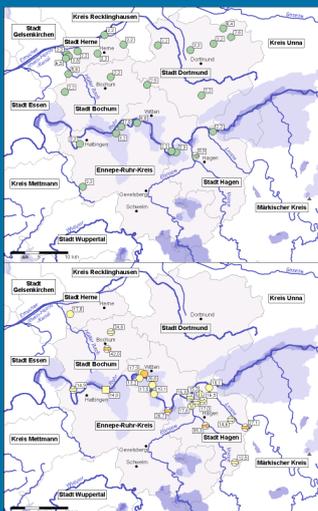
Abb. 3.3-4 a: Städte Bochum, Dortmund, Hagen u. Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis

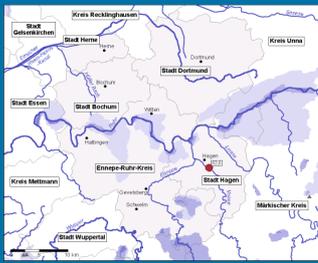
Nitrat-
konzentration
Übersicht

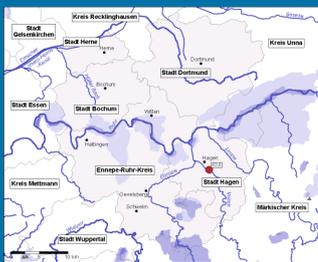


[Legende](#)

[Druck](#)

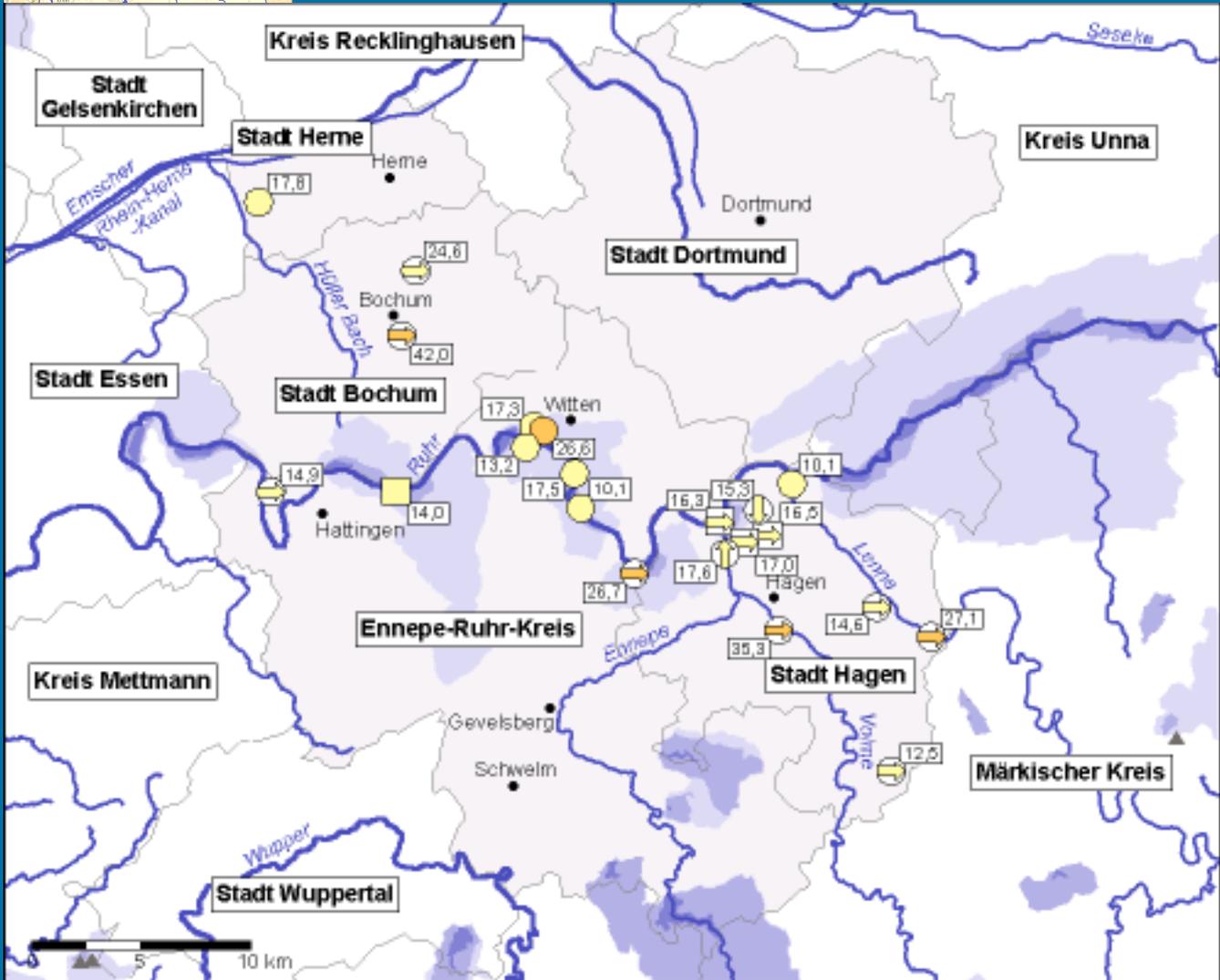




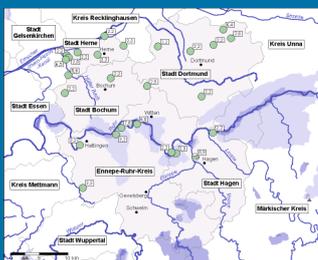


[Druck](#)

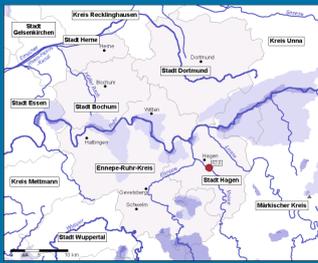
Abb. 3.3-4 c: Städte Bochum, Dortmund, Hagen u. Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis



Druck

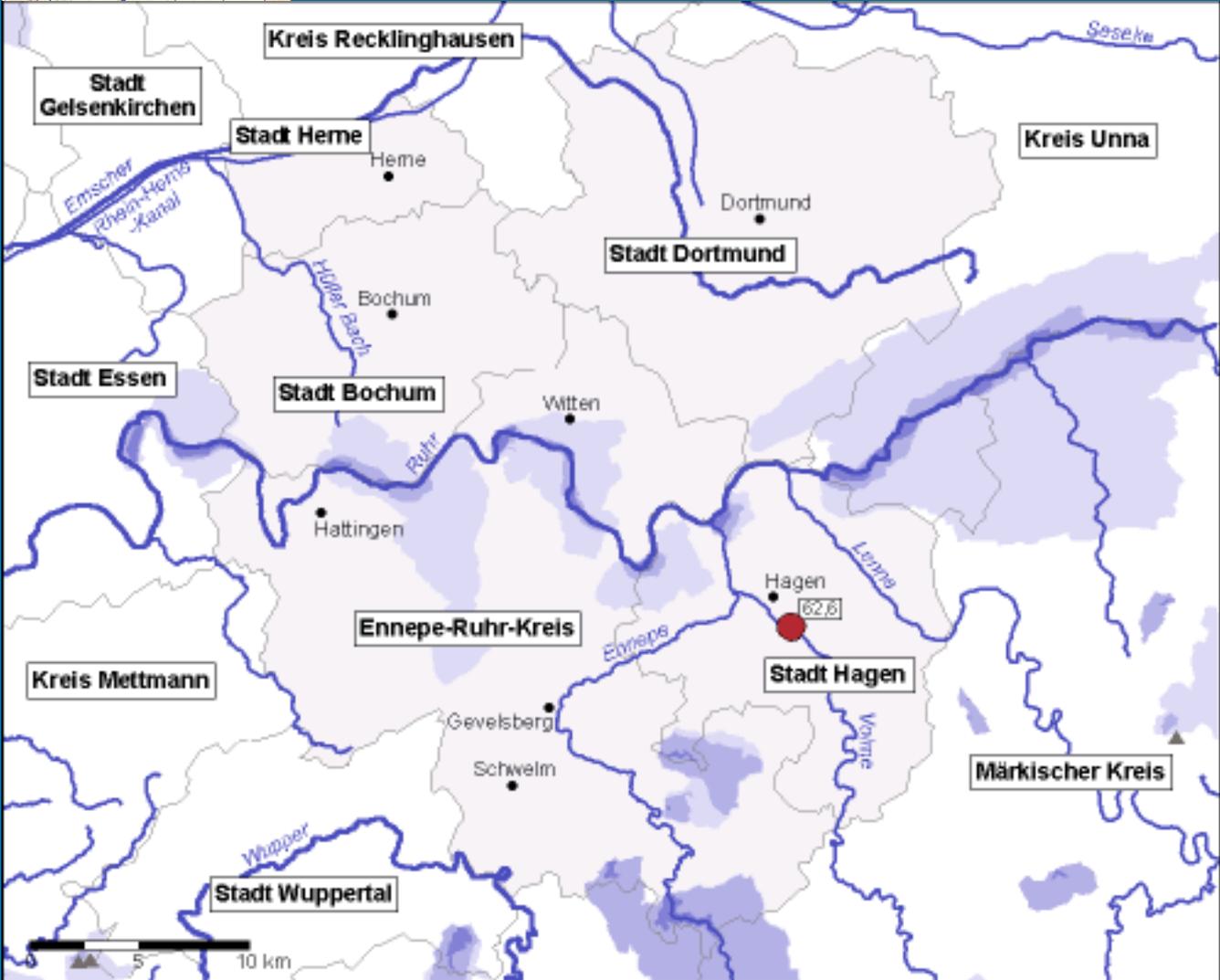


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

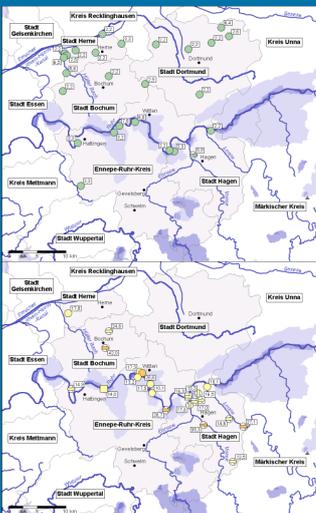


Legende

Abb. 3.3-4 d: Städte Bochum, Dortmund, Hagen u. Herne, Ennepe-Ruhr-Kreis



Legende

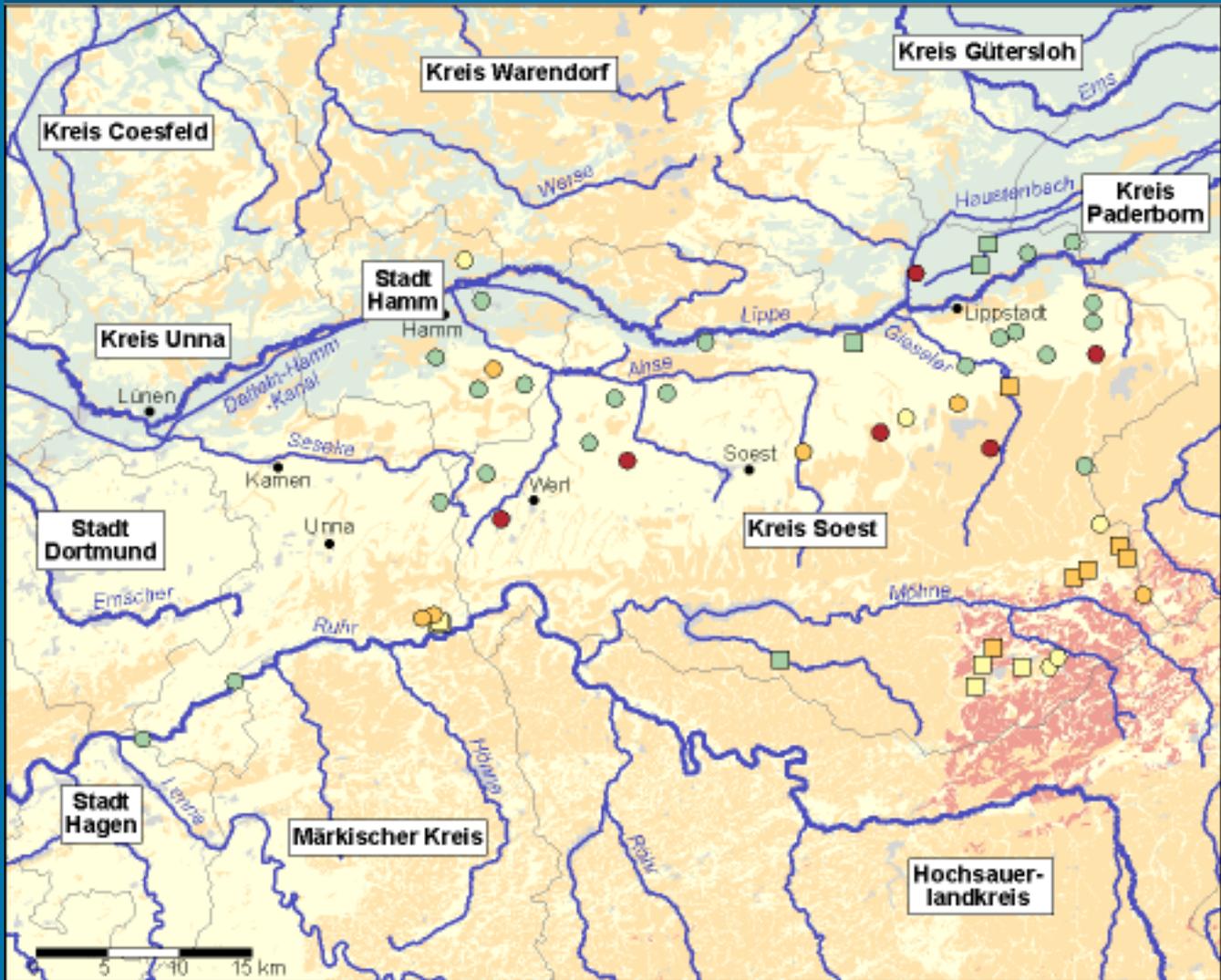




[Druck](#)

Abb. 3.3-5 a: Stadt Hamm, Kreise Soest u. Unna

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)

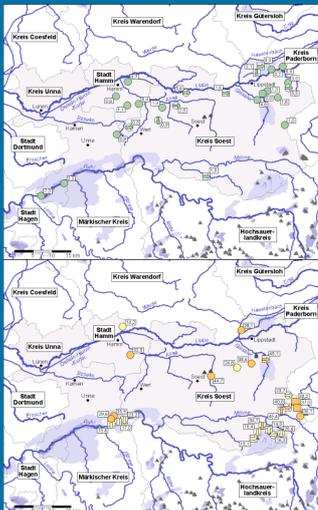
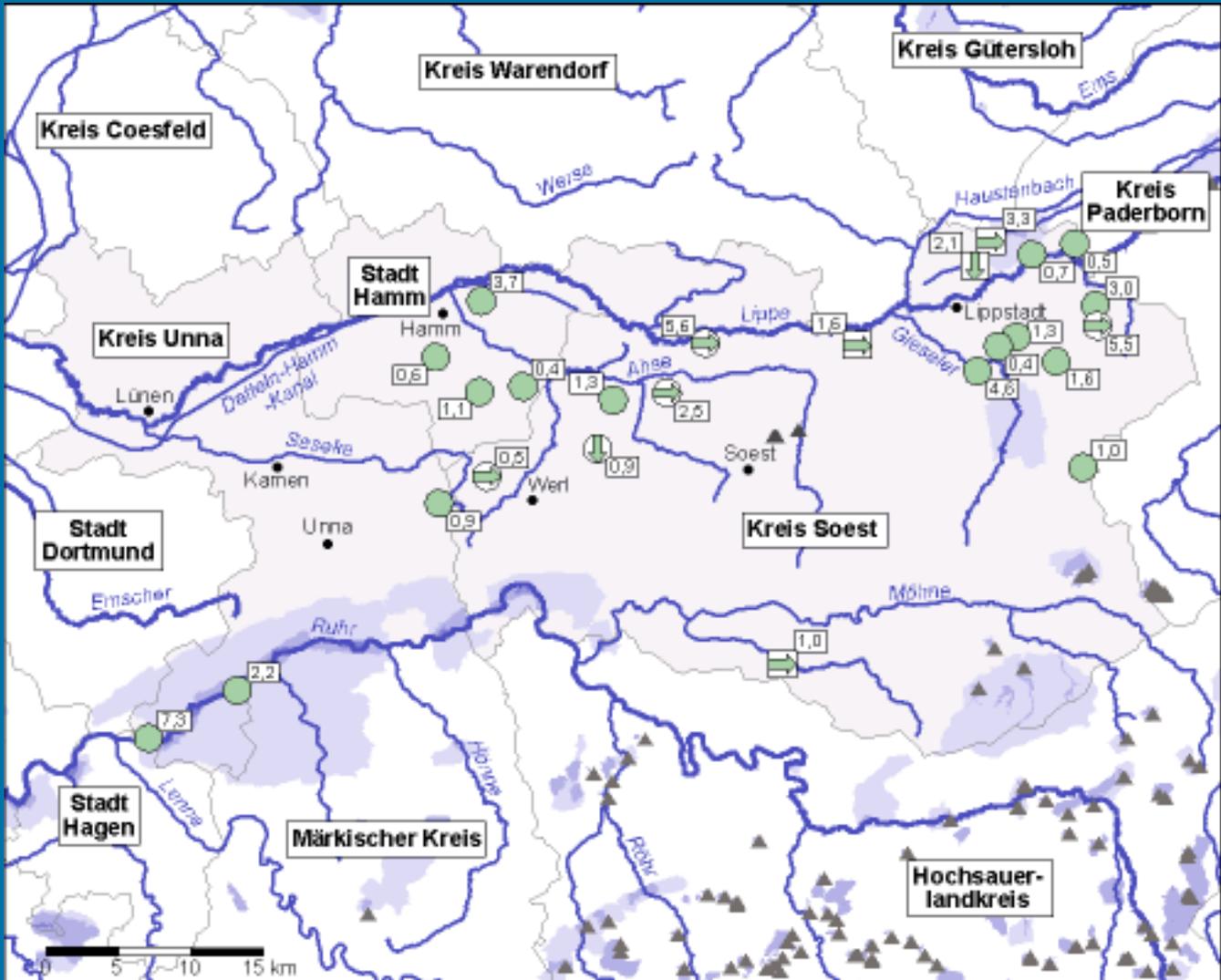




Abb. 3.3-5 b: Stadt Hamm, Kreise Soest u. Unna



Legende

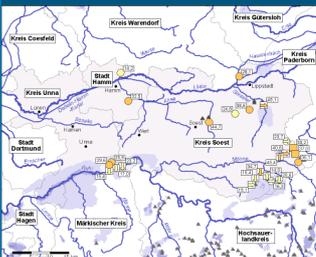
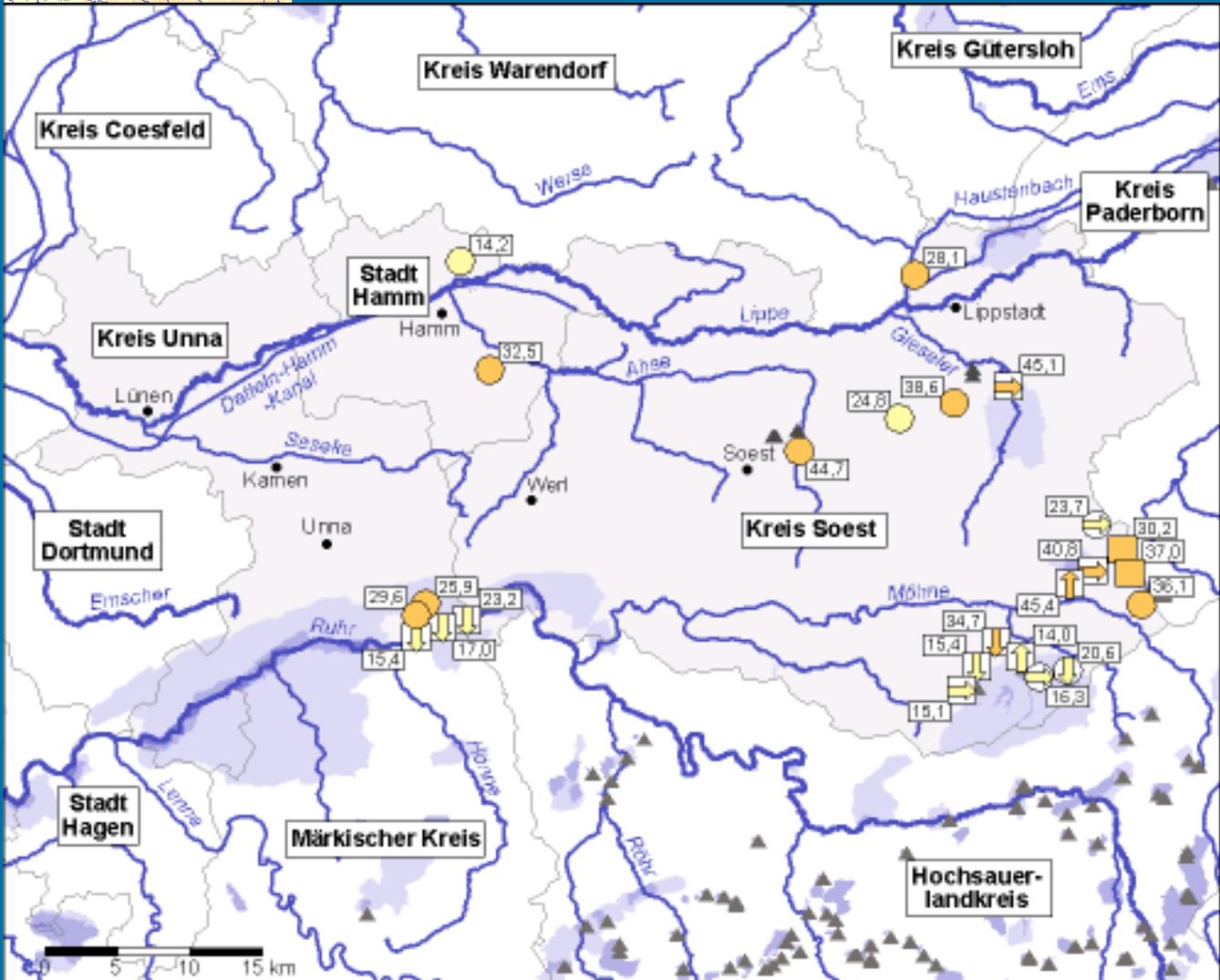
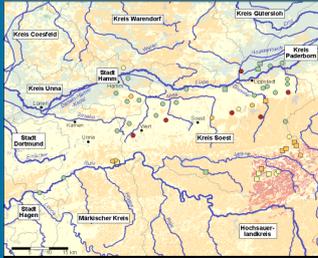
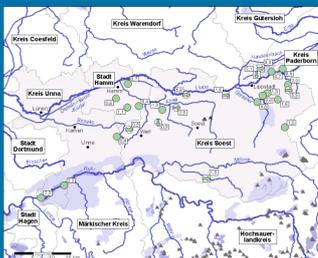


Abb. 3.3-5 c: Stadt Hamm, Kreise Soest u. Unna

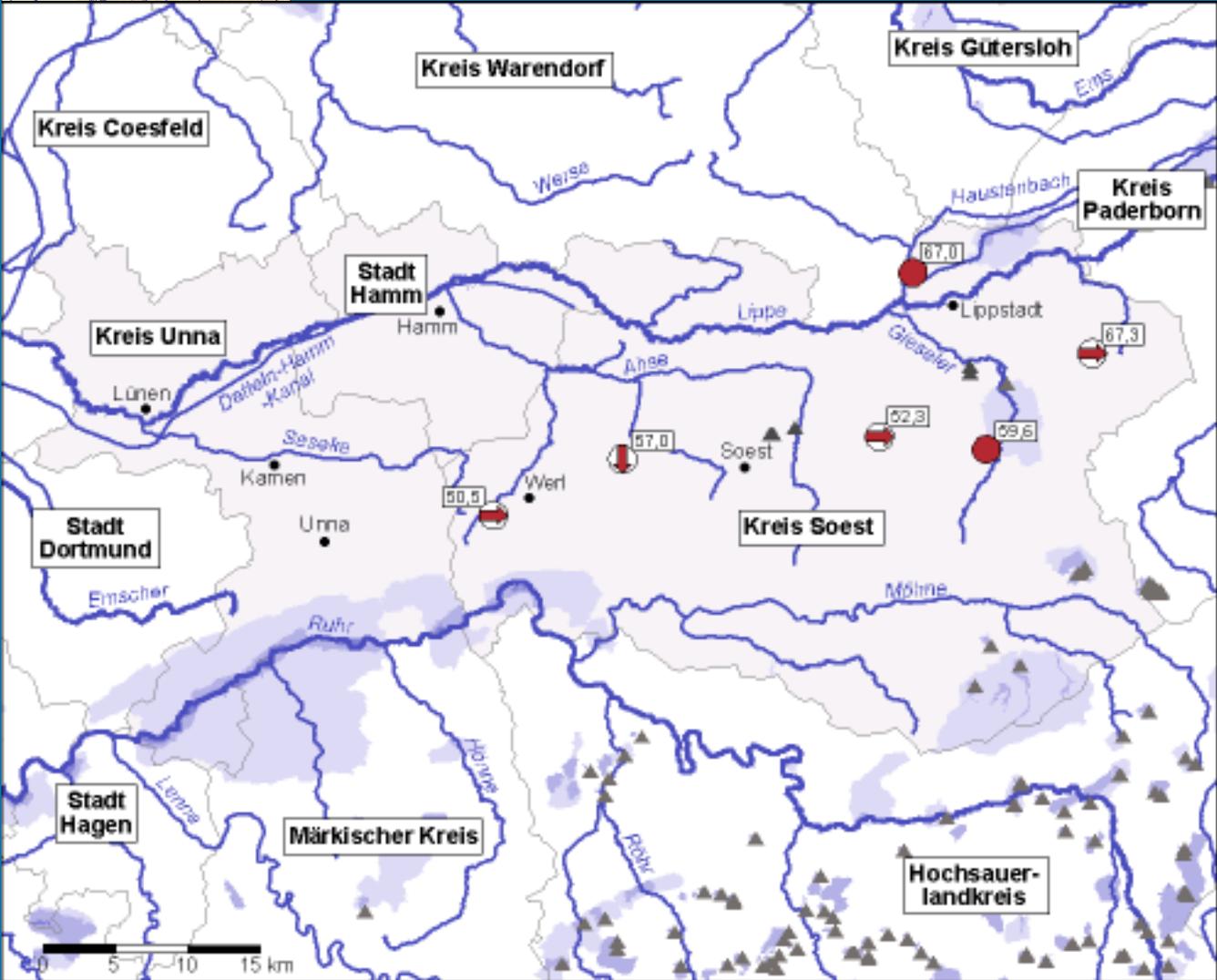
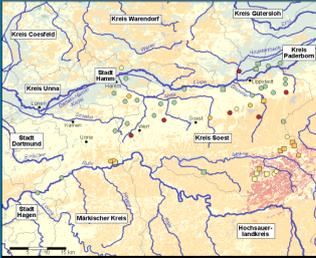


Druck

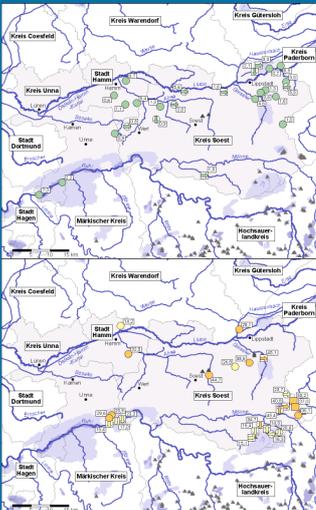


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

Abb. 3.3-5 d: Stadt Hamm, Kreise Soest u. Unna



Legende

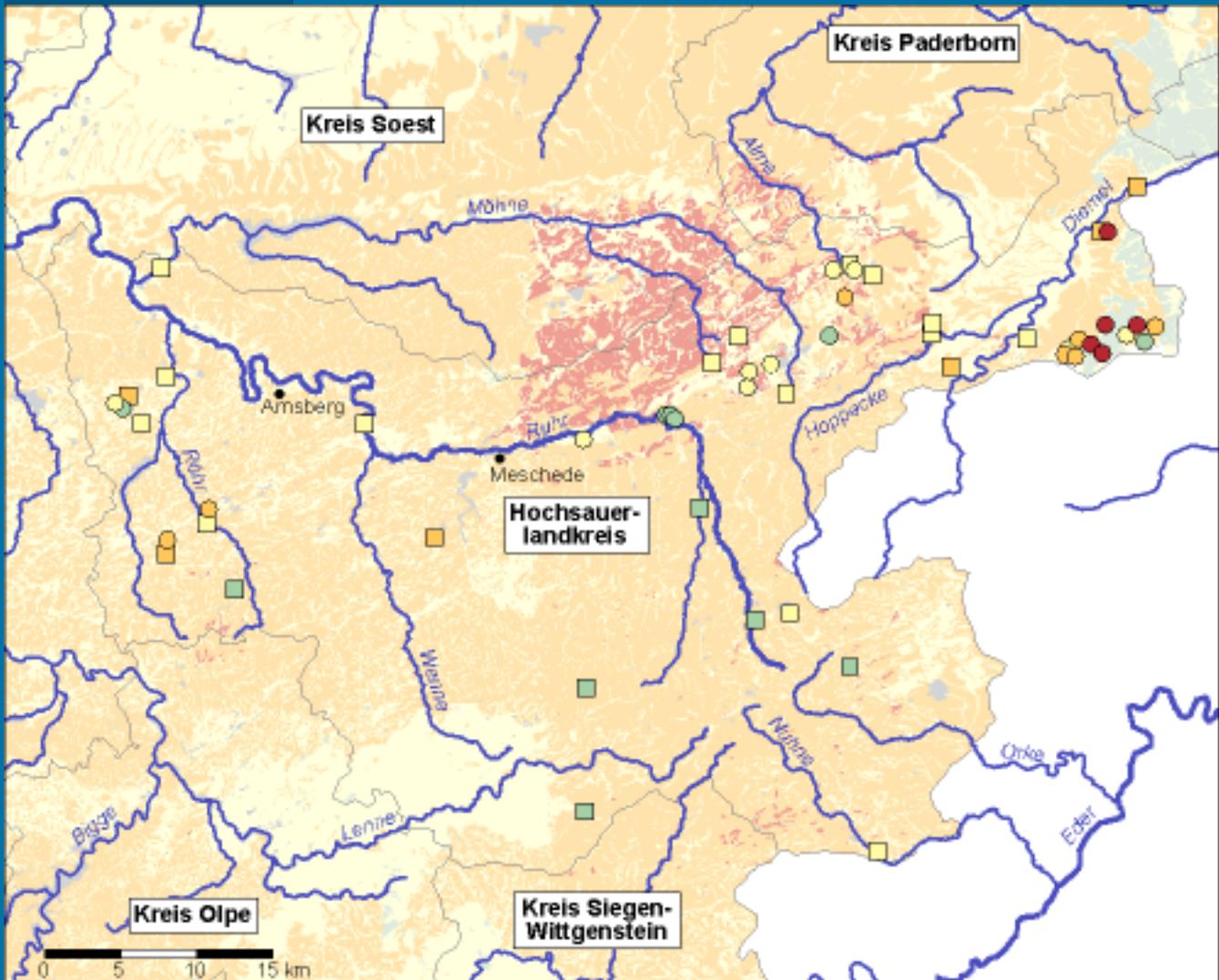




[Druck](#)

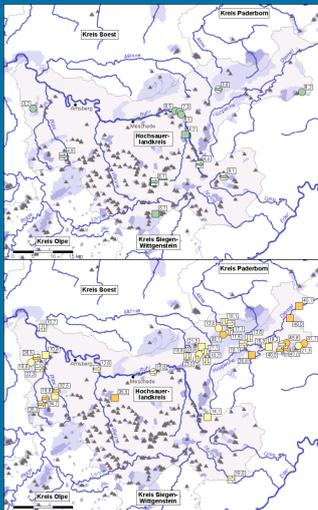
Abb. 3.3-6 a: Hochsauerlandkreis

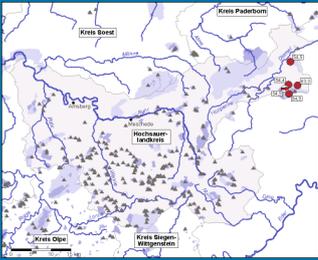
Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





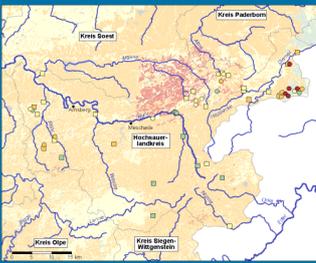
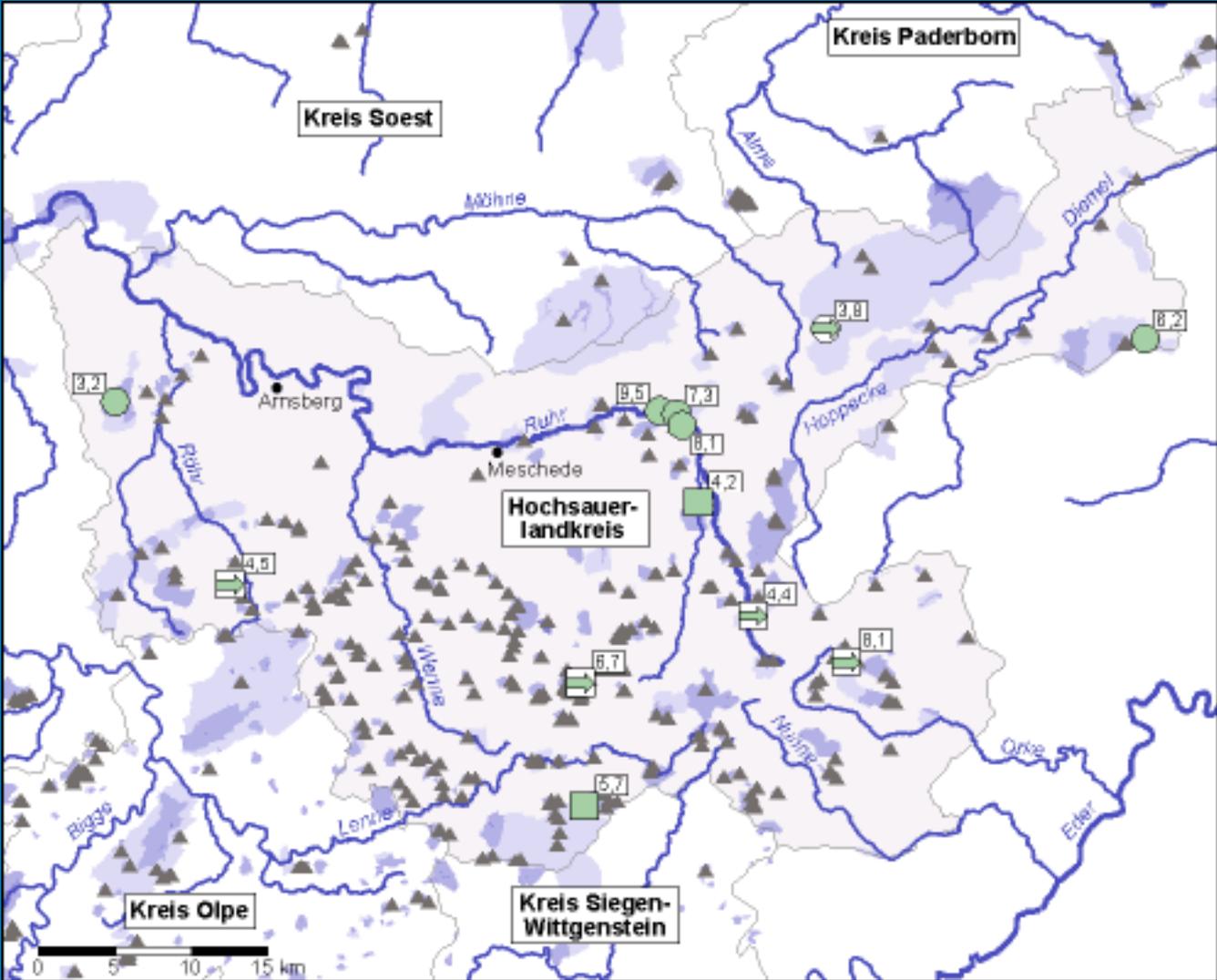
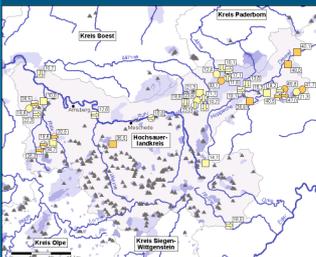


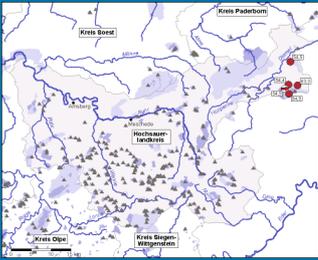
Abb. 3.3-6 b: Hochsauerlandkreis



Legende

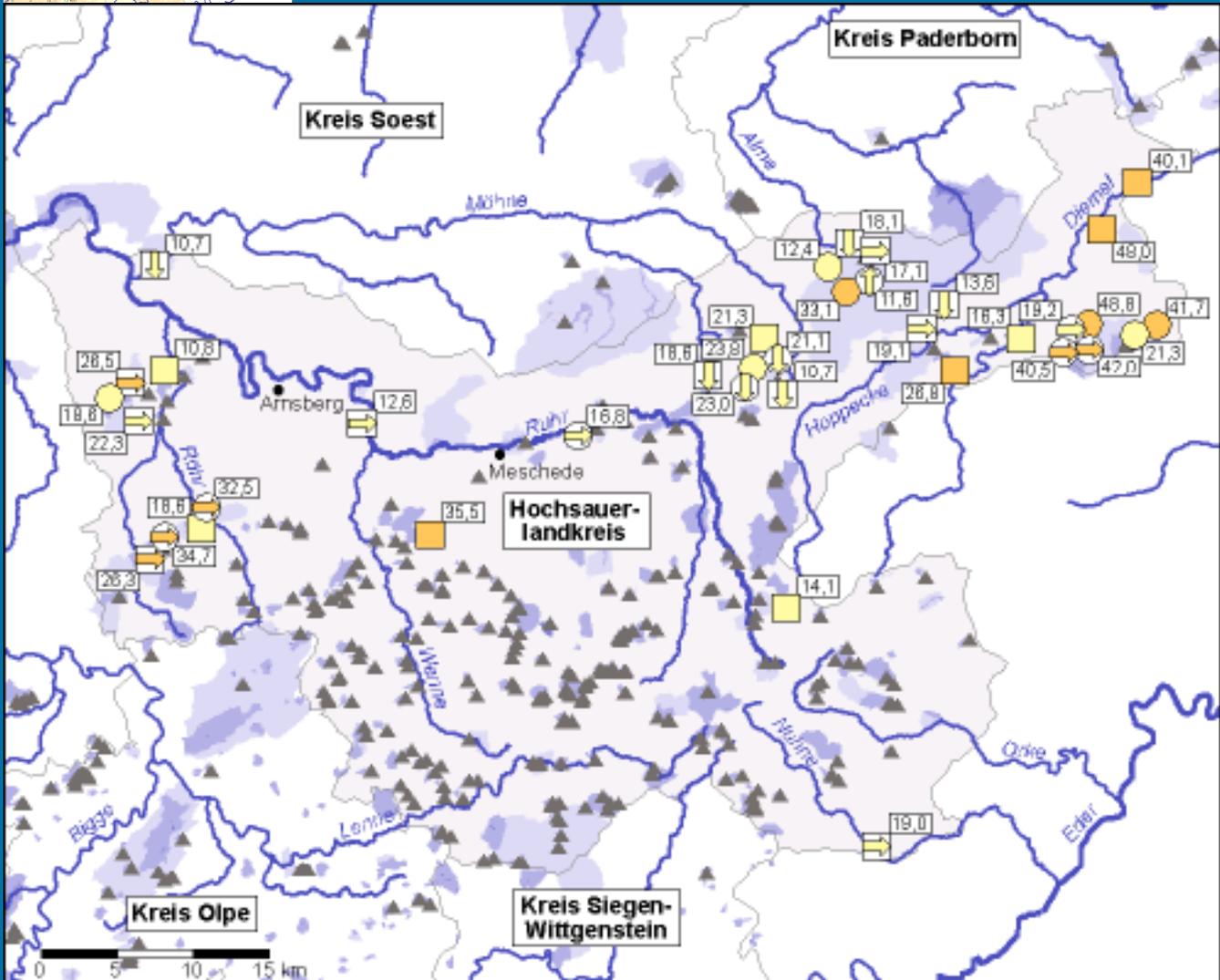
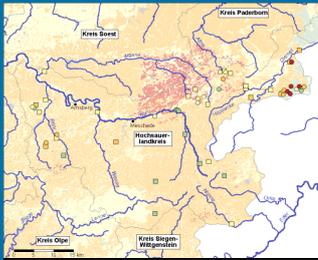
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



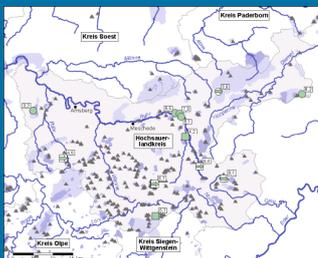


Druck

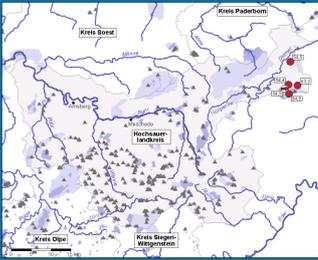
Abb. 3.3-6 c: Hochsauerlandkreis



Druck

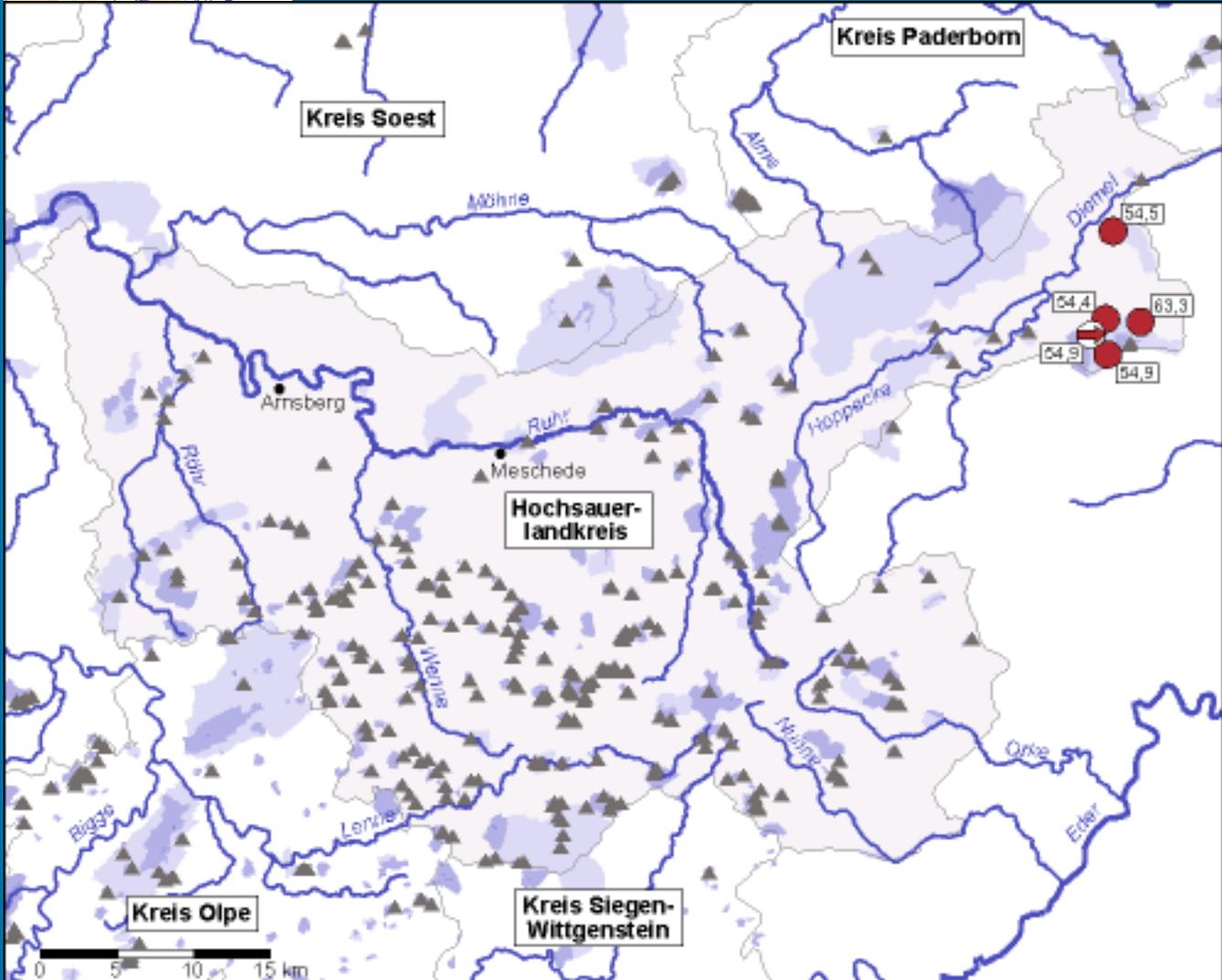
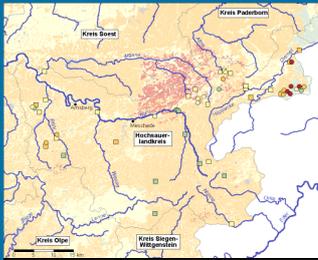


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

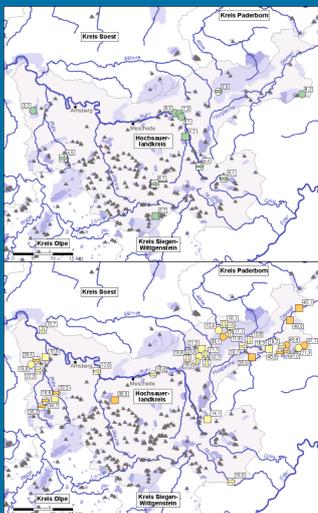


Legende

Abb. 3.3-6 d: Hochsauerlandkreis



Legende

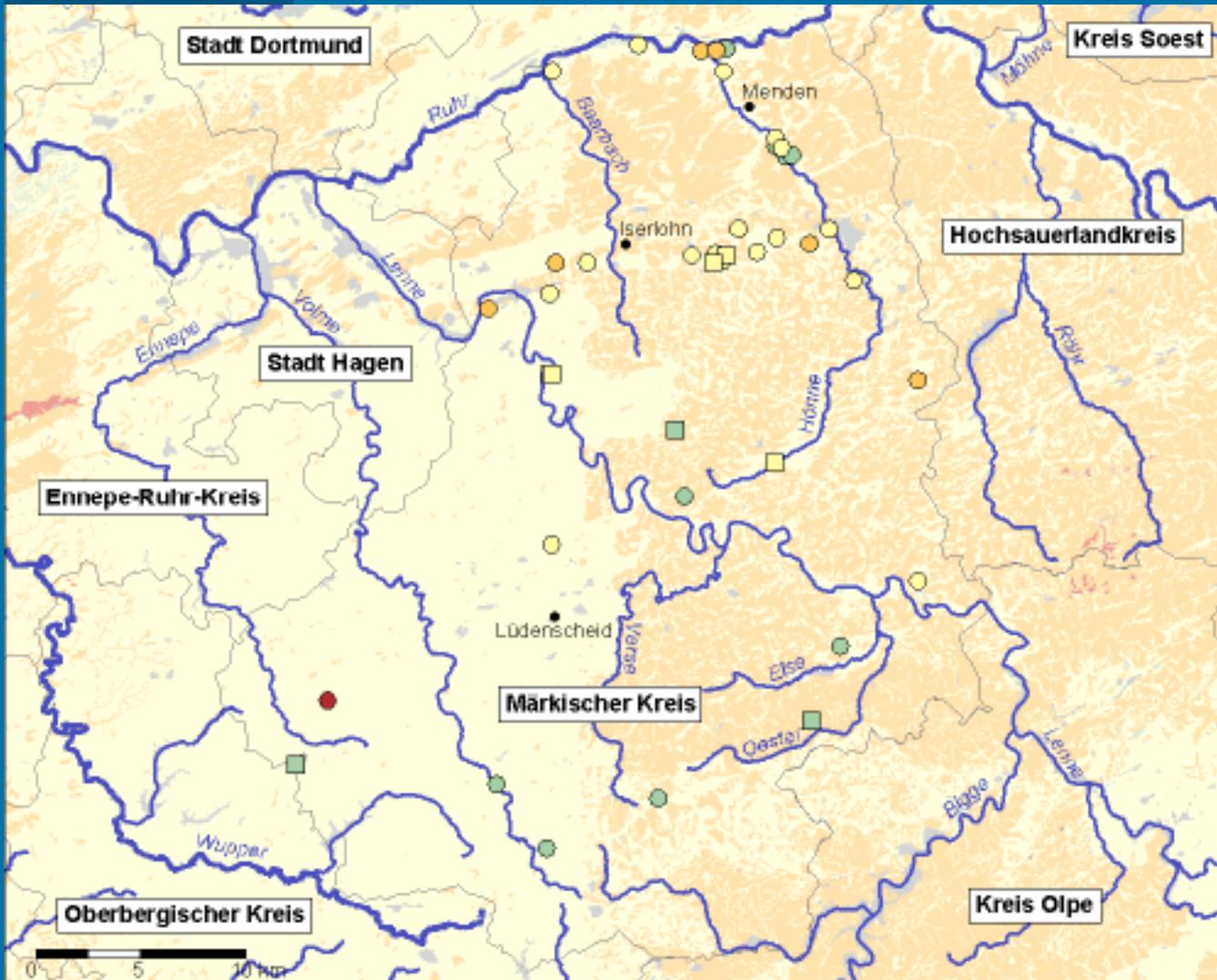


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

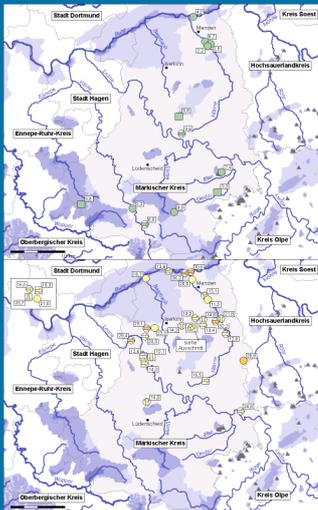
Abb. 3.3-7 a: Märkischer Kreis

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



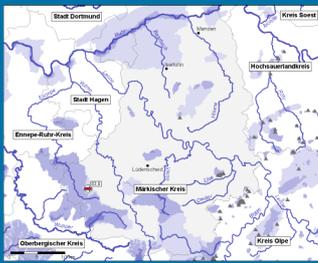
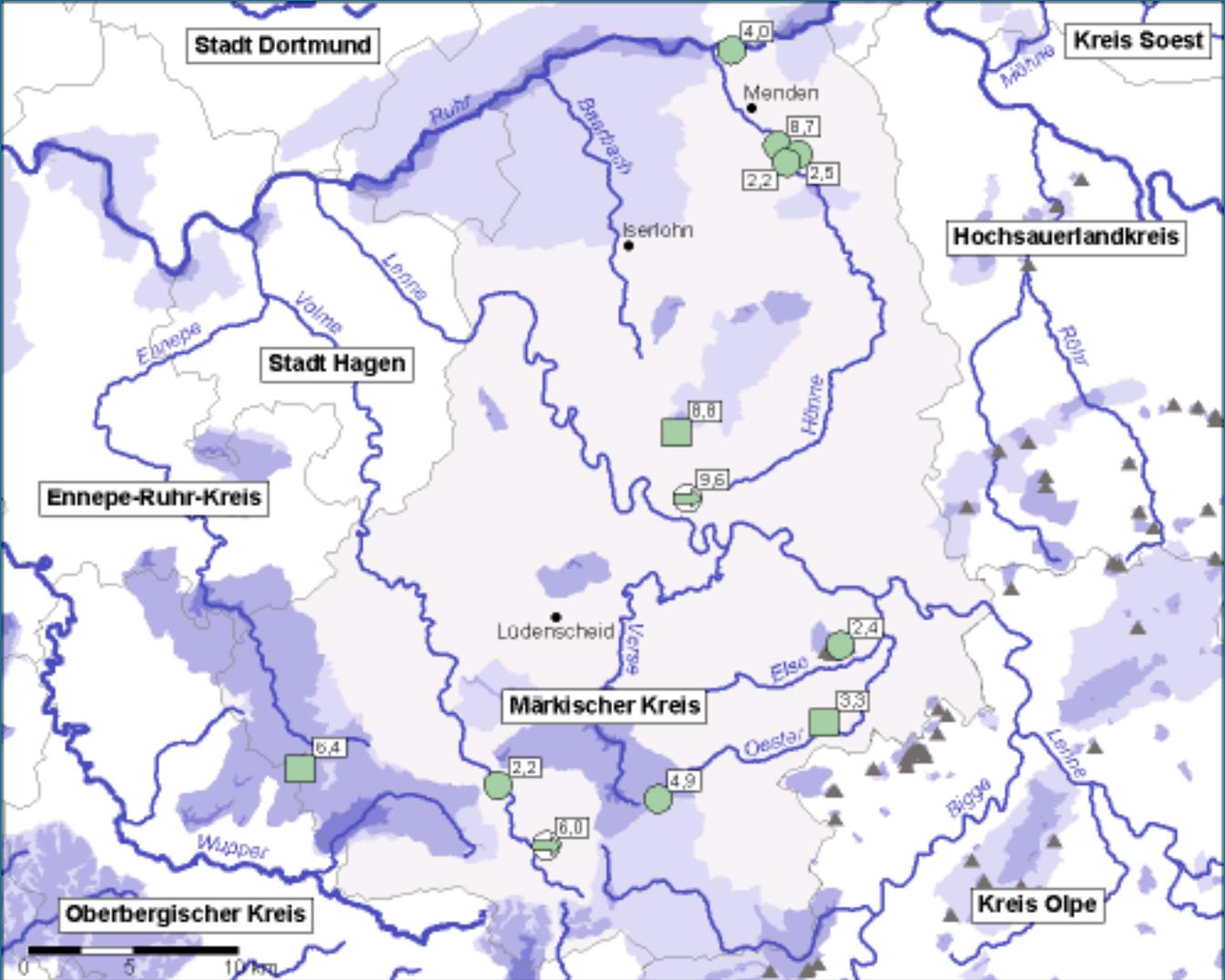
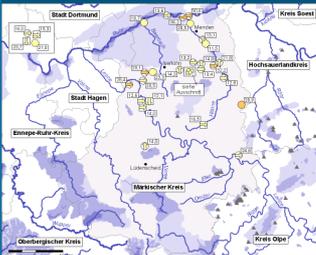


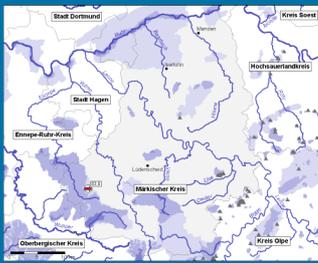


Abb. 3.3-7 b: Märkischer Kreis



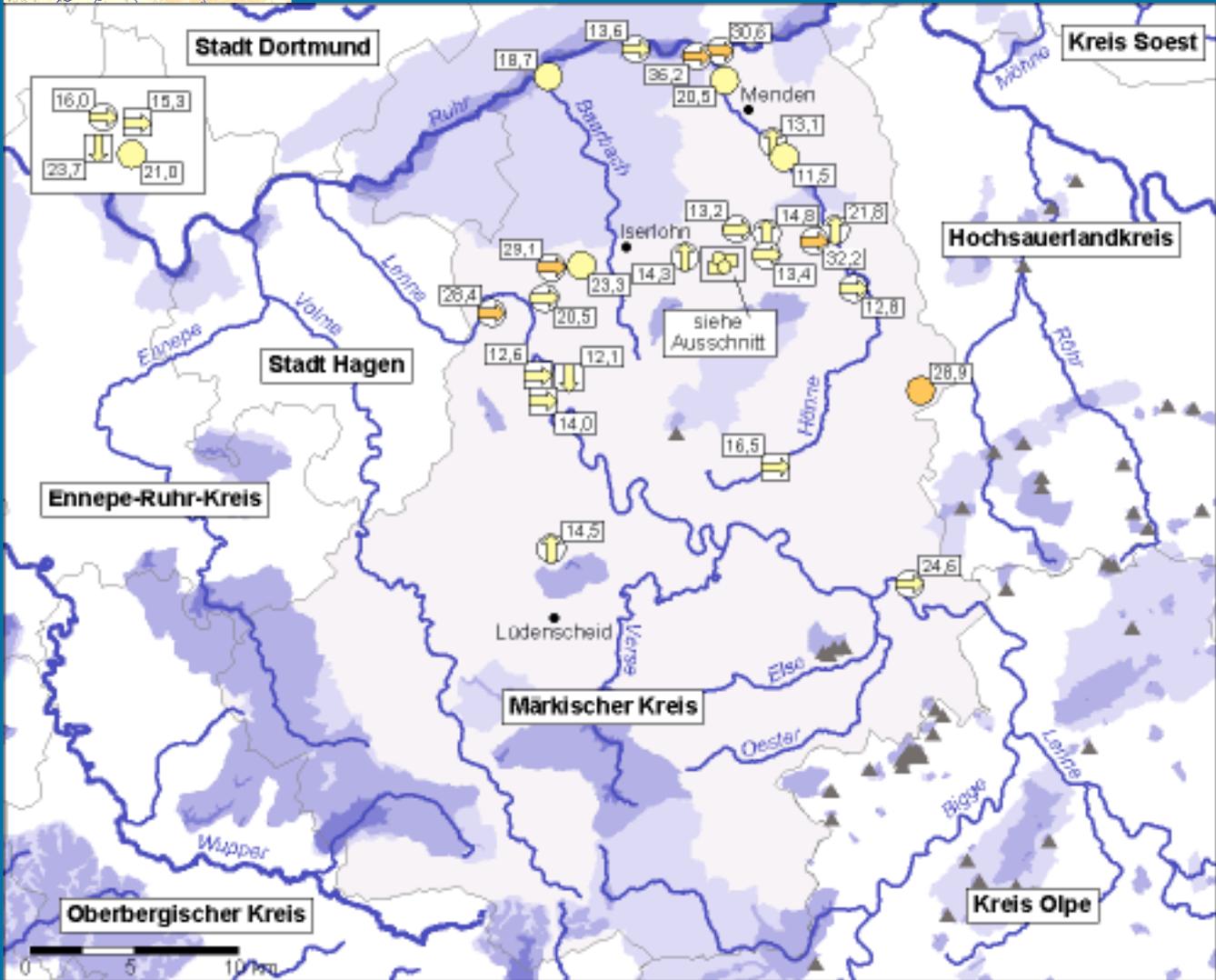
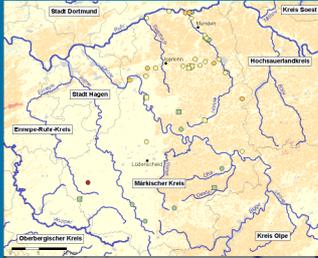
Legende



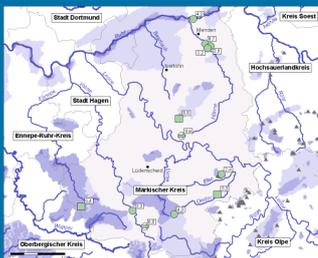


Druck

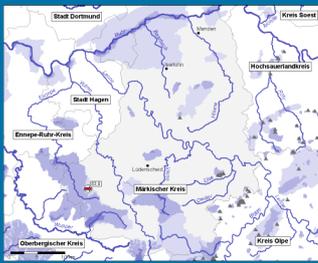
Abb. 3.3-7 c: Märkischer Kreis



Druck

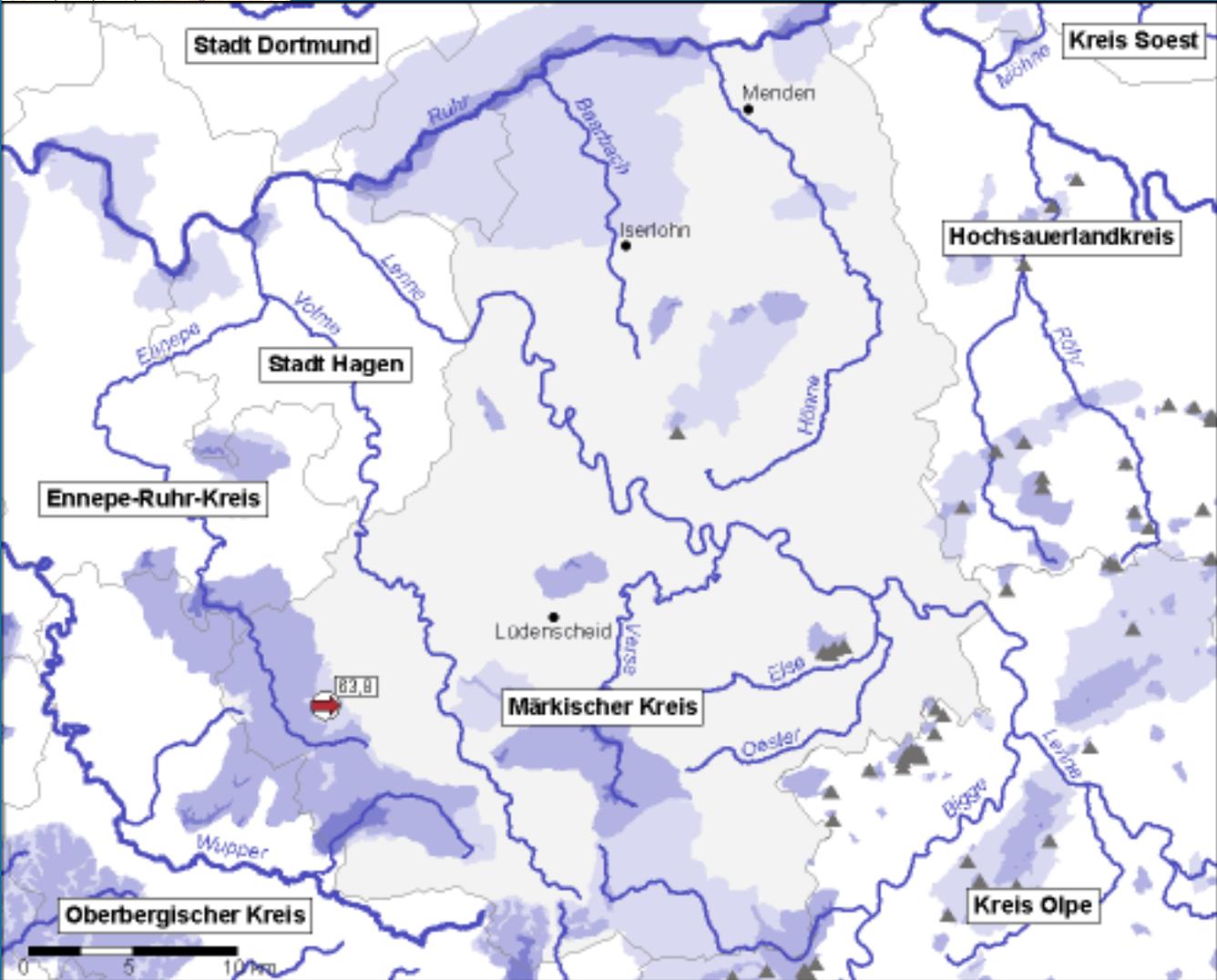


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

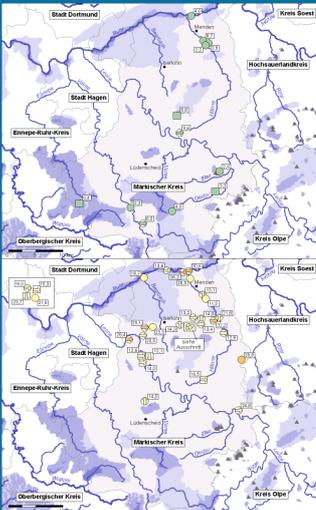


Legende

Abb. 3.3-7 d: Märkischer Kreis



Legende

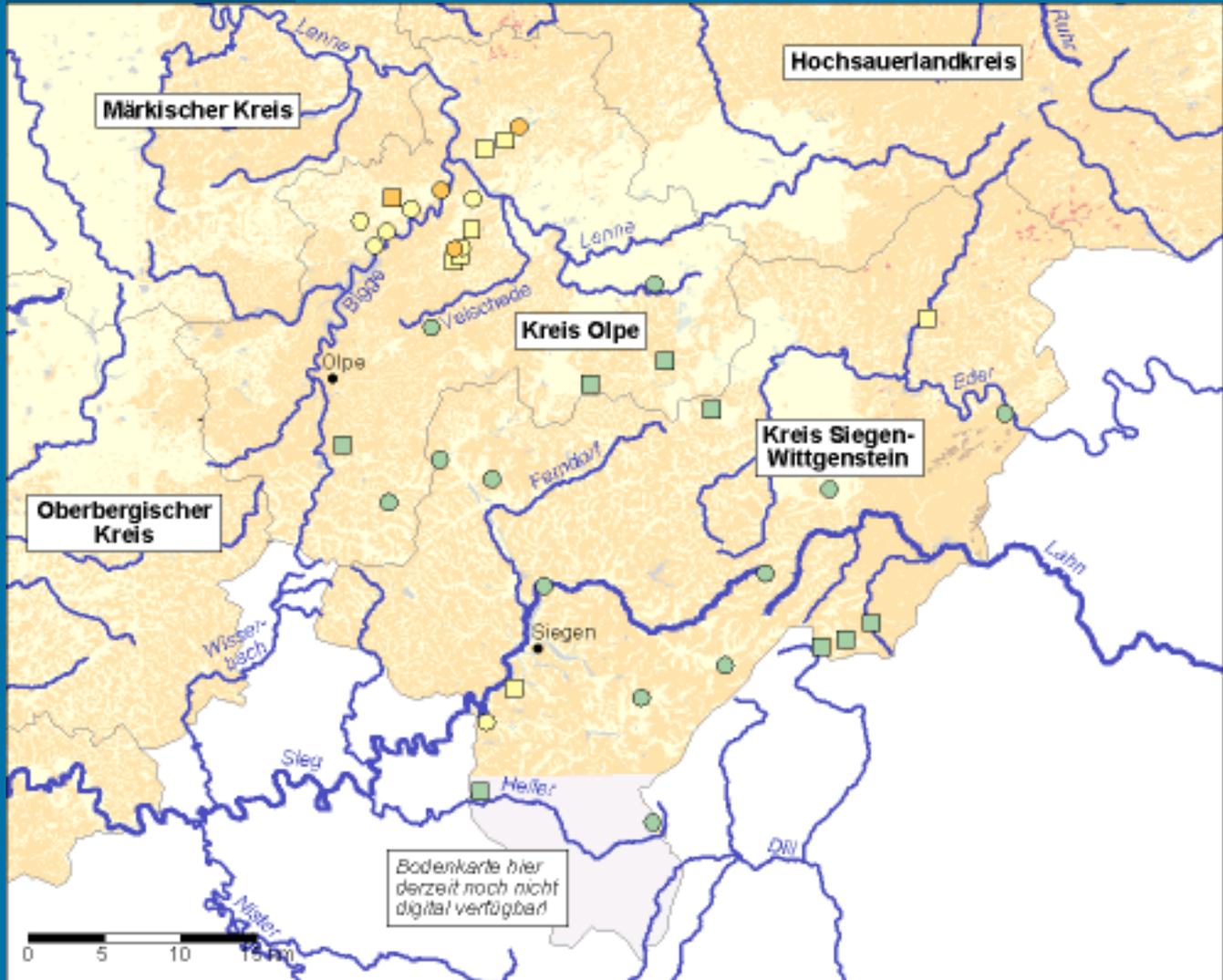


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

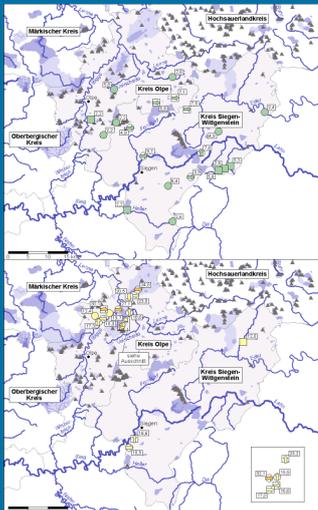
Abb. 3.3-8 a: Kreise Olpe u. Siegen-Wittgenstein

Nitrat-
konzentration
Übersicht



Legende

Druck



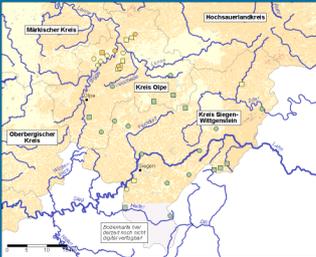
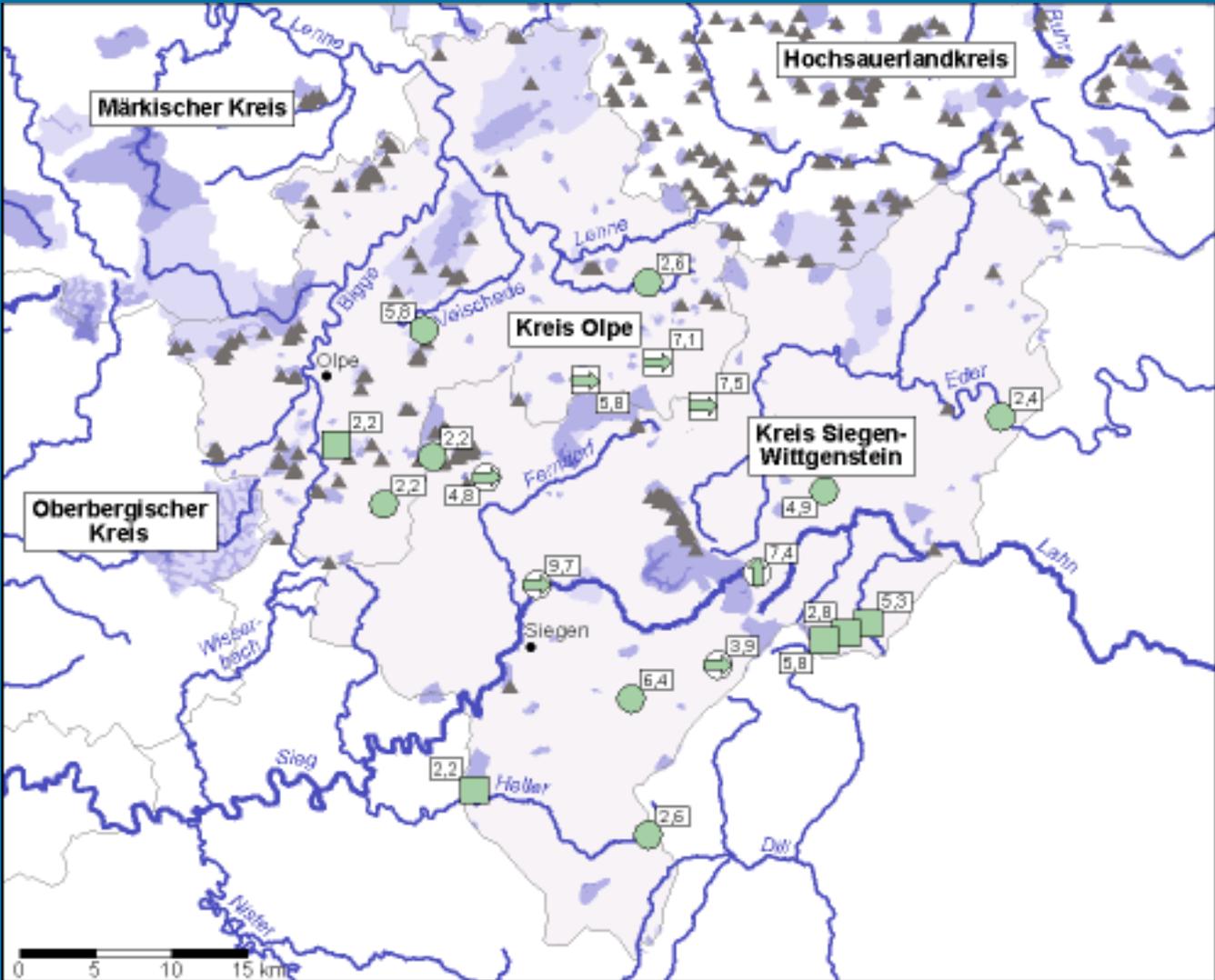
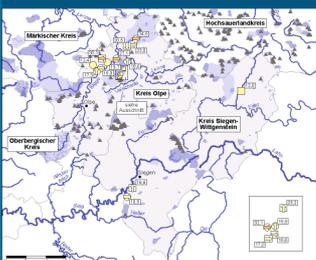


Abb. 3.3-8 b: Kreise Olpe u. Siegen-Wittgenstein

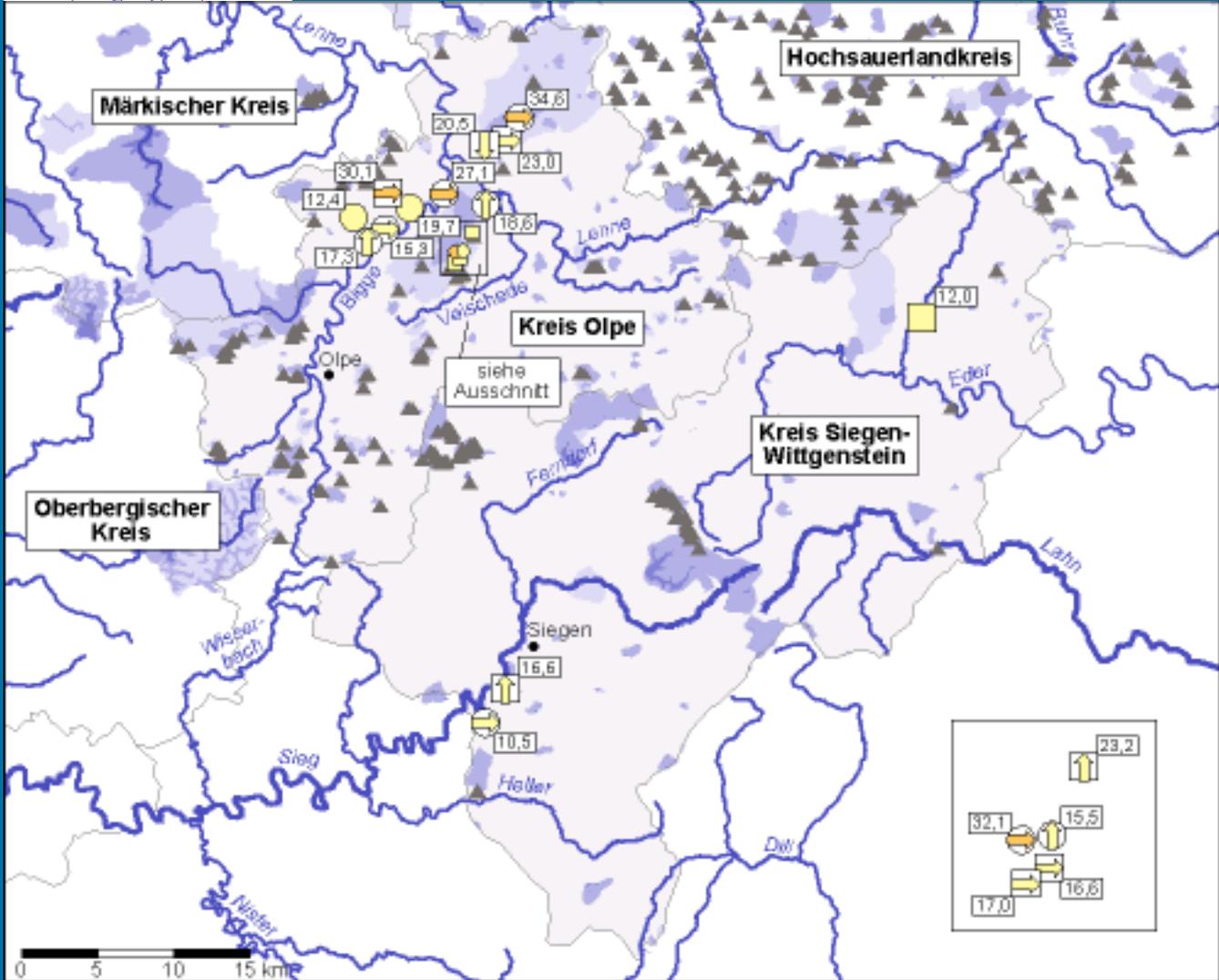


Legende

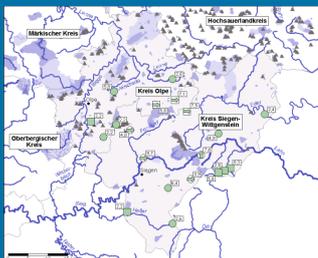


Druck

Abb. 3.3-8 c: Kreise Olpe u. Siegen-Wittgenstein



Druck

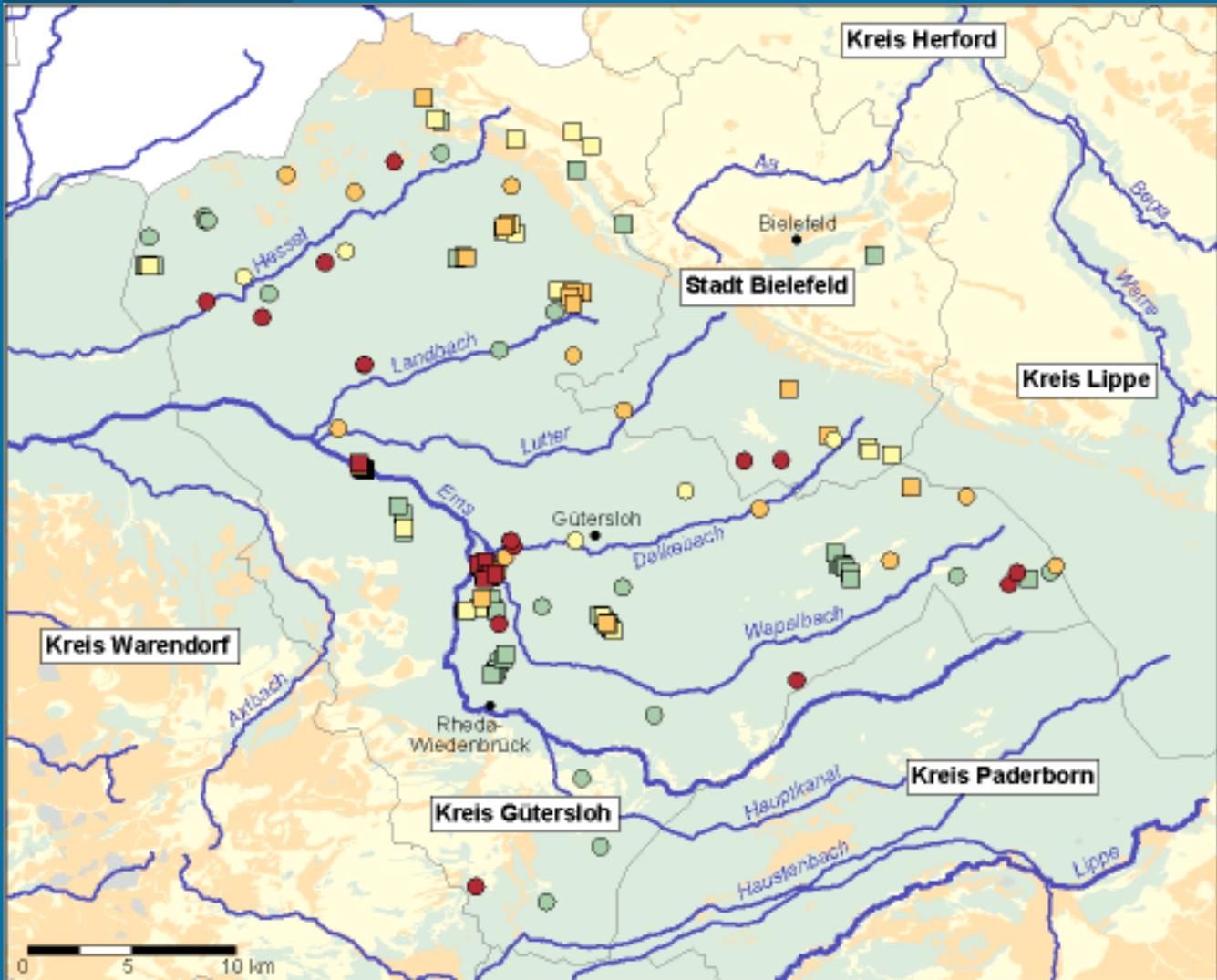


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

Legende

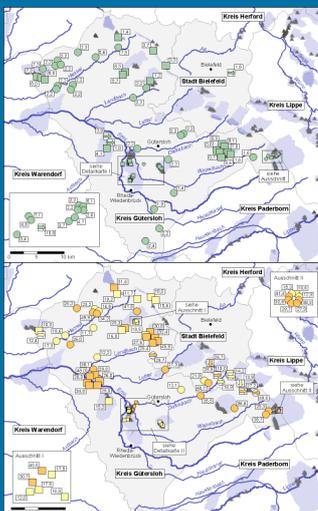
Abb. 3.3-9 a: Stadt Bielefeld, Kreis Gütersloh

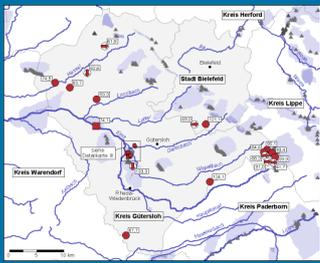
Nitrat-
konzentration
Übersicht



Legende

Druck





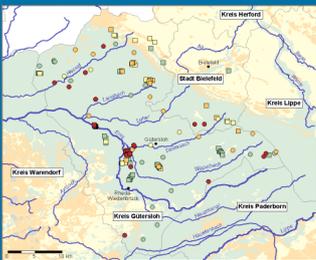
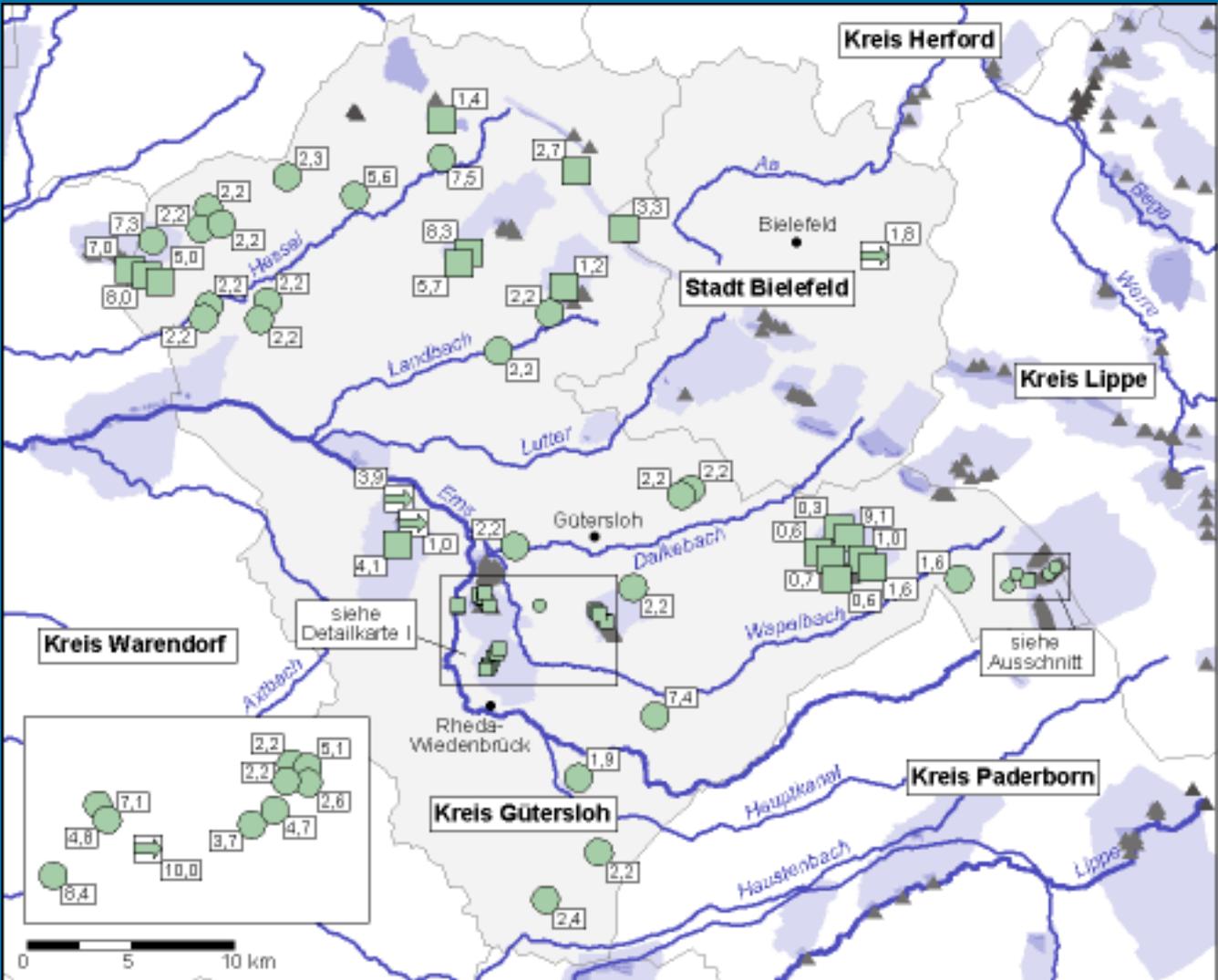
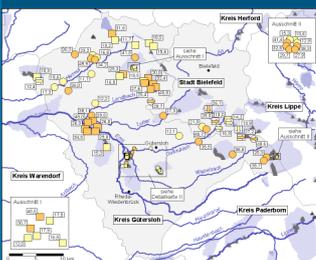
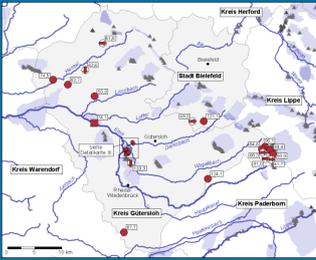


Abb. 3.3-9 b: Stadt Bielefeld, Kreis Gütersloh



Legende

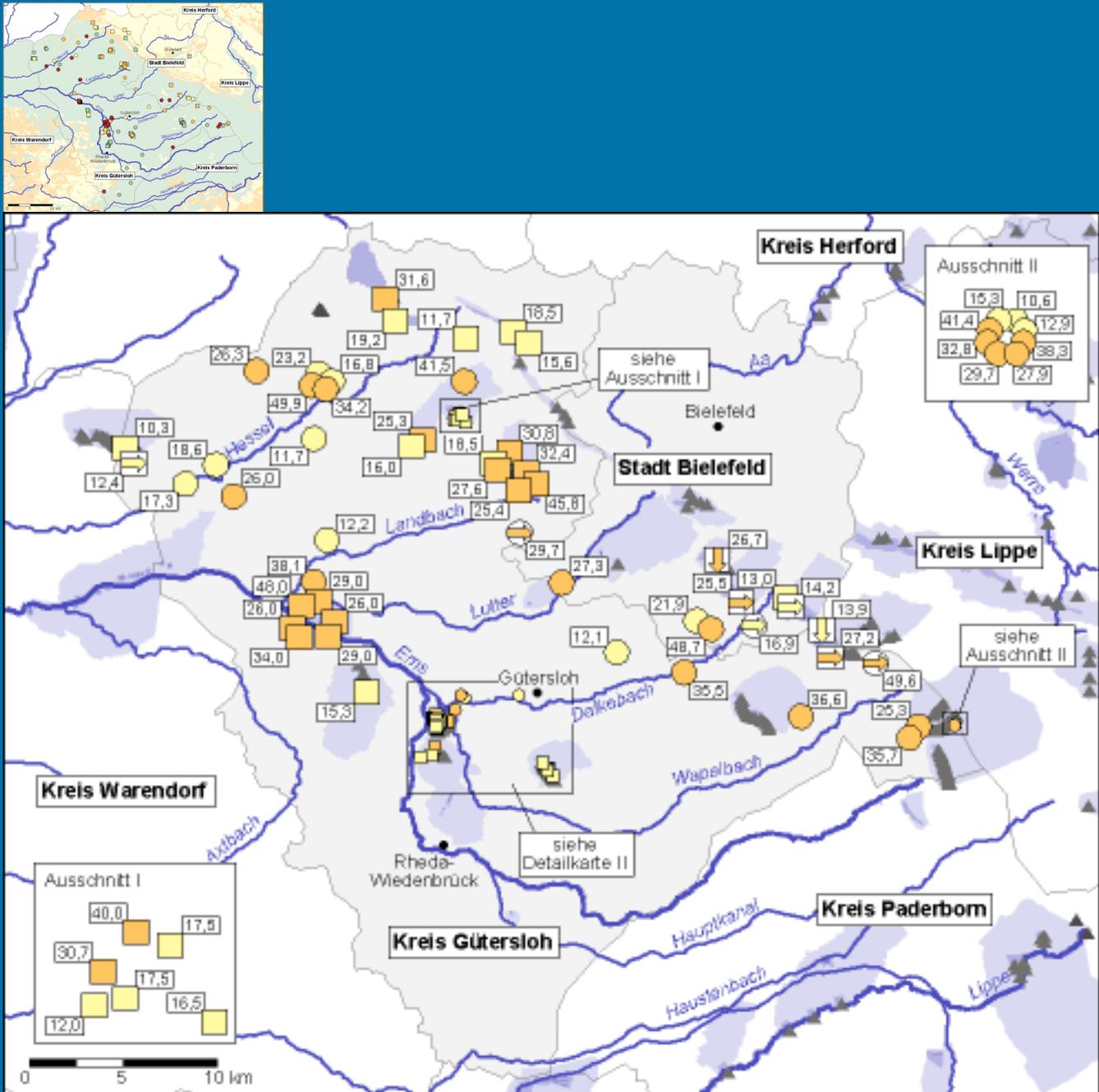




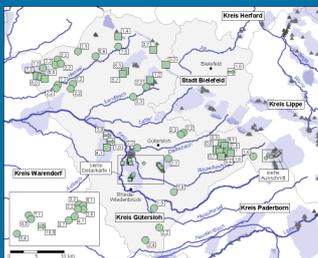
[Druck](#)

[Detailkarte 1](#)

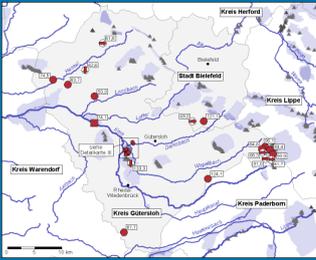
Abb. 3.3-9 c: Stadt Bielefeld, Kreis Gütersloh



Druck



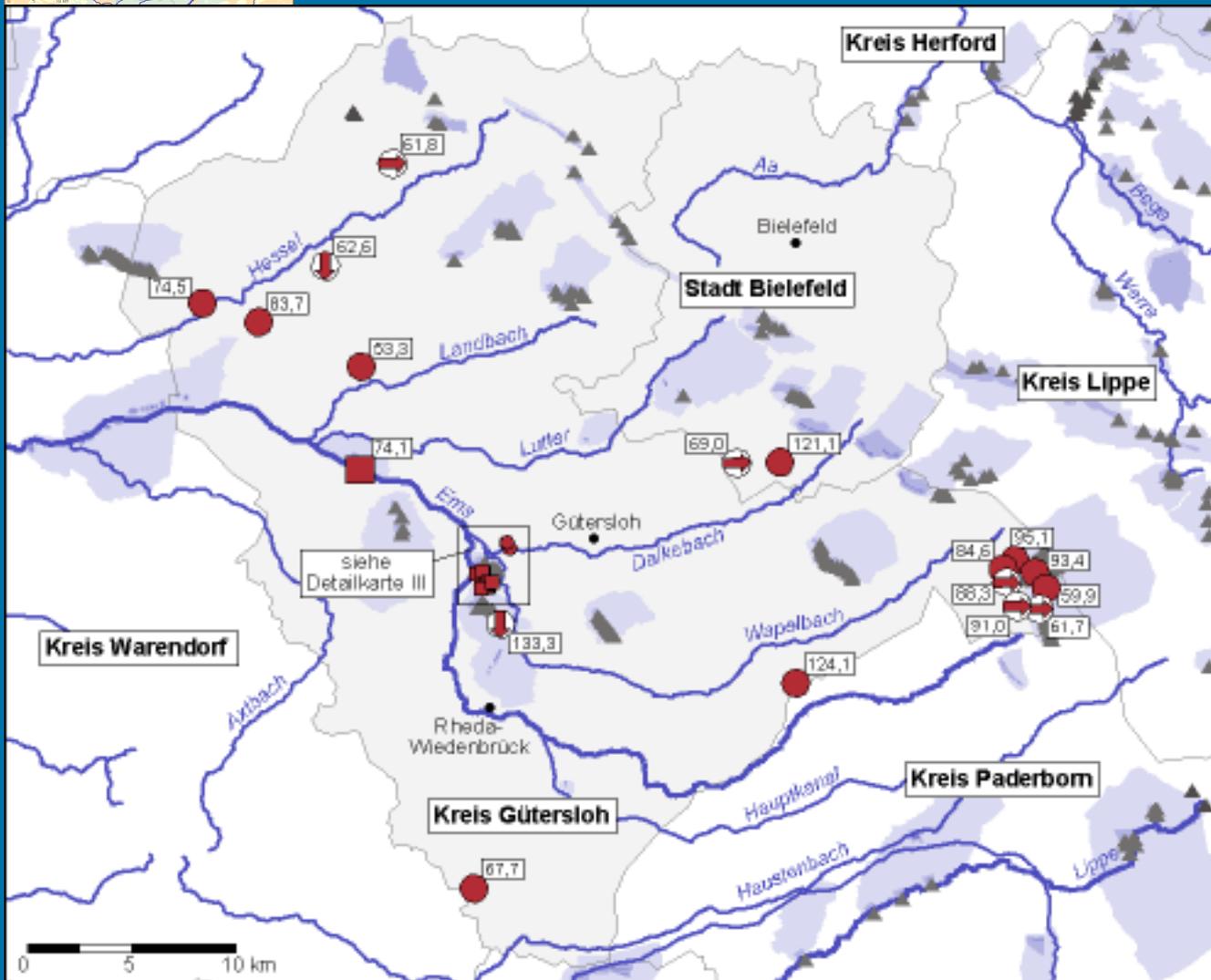
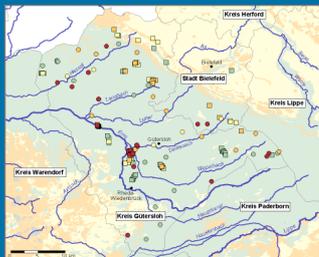
**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**



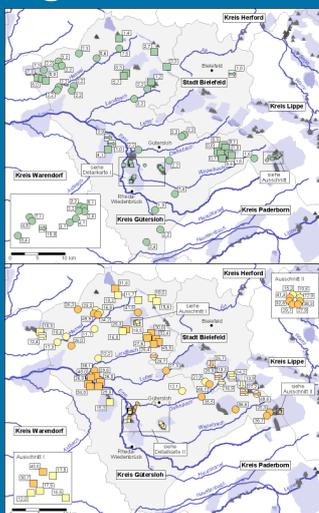
Legende

Detailkarte 2

Abb. 3.3-9 d: Stadt Bielefeld, Kreis Gütersloh



Legende



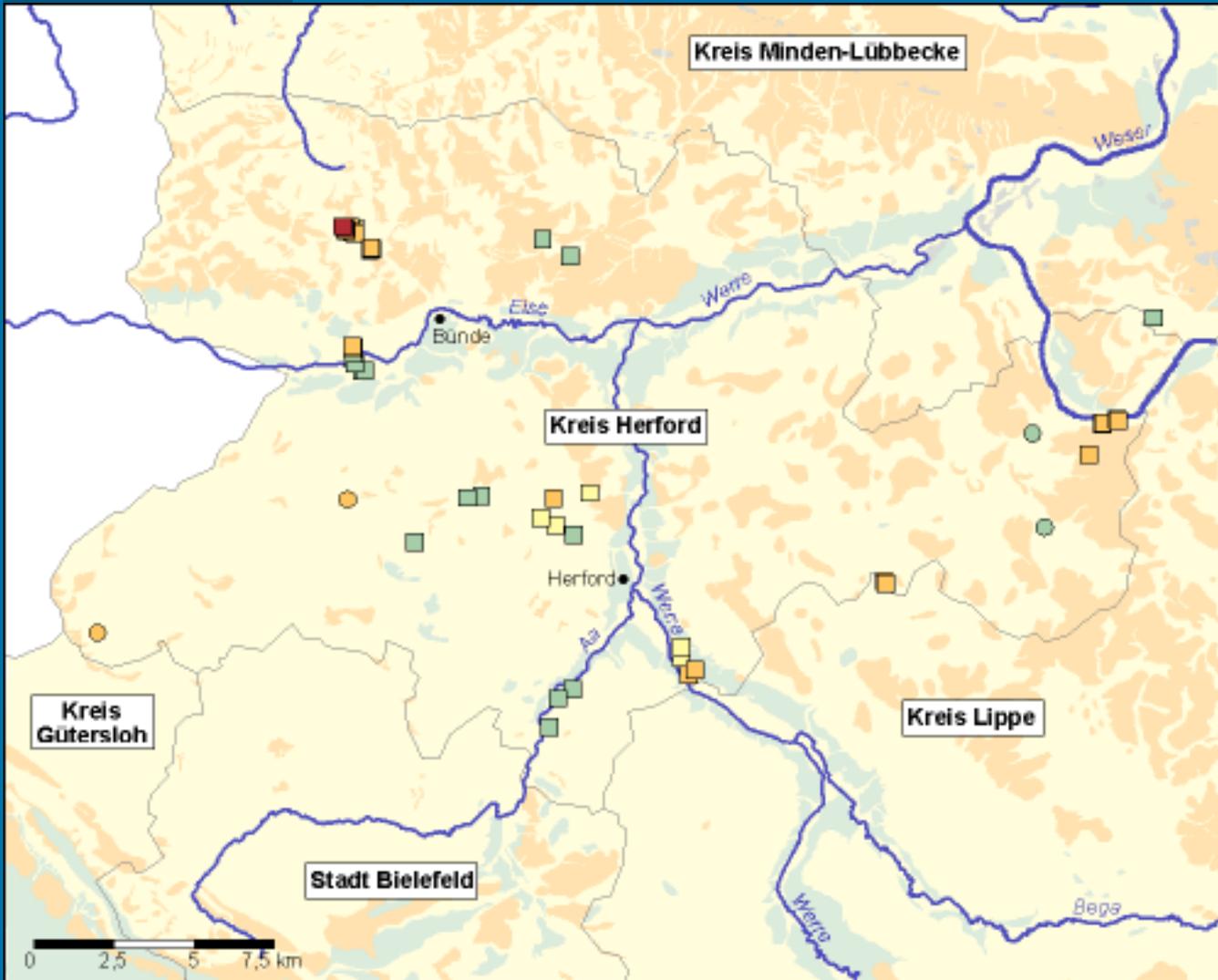


[Druck](#)

[Detailkarte 3](#)

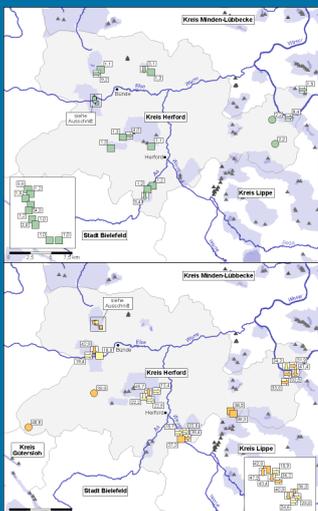
Abb. 3.3-10 a: Kreis Herford

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



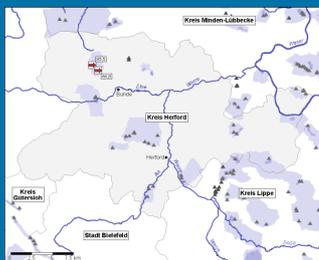
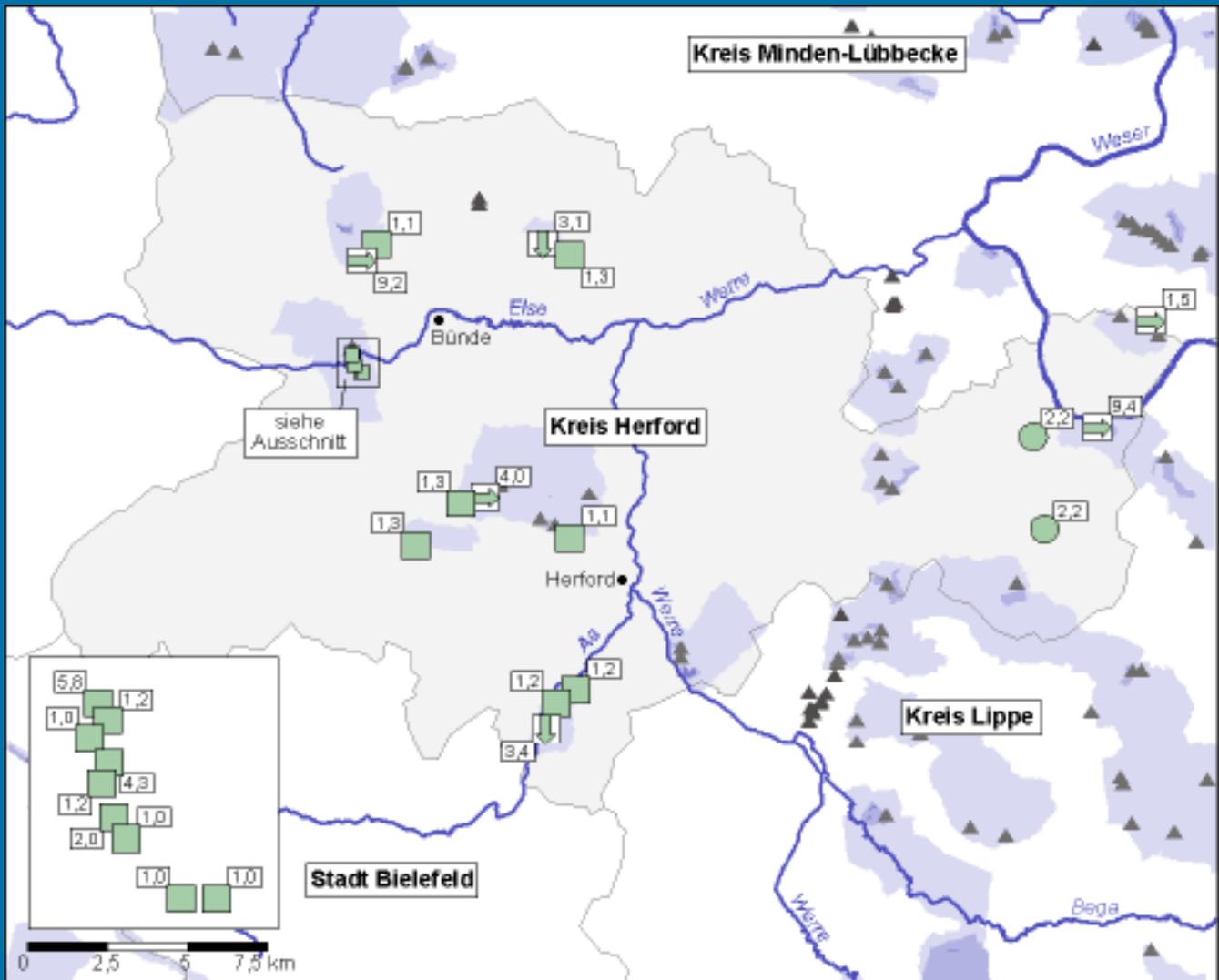


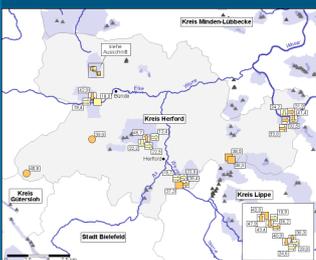


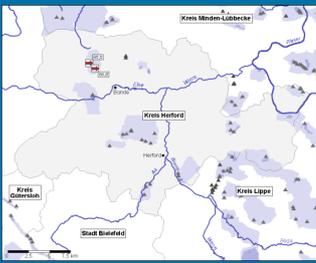
Abb. 3.3-10 b: Kreis Herford



Legende

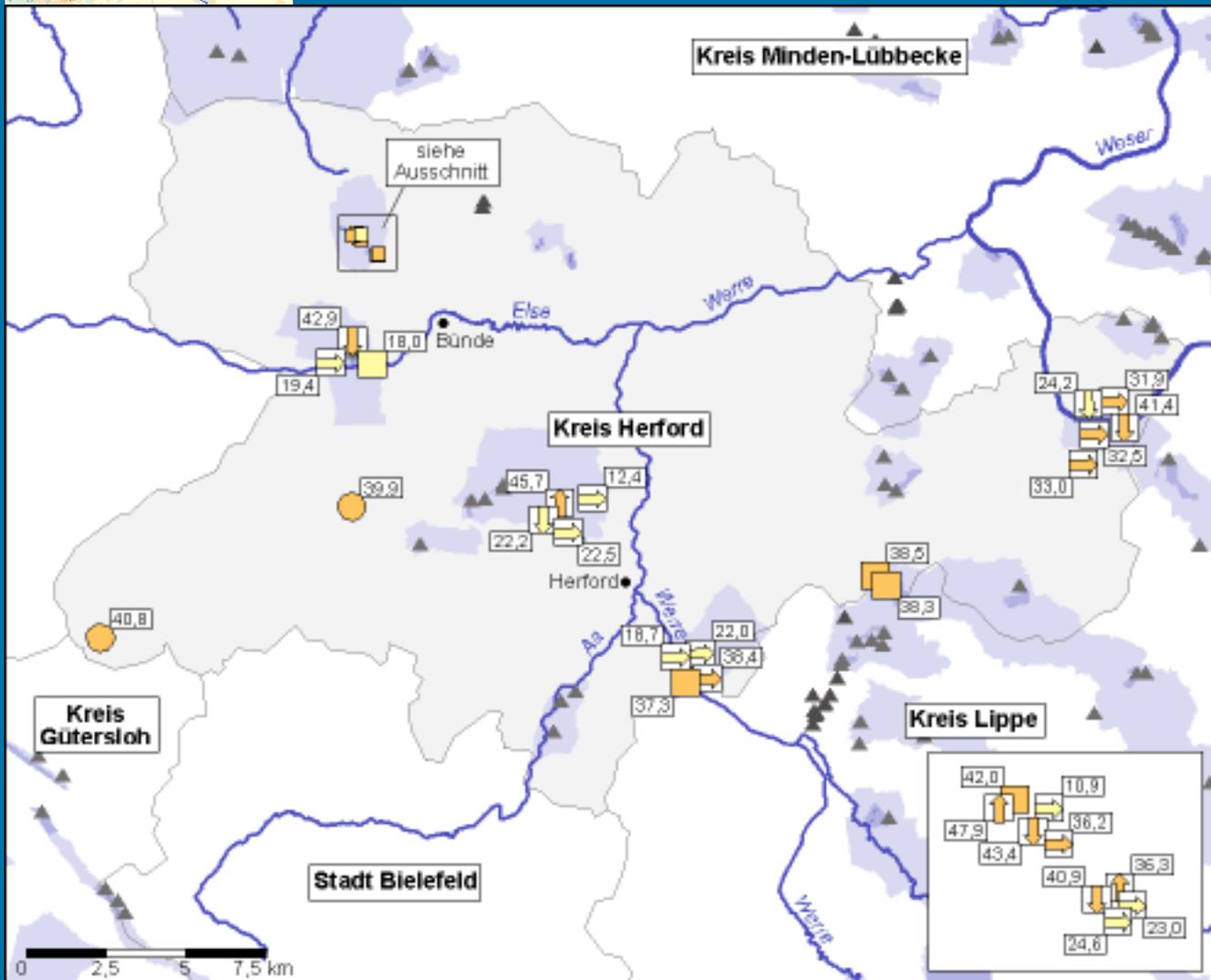
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



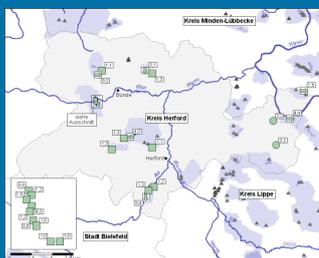


[Druck](#)

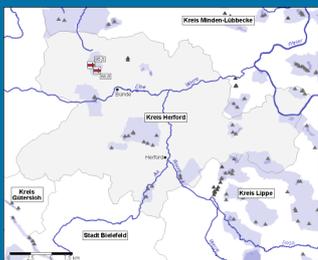
Abb. 3.3-10 c: Kreis Herford



[Druck](#)

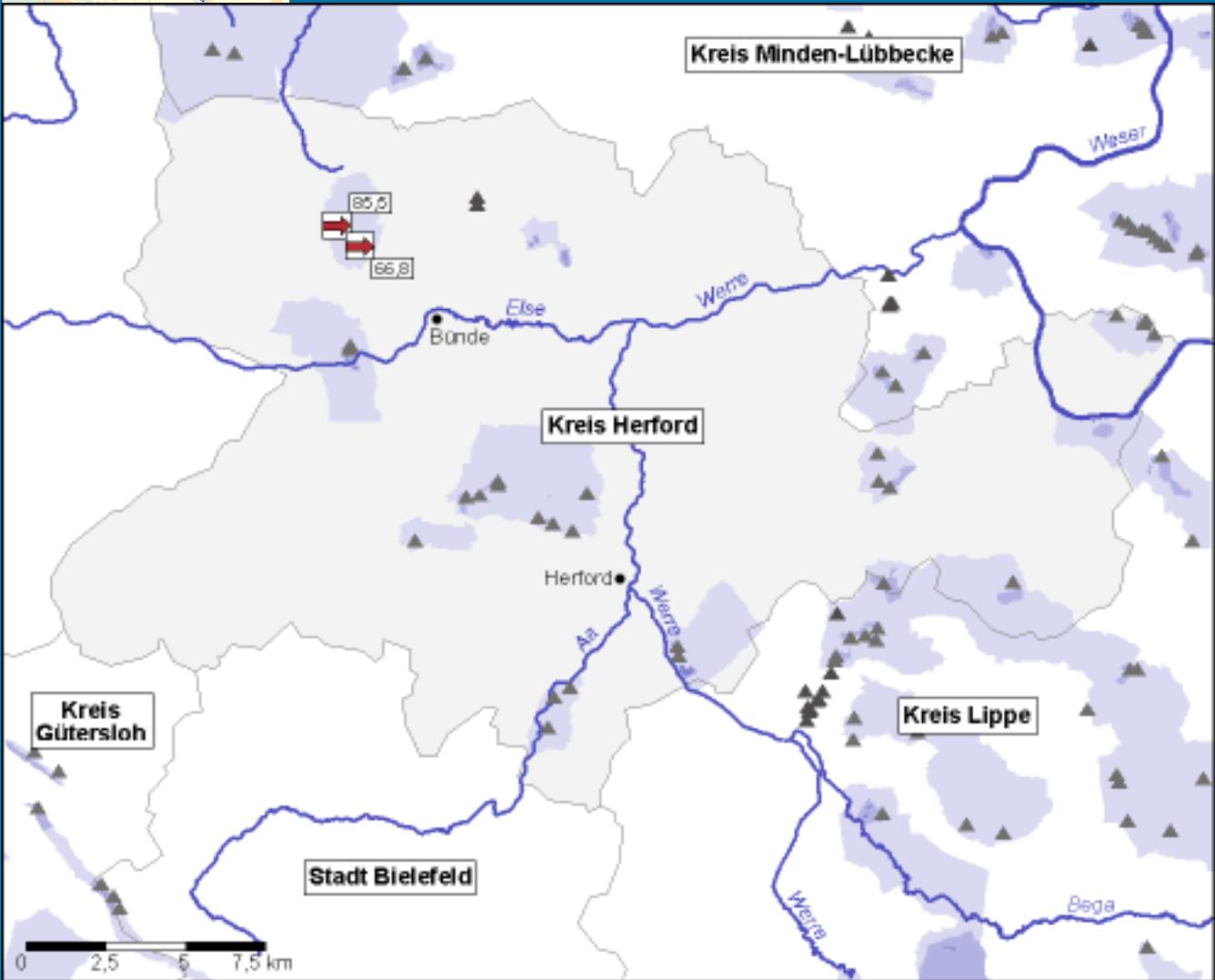
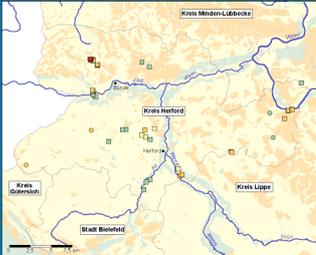


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

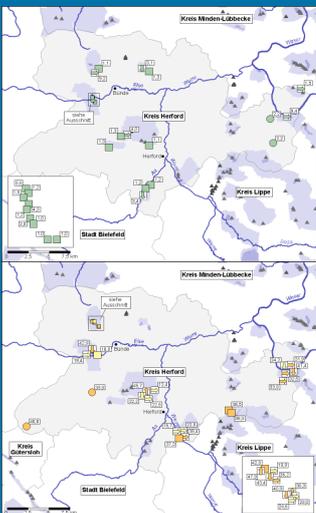


Legende

Abb. 3.3-10 d: Kreis Herford



Legende

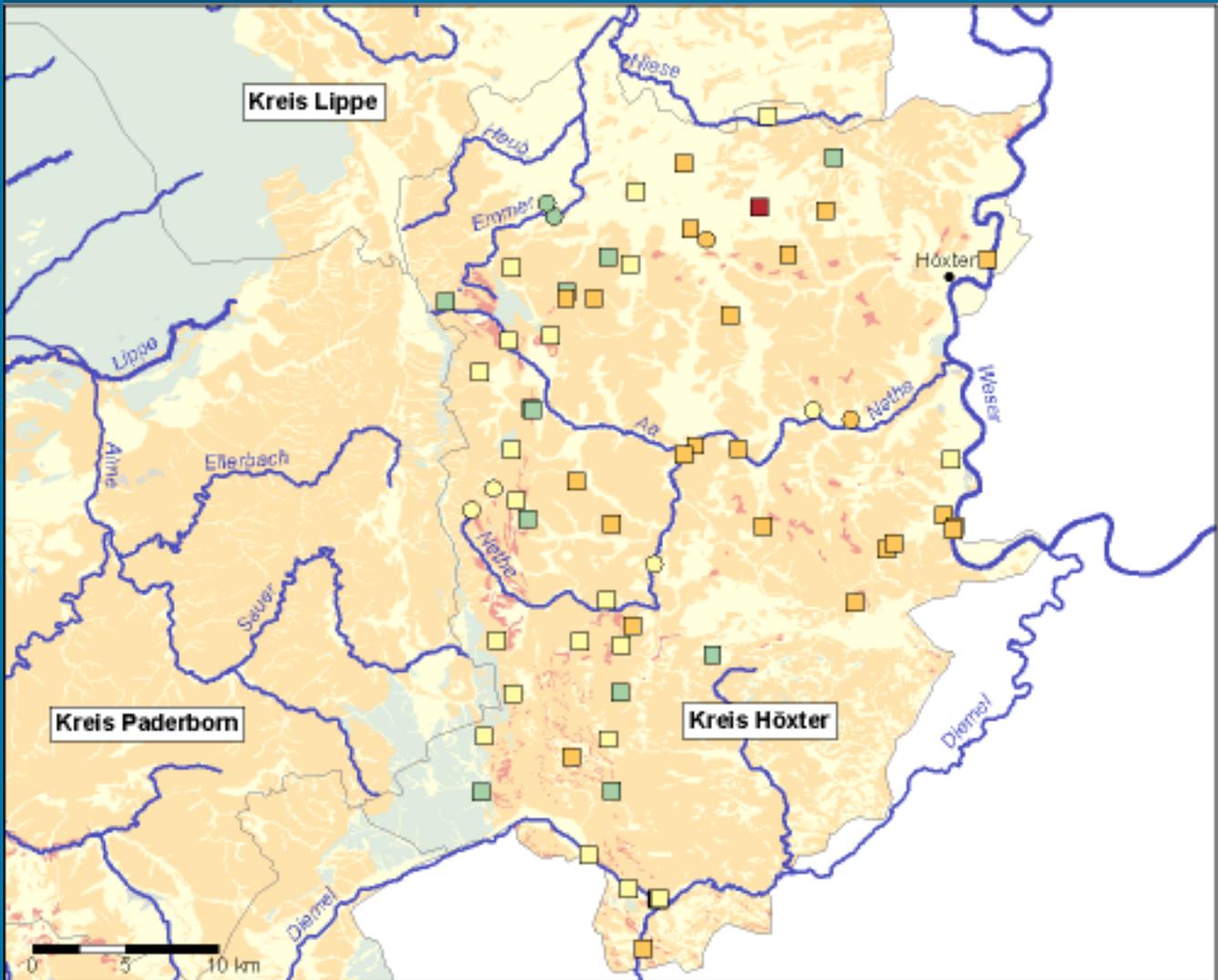




[Druck](#)

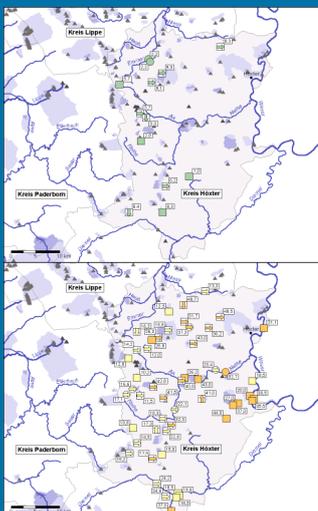
Abb. 3.3-11 a: Kreis Höxter

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



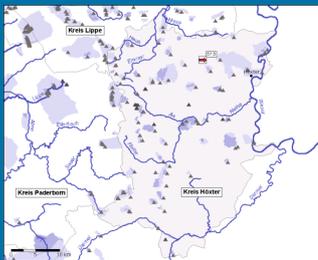
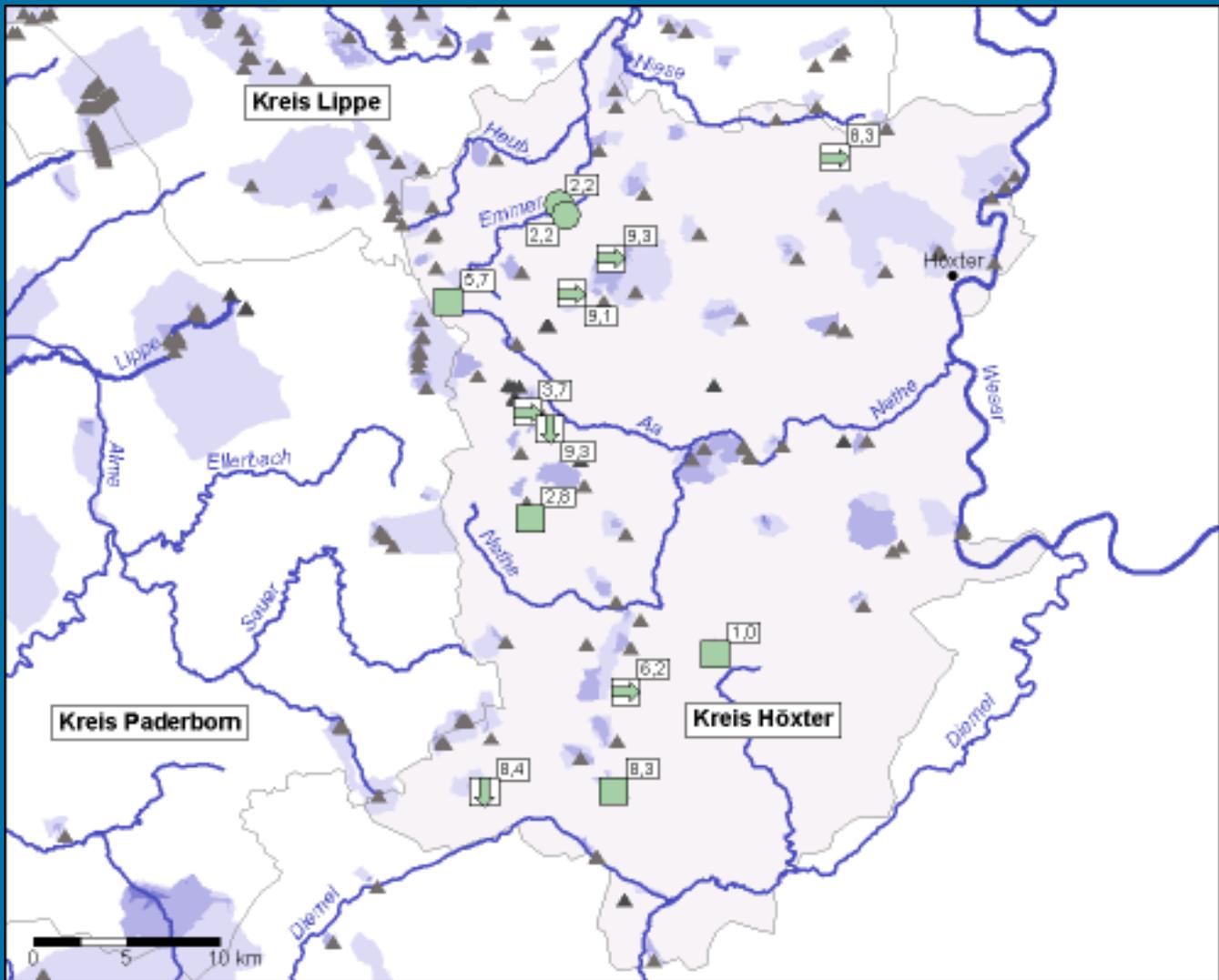


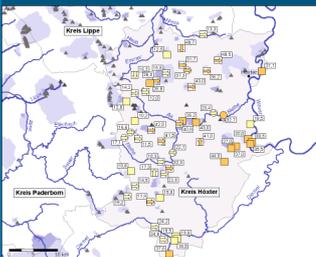


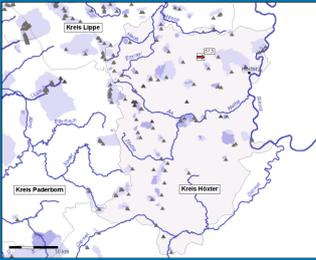
Abb. 3.3-11 b: Kreis Höxter



Legende

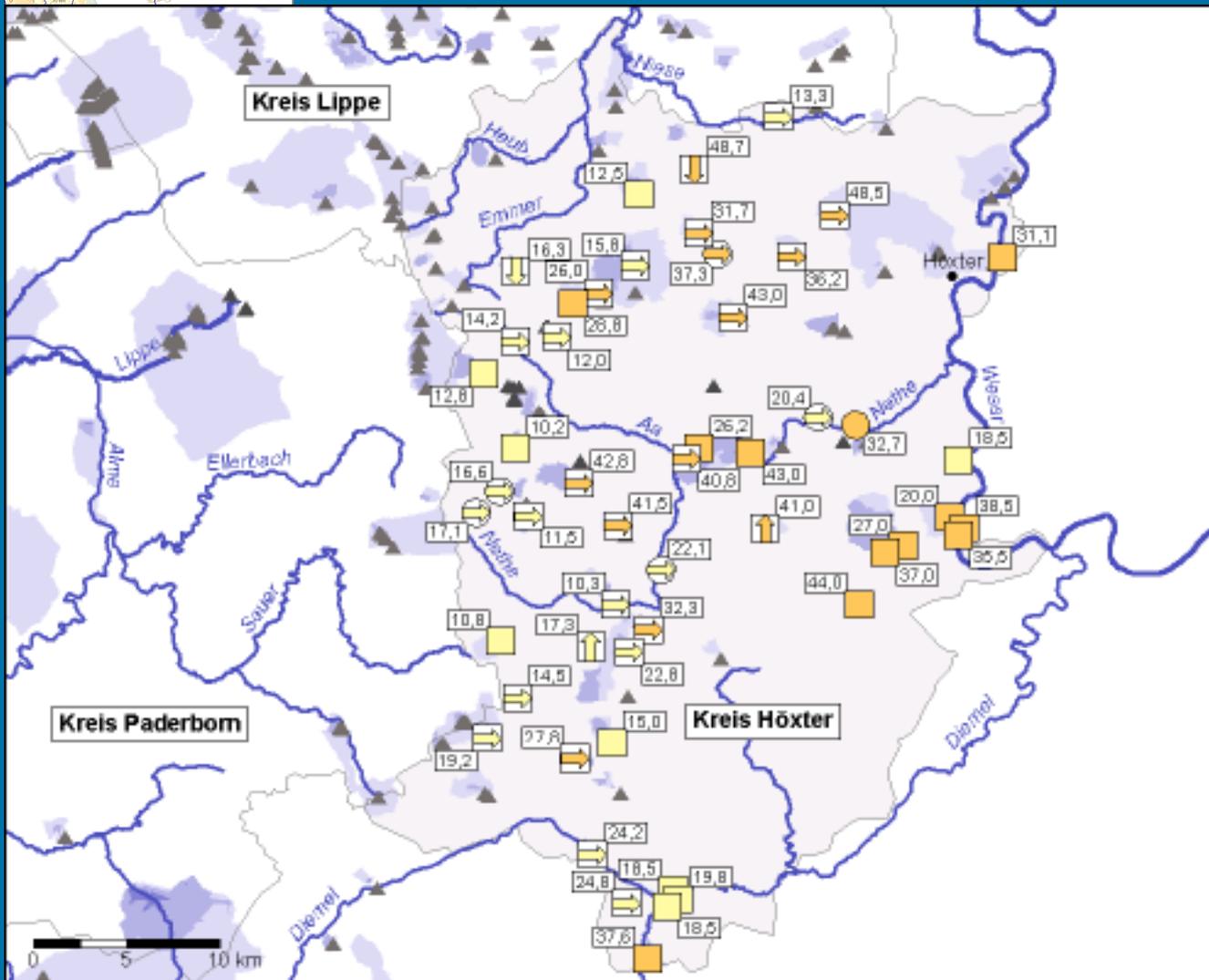
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



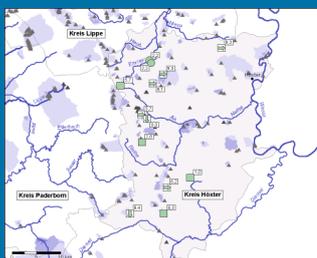


[Druck](#)

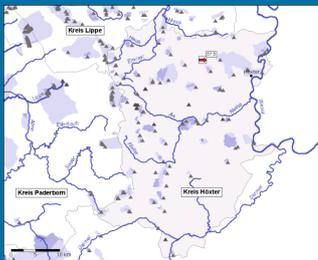
Abb. 3.3-11 c: Kreis Höxter



[Druck](#)



**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

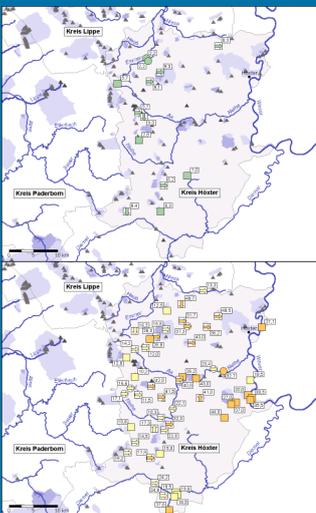


Legende

Abb. 3.3-11 d: Kreis Höxter



Legende

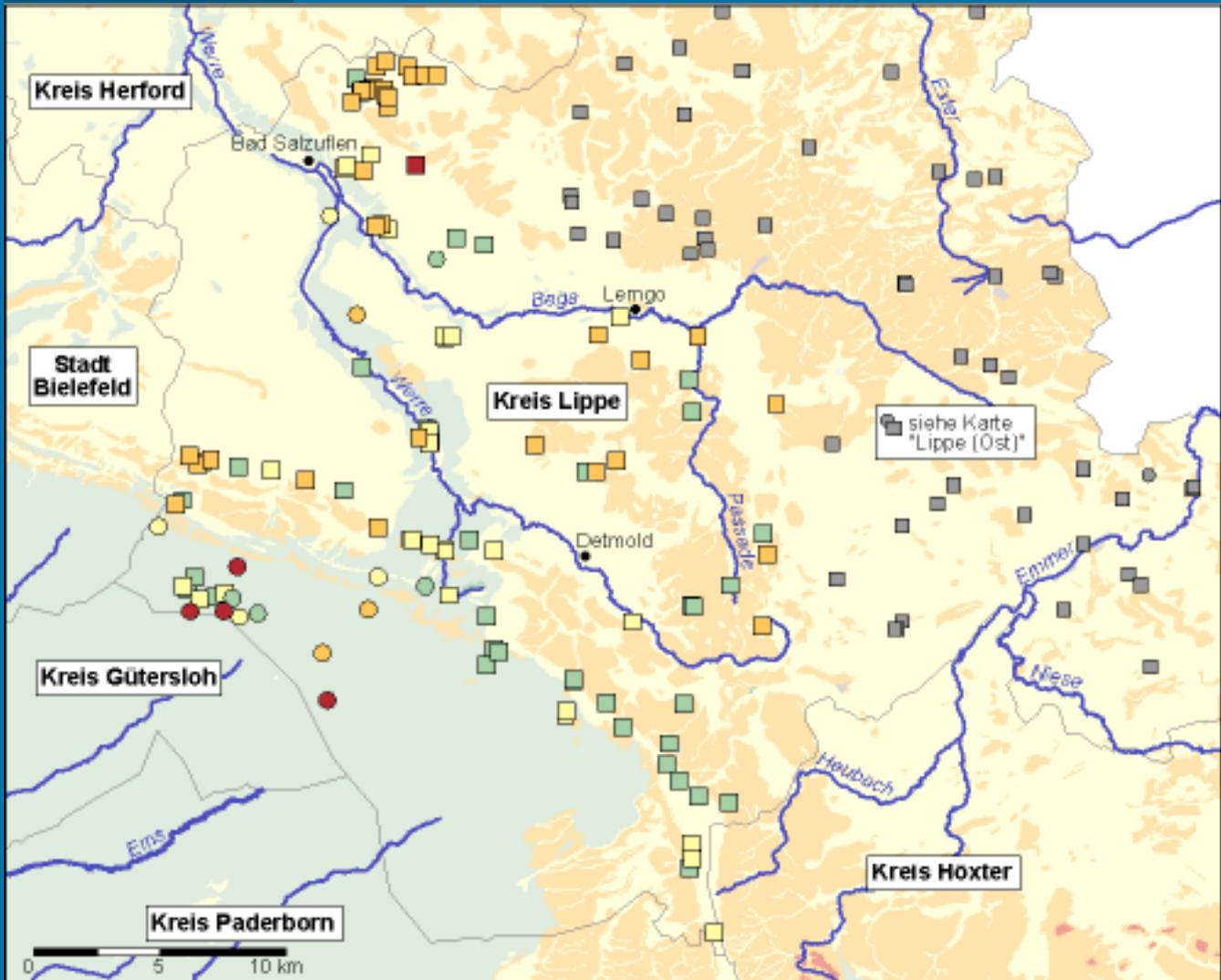




[Druck](#)

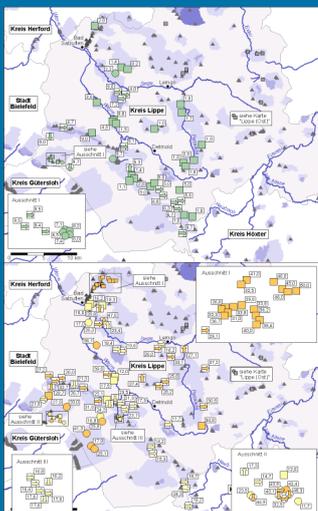
Abb. 3.3-12 a: Kreis Lippe (West)

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



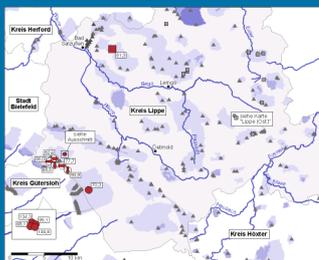
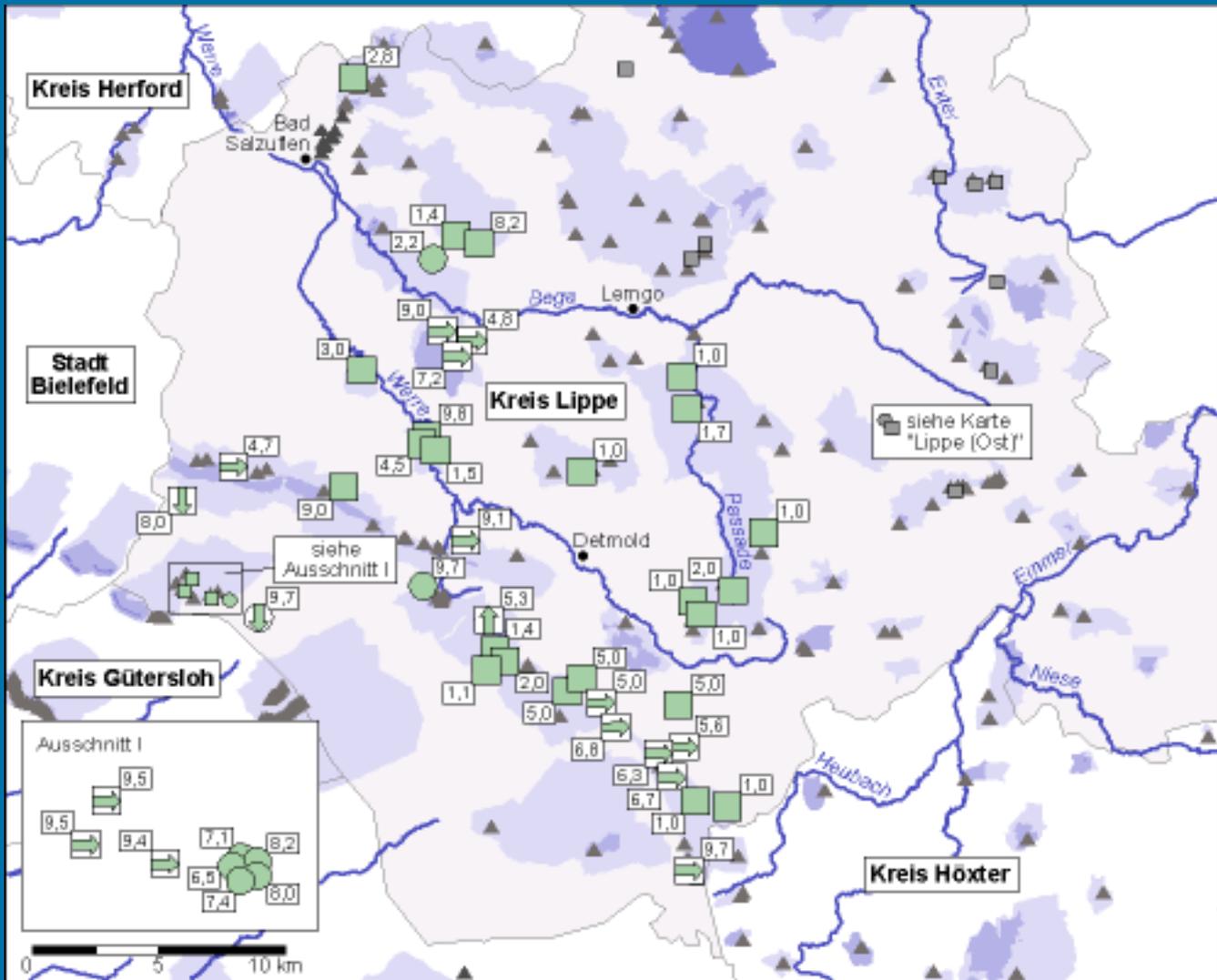
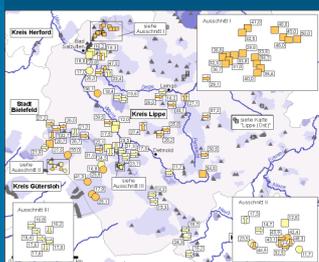


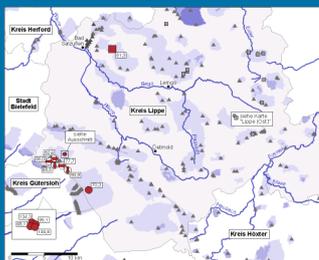


Abb. 3.3-12 b: Kreis Lippe (West)



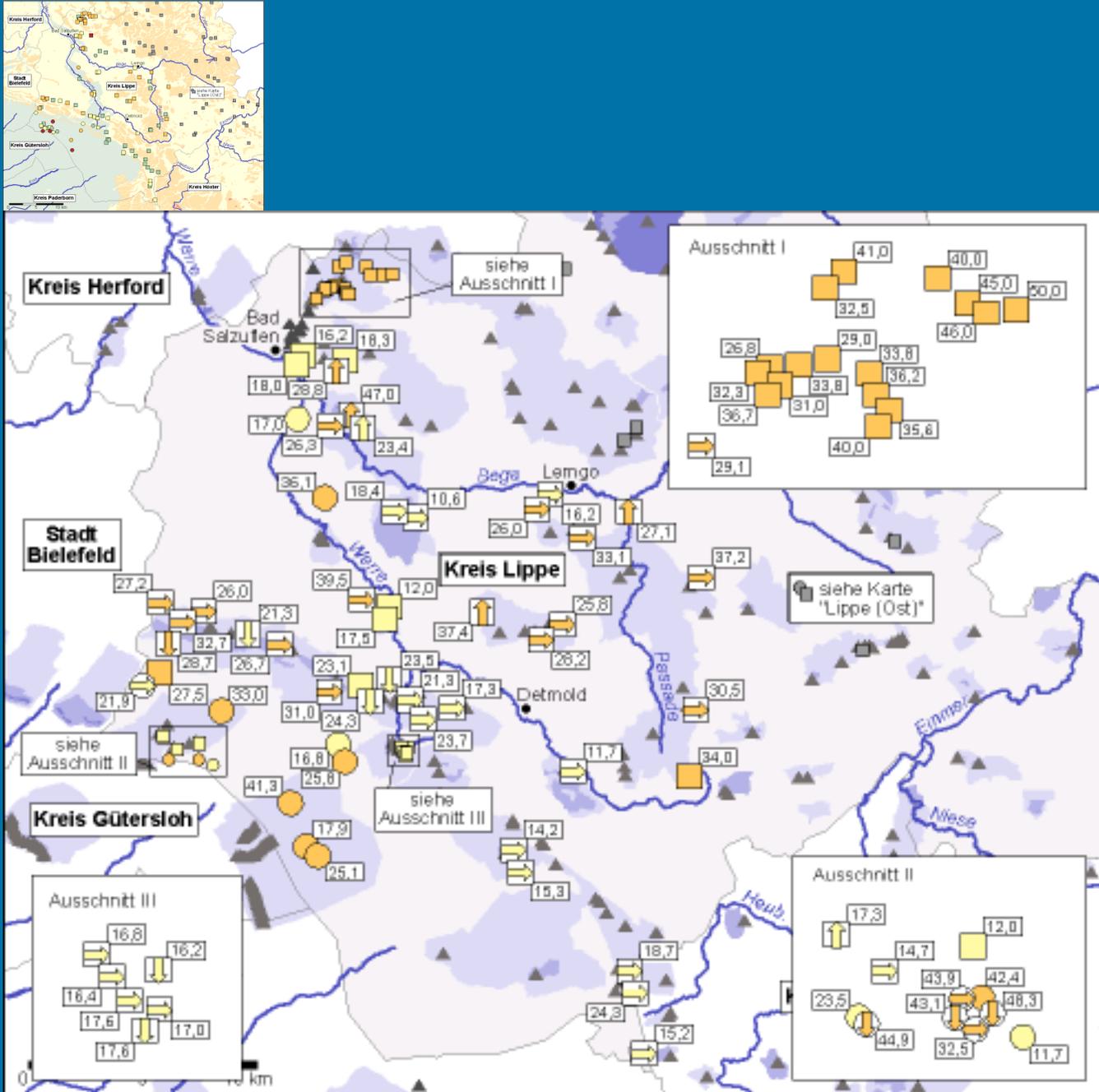
Legende



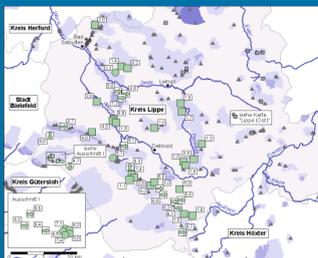


[Druck](#)

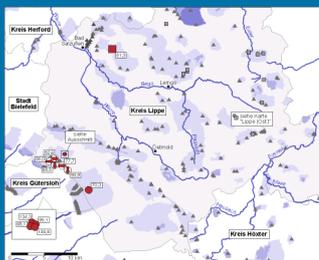
Abb. 3.3-12 c: Kreis Lippe (West)



Druck

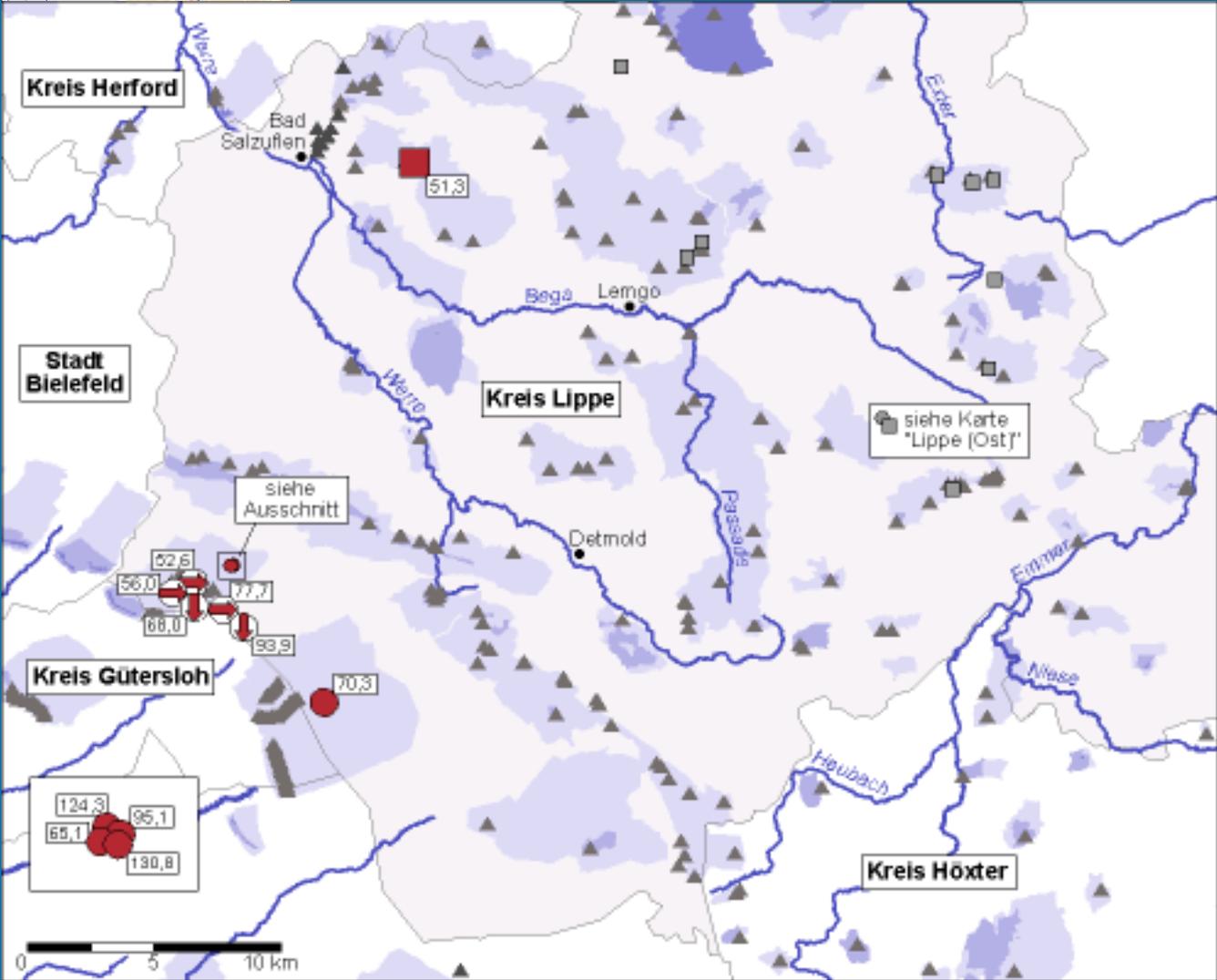
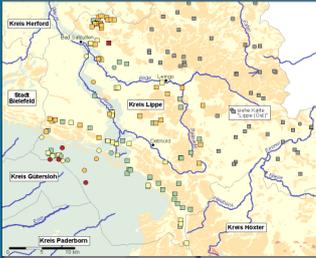


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

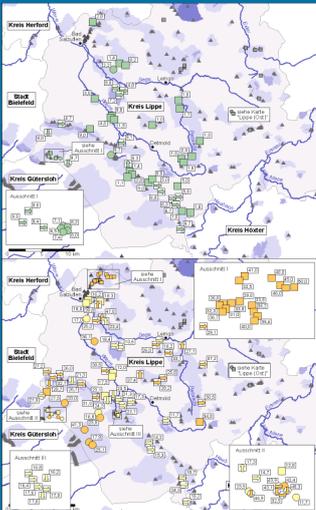


Legende

Abb. 3.3-12 d: Kreis Lippe (West)



Legende

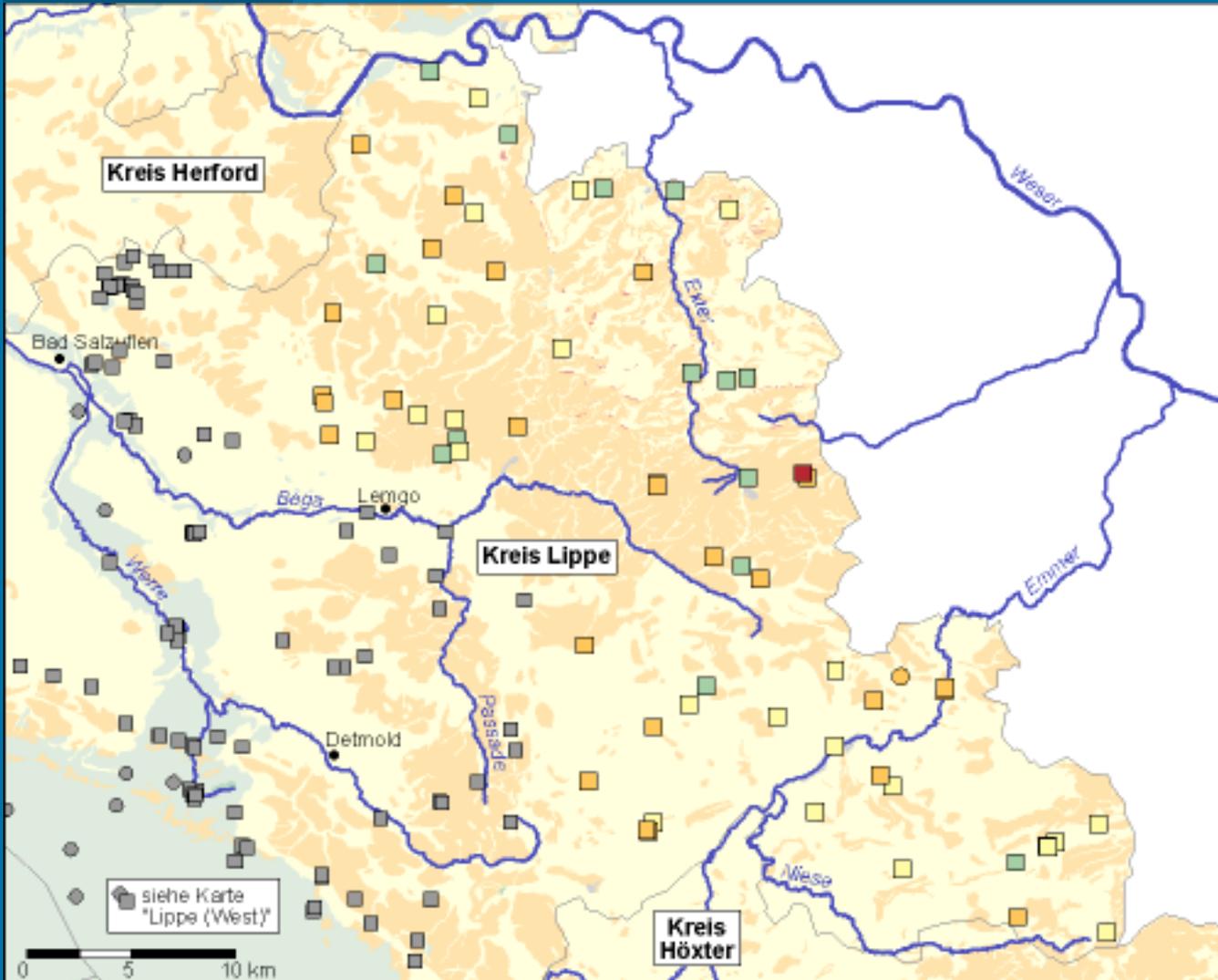




[Druck](#)

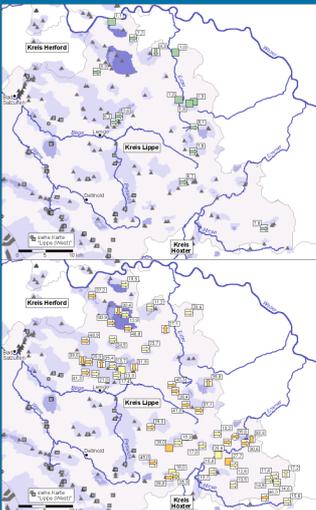
Abb. 3.3-13 a: Kreis Lippe (Ost)

**Nitrat-
konzentration
Übersicht**



[Legende](#)

[Druck](#)



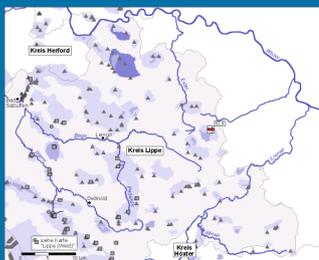
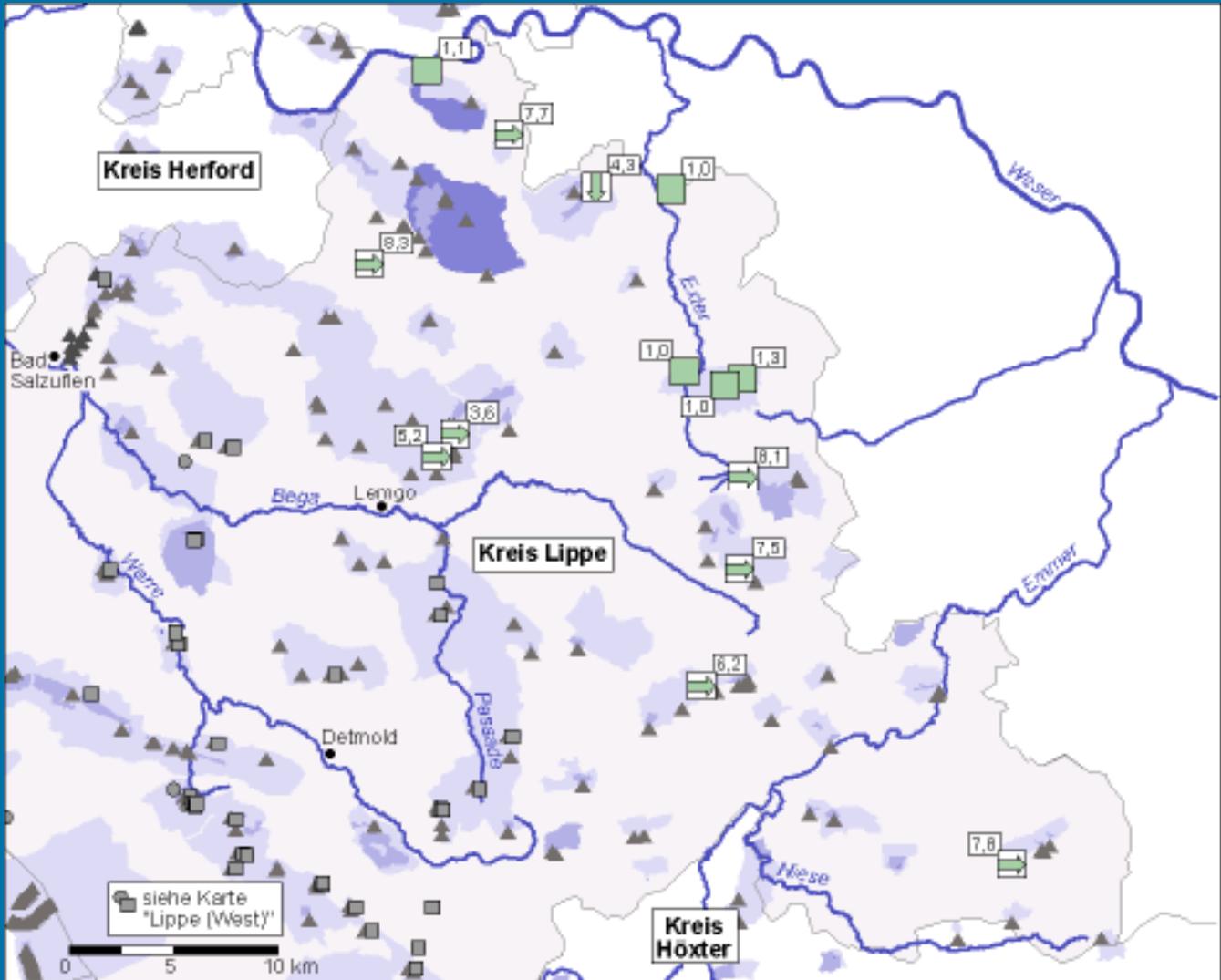


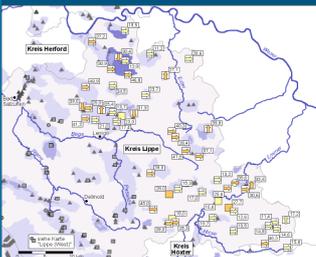


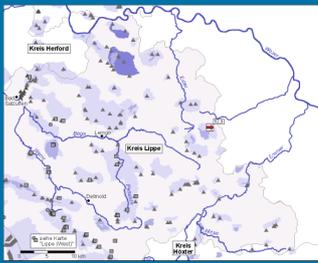
Abb. 3.3-13 b: Kreis Lippe (Ost)



Legende

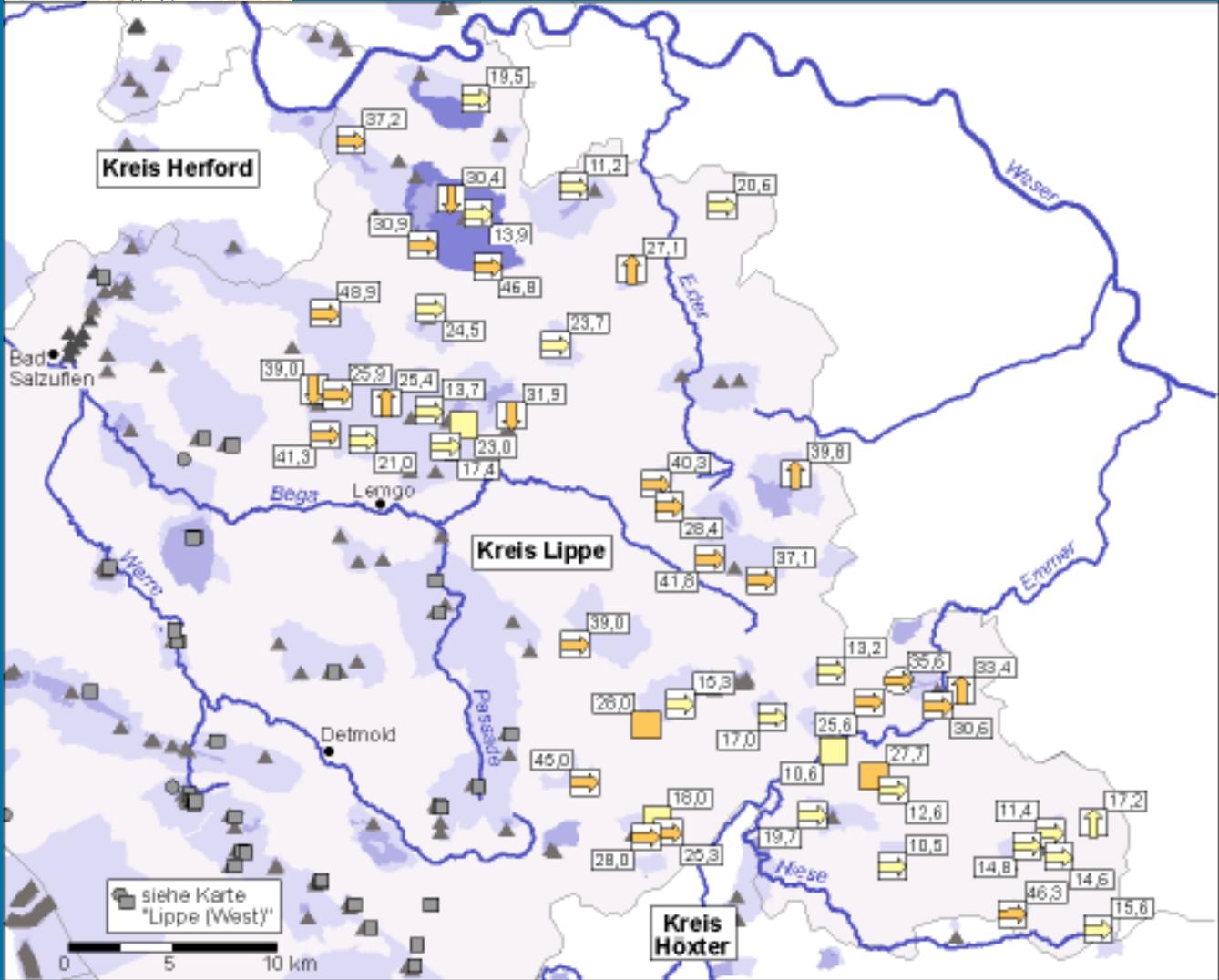
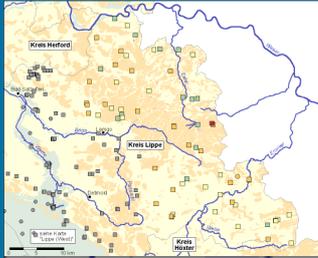
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



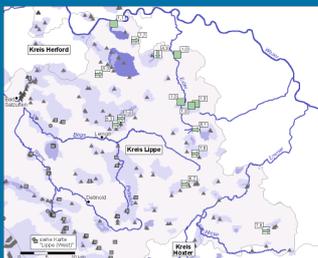


Druck

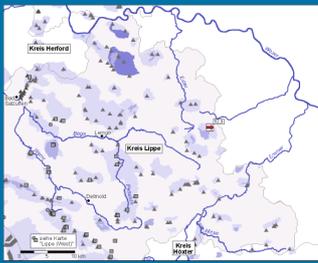
Abb. 3.3-13 c: Kreis Lippe (Ost)



[Druck](#)

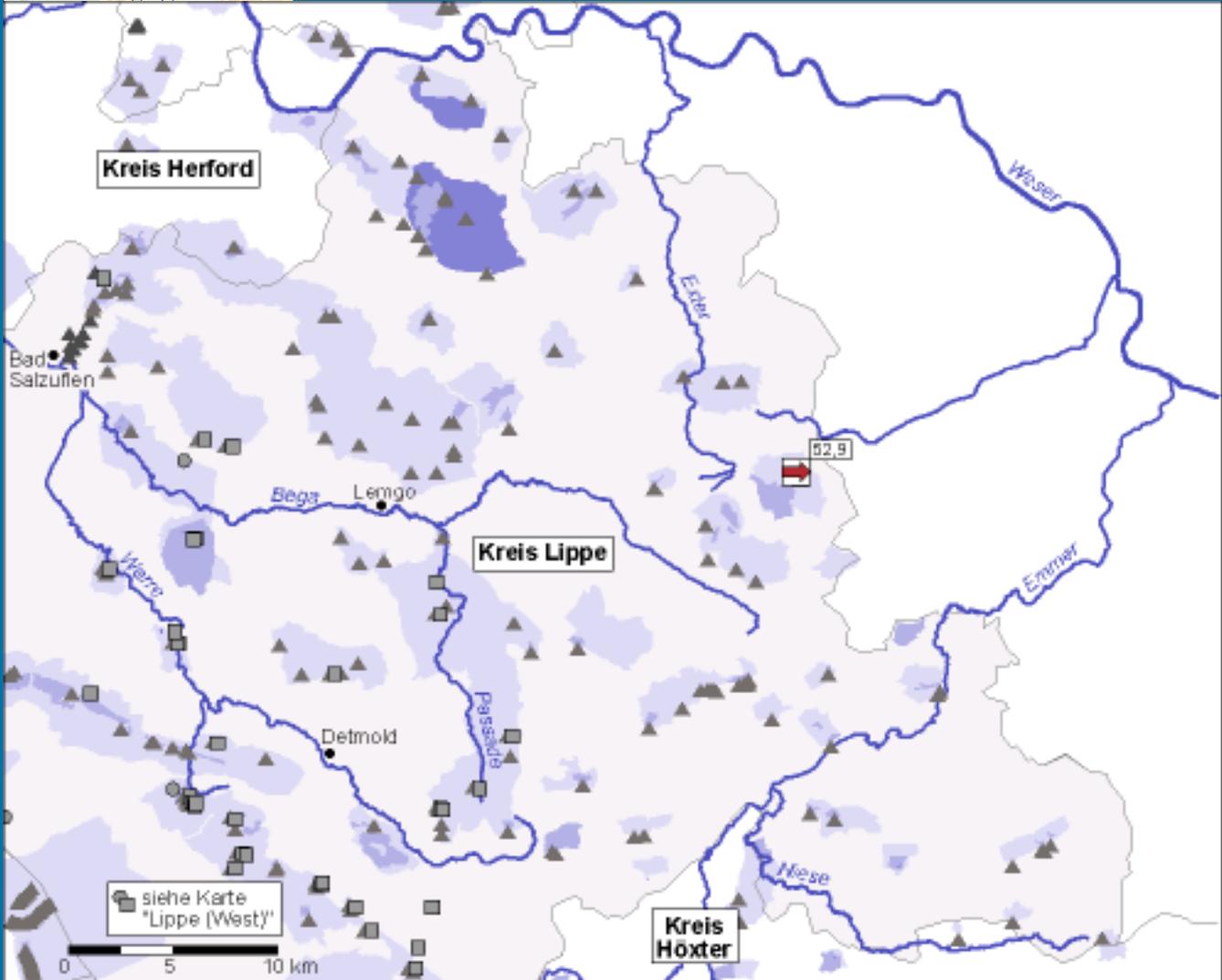
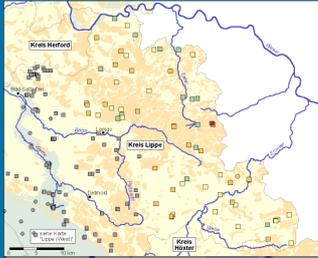


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

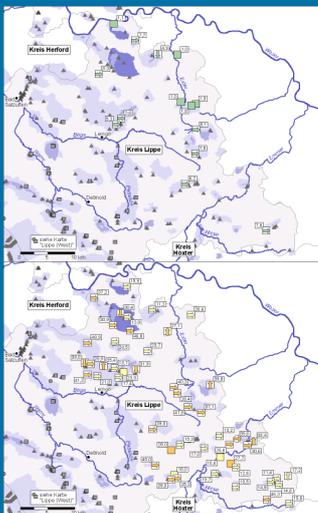


Legende

Abb. 3.3-13 d: Kreis Lippe (Ost)



Legende

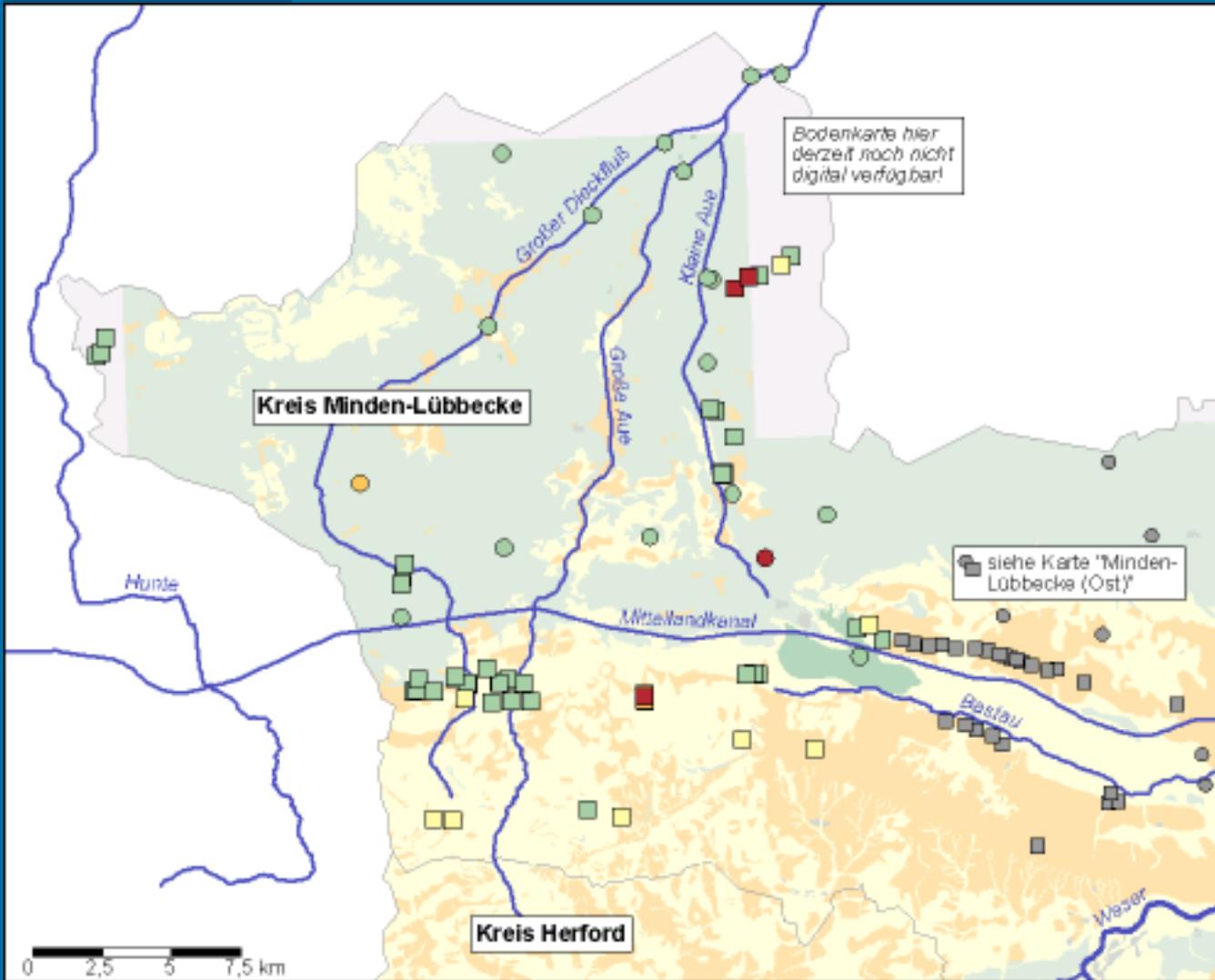


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

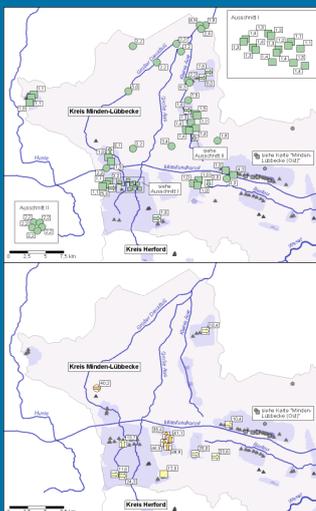
Abb. 3.3-14 a: Kreis Minden-Lübbecke (West)

Nitrat- konzentration Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



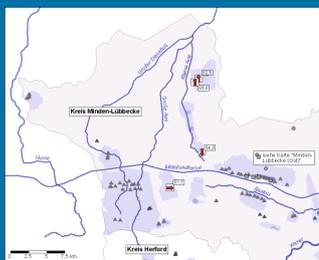
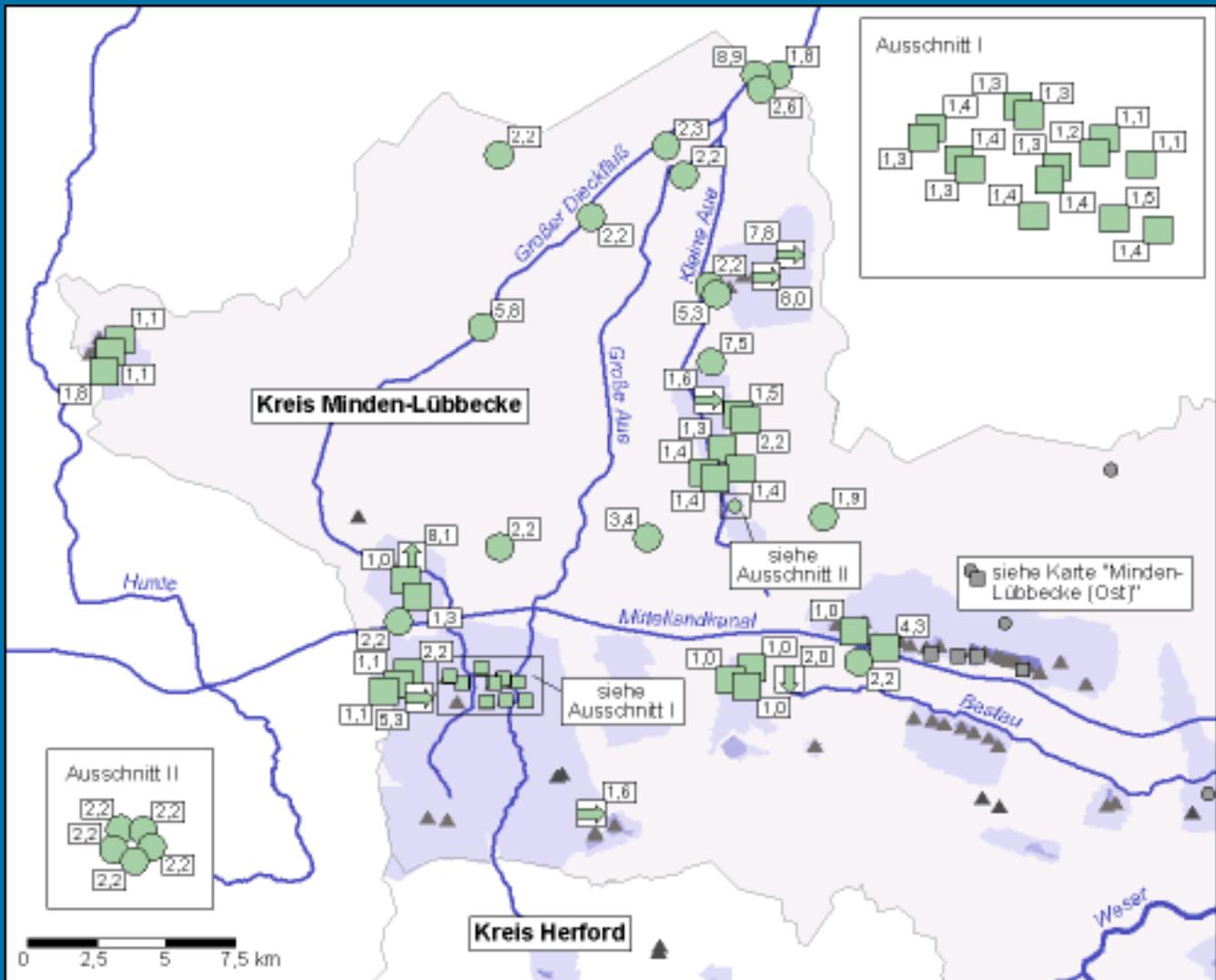
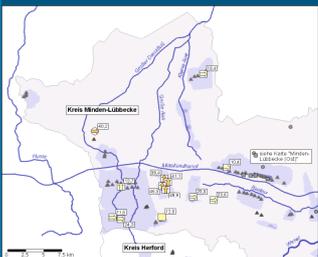


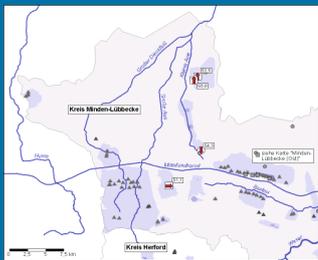


Abb. 3.3-14 b: Kreis Minden-Lübbecke (West)



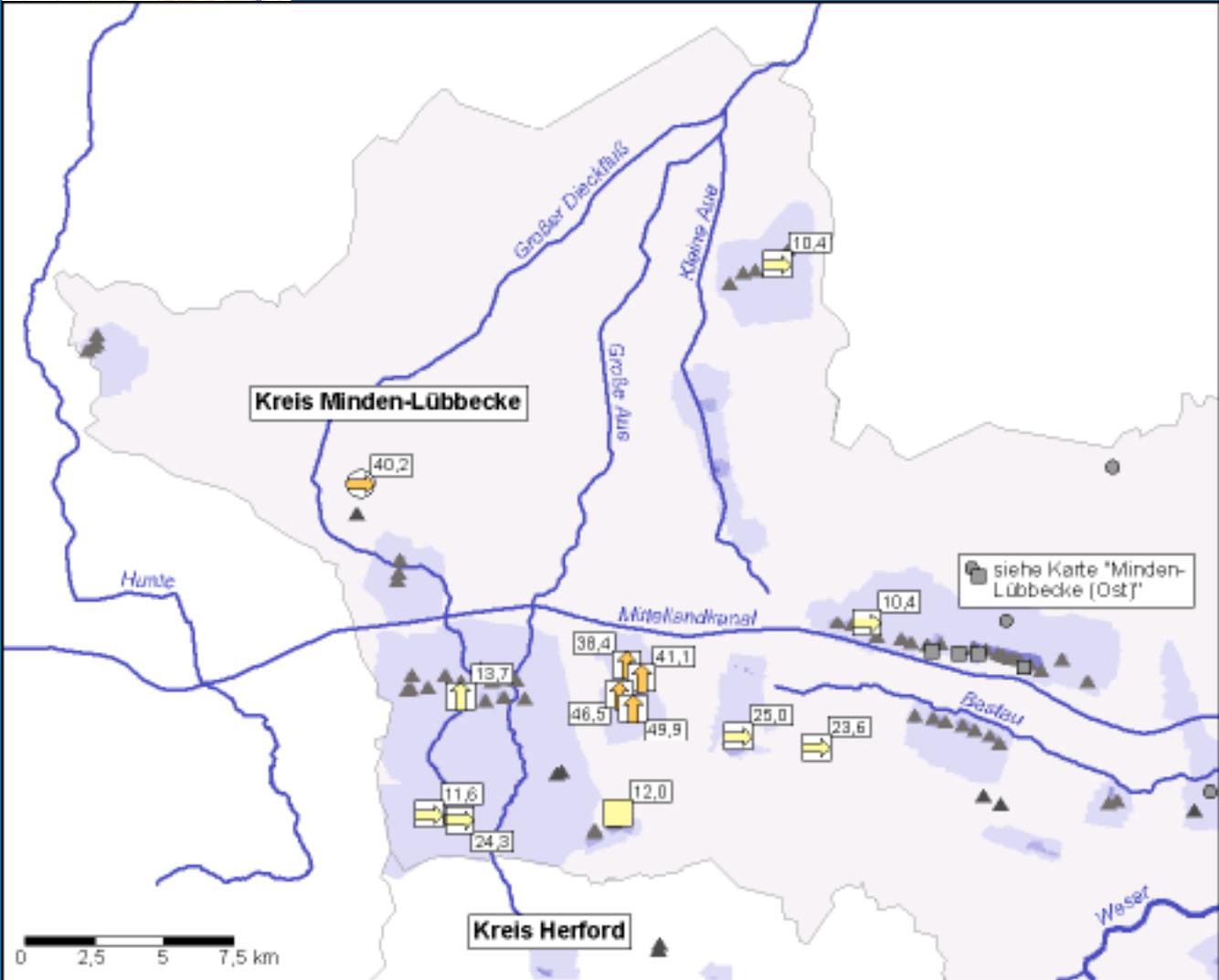
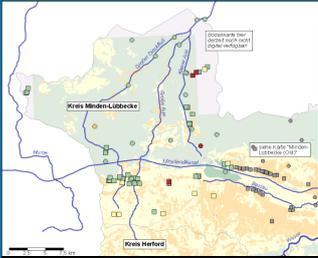
Legende



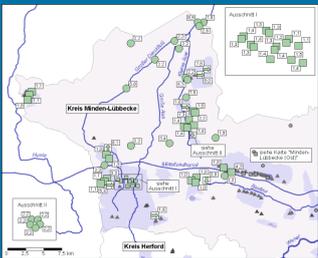


Druck

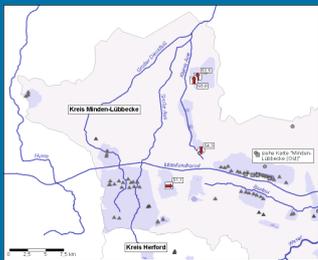
Abb. 3.3-14 c: Kreis Minden-Lübbecke (West)



Druck

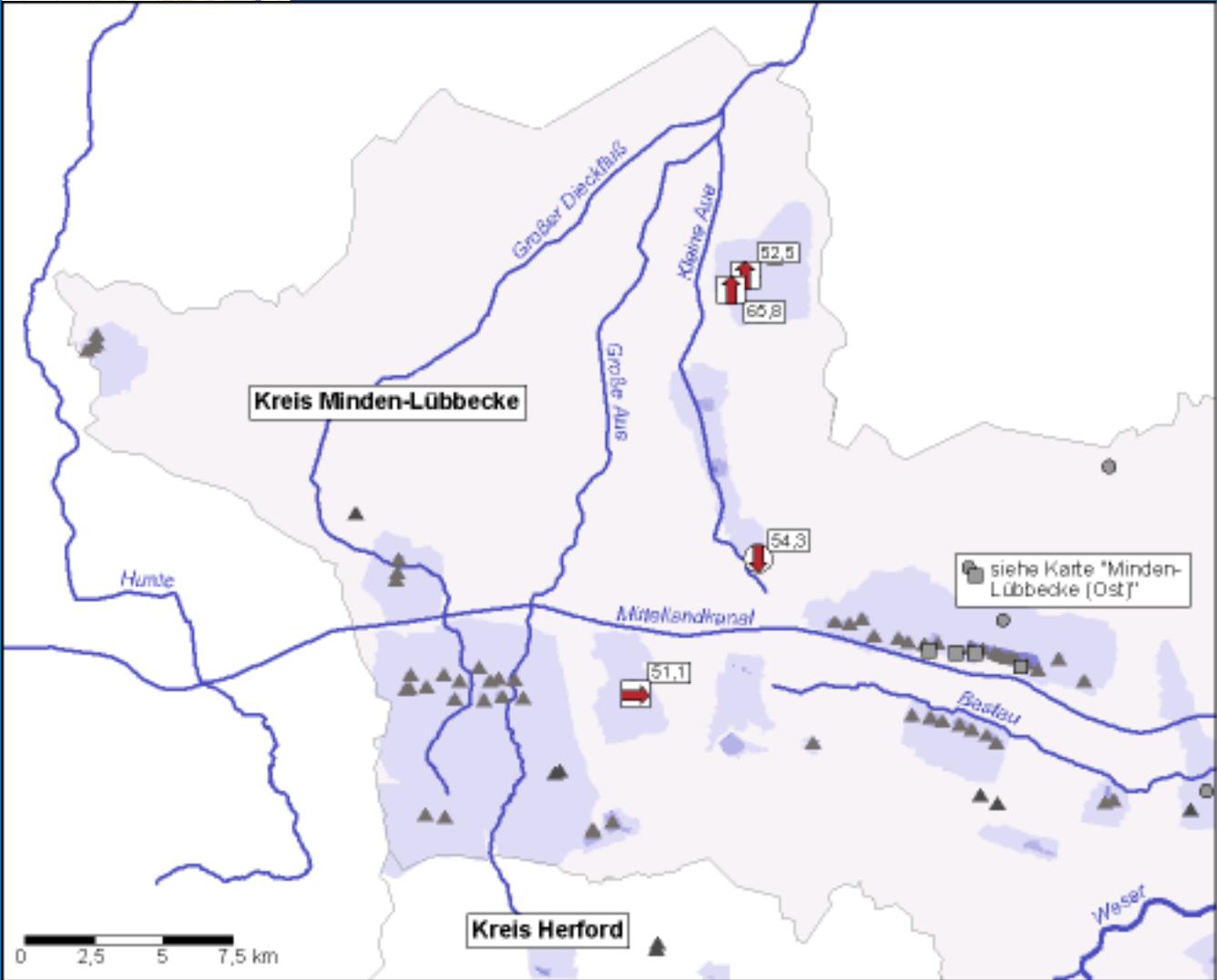
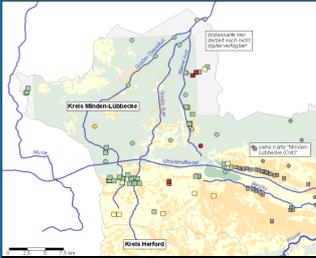


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

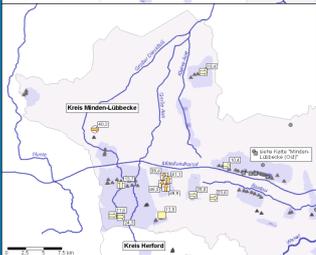
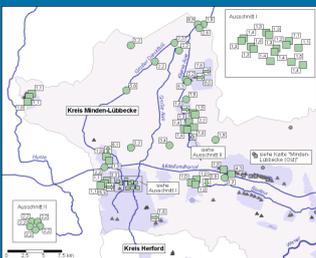


Legende

Abb. 3.3-14 d: Kreis Minden-Lübbecke (West)



Legende

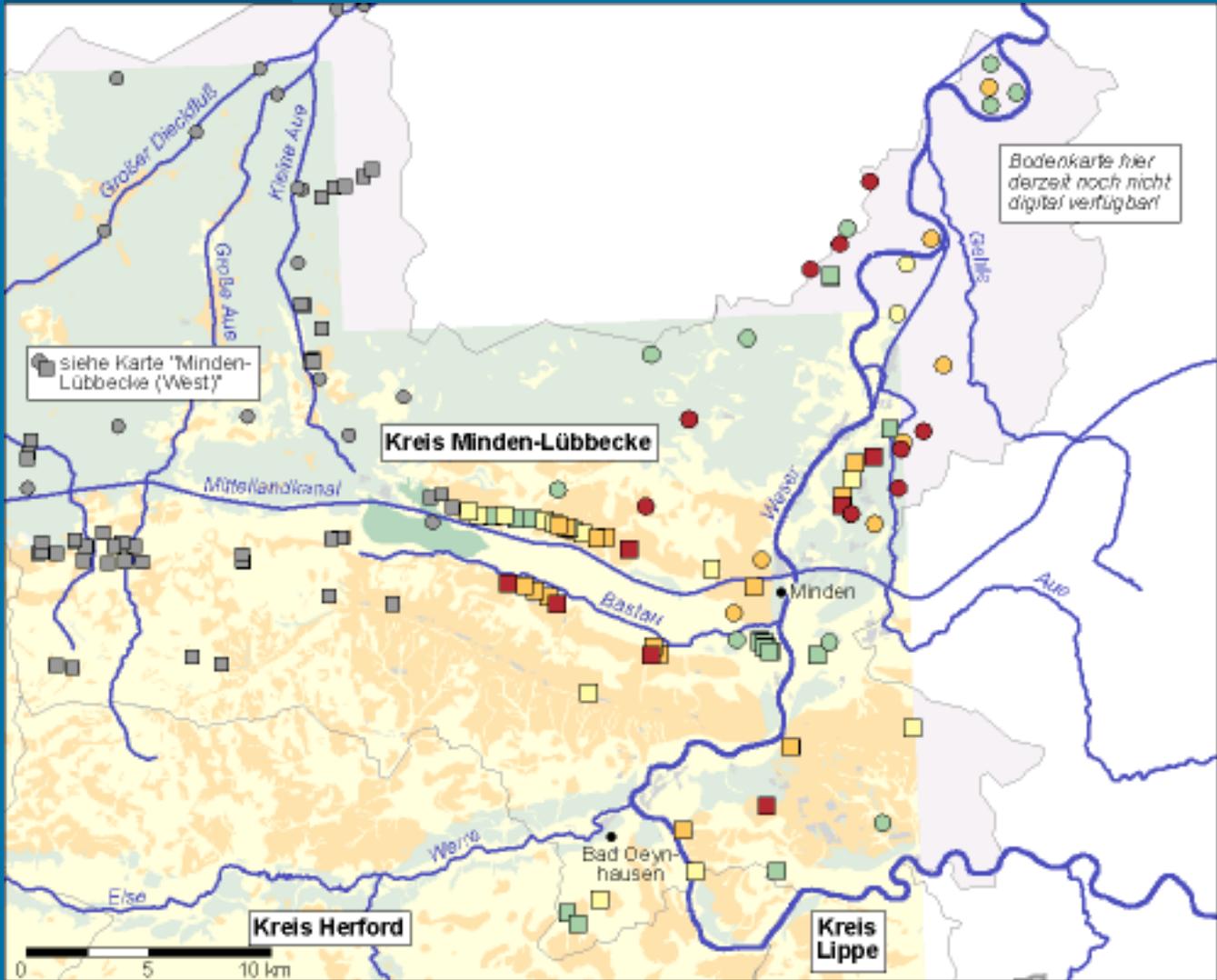


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

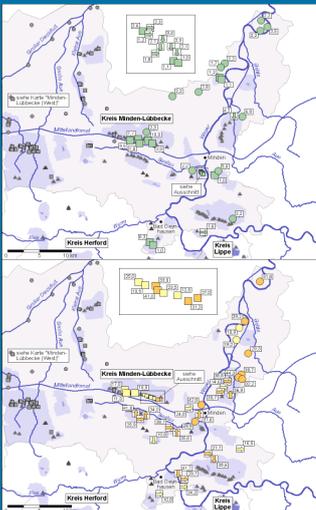
Abb. 3.3-15 a: Kreis Minden-Lübbecke (Ost)

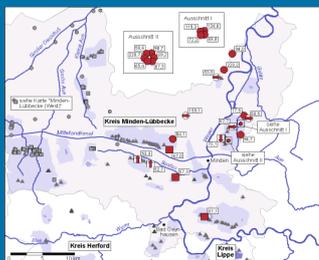
**Nitrat-
konzentration
Übersicht**



Legende

Druck





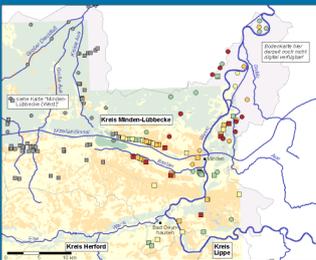
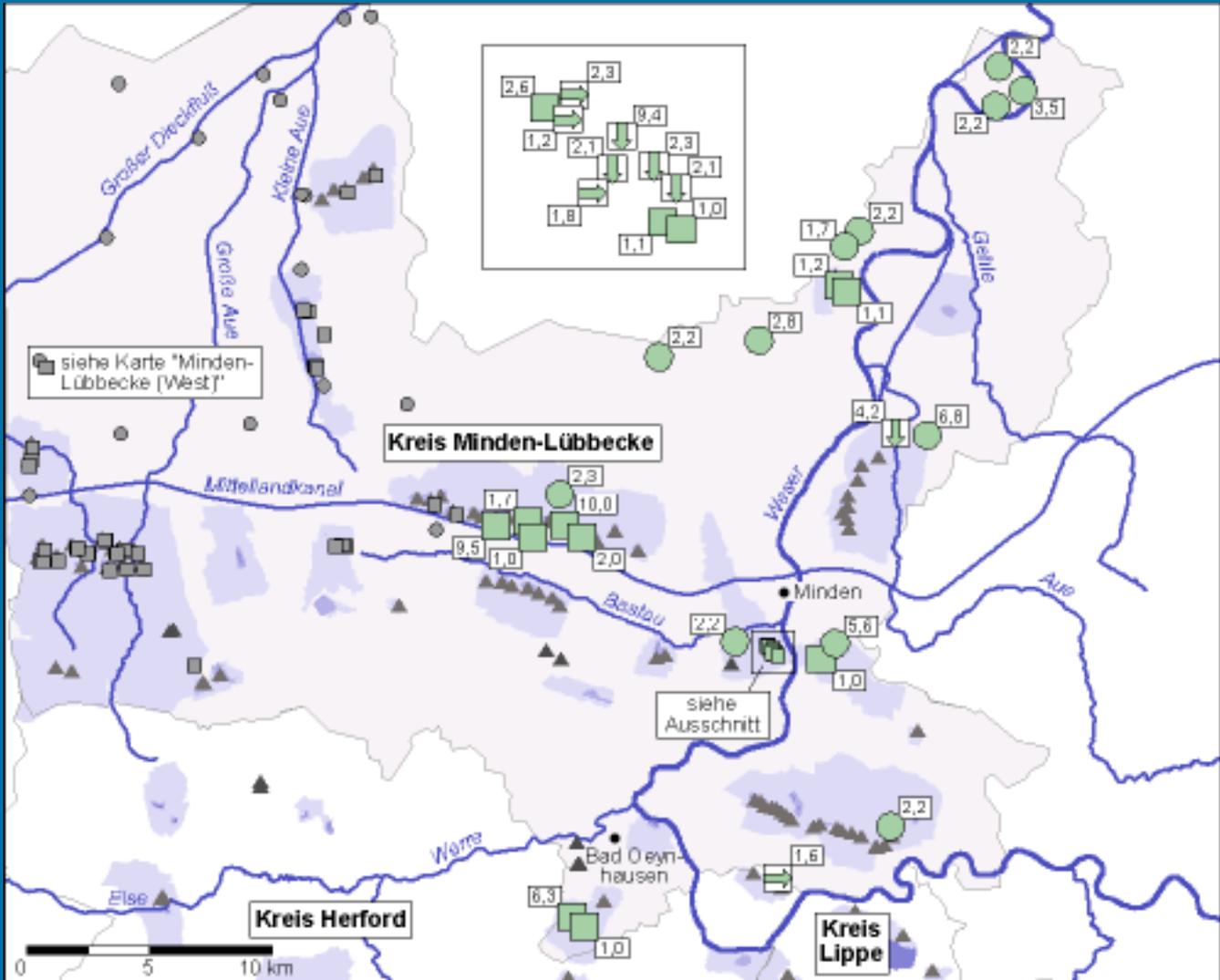
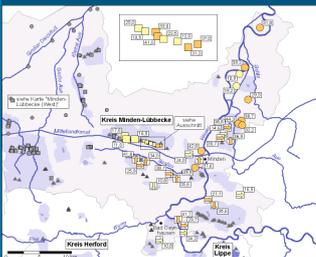
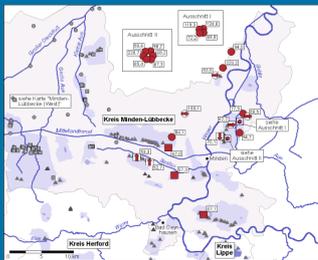


Abb. 3.3-15 b: Kreis Minden Lübbecke (Ost)



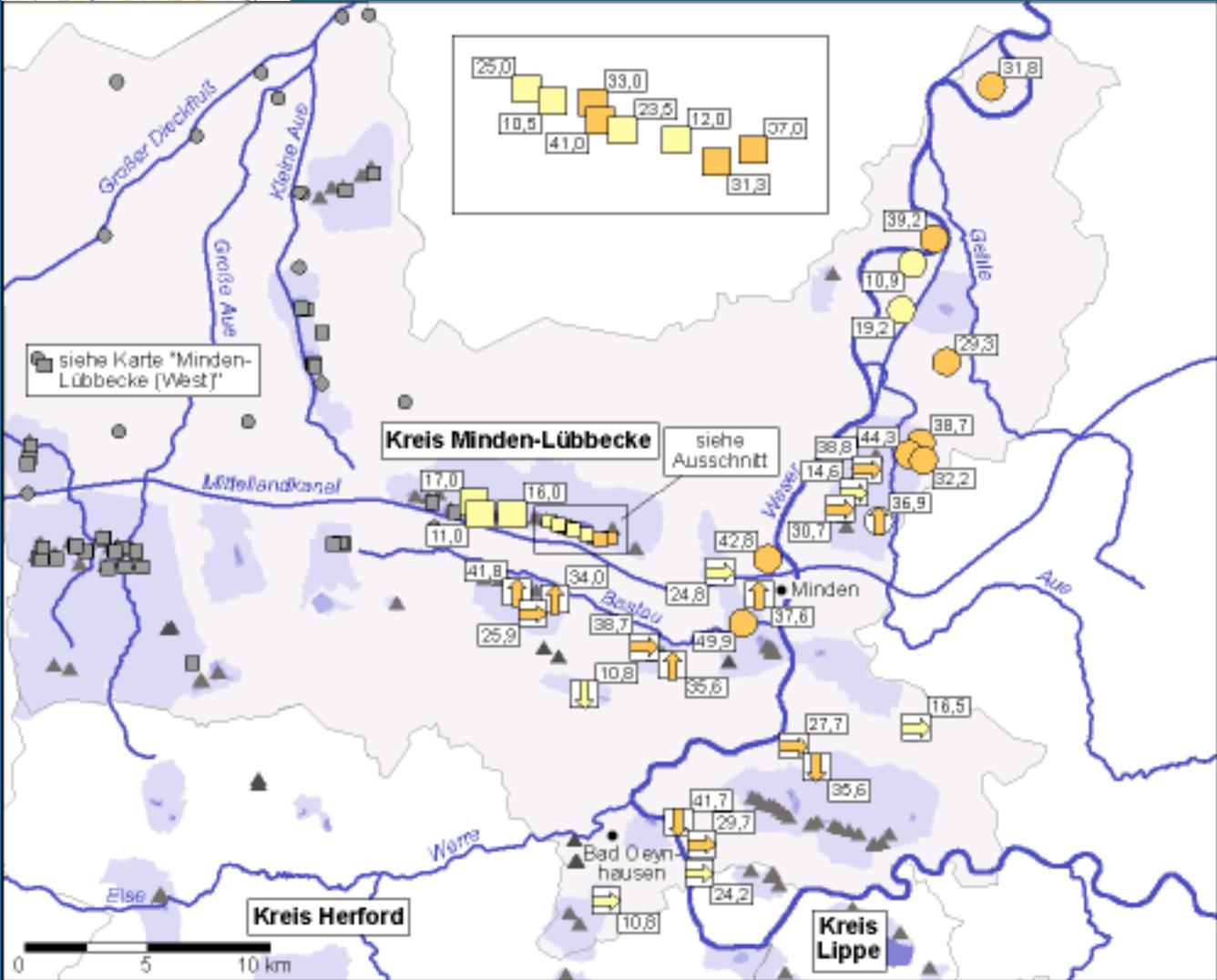
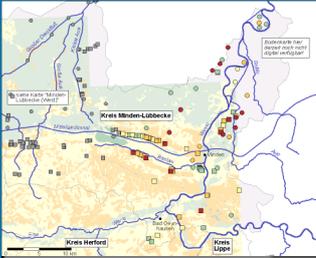
Legende



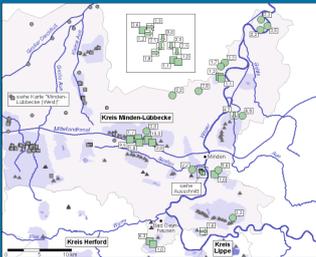


Druck

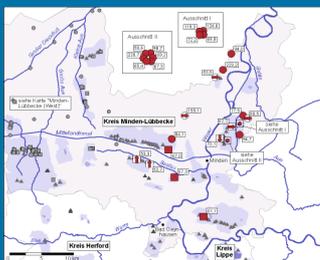
Abb. 3.3-15 c: Kreis Minden-Lübbecke (Ost)



Druck

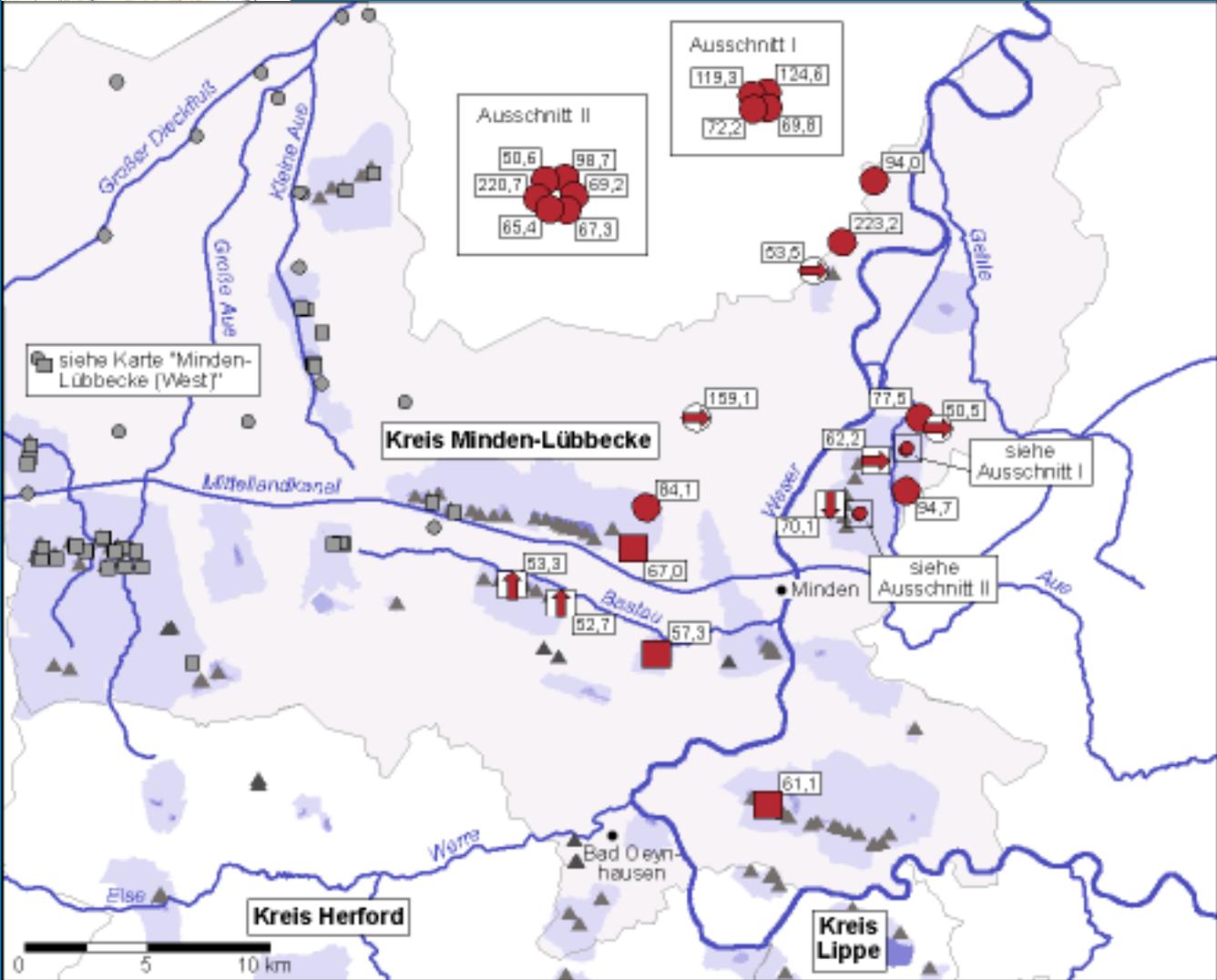
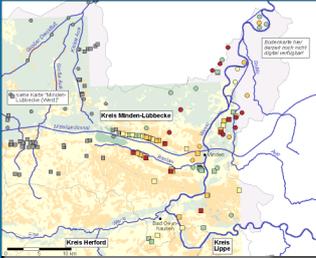


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

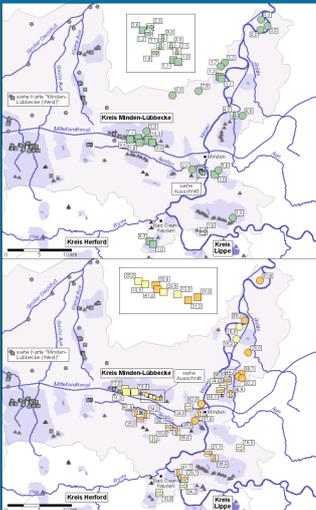


Legende

Abb. 3.3-15 d: Kreis Minden-Lübbecke (Ost)



Legende

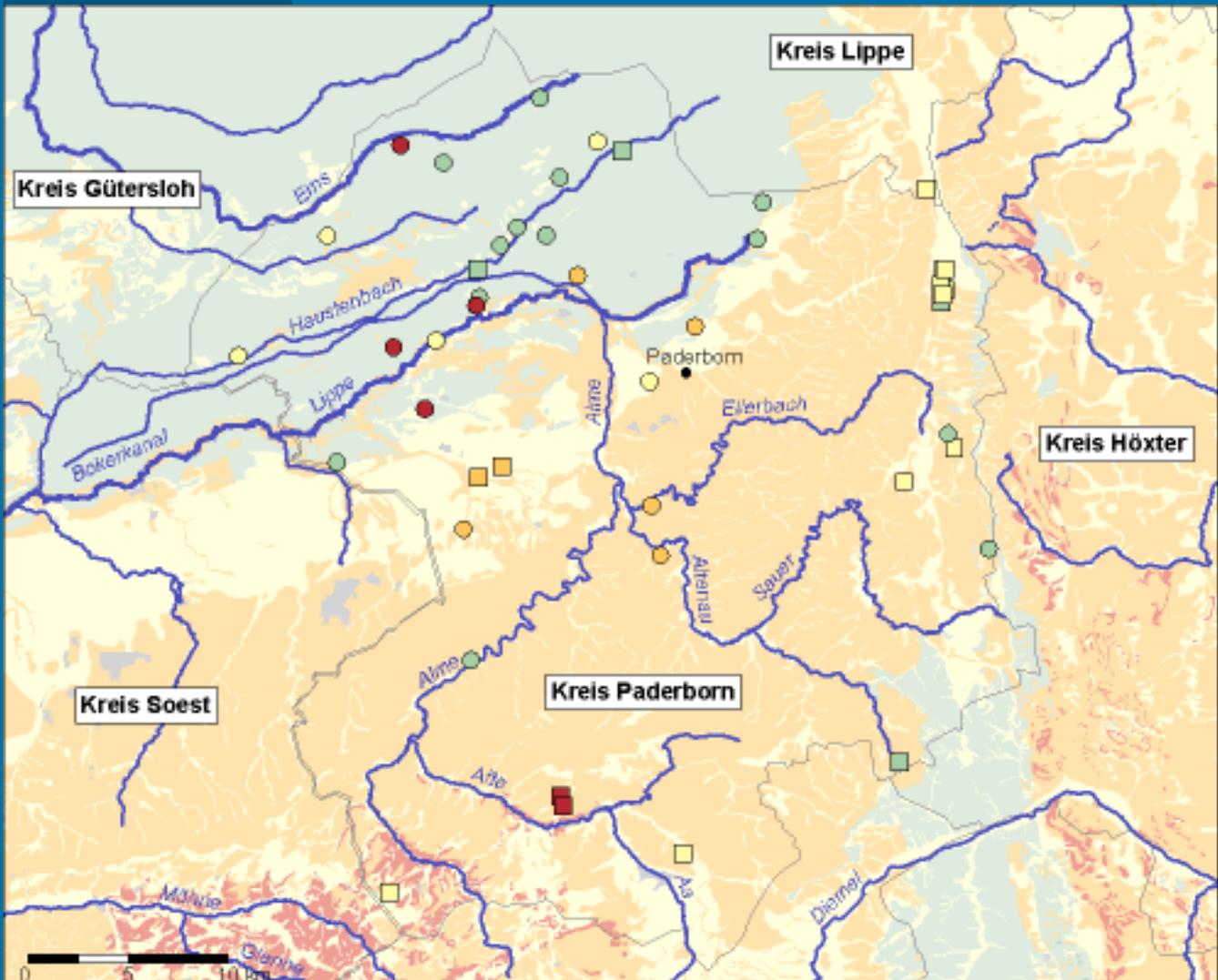


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

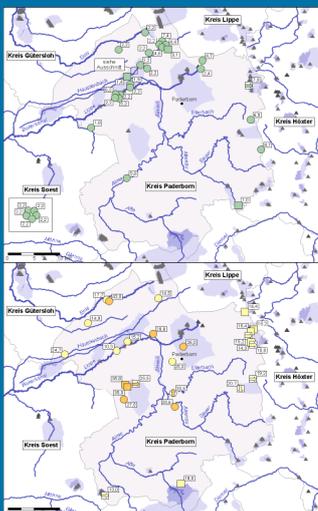
Abb. 3.3-16 a: Kreis Paderborn

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



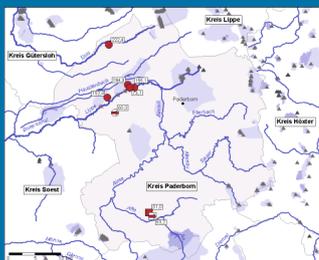
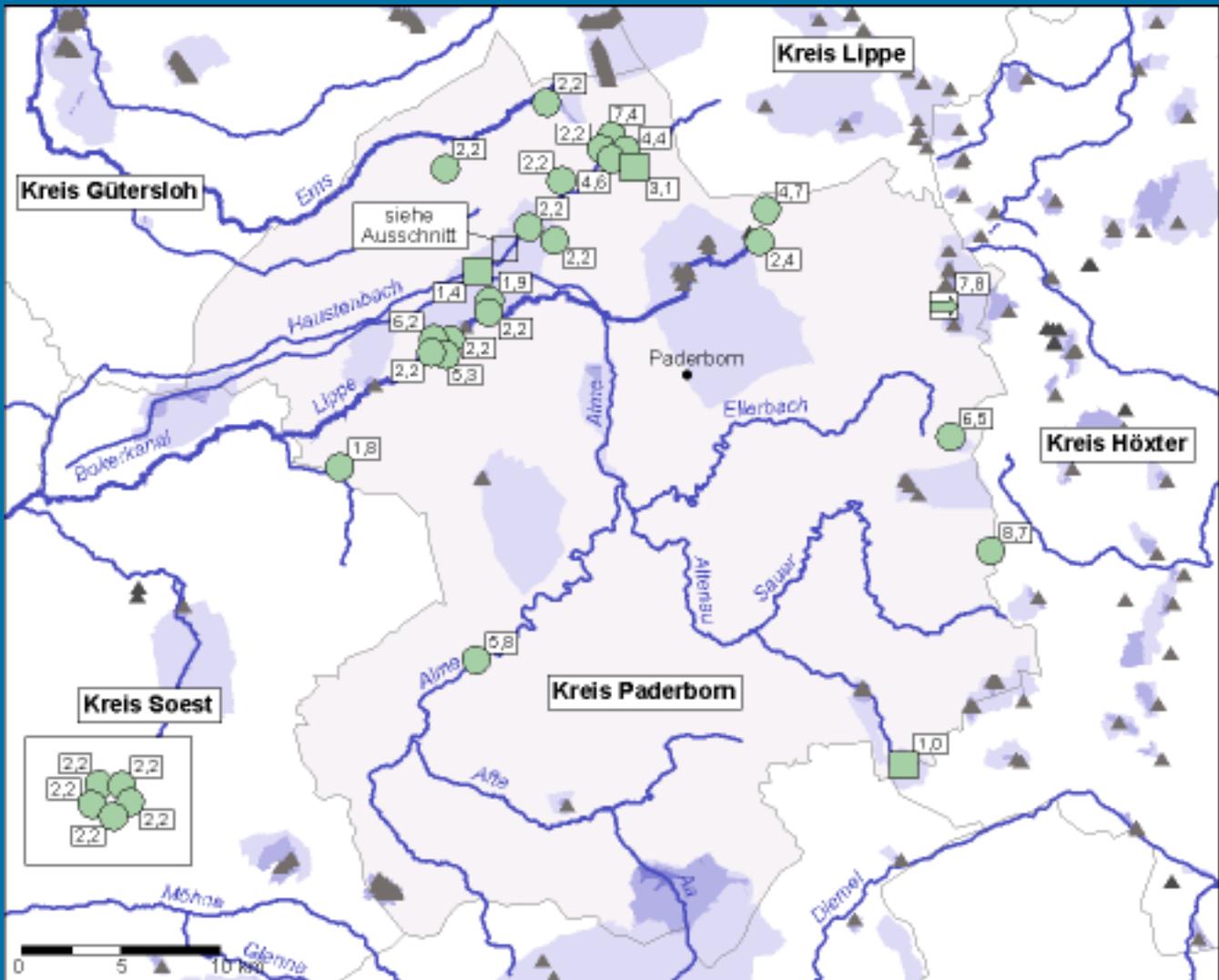


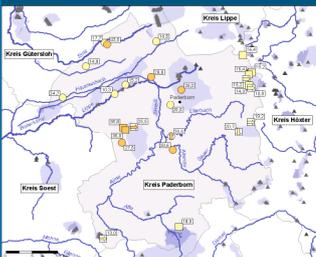


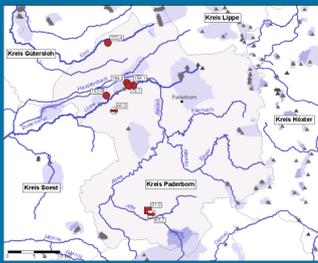
Abb. 3.3-16 b: Kreis Paderborn



Legende

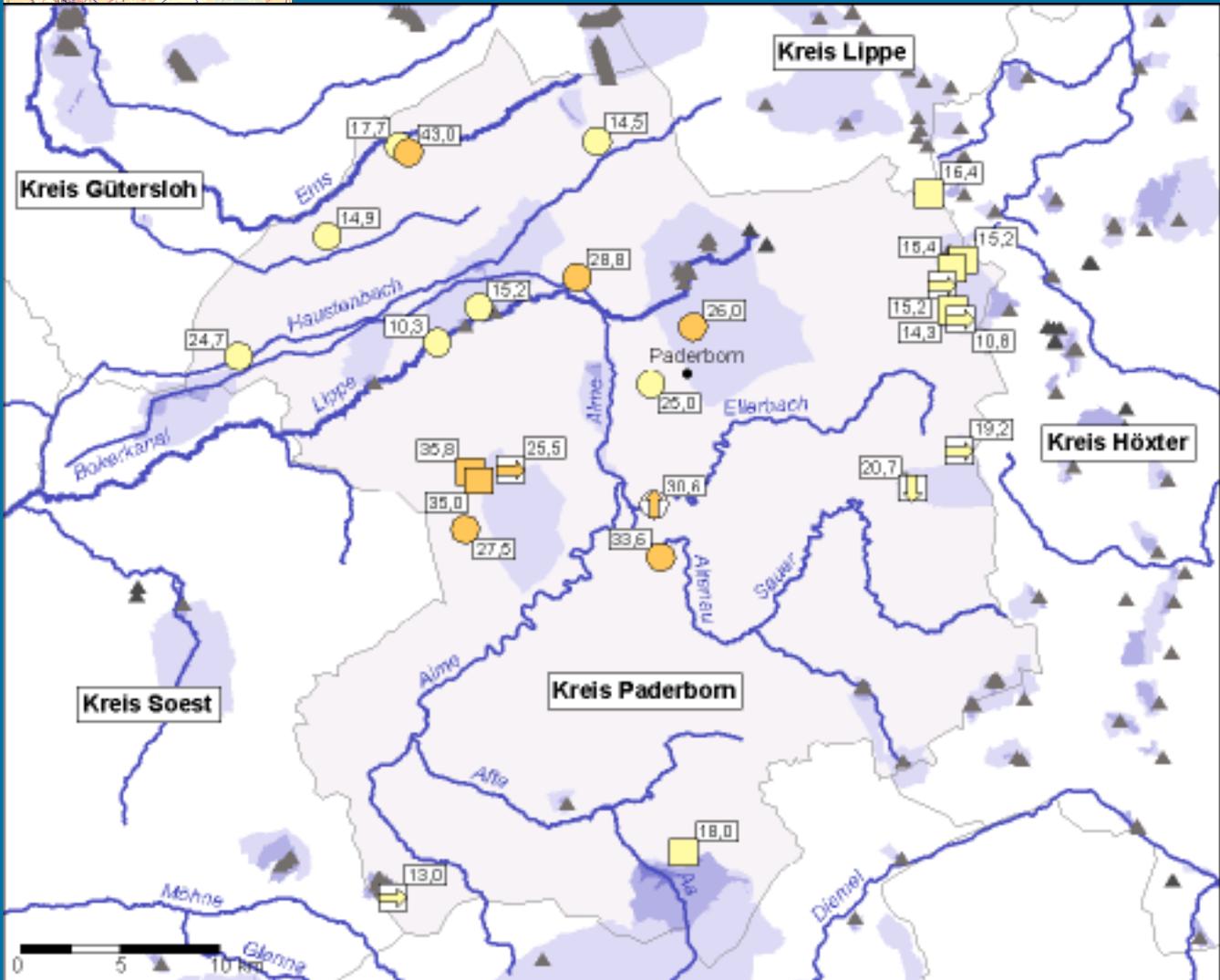
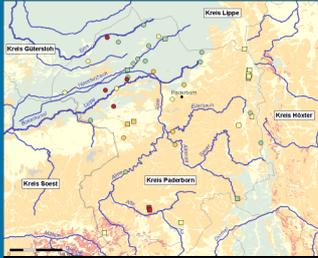
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



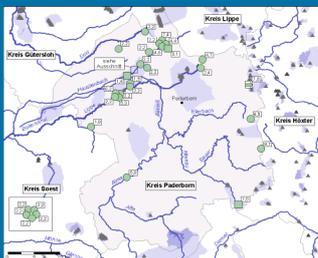


[Druck](#)

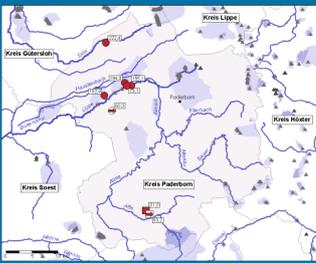
Abb. 3.3-16 c: Kreis Paderborn



[Druck](#)

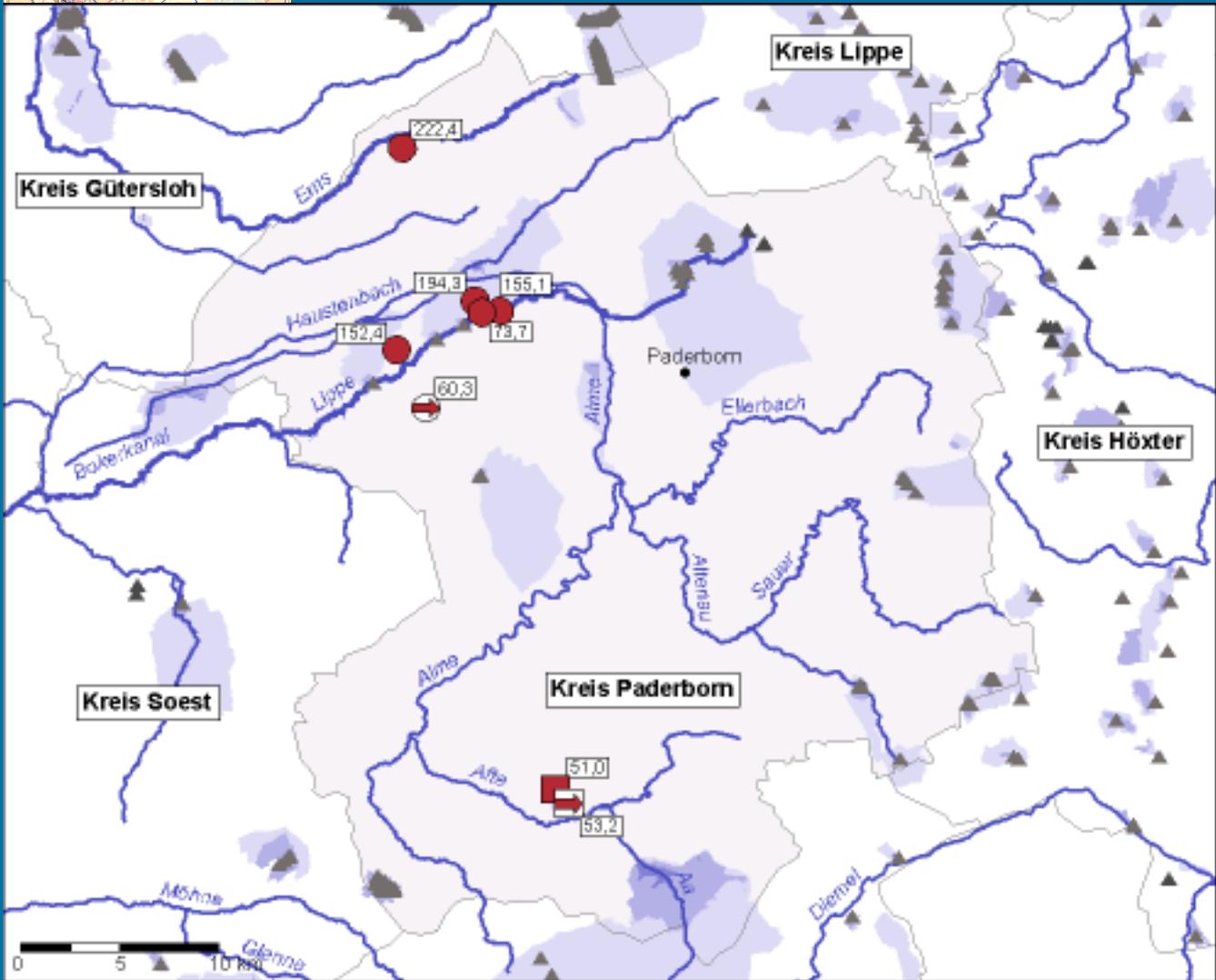
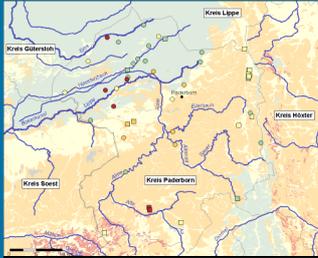


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

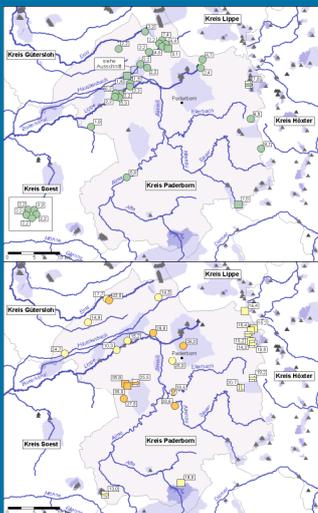


Legende

Abb. 3.3-16 d: Kreis Paderborn



Legende





[Druck](#)

Nitrat- konzentration Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)

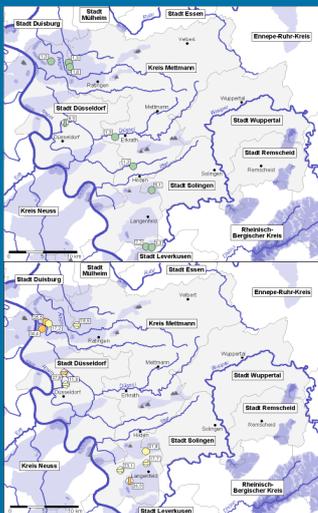
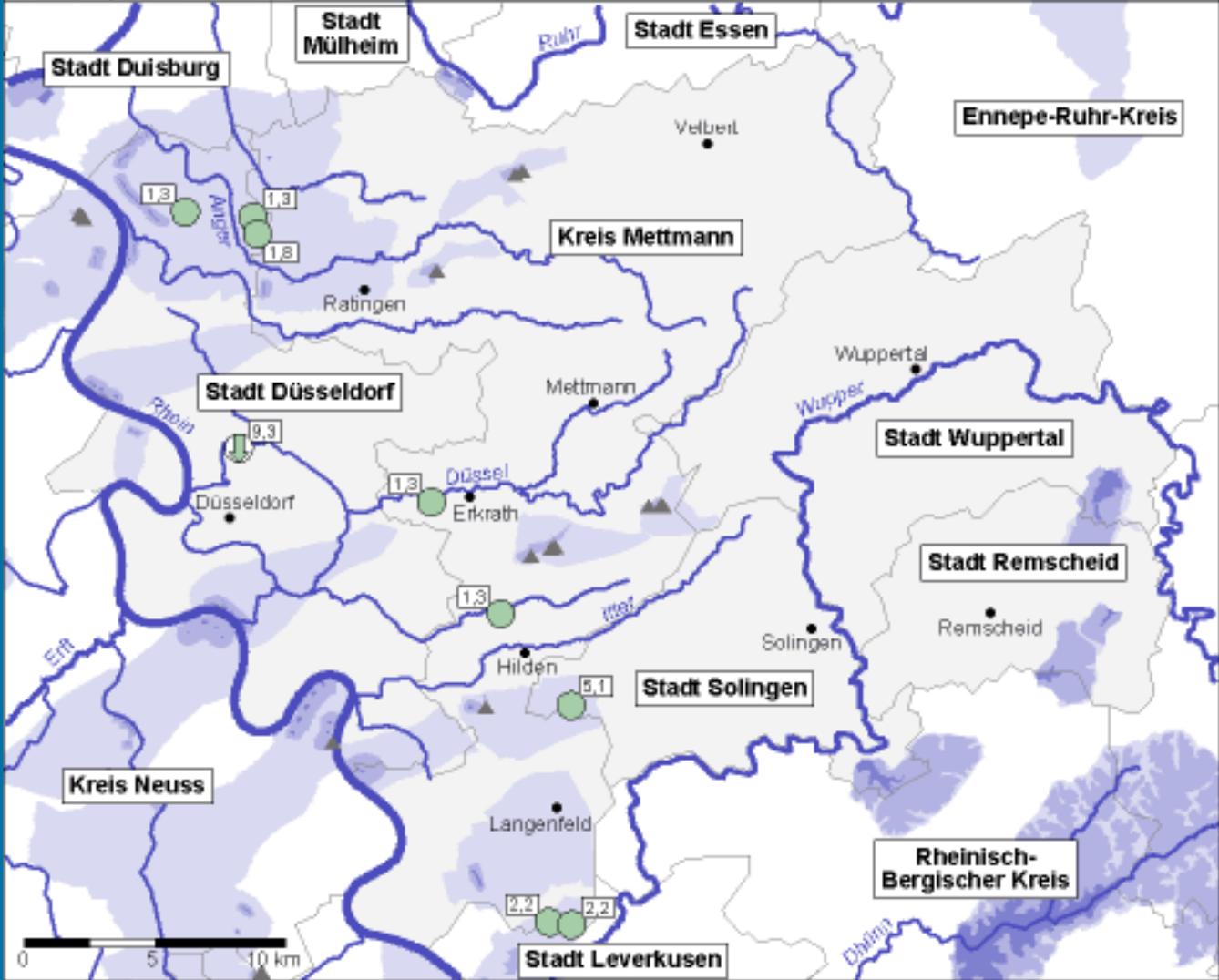
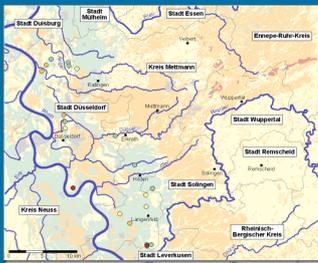


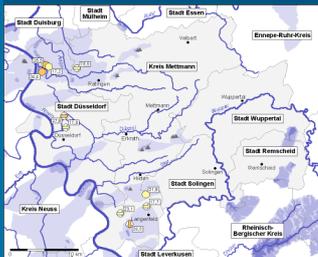


Abb. 3.3-17 a: Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann



Legende

Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L

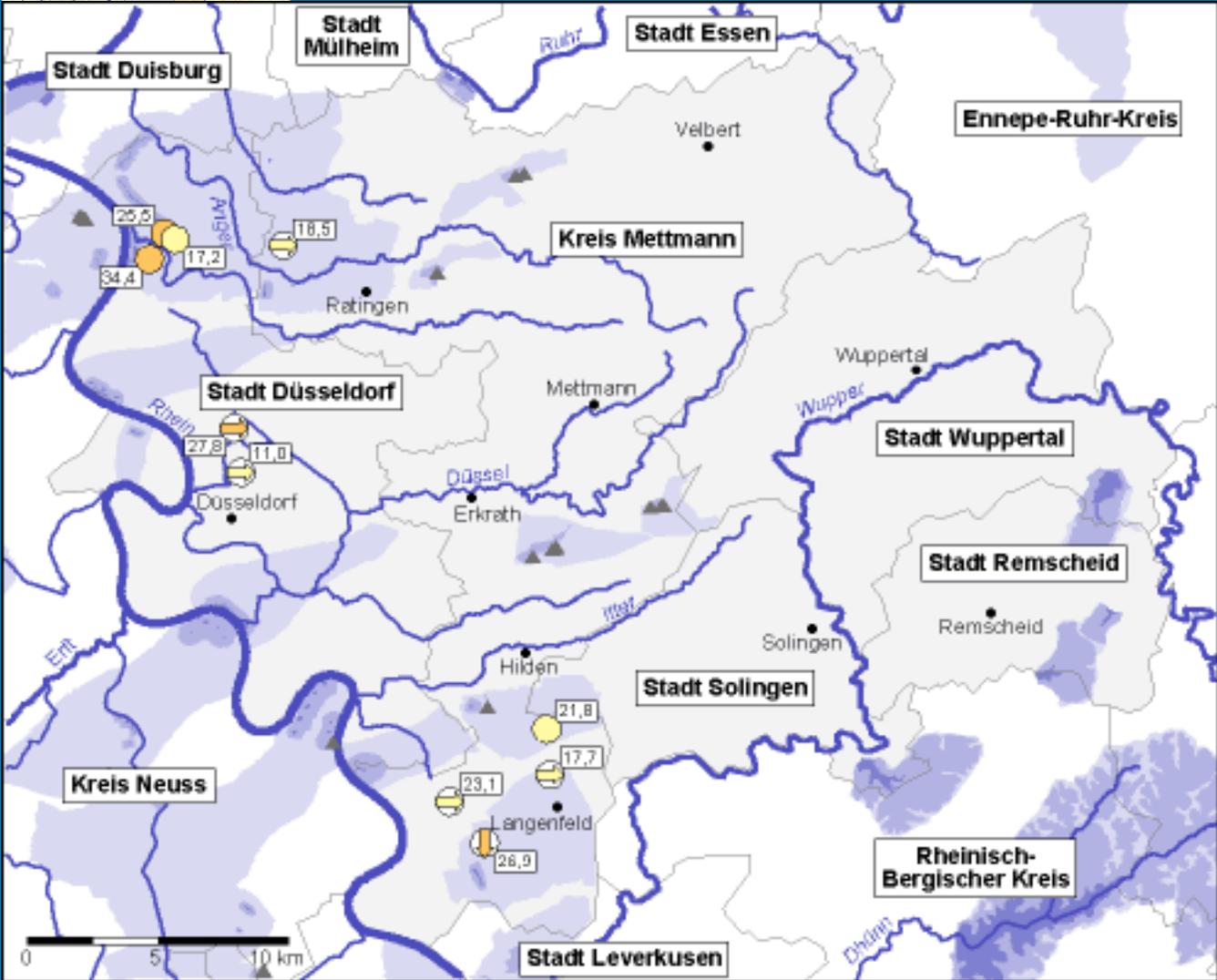




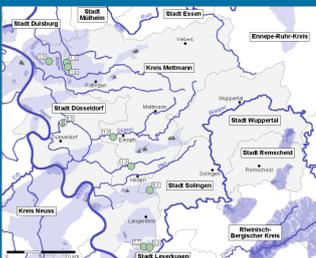
Druck

Abb. 3.3-17 b: Städte Düsseldorf, Ronscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann

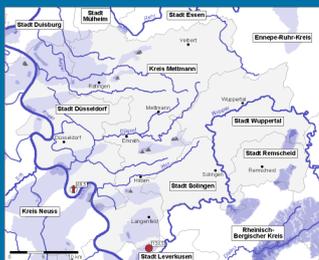
Abb. 3.3-17 c: Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann



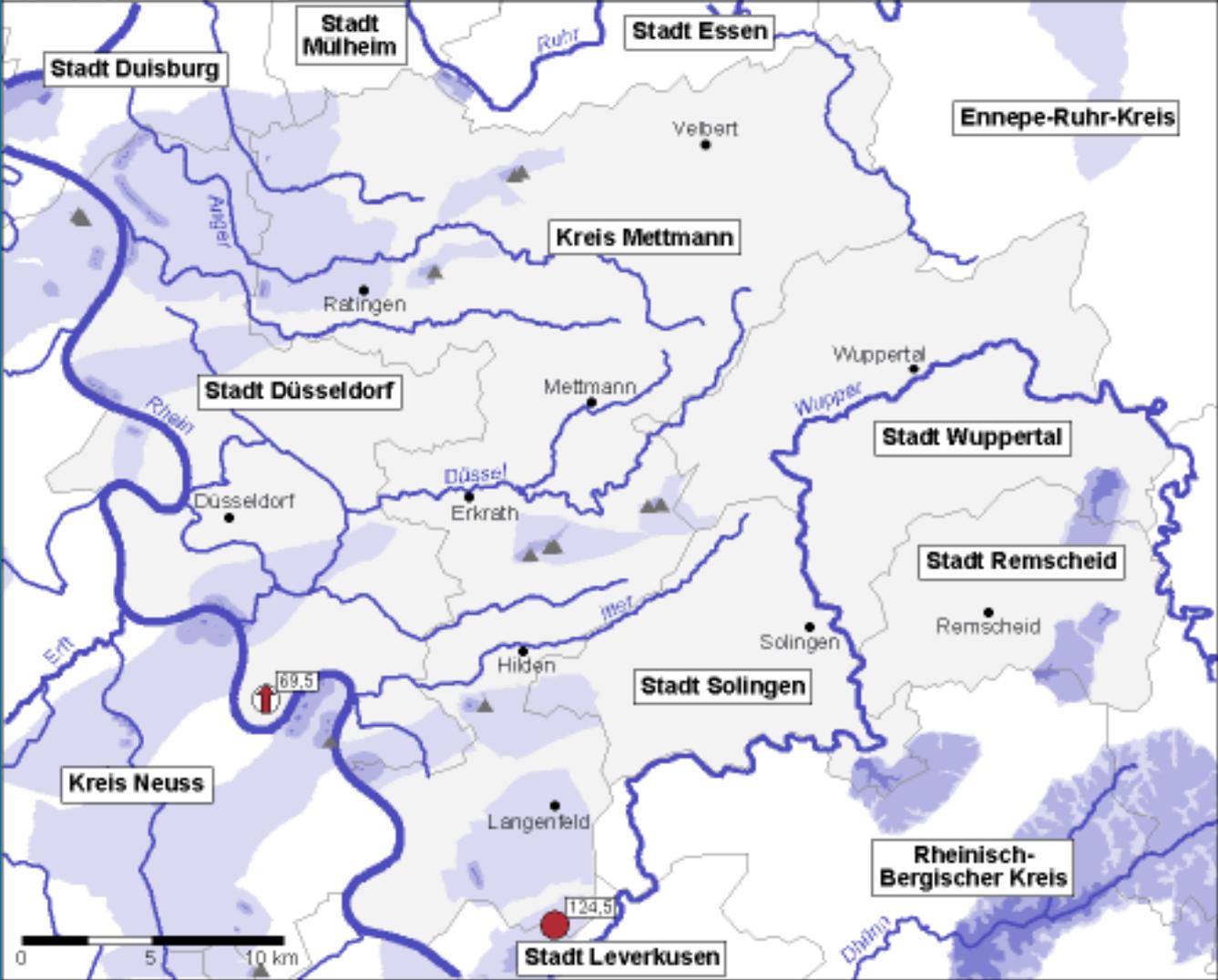
Druck



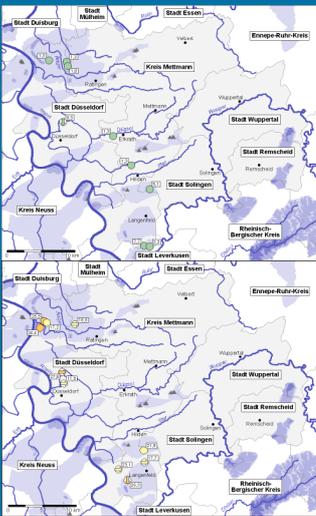
**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**



Legende



Legende

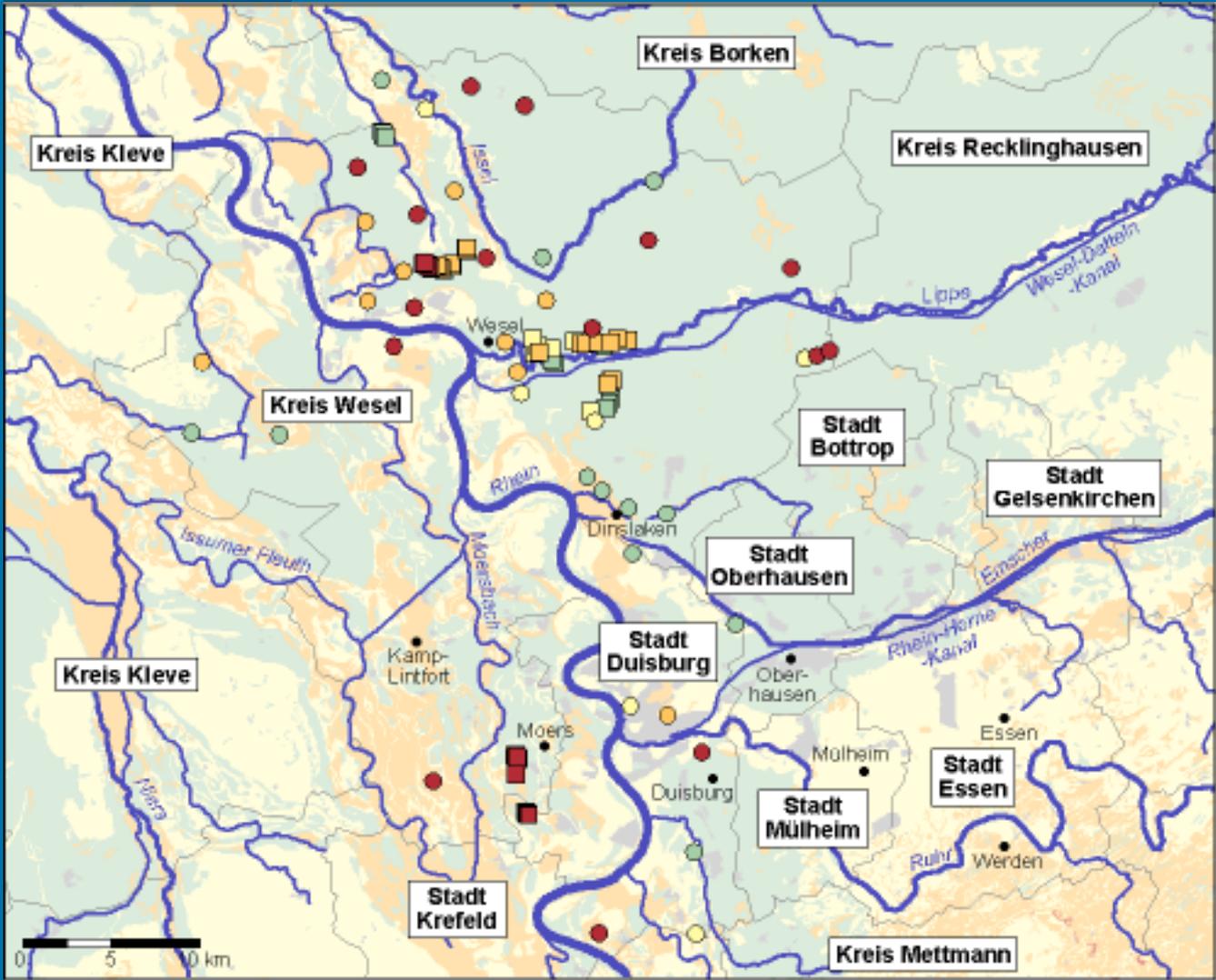




Druck

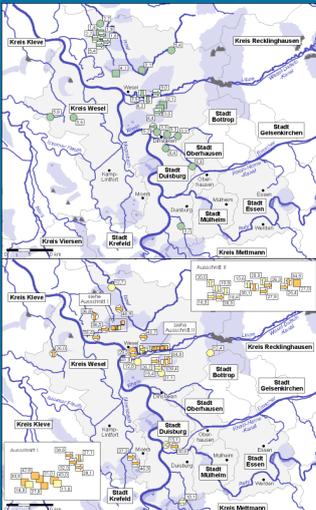
Abb. 3.3-17 d: Städte Düsseldorf, Remscheid, Solingen und Wuppertal, Kreis Mettmann

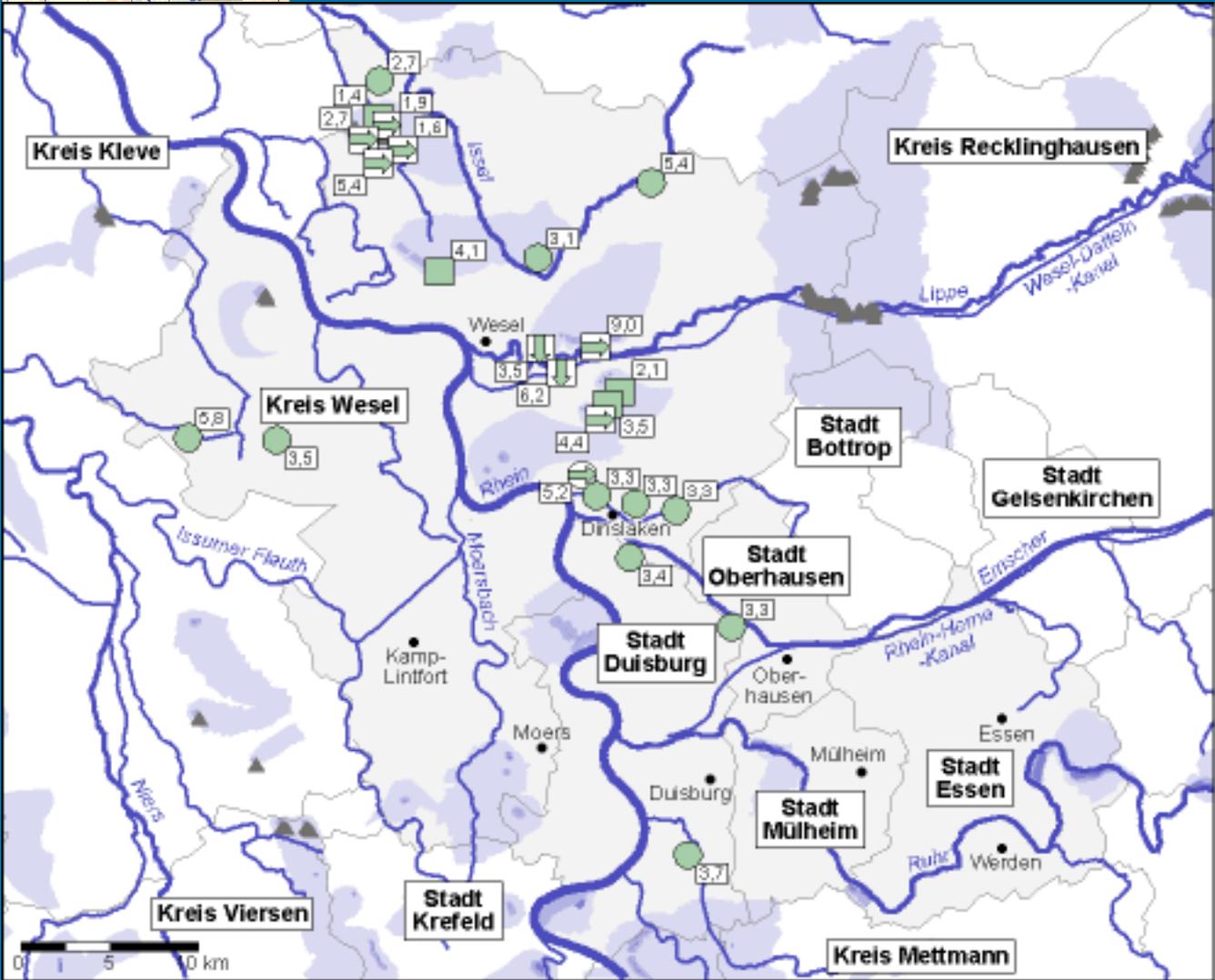
Nitrat-konzentration Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)

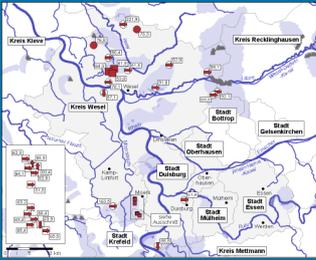




Legende

Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L

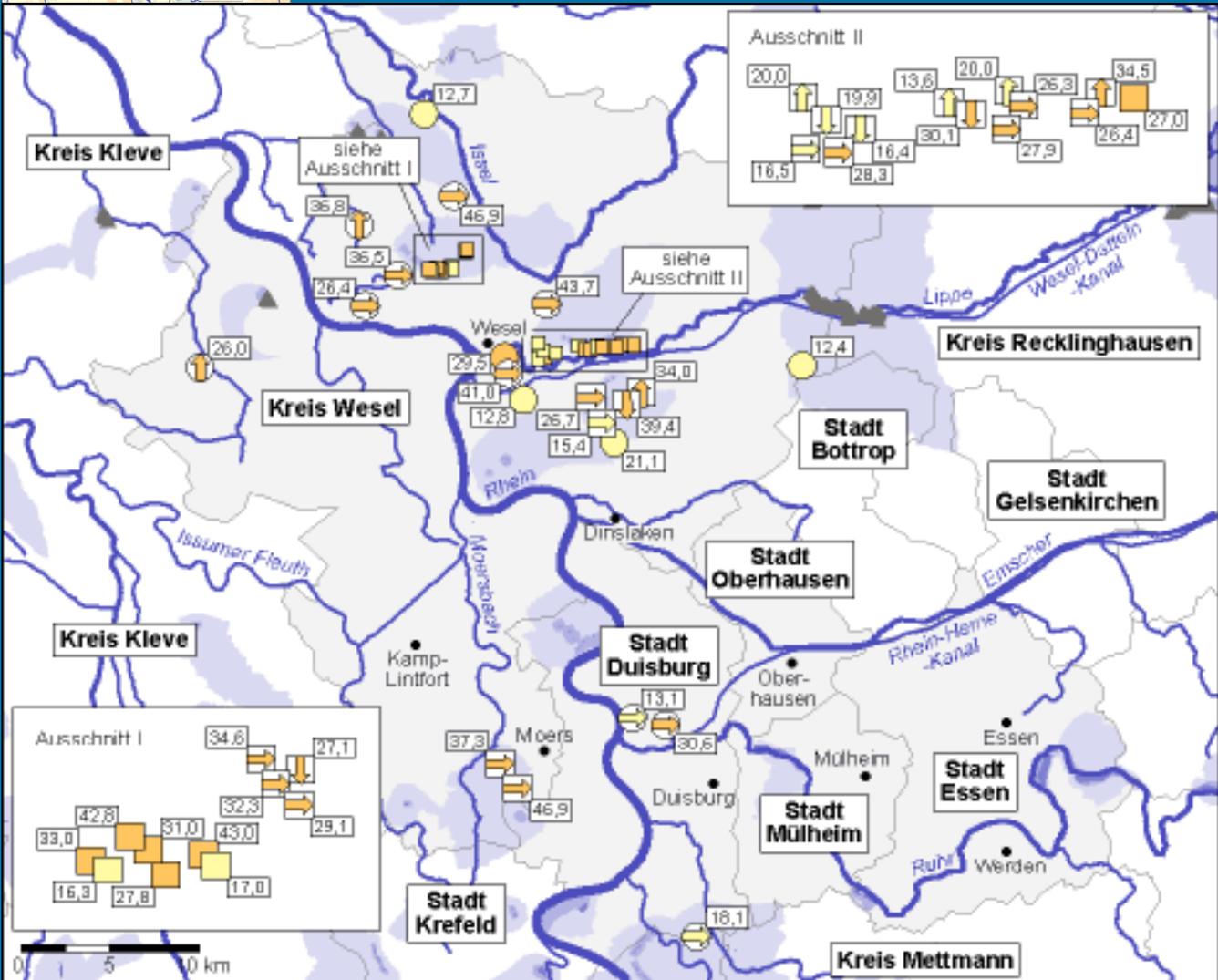
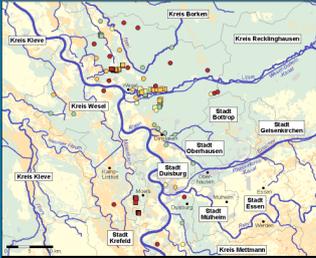




Druck

Abb. 3.3-18 b: Städte Duisburg, Essen, Mülheim a.d. Ruhr und Oberhausen, Kreis Wesel

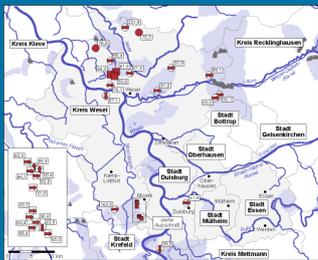
Abb. 3.3-18 c: Städte Duisburg, Essen, Mülheim a.d. Ruhr und Oberhausen, Kreis Wesel



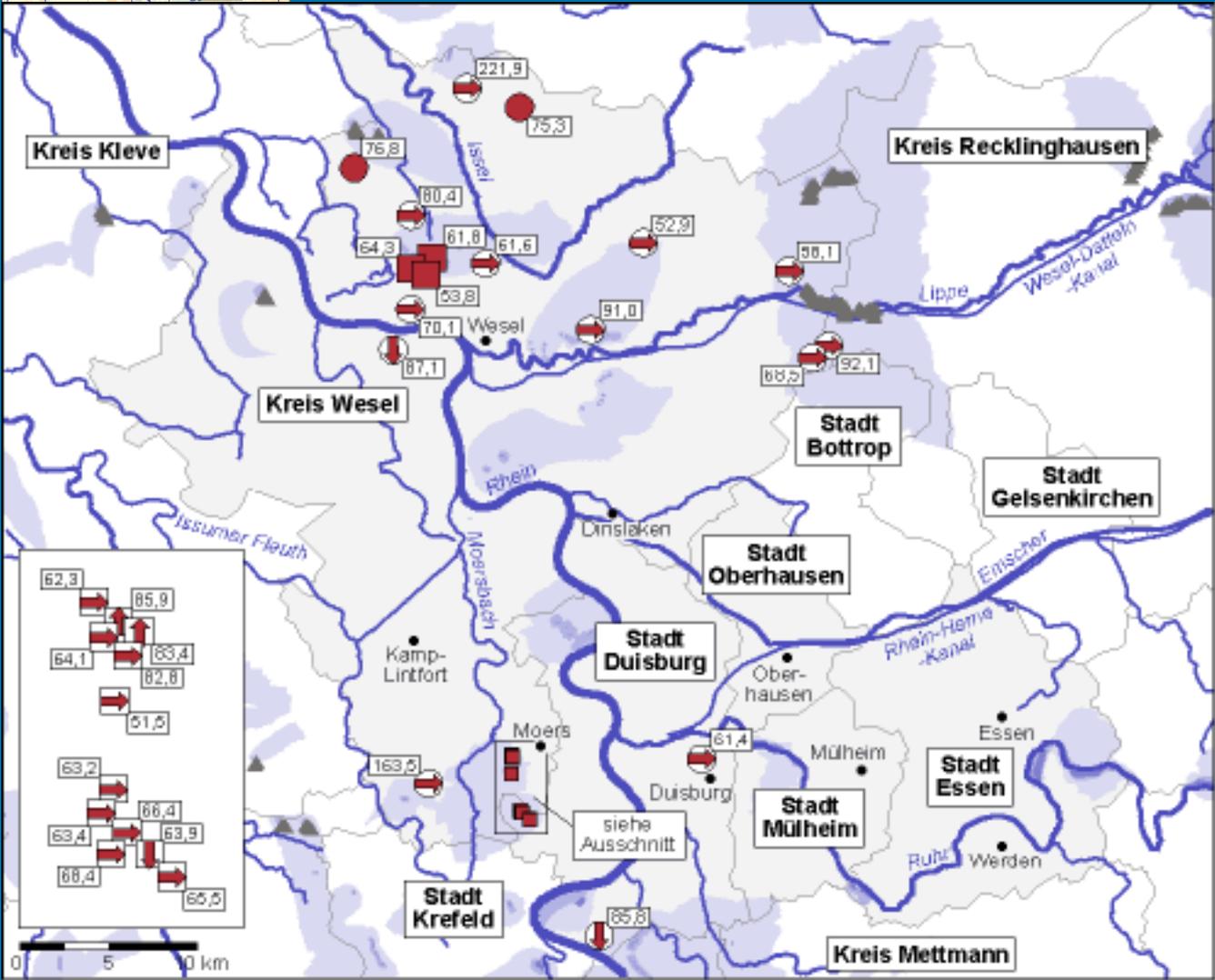
Druck



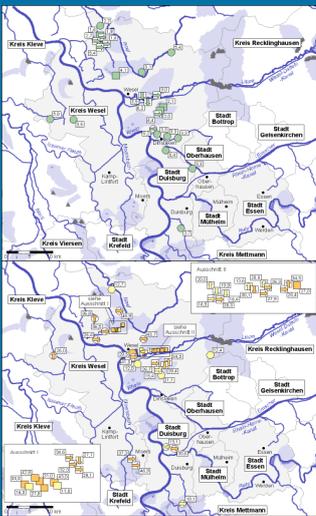
**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**



Legende



Legende

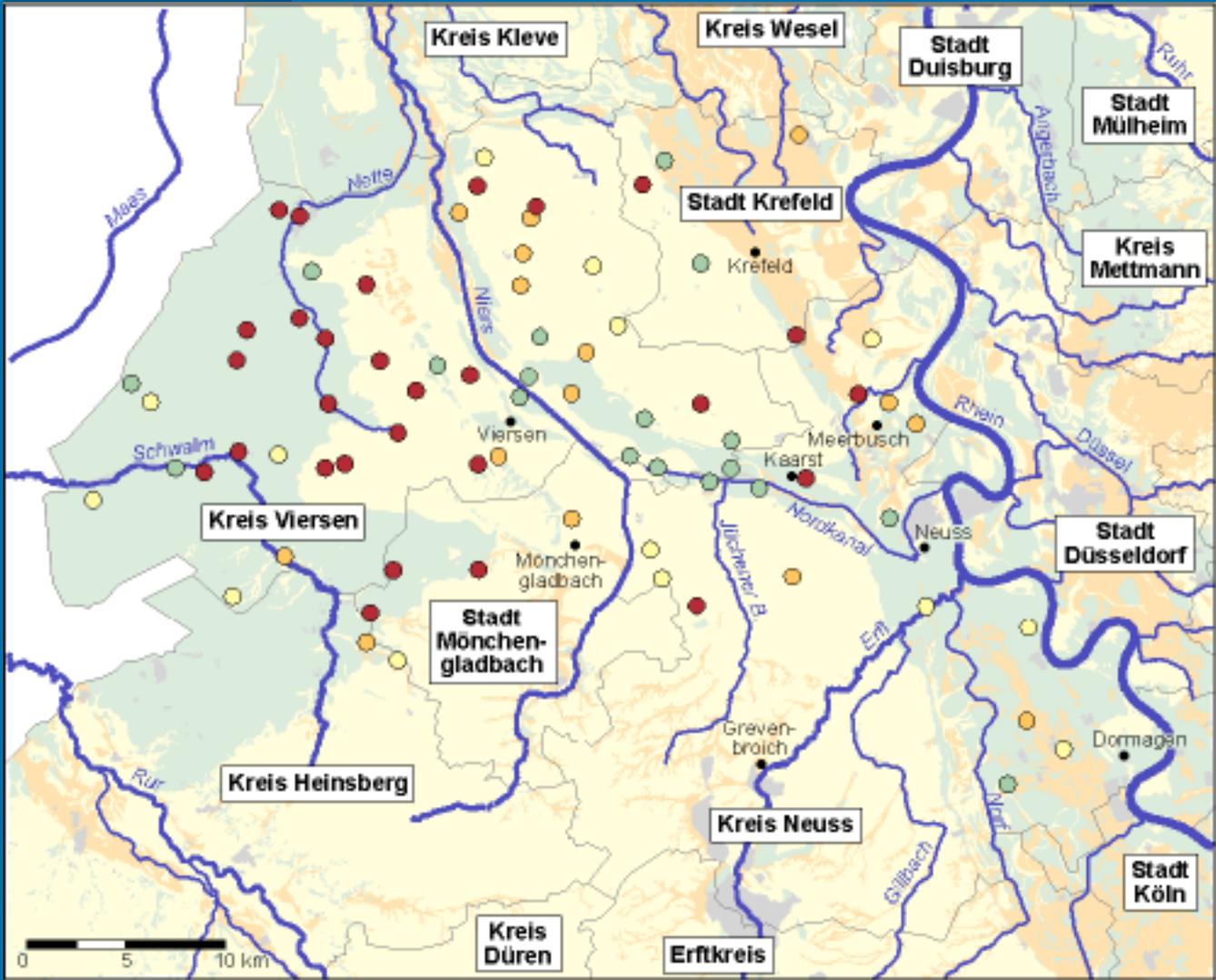




Druck

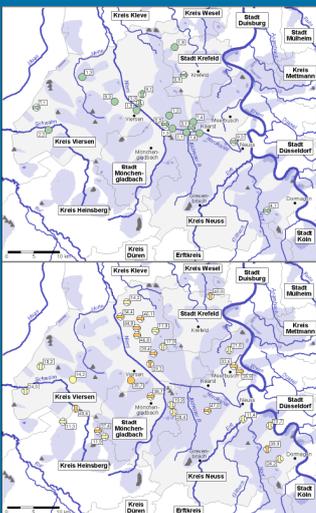
Abb. 3.3-18 d: Städte Duisburg, Essen, Mülheim a.d. Ruhr und Oberhausen, Kreis Wesel

Nitrat-konzentration Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



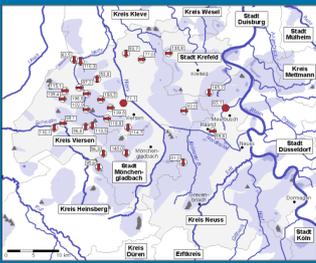
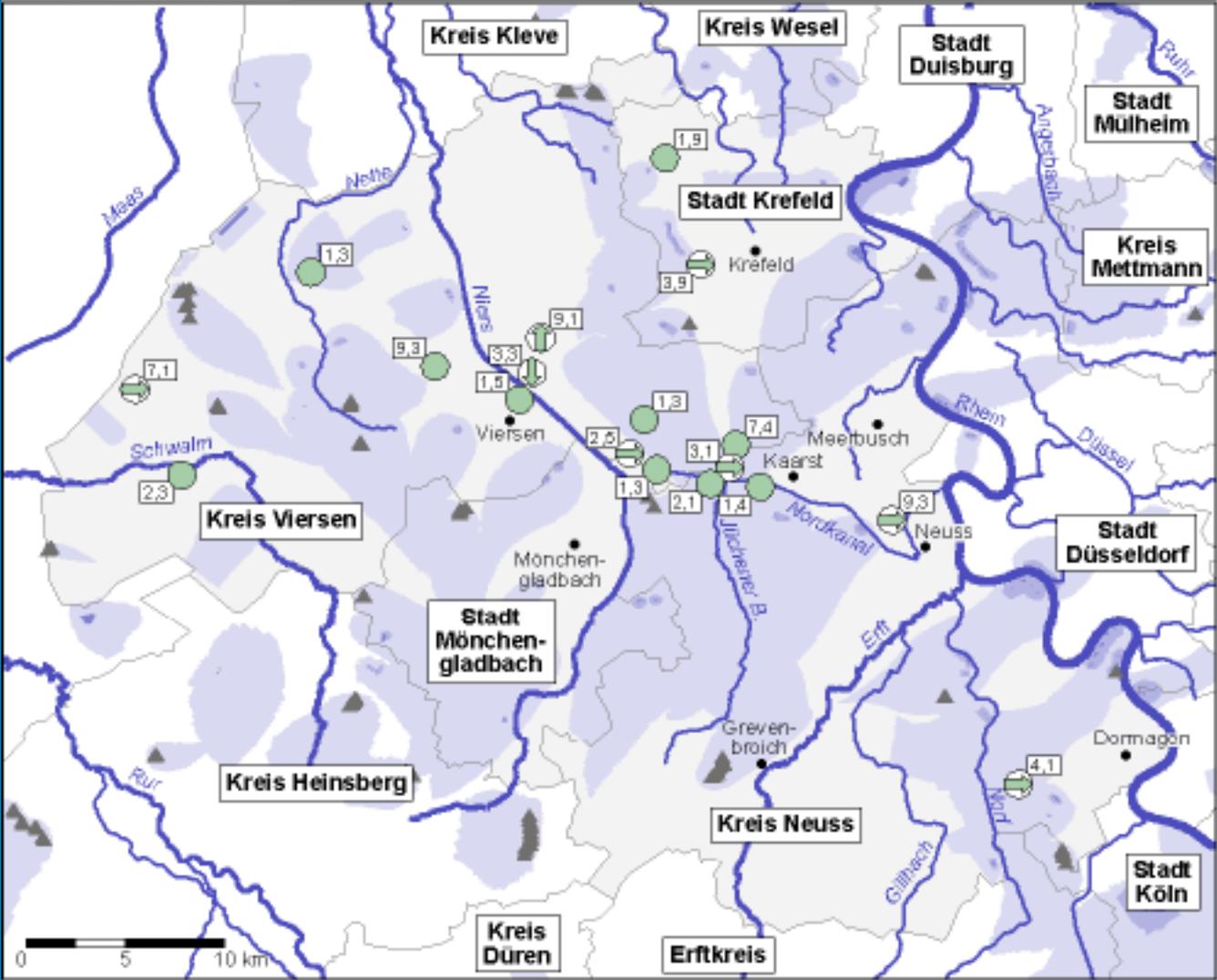
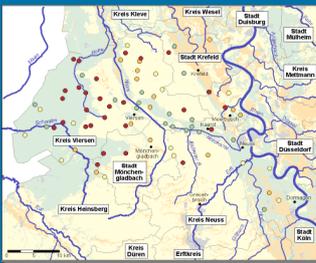
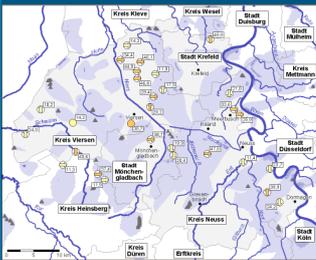
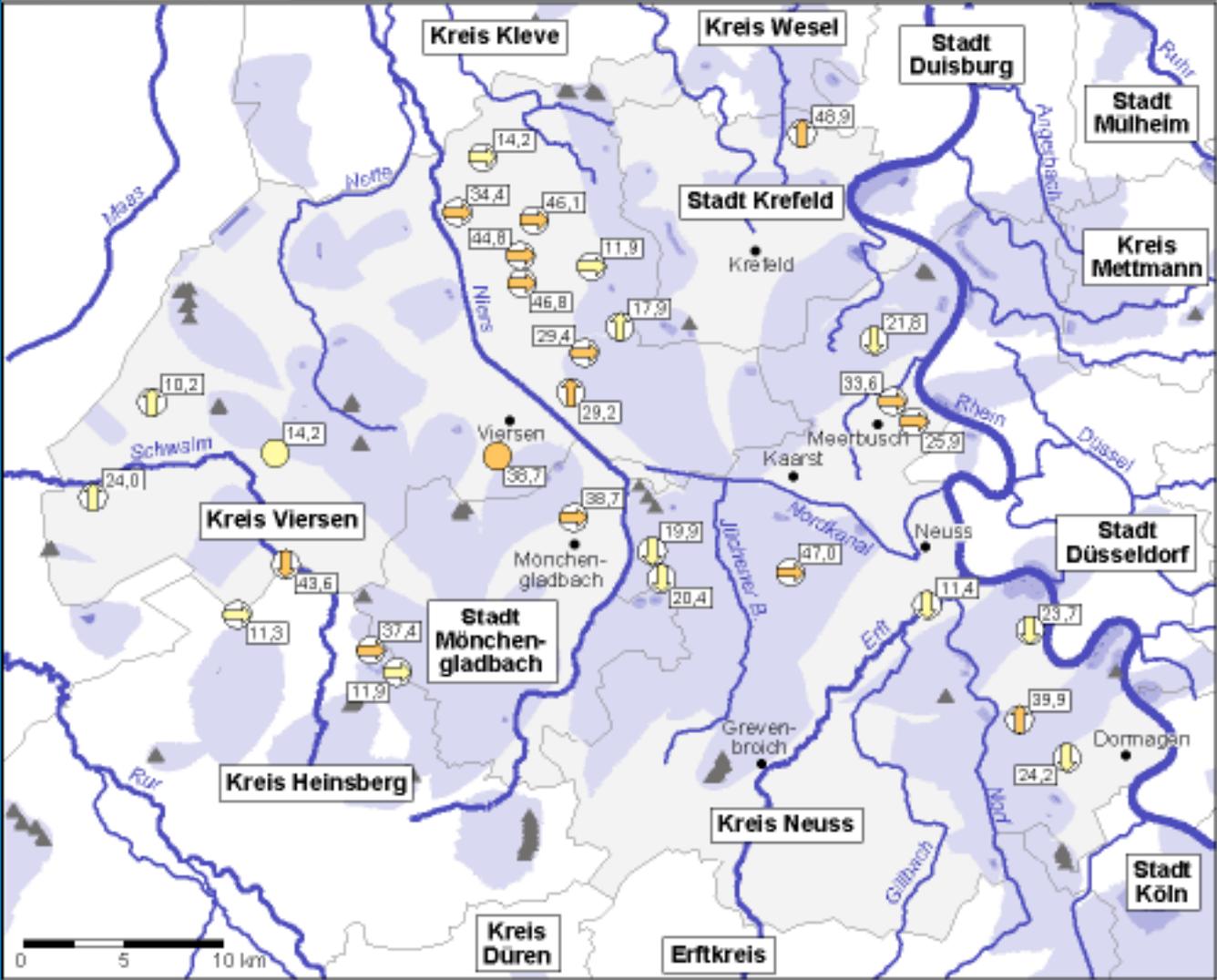
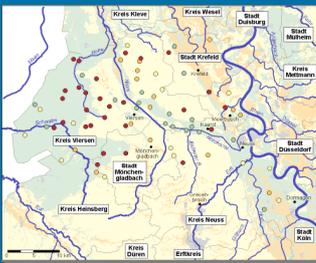


Abb. 3.3-19 a: Städte Krefeld und Mönchengladbach, Kreise Neuss und Viersen

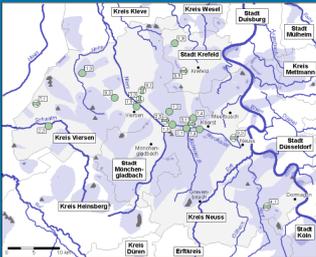


Legende

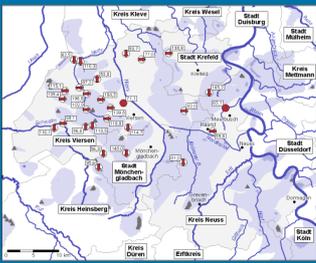




Druck

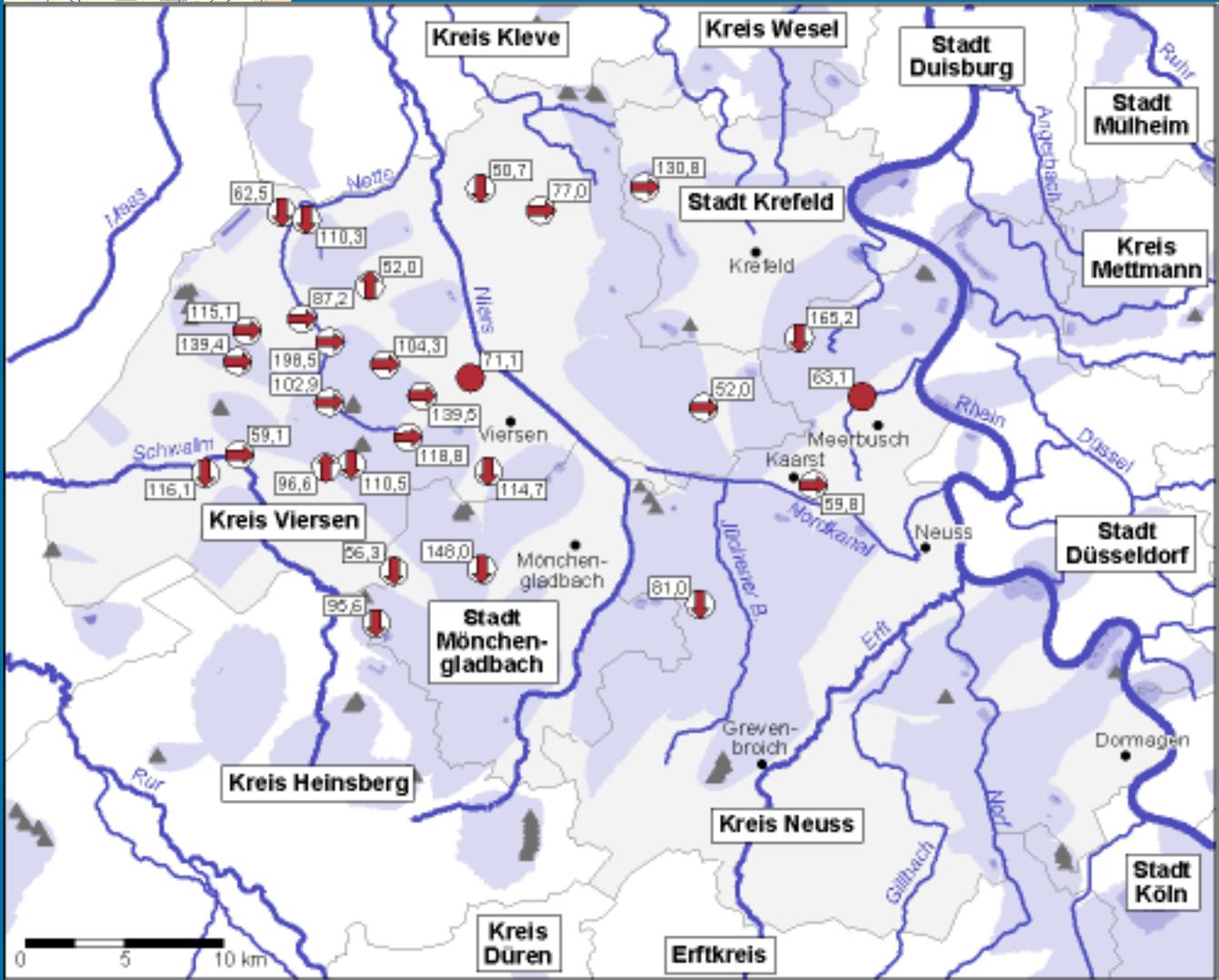
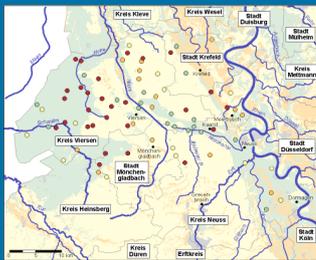


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

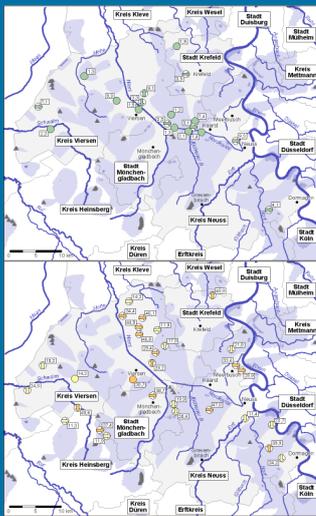


Legende

Abb. 3.3-19 c: Städte Krefeld und Mönchengeladbach, Kreise Neuss und Viersen



Legende



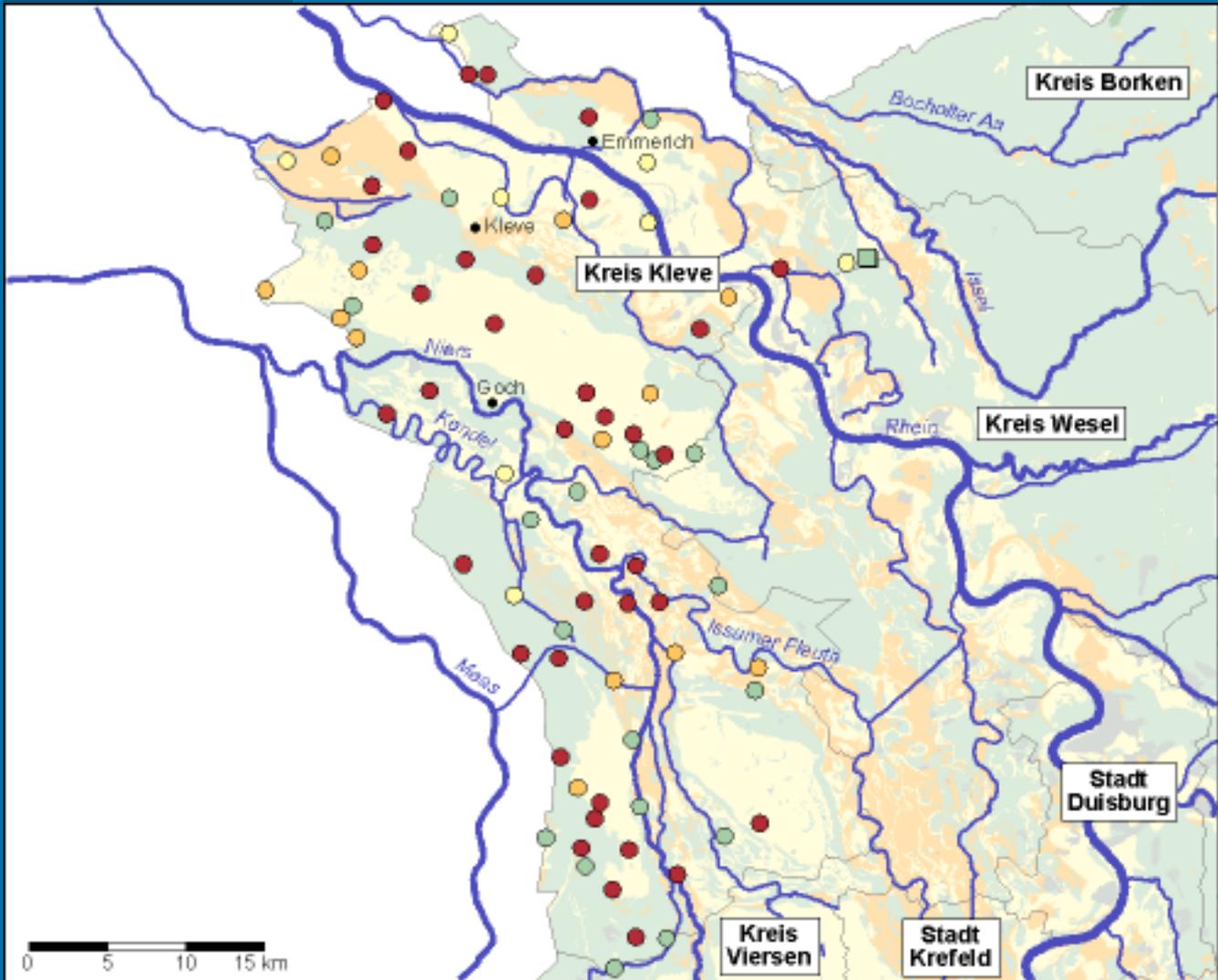


Druck

Abb. 3.3-19 d: Städte Krefeld und Mönchengeladbach, Kreise Neuss und Viersen

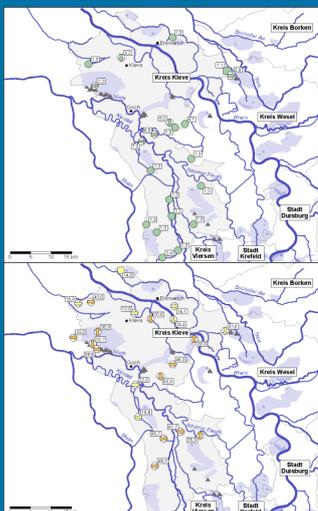
Abb. 3.2-20 a: Kreis Kleve

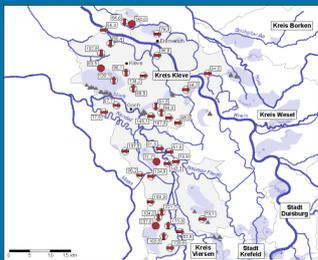
Nitrat-
konzentration
Übersicht

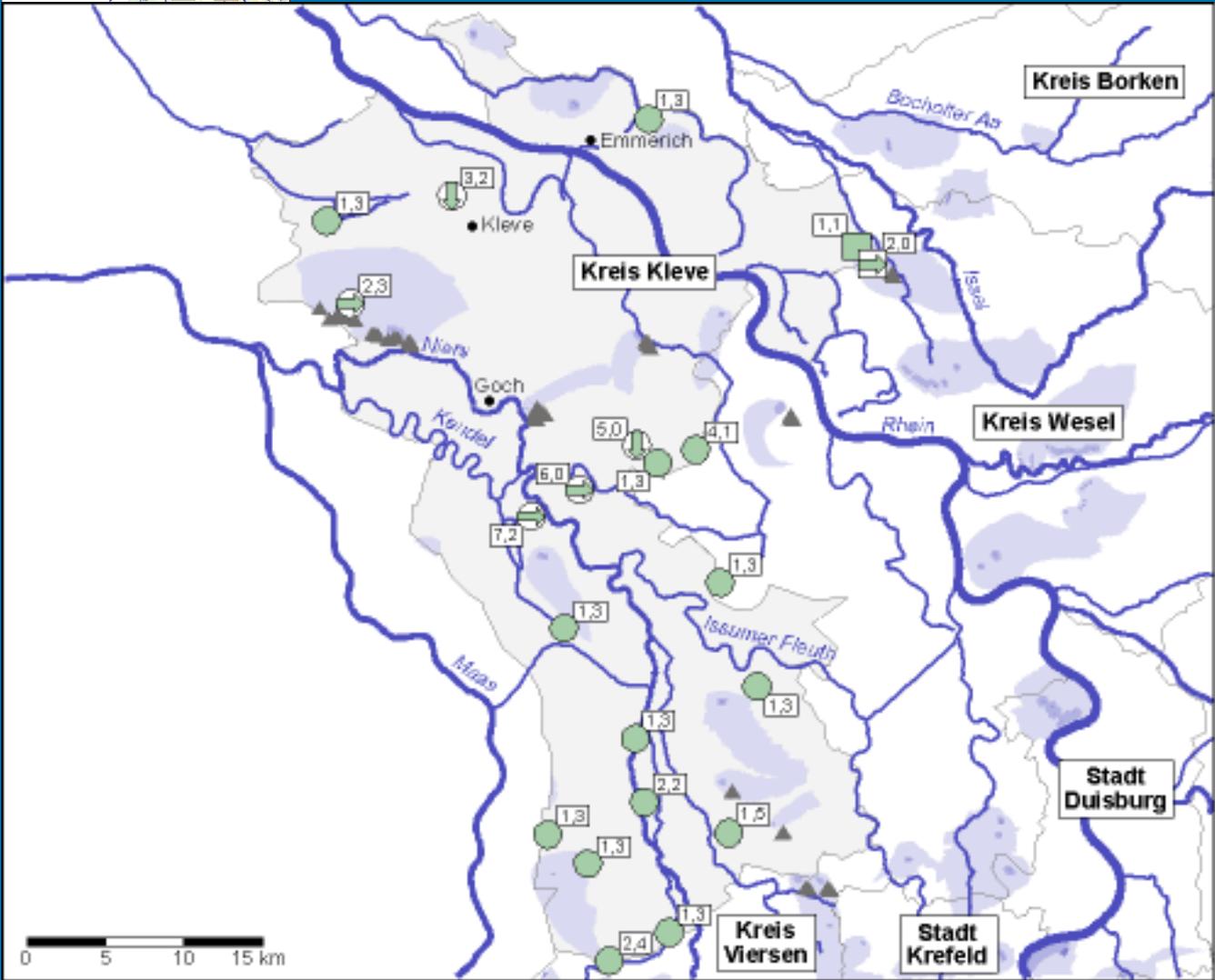
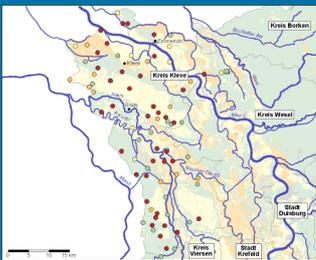


[Legende](#)

[Druck](#)

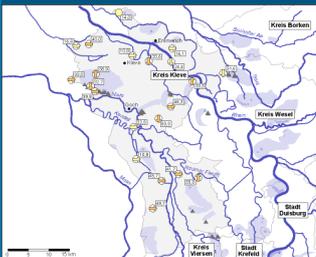


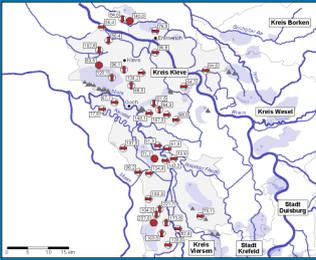




Legende

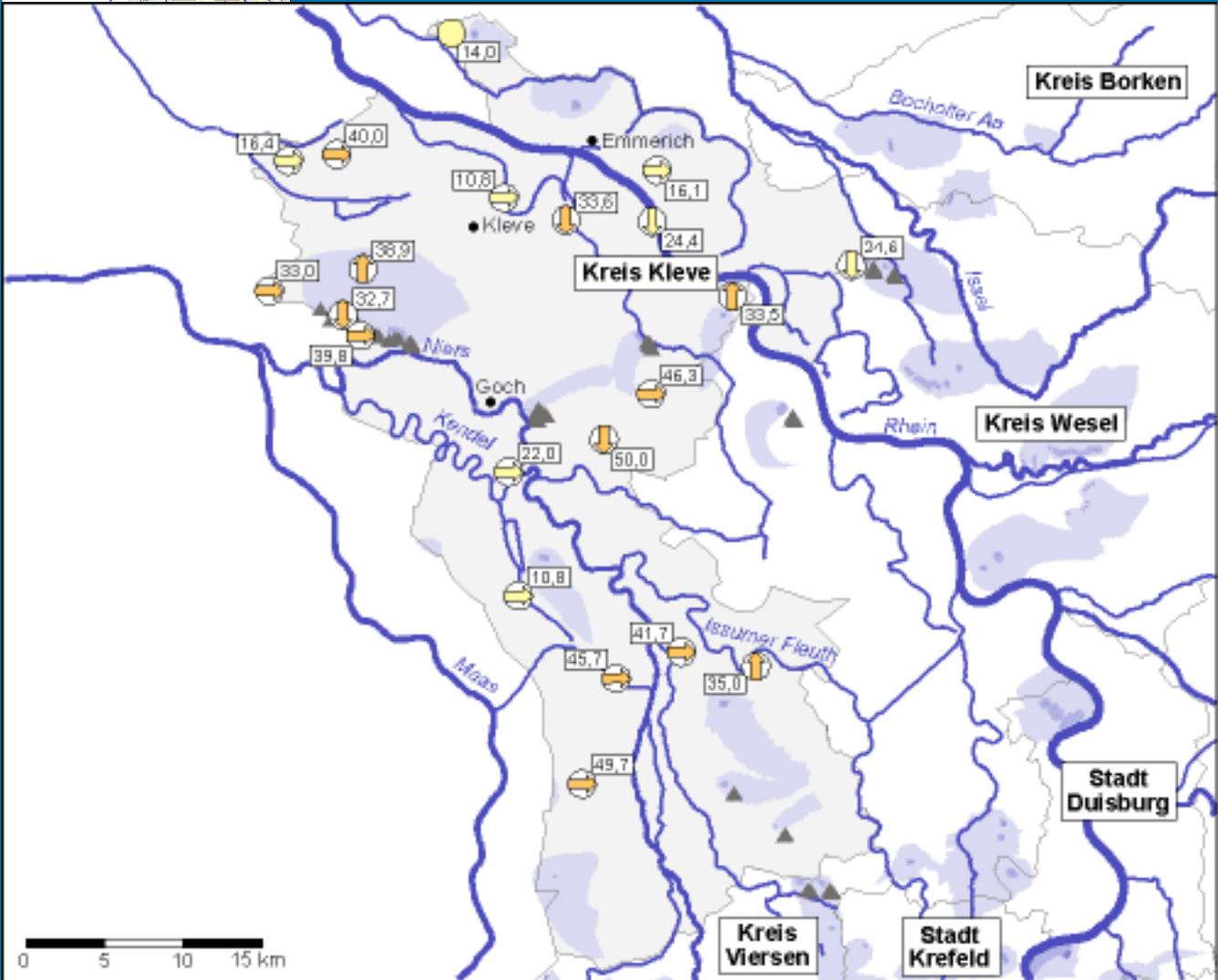
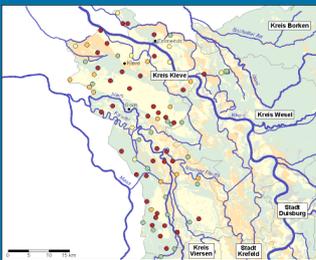
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



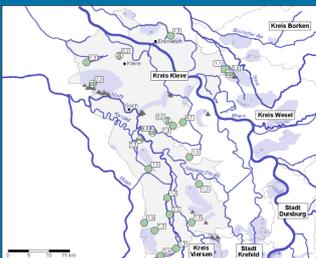


Druck

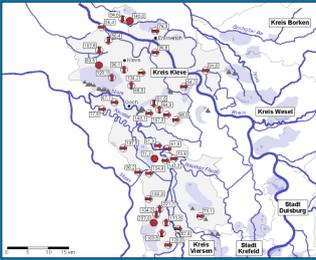
Abb. 3.3-20 b: Kreis Kleve



Druck

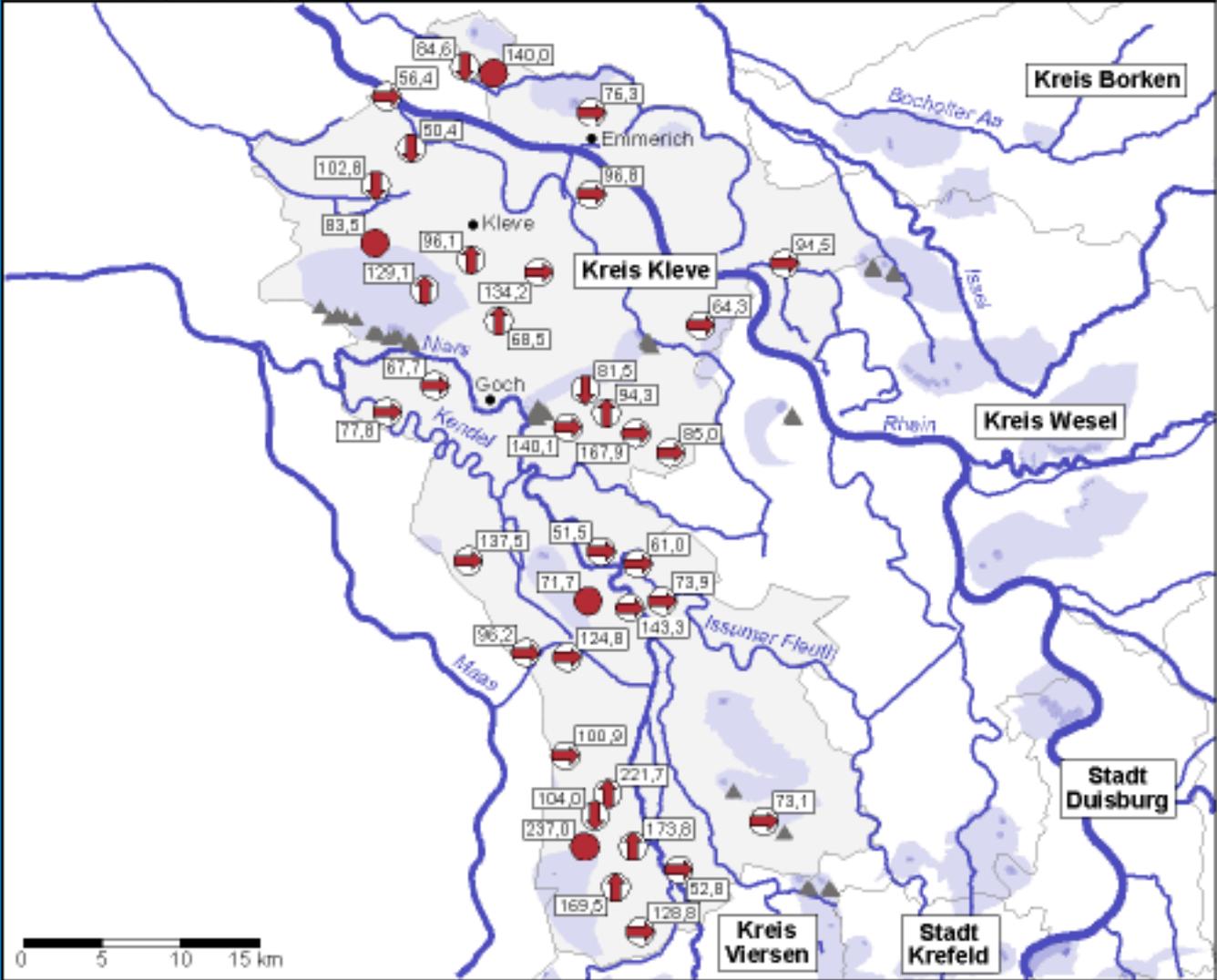
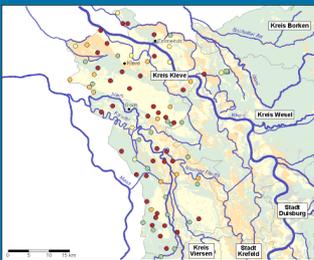


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

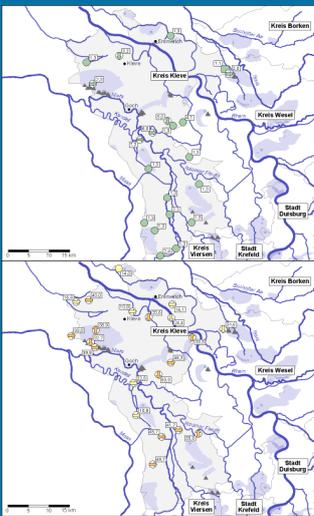


Legende

Abb. 3.3-20 c: Kreis Kleve



Legende



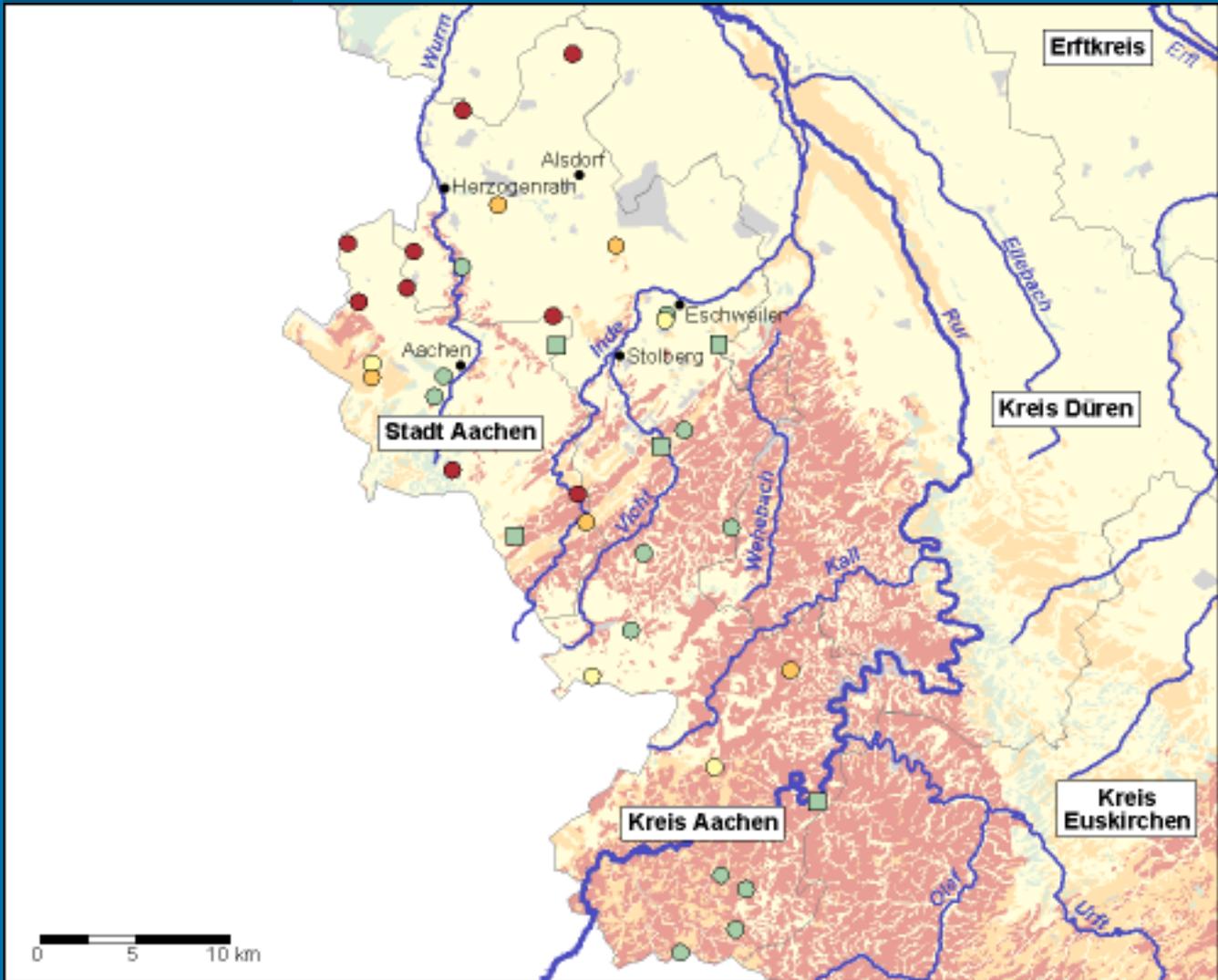


[Druck](#)

Abb. 3.3-20 d: Kreis Kleve

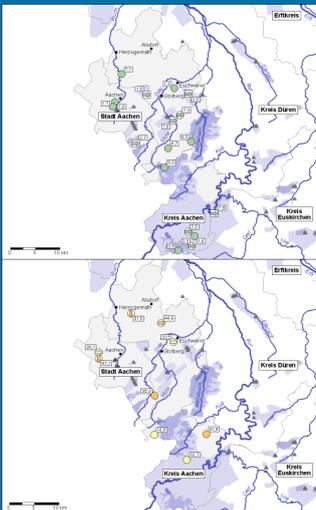
Abb. 3.3-21 a: Stadt und Kreis Aachen

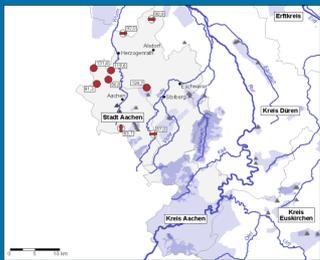
Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





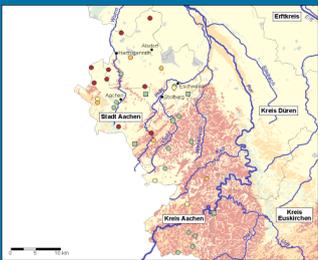
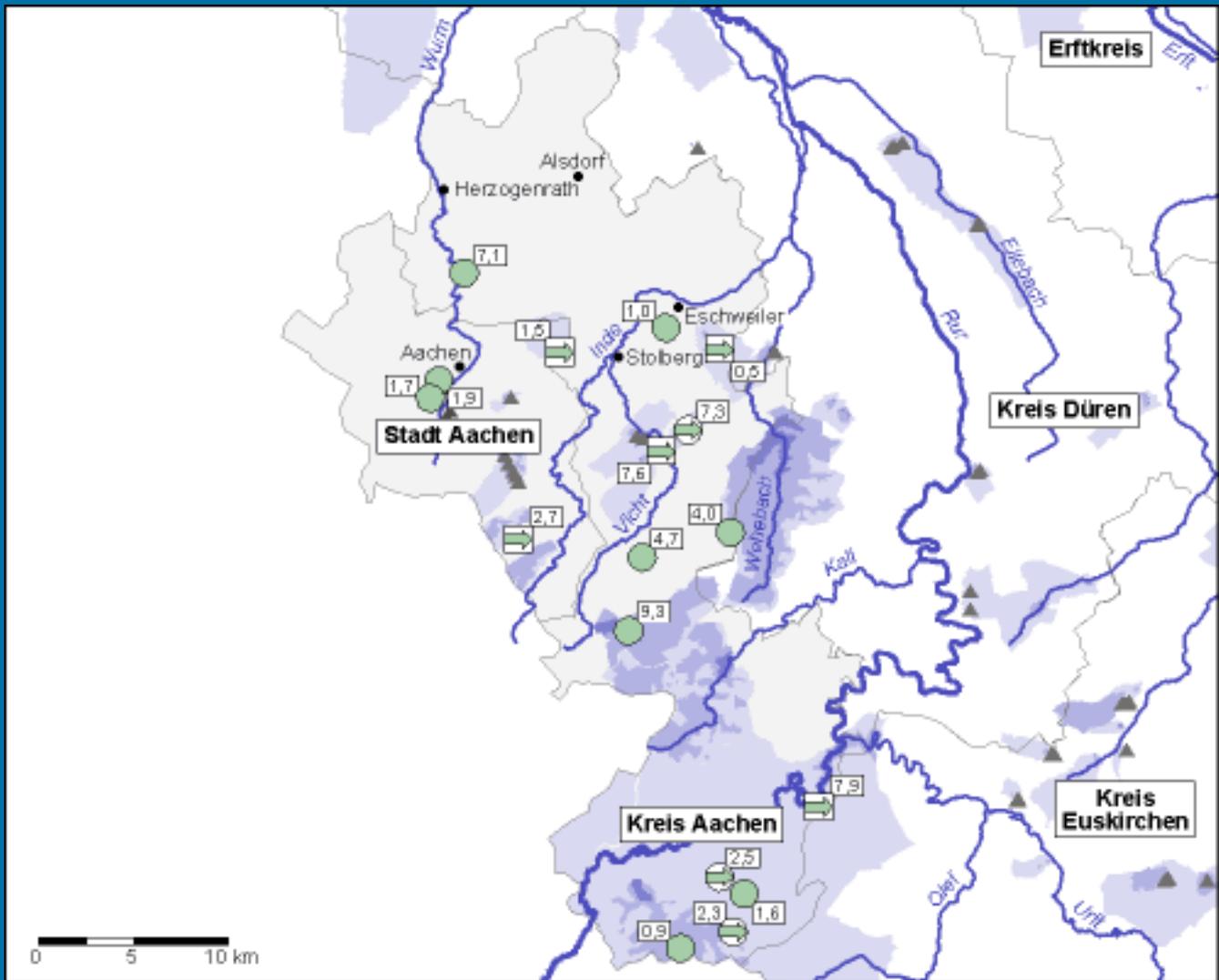
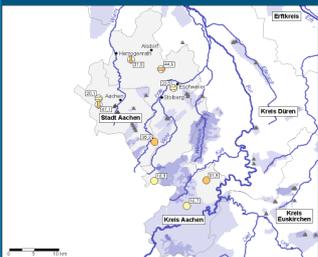
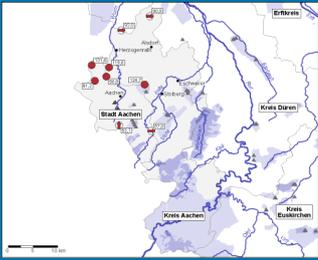


Abb. 3.3-21 b: Stadt und Kreis Aachen



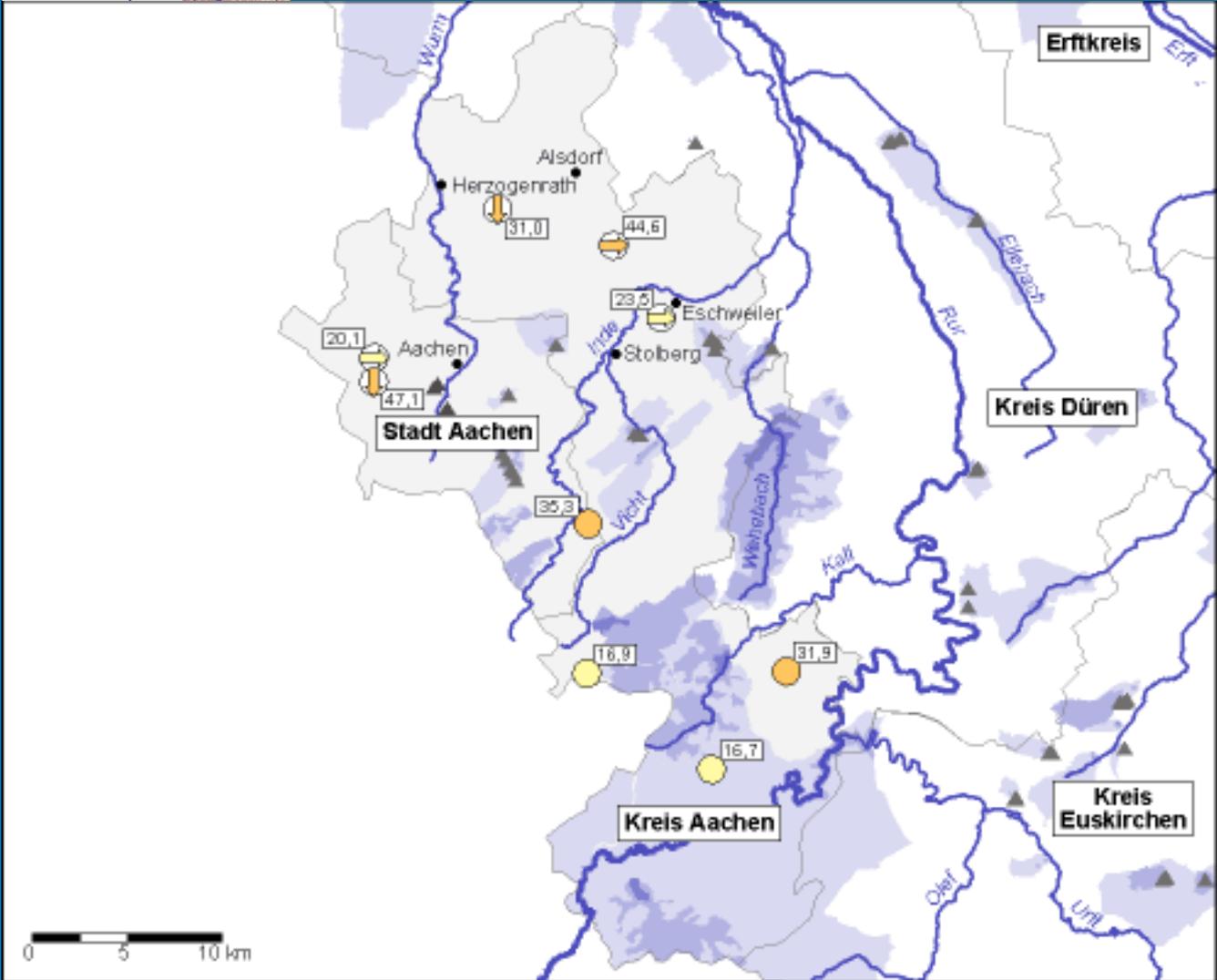
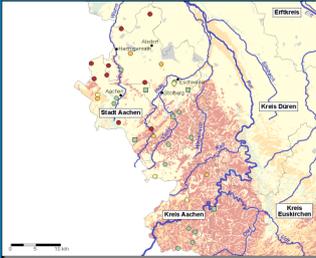
Legende



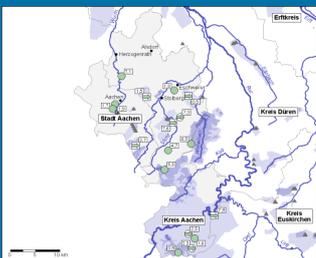


[Druck](#)

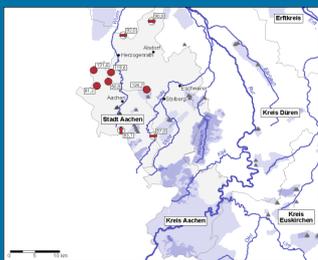
Abb. 3.3-21 c: Stadt und Kreis Aachen



[Druck](#)

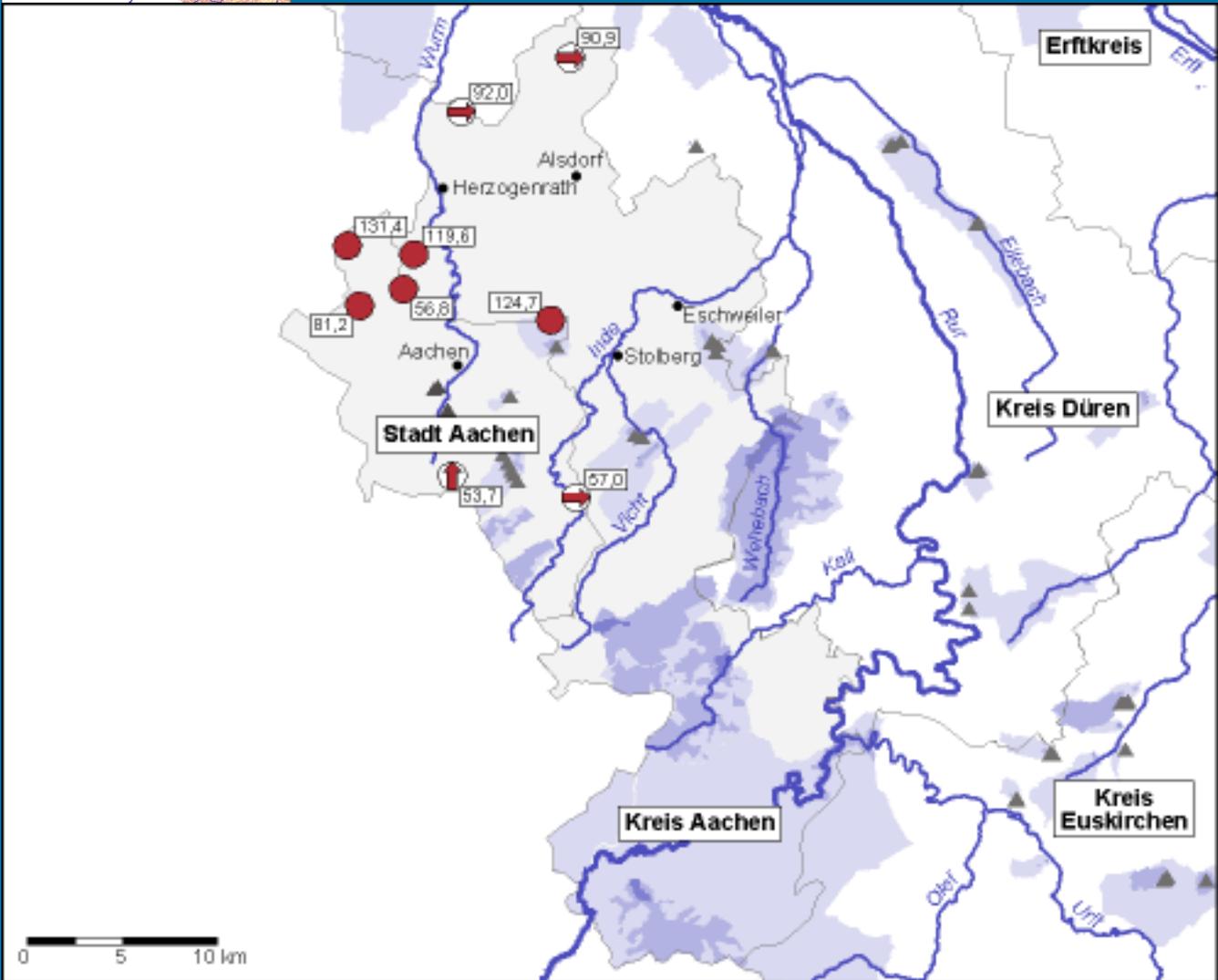
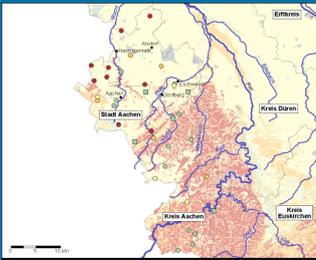


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

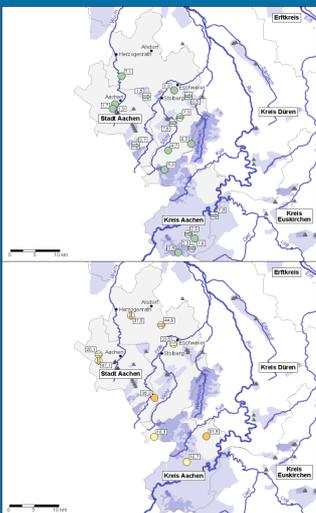


Legende

Abb. 3.3-21 d: Stadt und Kreis Aachen



Legende

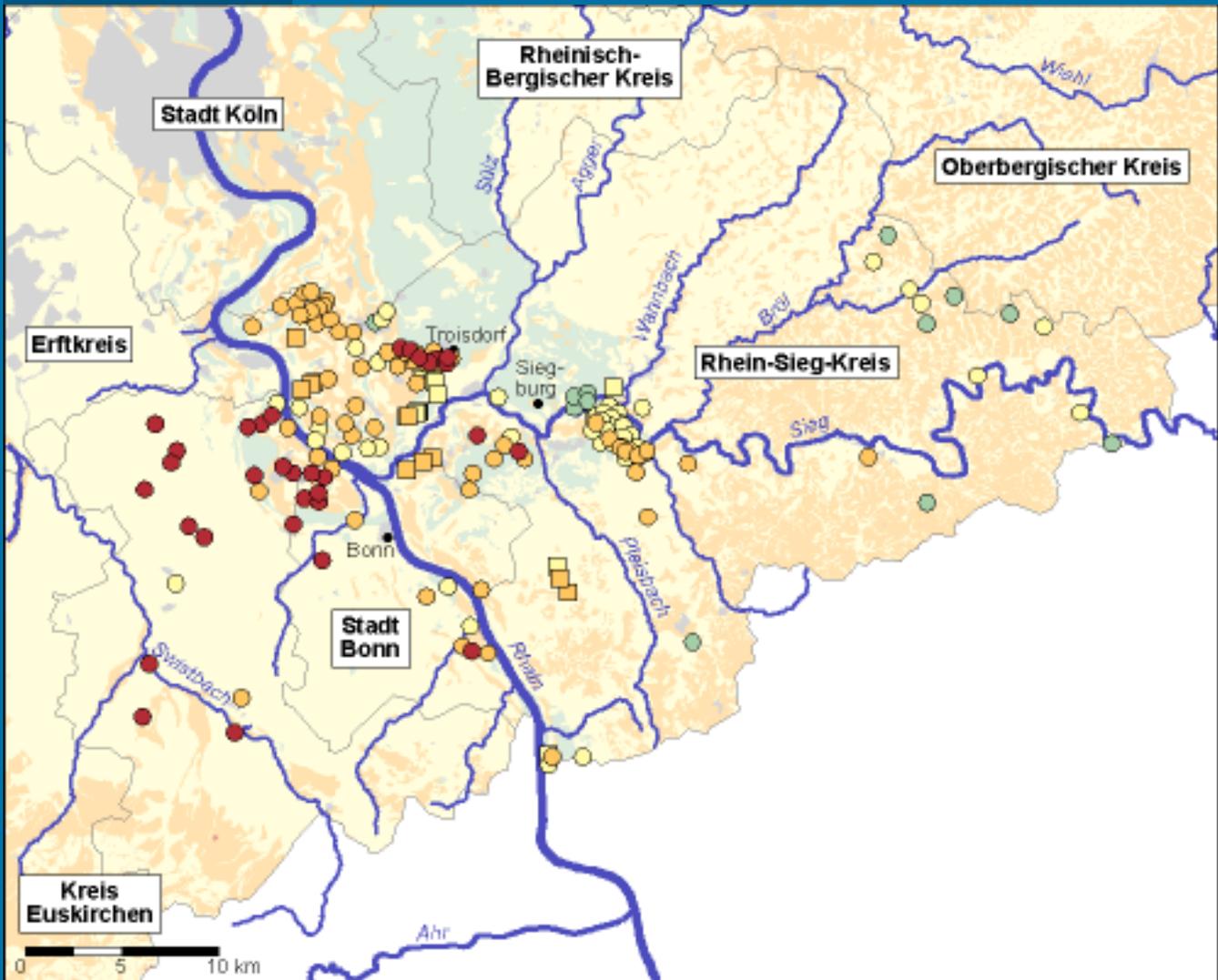


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

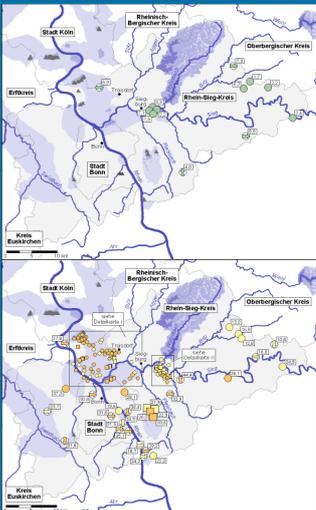
Abb. 3.3-22 a: Stadt Bonn, Rhein-Sieg-Kreis

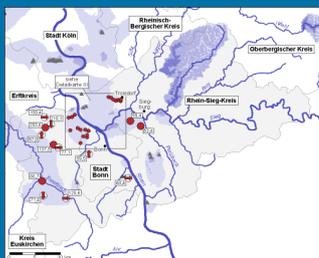
Nitrat-
konzentration
Übersicht

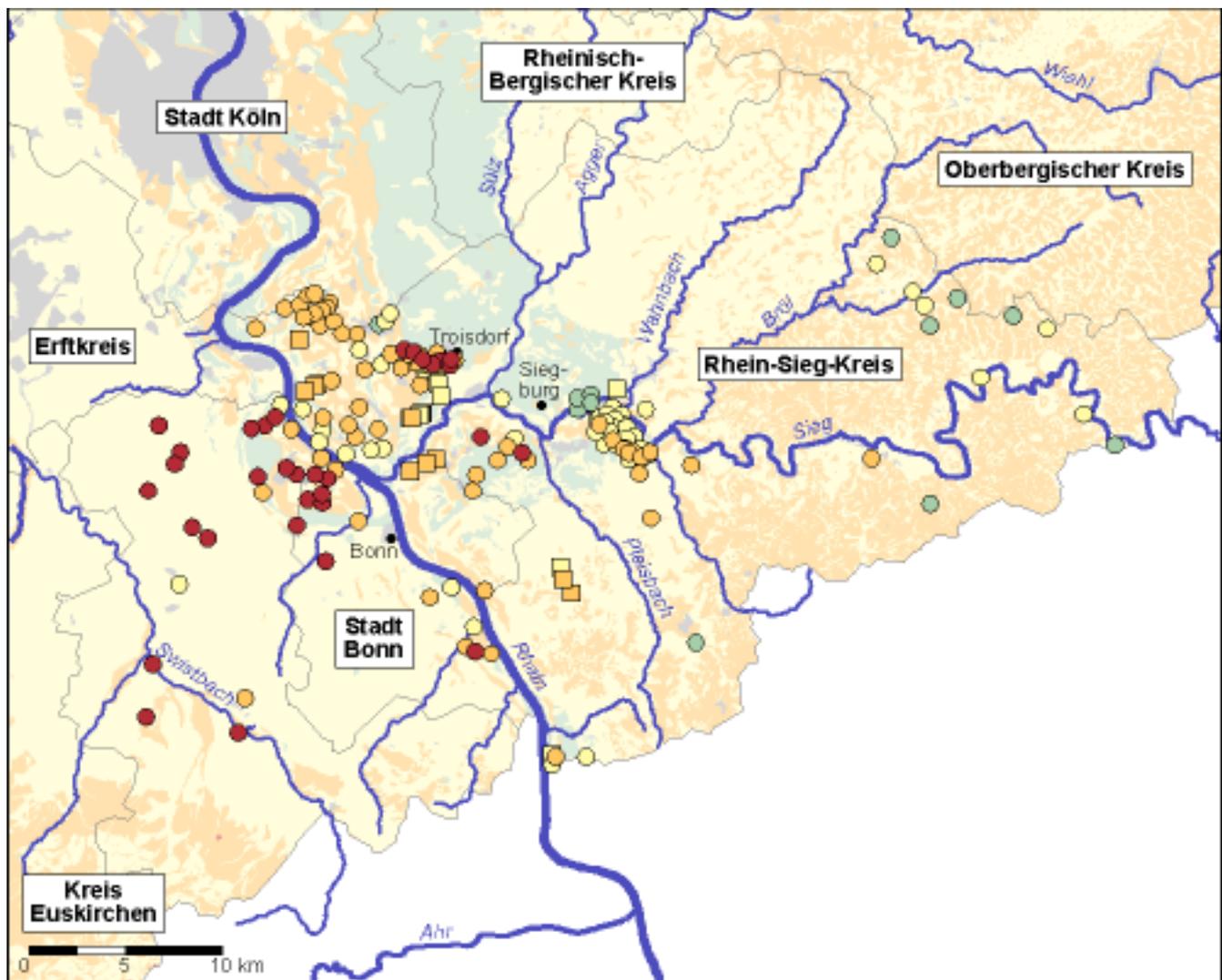


[Legende](#)

[Druck](#)







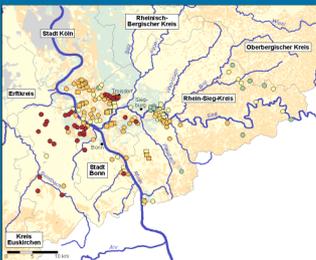
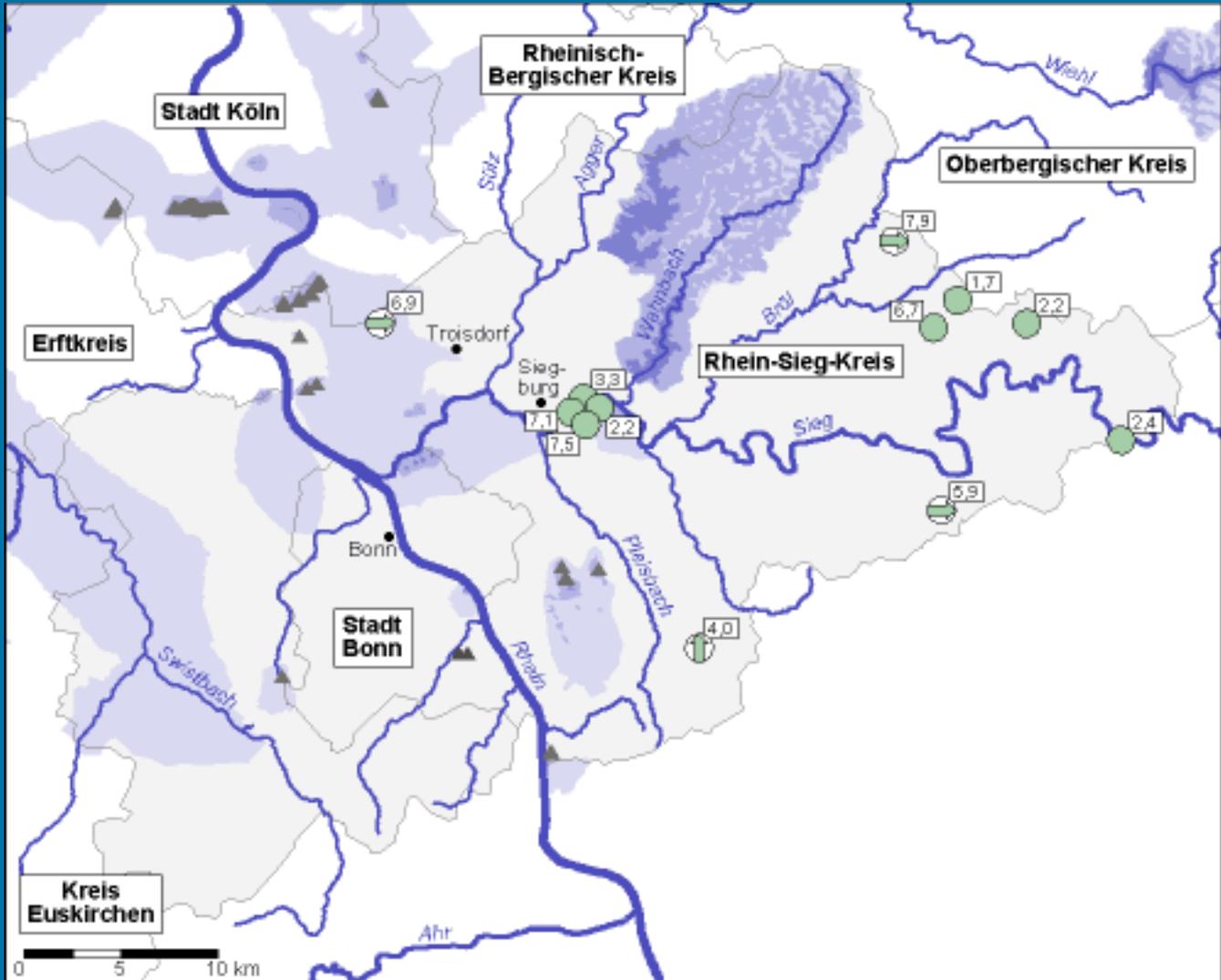
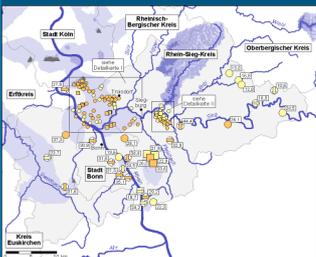
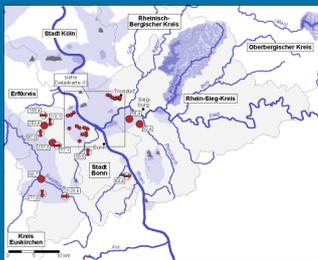


Abb. 3.3-22 b: Stadt Bonn, Rhein-Sieg-Kreis



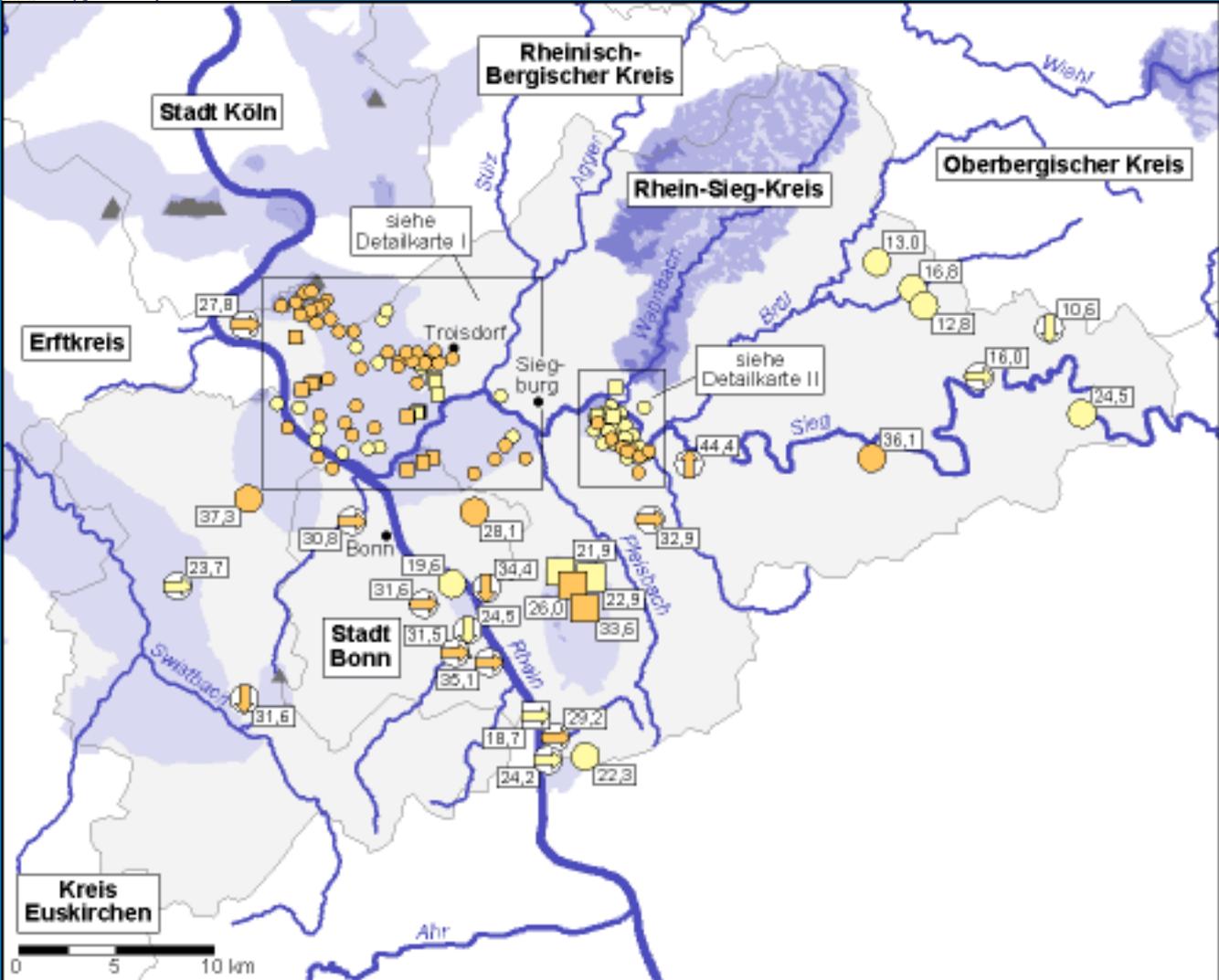
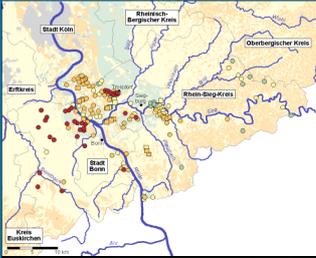
Legende



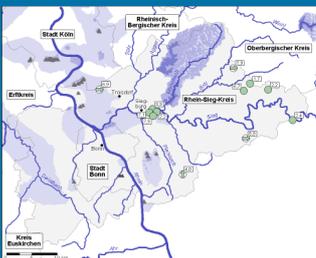


Druck

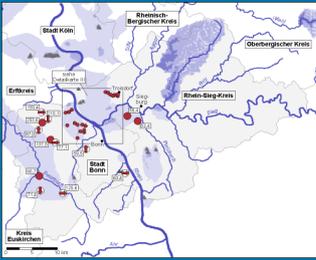
Abb. 3.3-22 c: Stadt Bonn, Rhein-Sieg-Kreis



Druck



Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

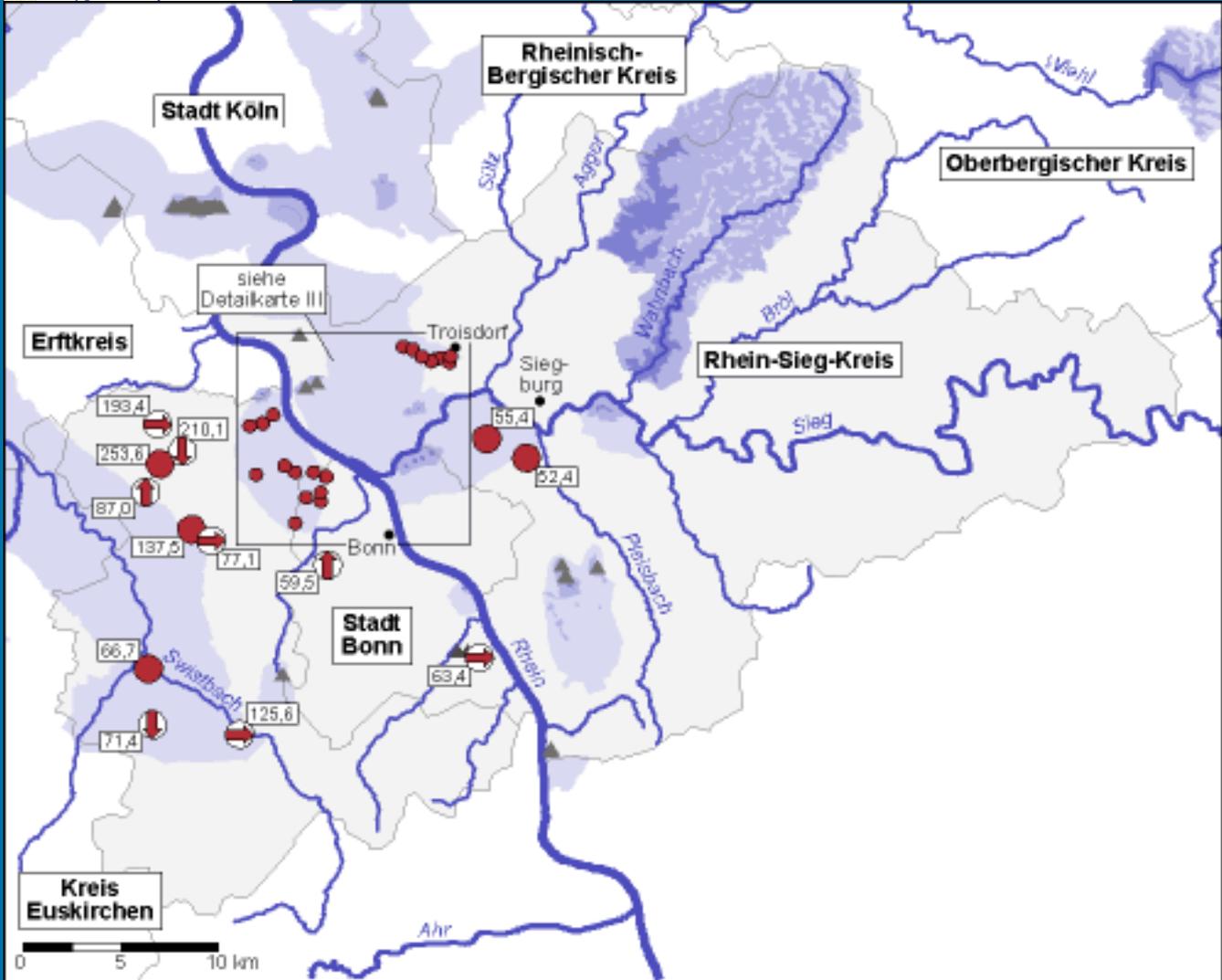
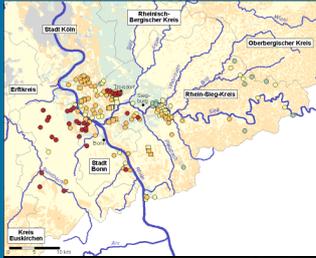


Legende

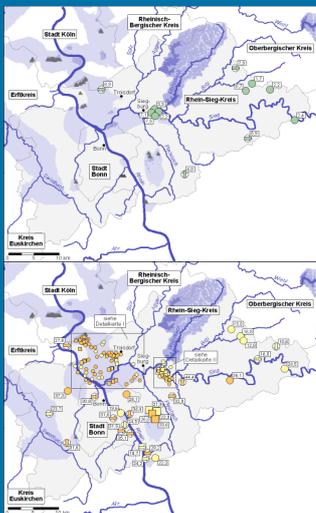
Detailkarte 1

Detailkarte 2

Abb. 3.3-22 d: Stadt Bonn, Rhein-Sieg-Kreis



Legende



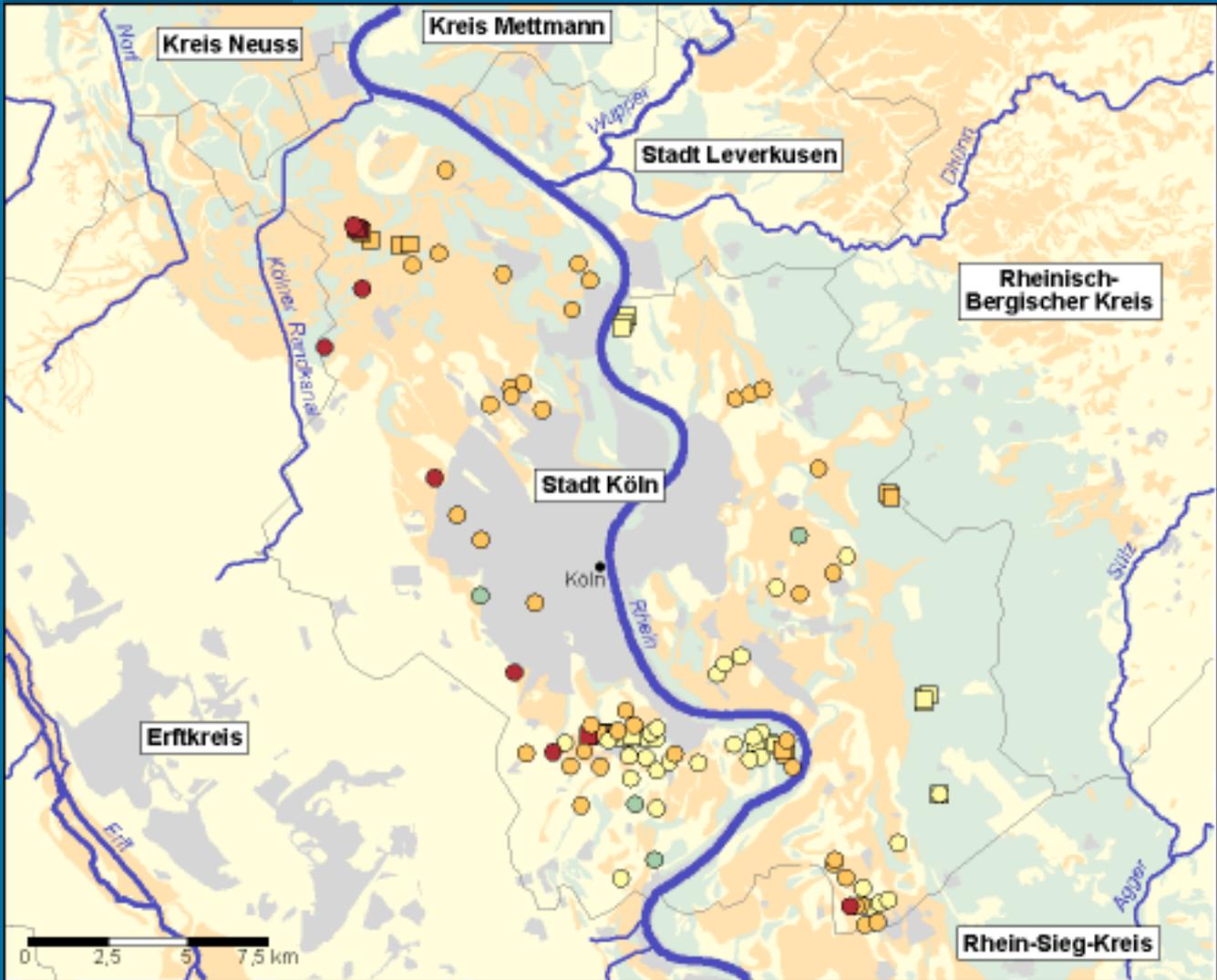


[Druck](#)

[Detailkarte 3](#)

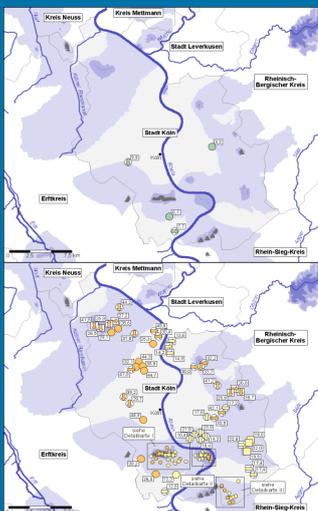
Abb. 3.3-23 a: Stadt Köln

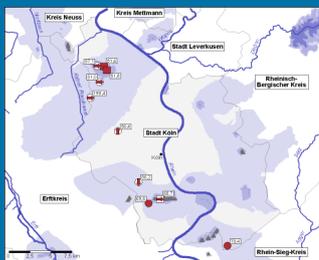
Nitrat-
konzentration
Übersicht



Legende

Druck





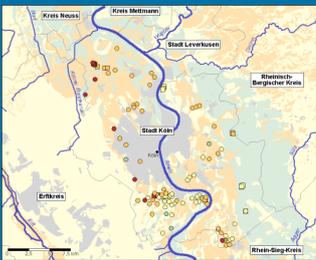
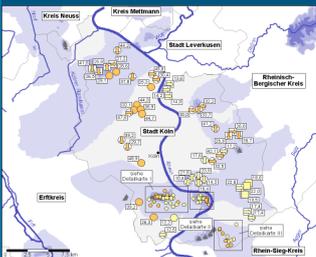
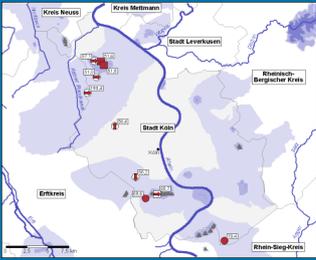


Abb. 3.3-23 b: Stadt Köln



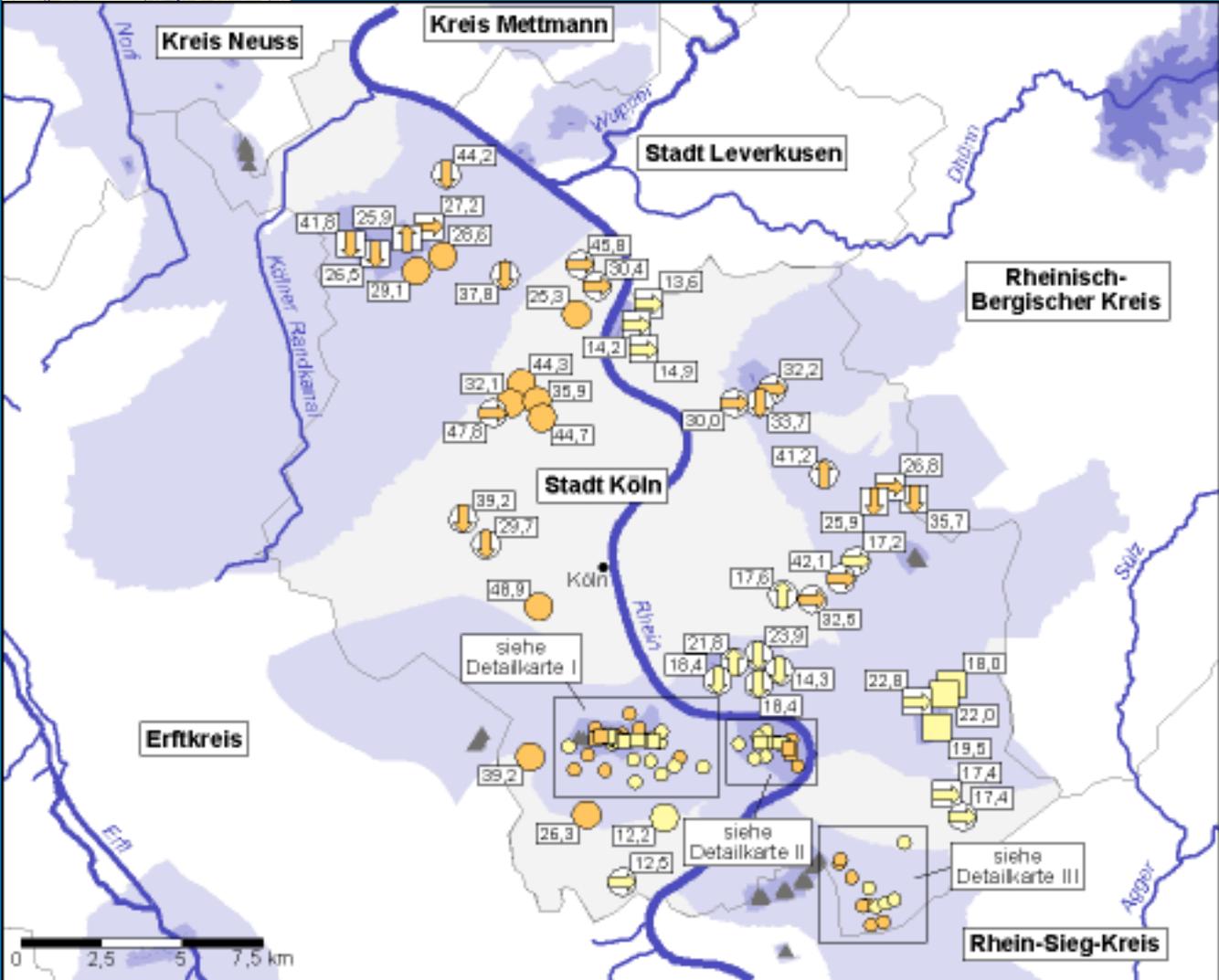
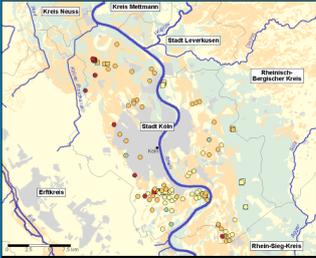
Legende





[Druck](#)

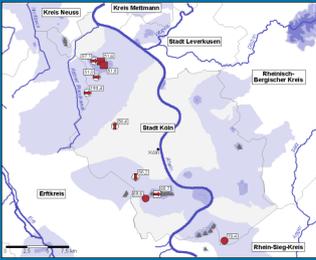
Abb. 3.3-23 c: Stadt Köln



Druck



Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L



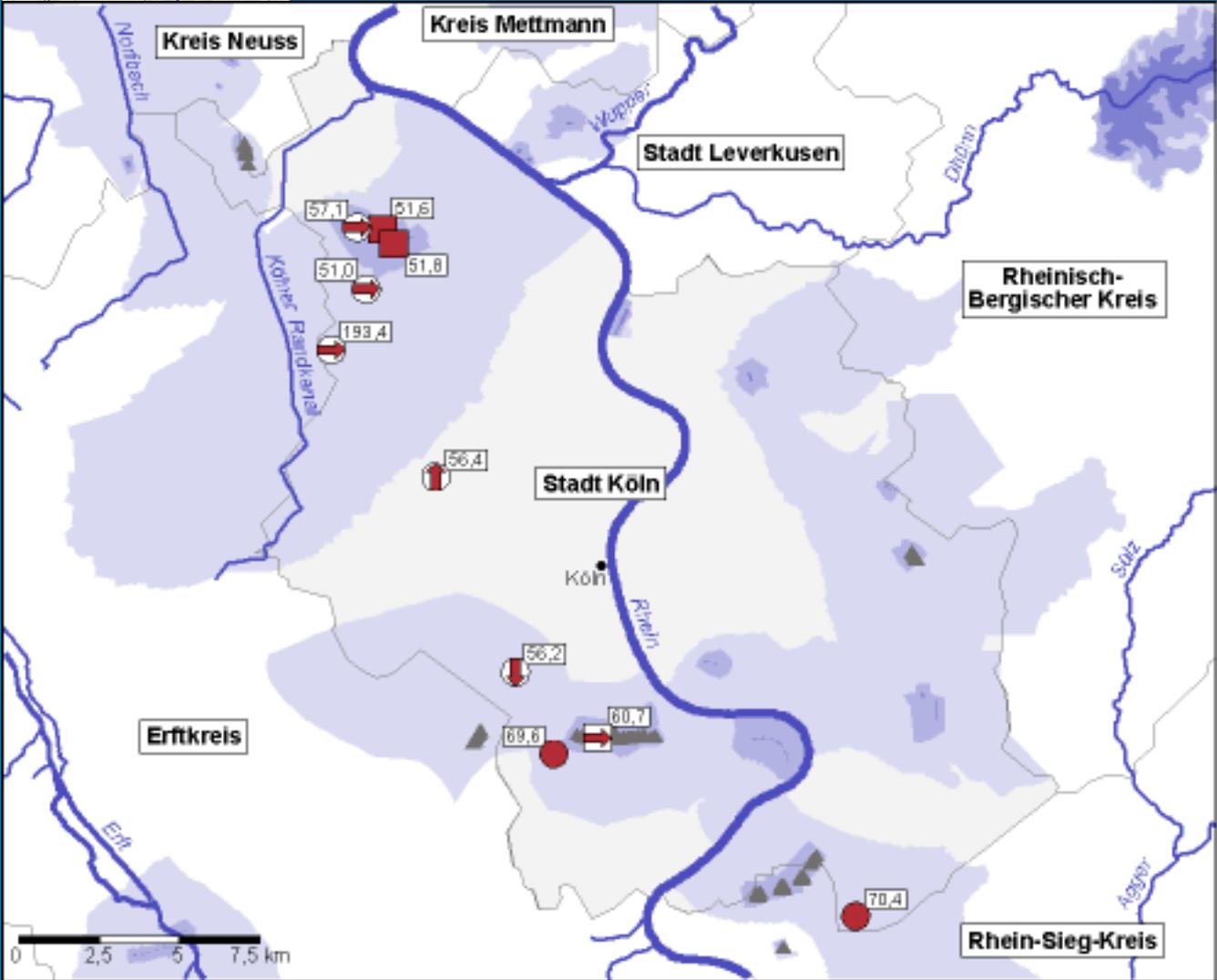
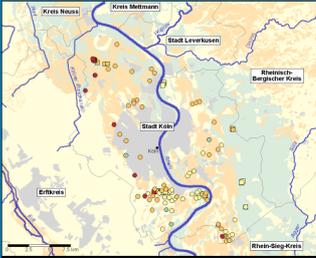
Legende

[Detailkarte 1](#)

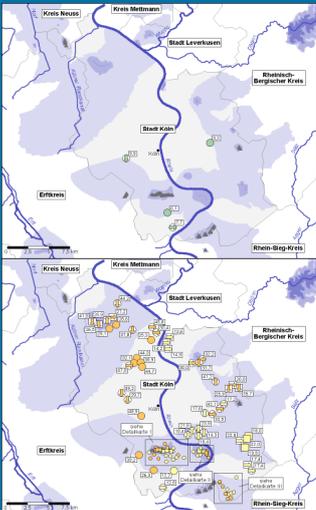
[Detailkarte 3](#)

[Detailkarte 2](#)

Abb. 3.3-23 d: Stadt Köln



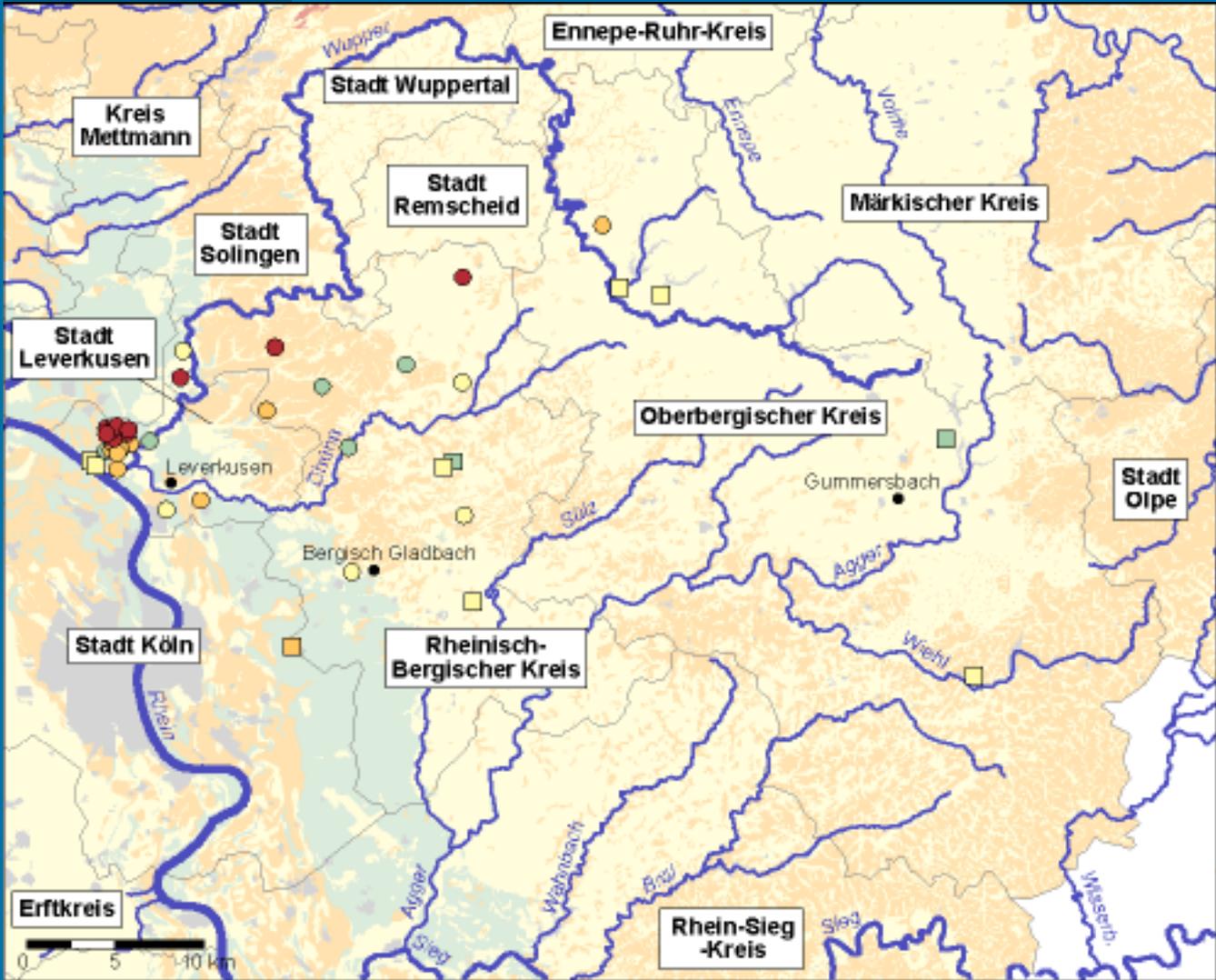
Legende



Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

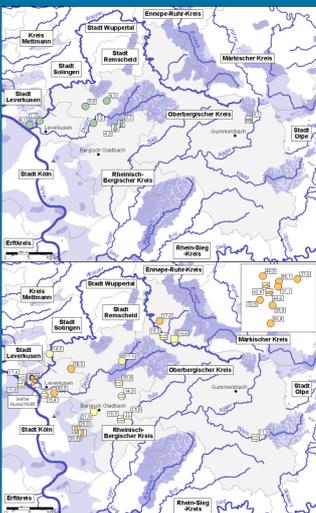
Druck

Nitrat-konzentration Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



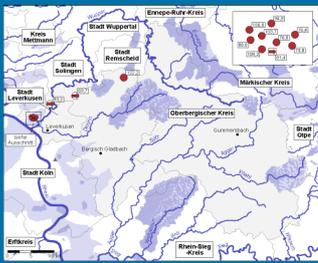
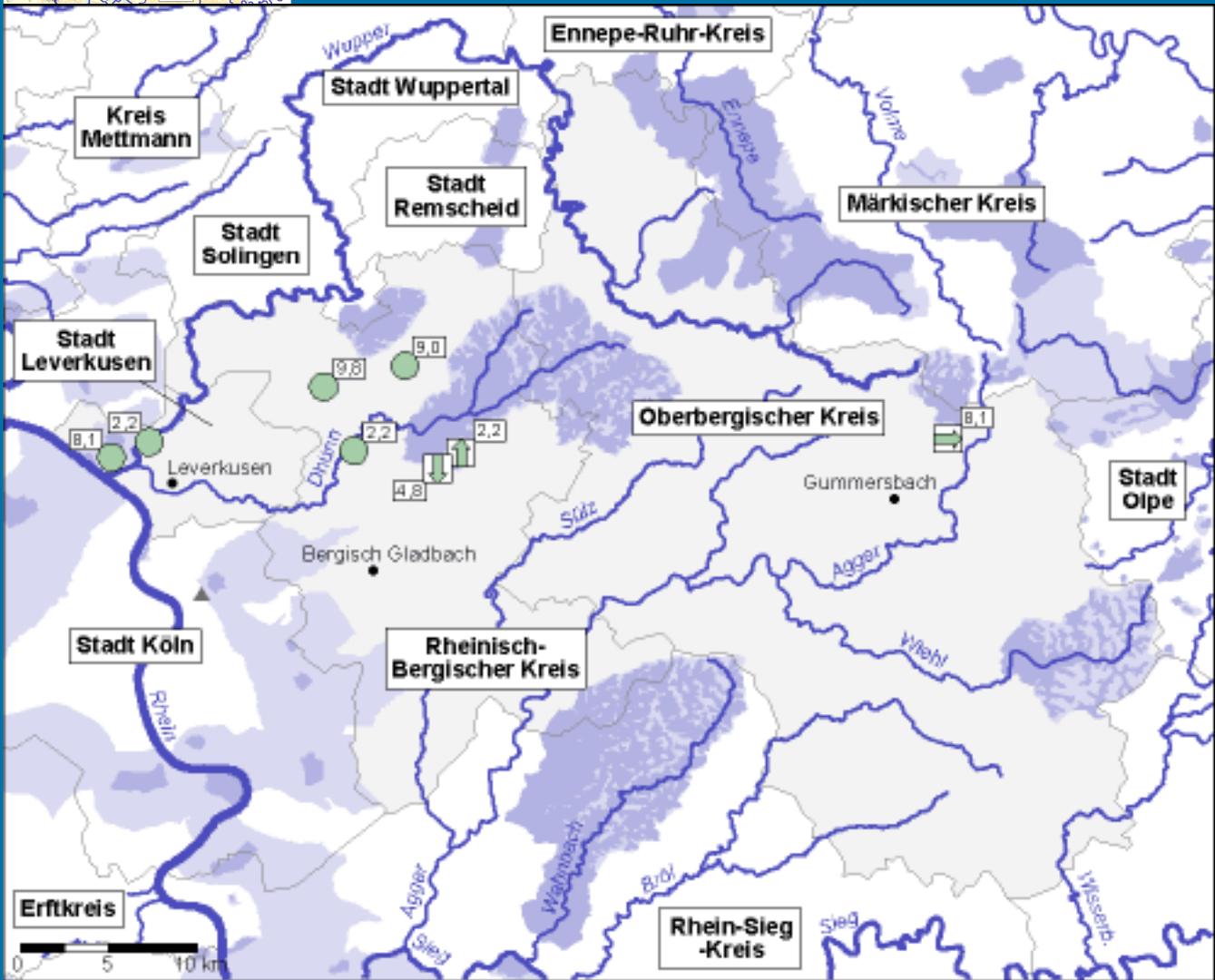
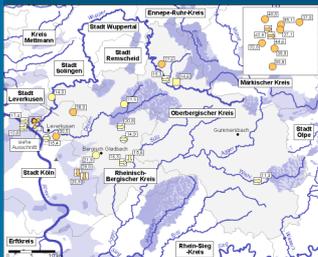


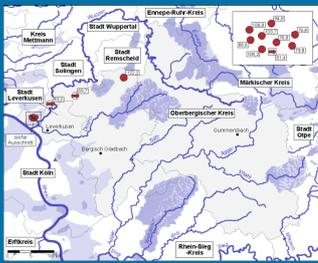
Abb. 3.3-24 a: Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer u. Oberbergischer Kreis



Legende

Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L

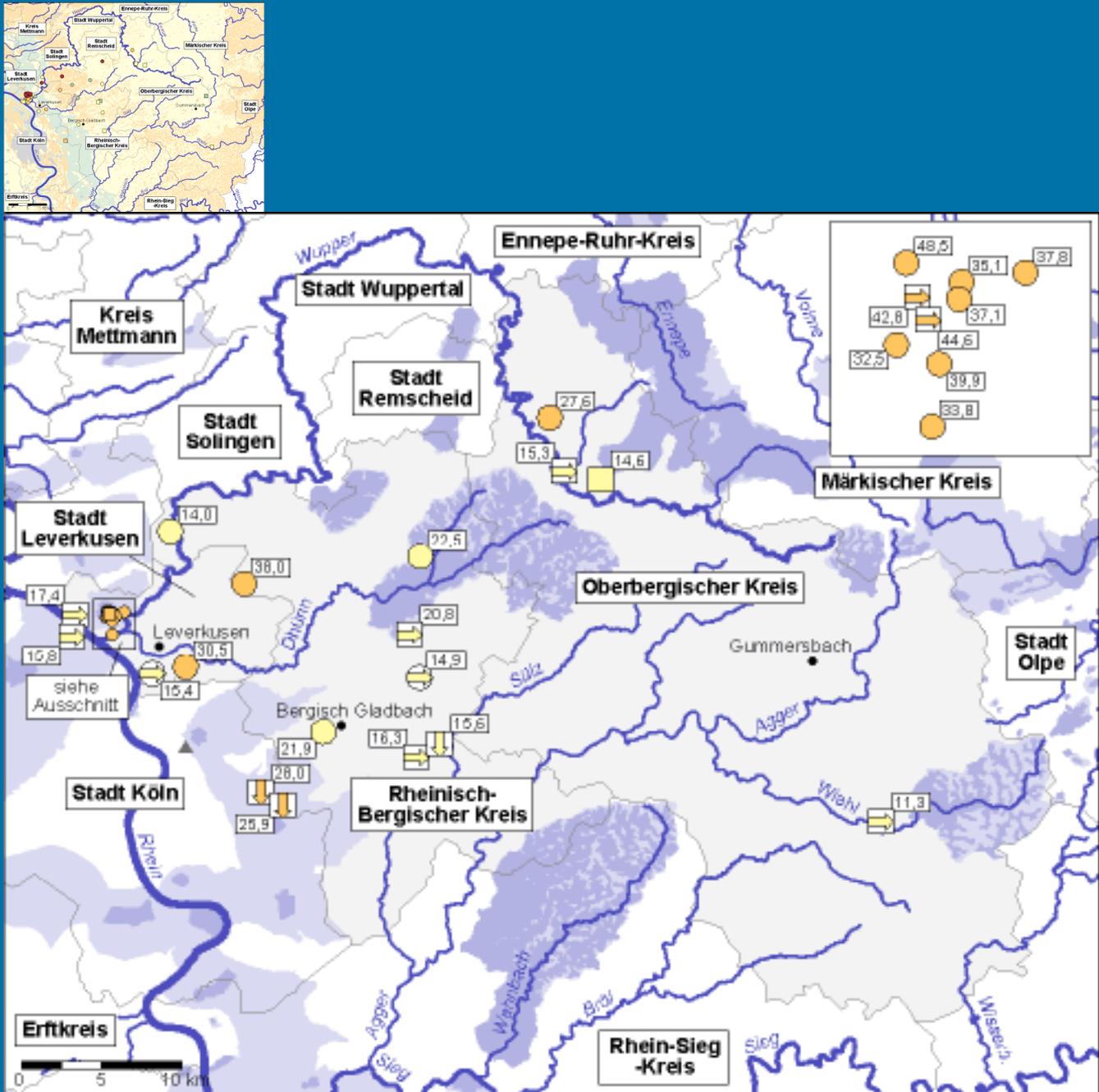




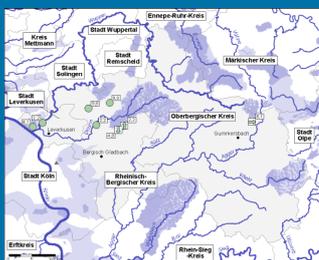
Druck

Abb. 3.3-24 b: Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer u. Oberbergischer Kreis

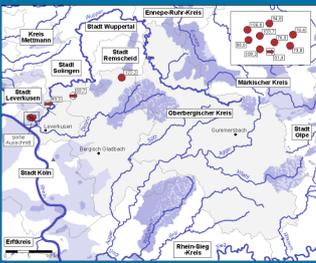
Abb. 3.3-24 c: Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer u. Oberbergischer Kreis



Druck

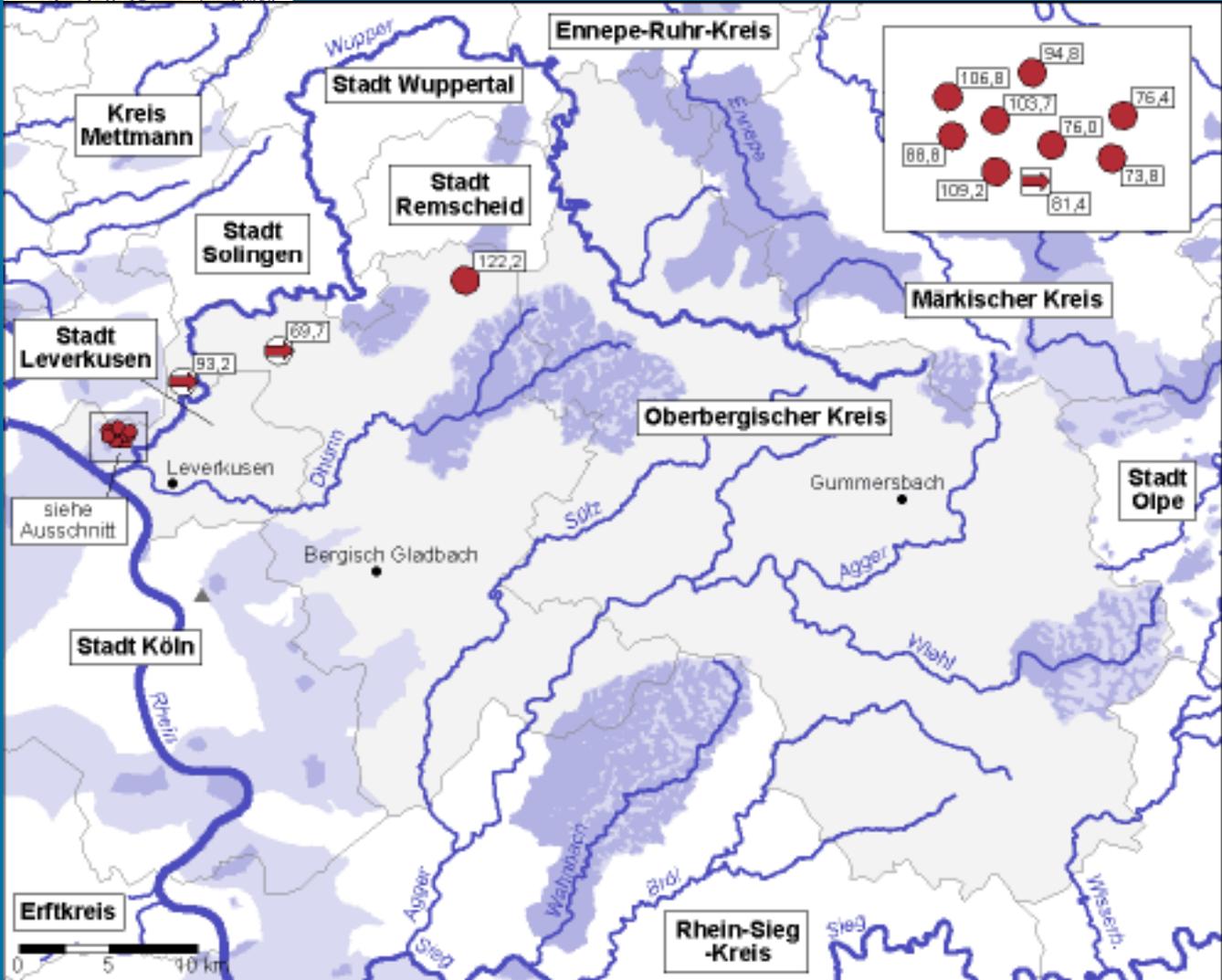
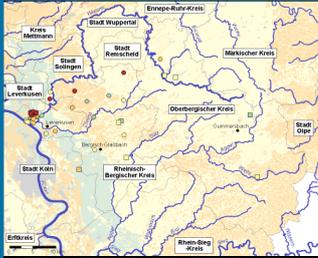


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

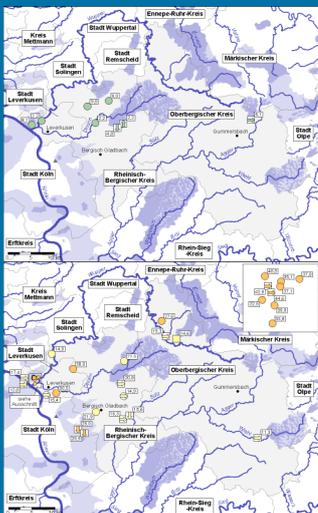


Legende

Abb. 3.3-24 d: Stadt Leverkusen, Rheinisch-Bergischer u. Oberbergischer Kreis



Legende

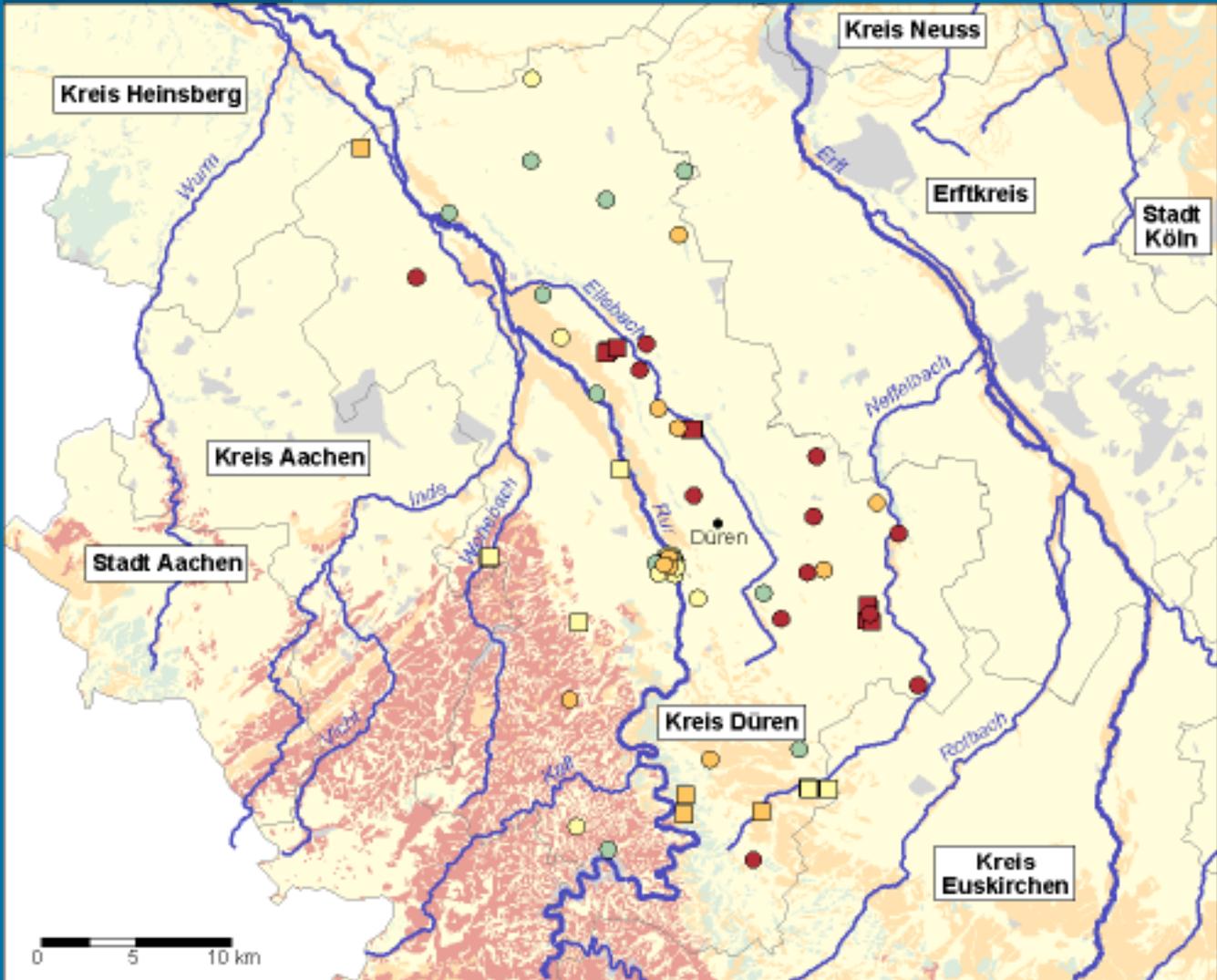


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

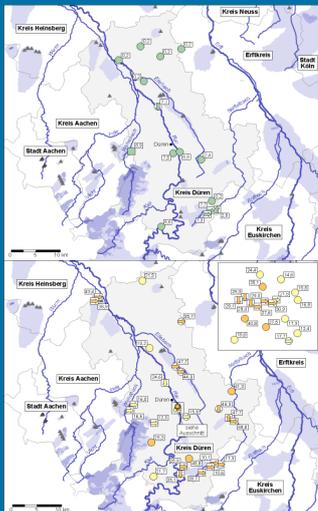
Abb. 3.3-25 a: Kreis Düren

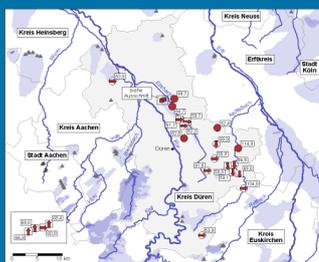
Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





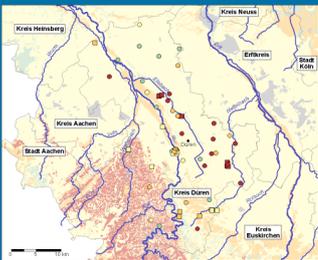
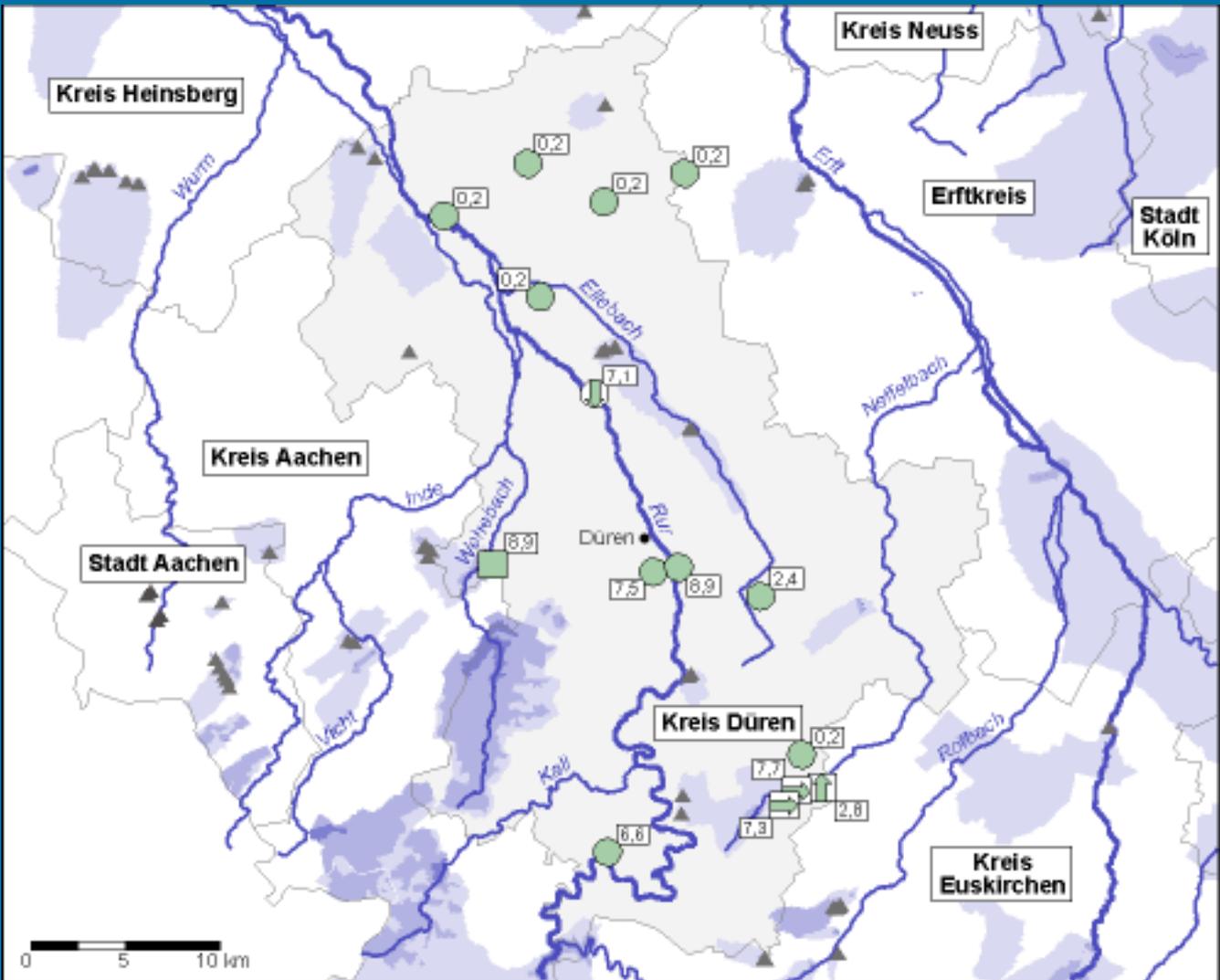
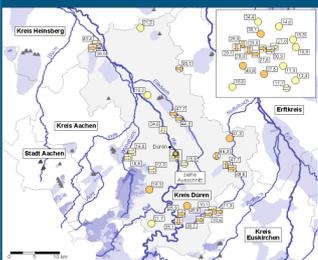


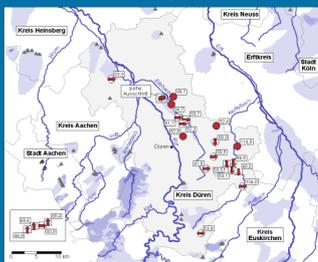
Abb. 3.3-25 b: Kreis Düren



Legende

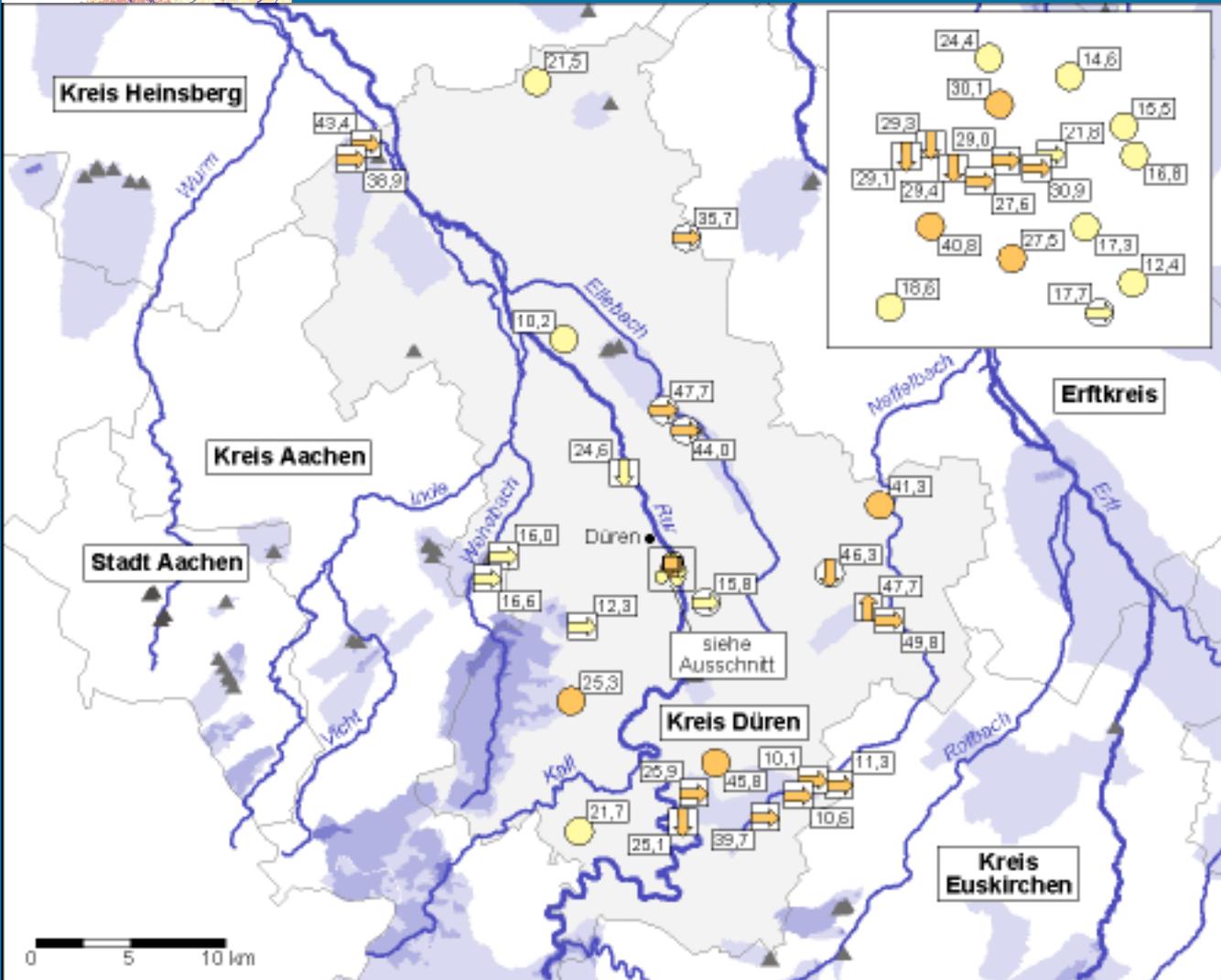
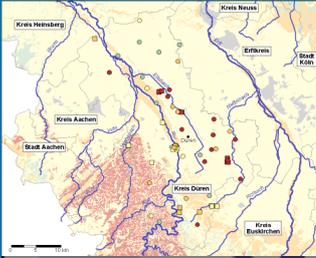
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



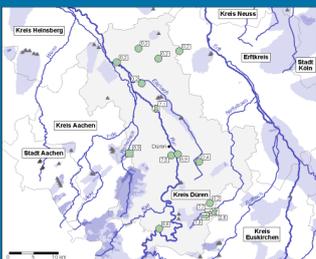


Druck

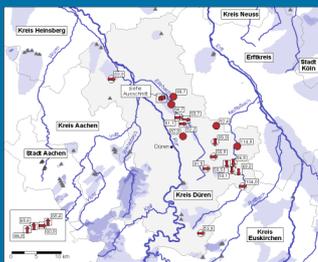
Abb. 3.3-25 c: Kreis Düren



Druck

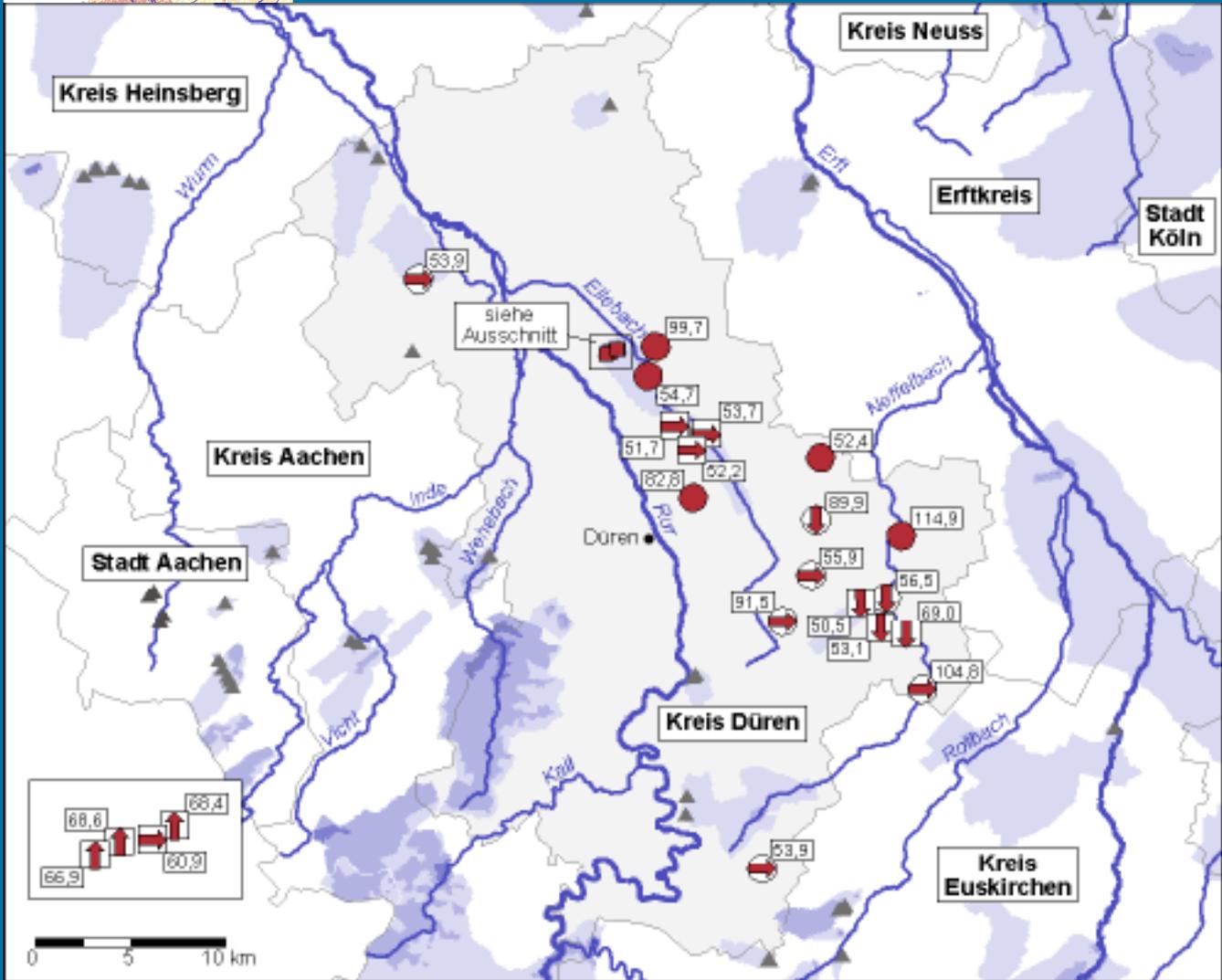
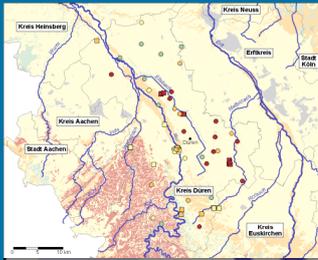


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

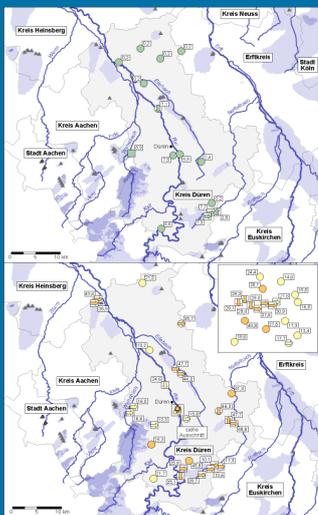


Legende

Abb. 3.3-25 d: Kreis Düren



Legende

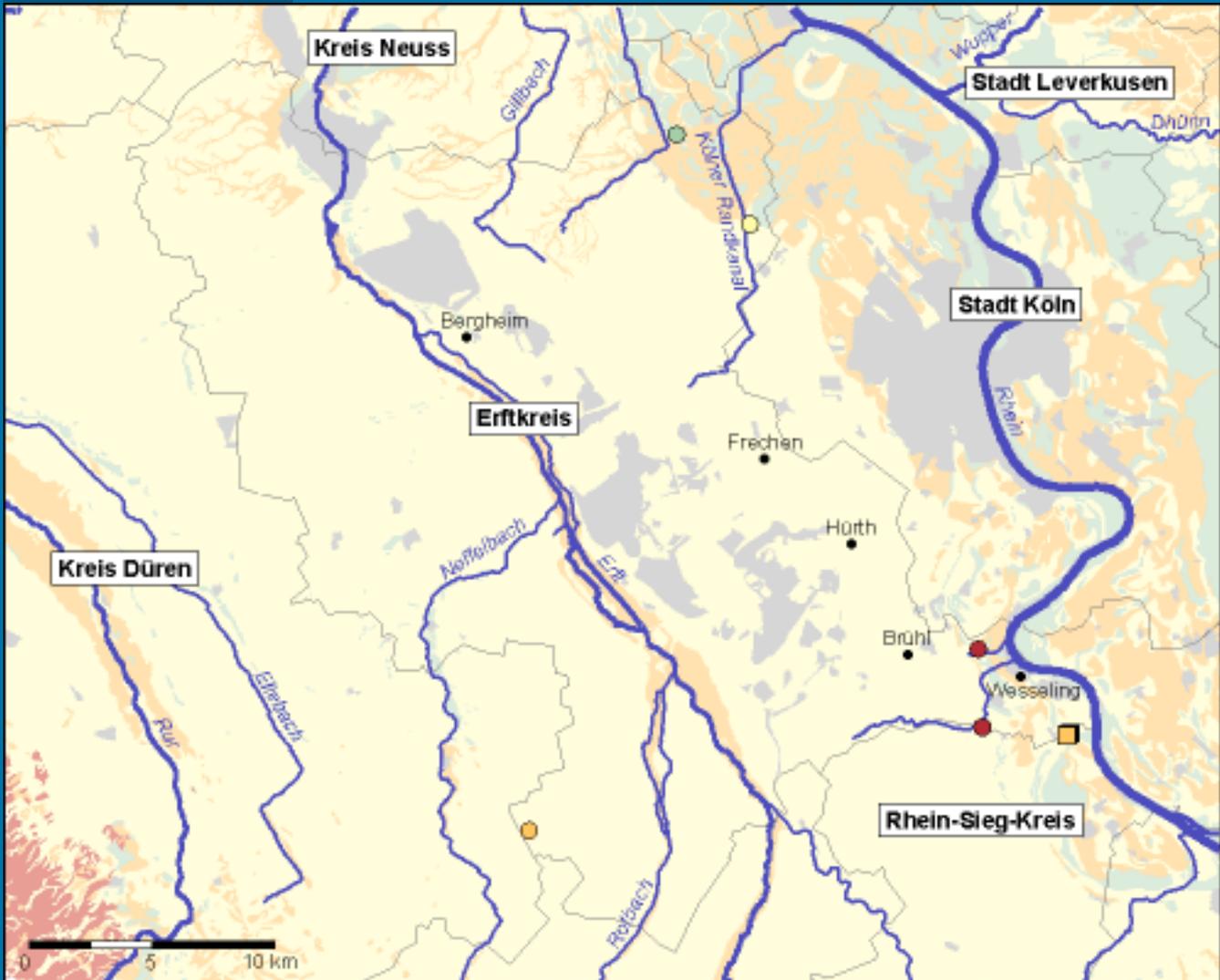


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

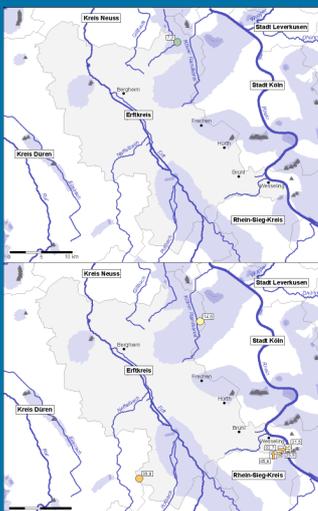
Abb. 3.3-26 a: Erftkreis

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



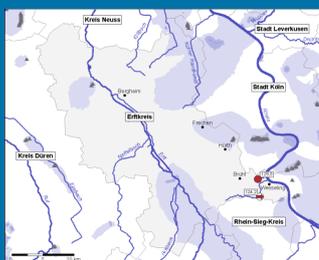
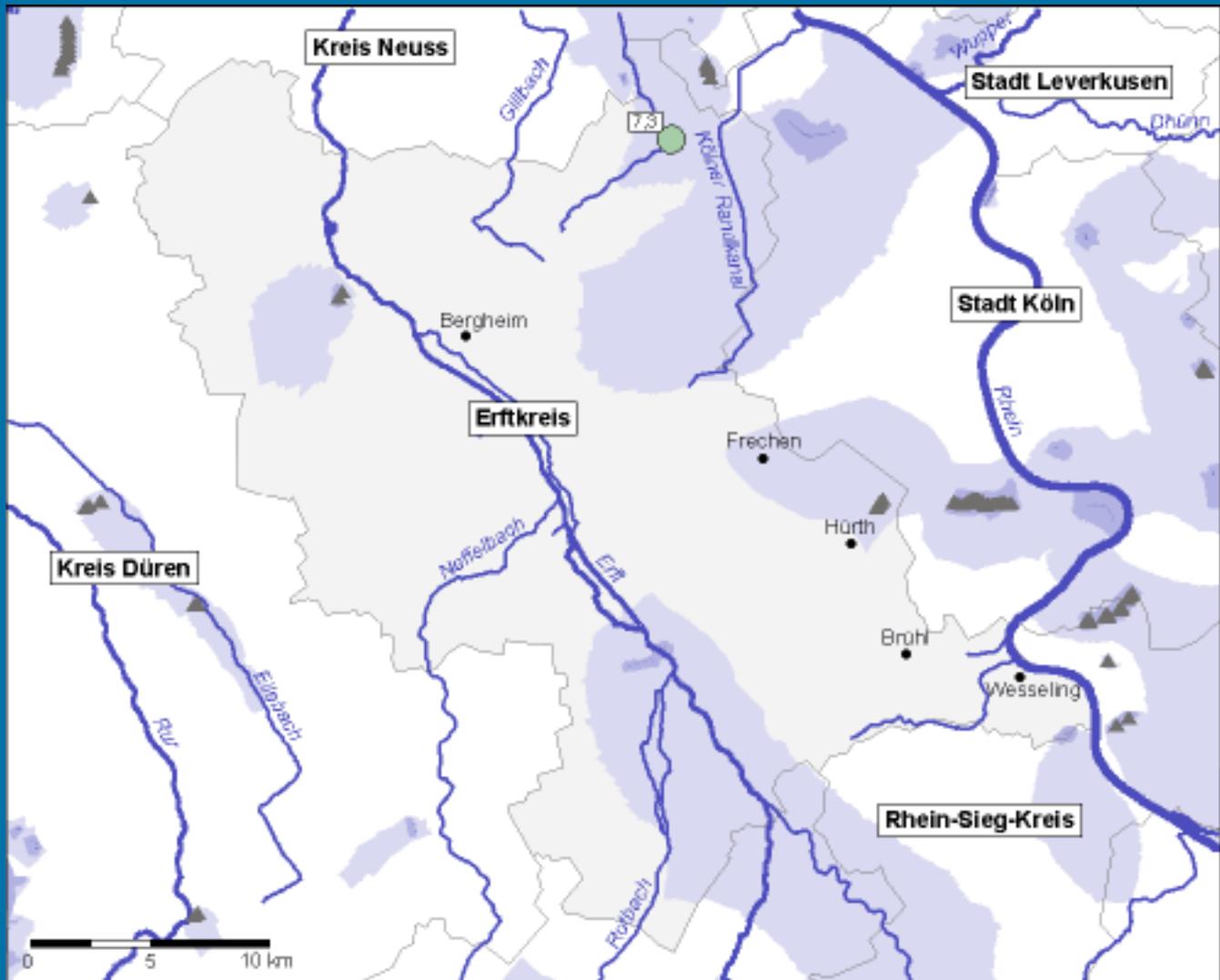


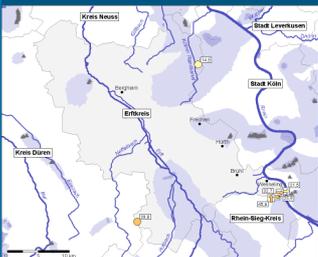


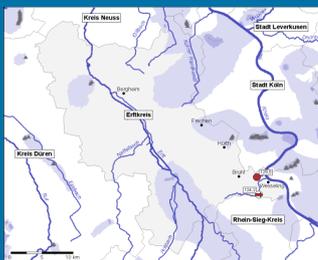
Abb. 3.3-26 b: Erftkreis



Legende

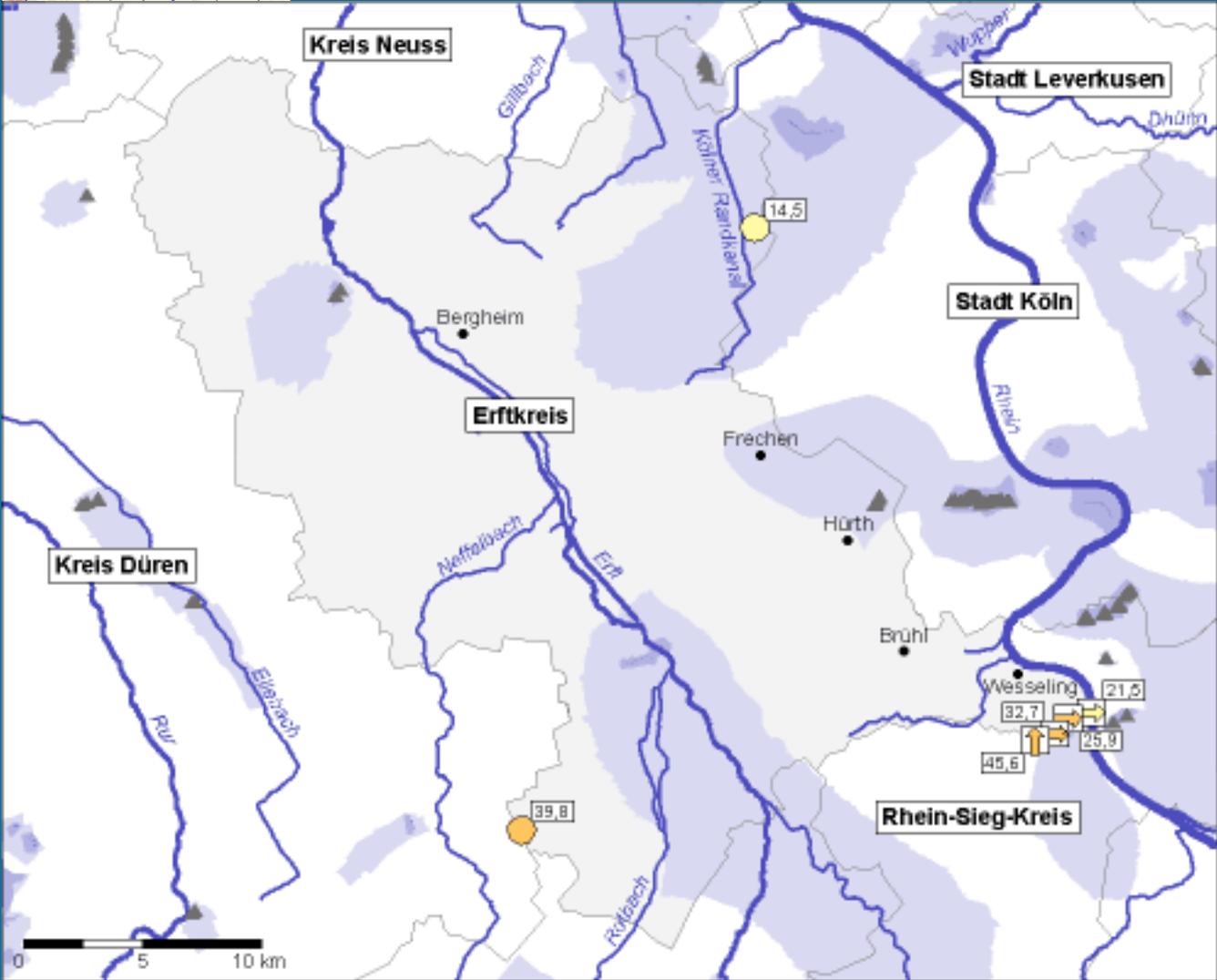
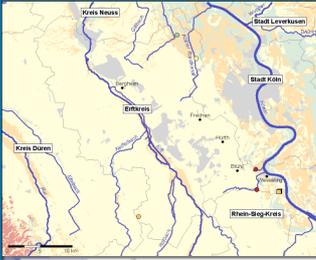
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



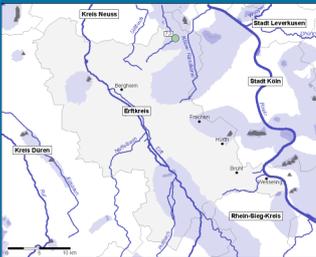


[Druck](#)

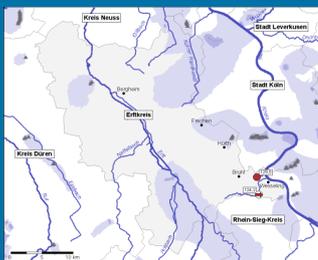
Abb. 3.3-26 c: Erftkreis



Druck

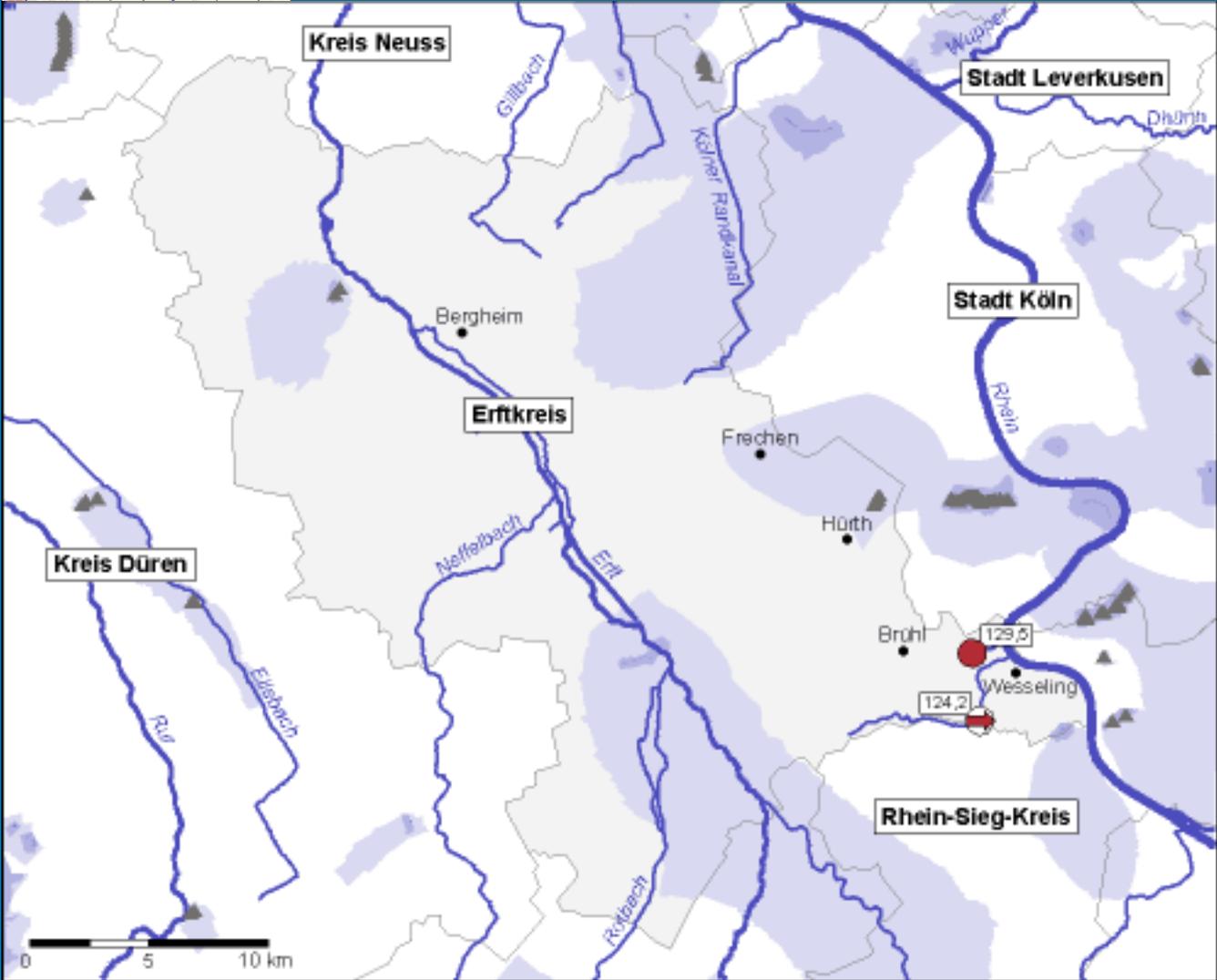
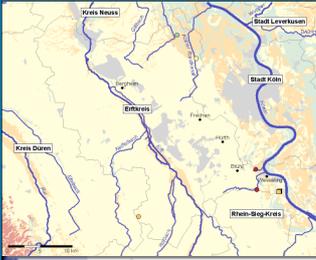


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

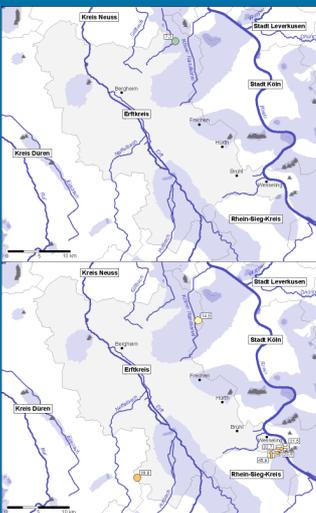


Legende

Abb. 3.3-26 d: Erftkreis



Legende

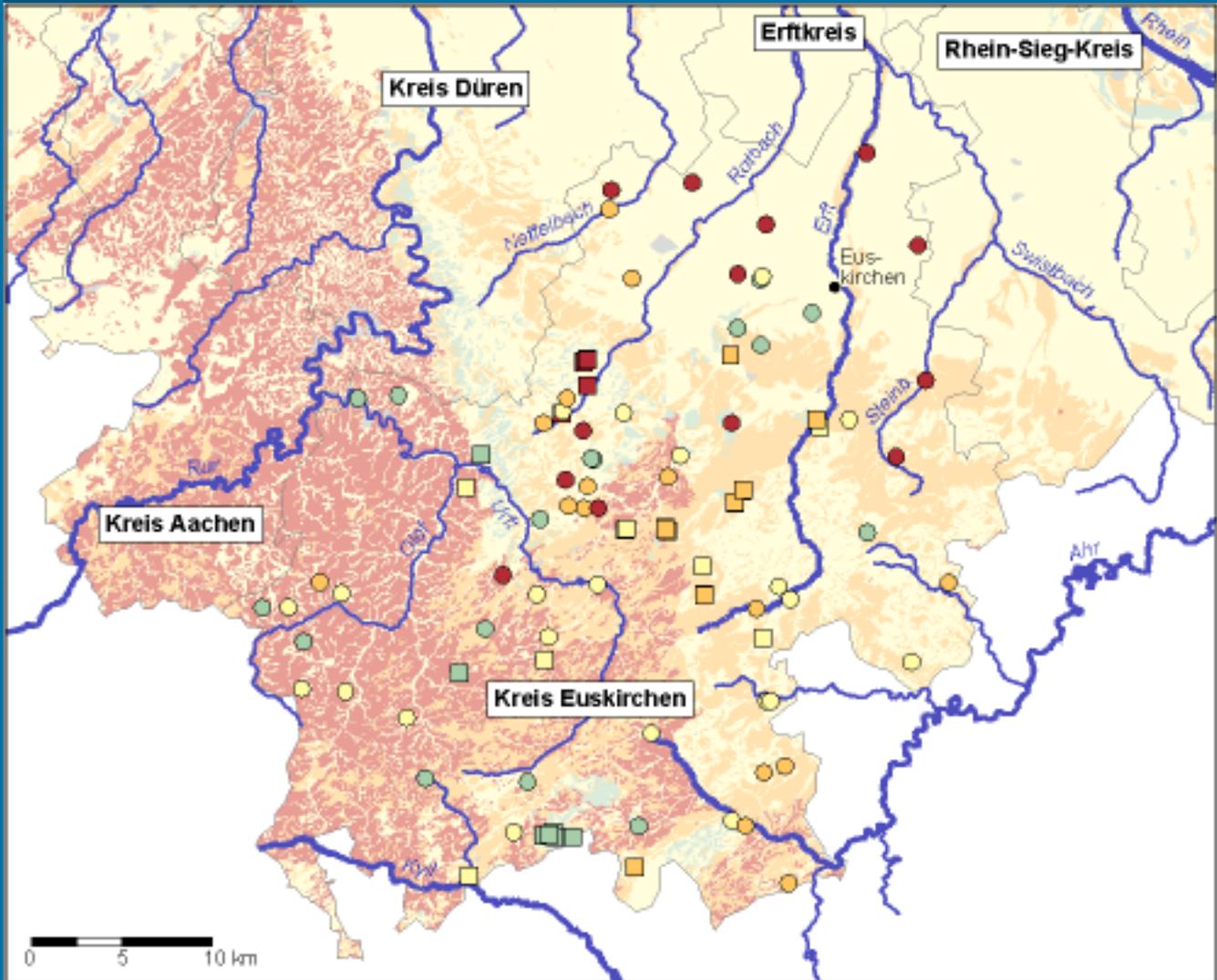




[Druck](#)

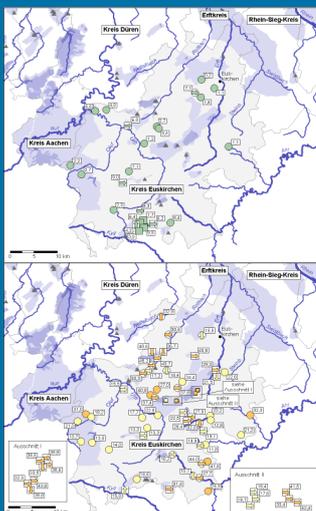
Abb. 3.3-27 a: Kreis Euskirchen

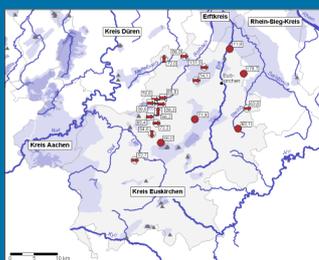
Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





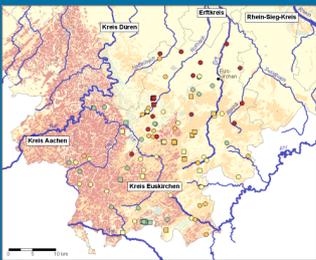
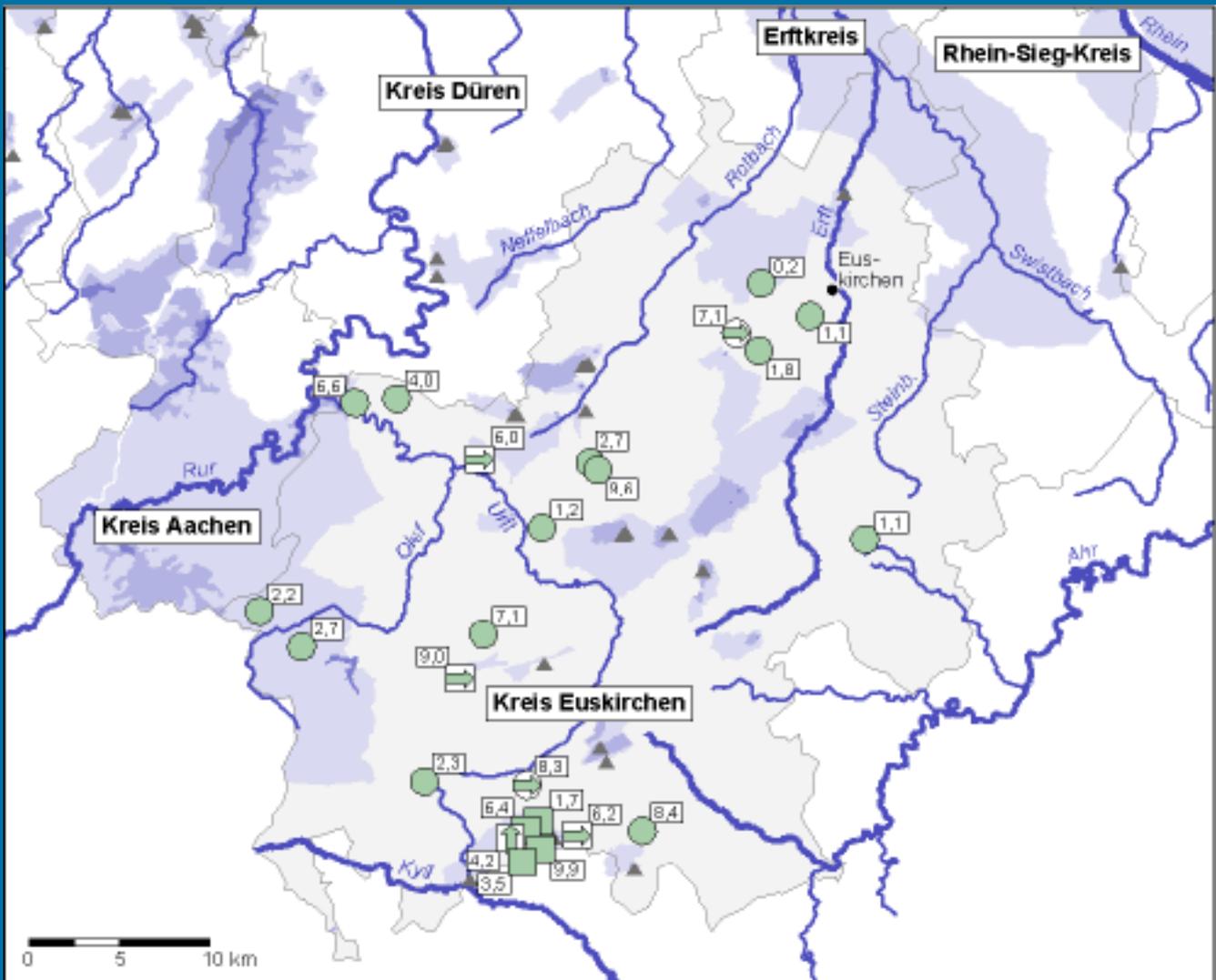
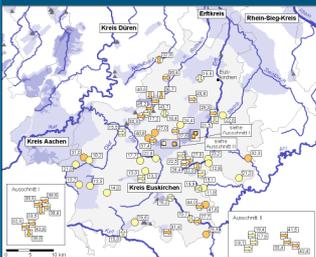
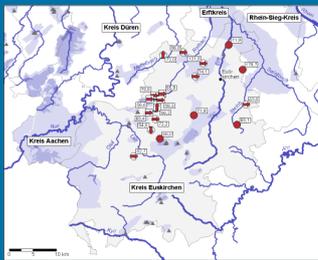


Abb. 3.3-27 b: Kreis Euskirchen



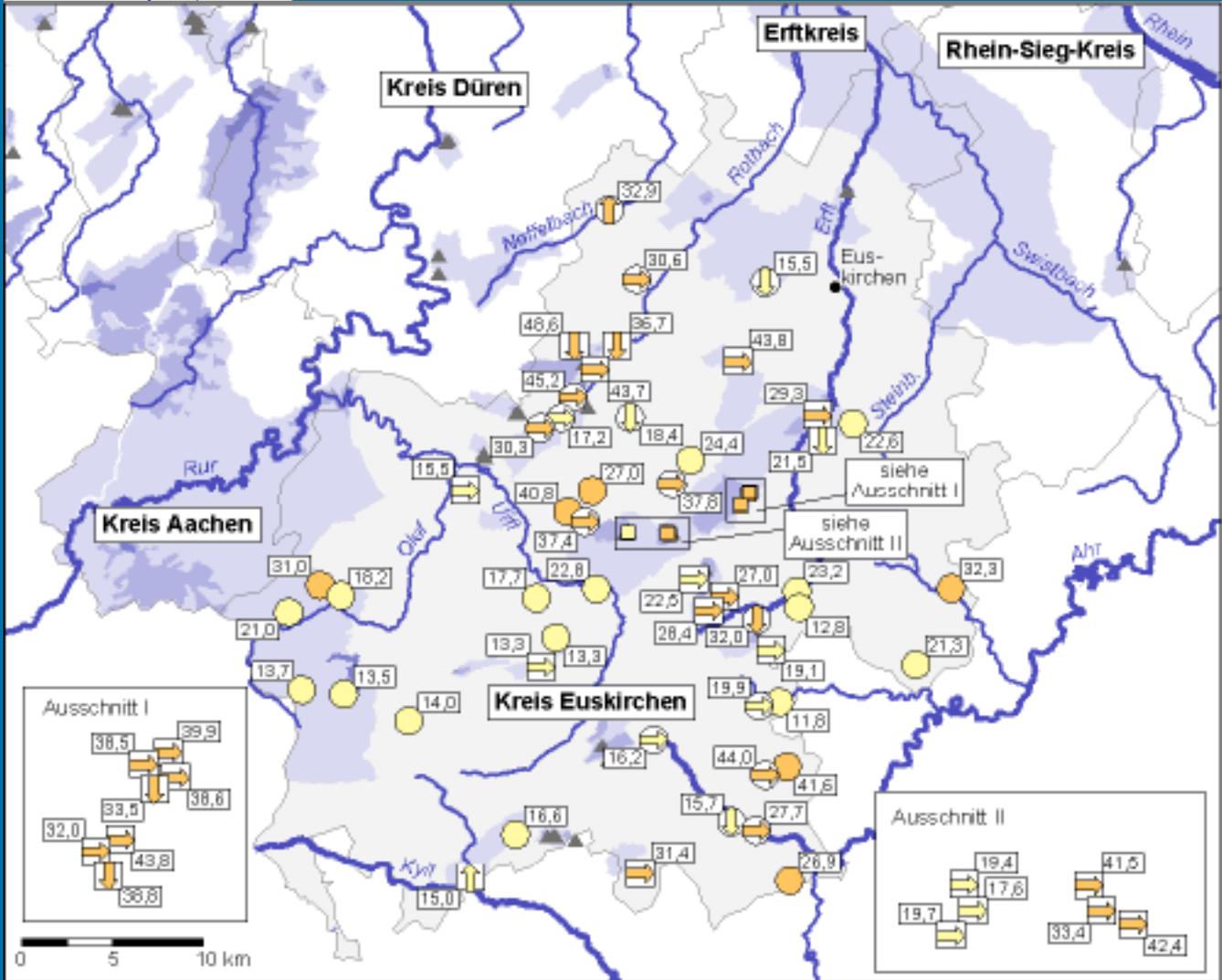
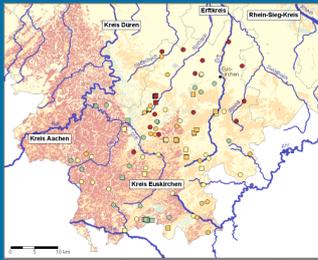
Legende



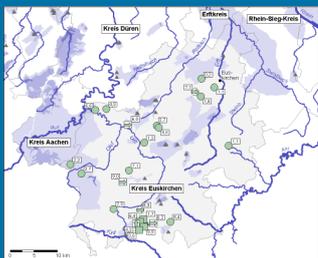


[Druck](#)

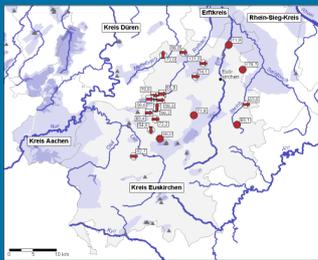
Abb. 3.3-27 c: Kreis Euskirchen



Druck

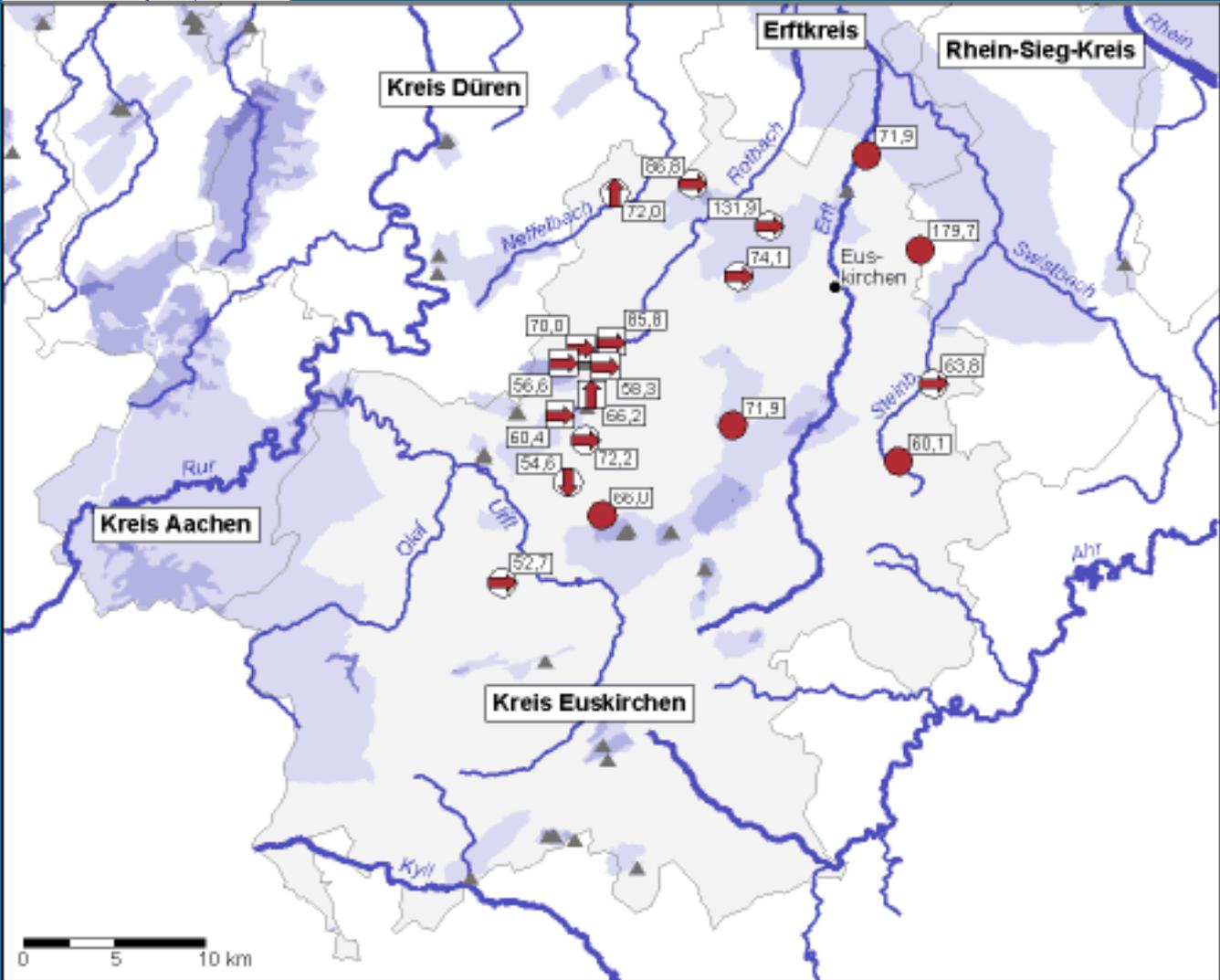
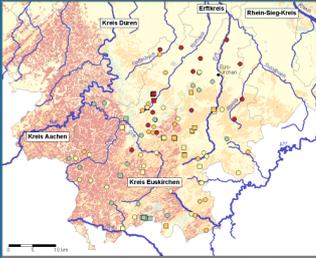


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

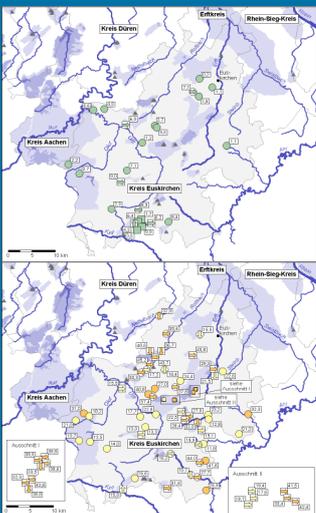


Legende

Abb. 3.3-27 d: Kreis Euskirchen



Legende

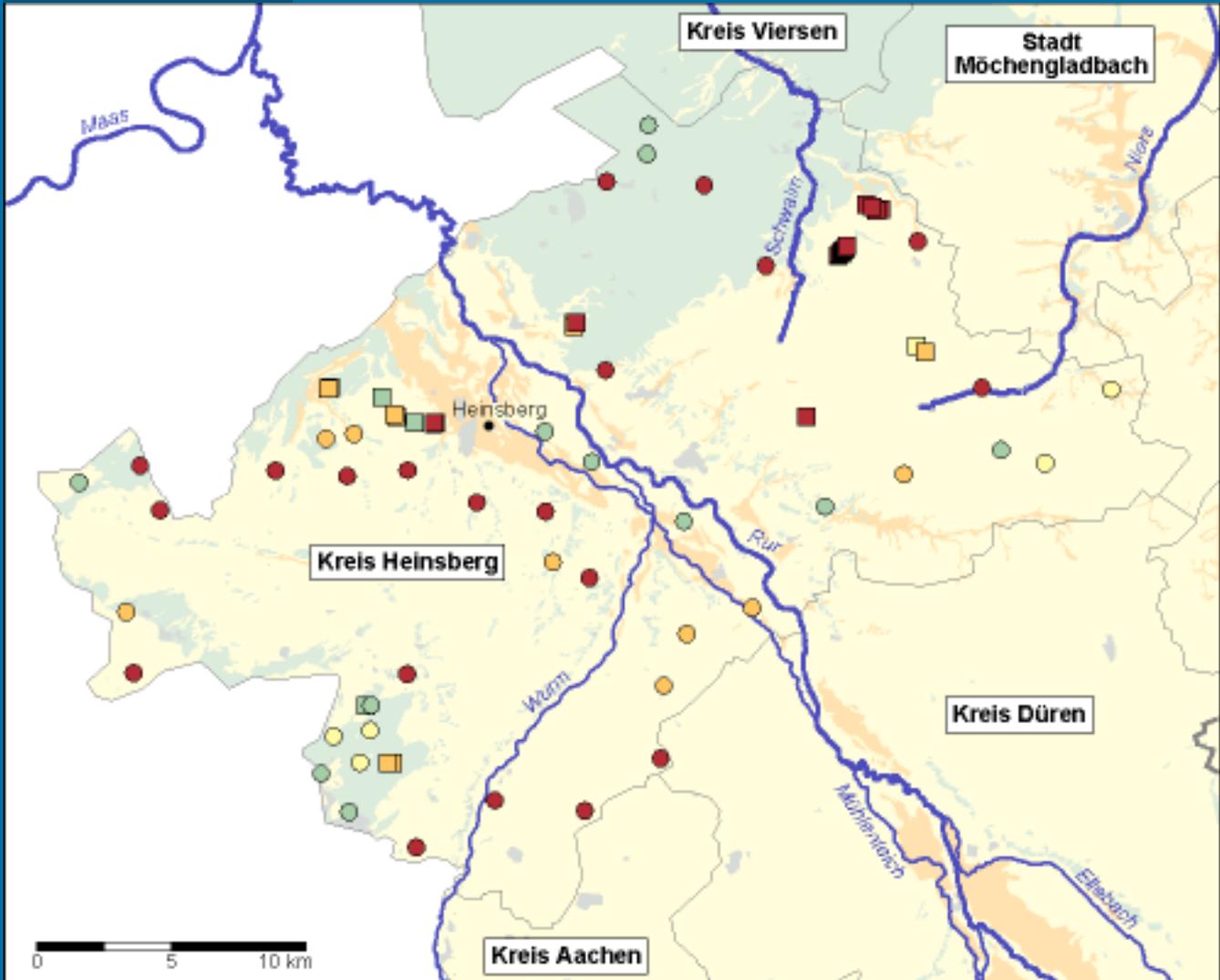


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

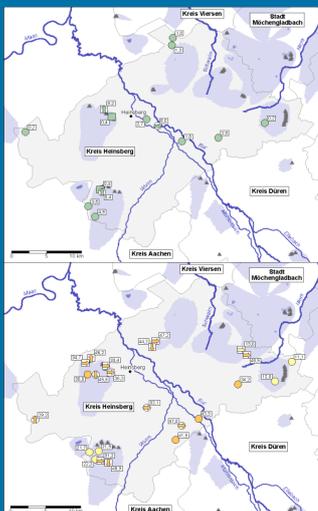
Abb. 3.3-28 a: Kreis Heinsberg

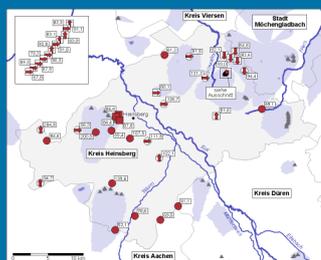
Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





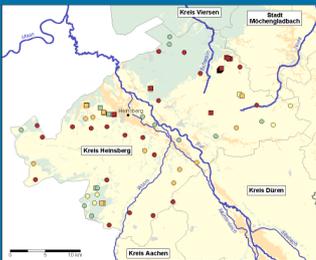
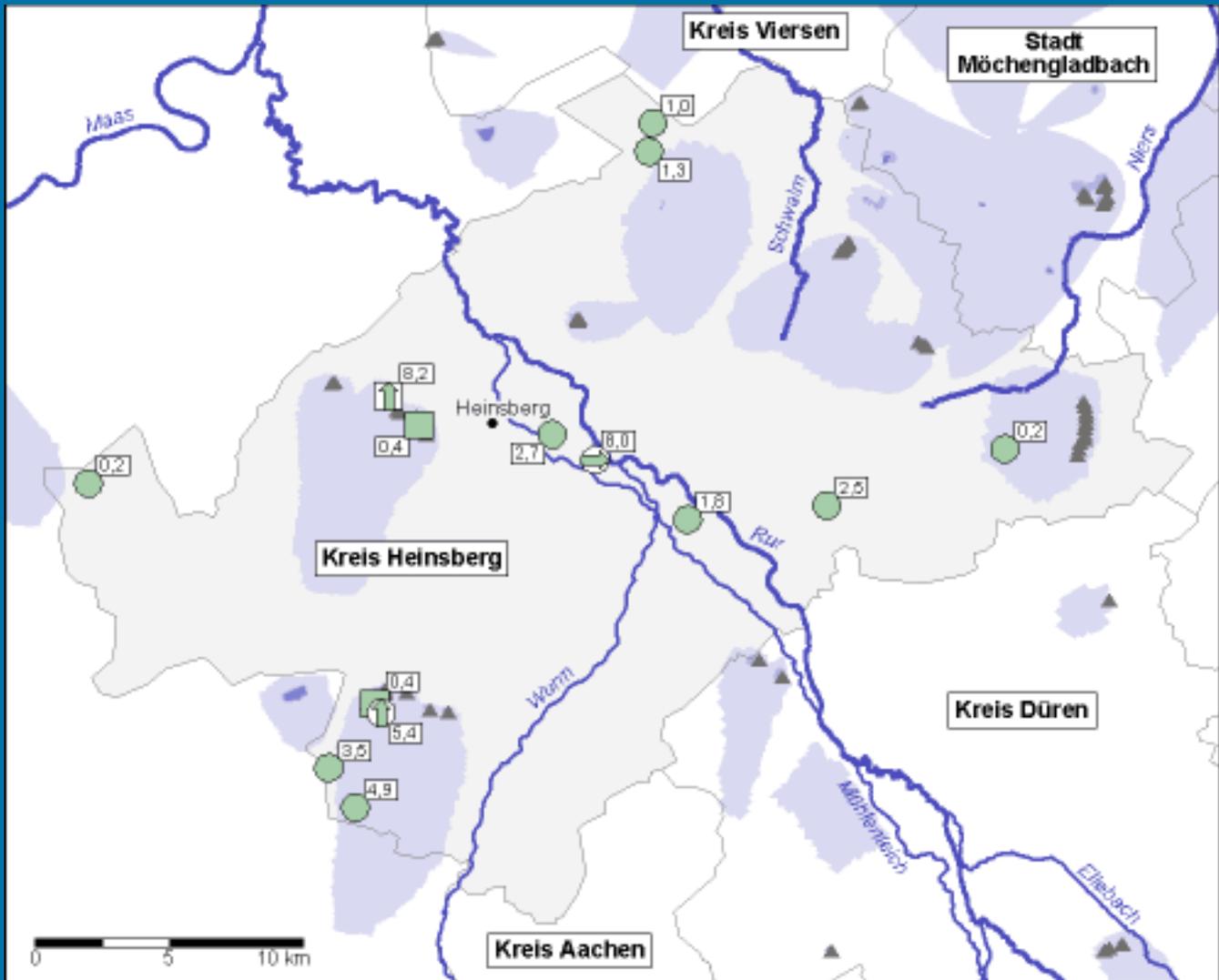
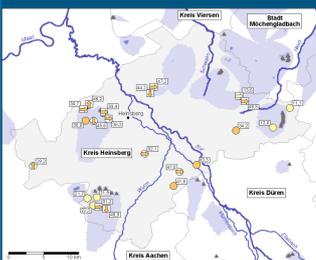
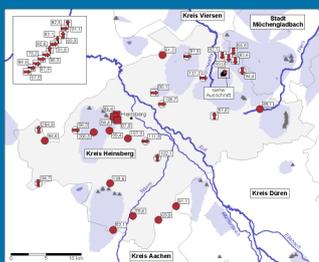


Abb. 3.3-28 b: Kreis Heinsberg



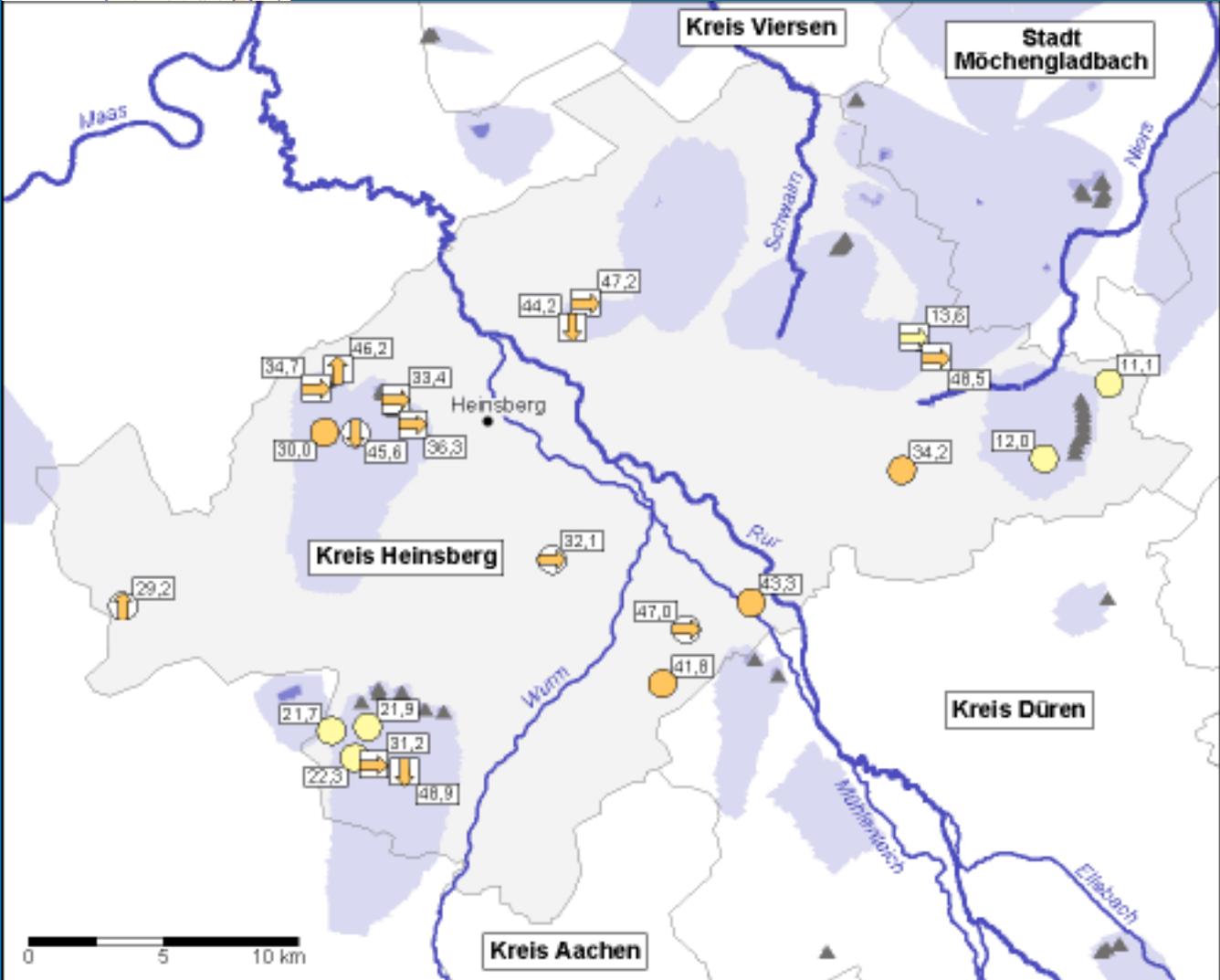
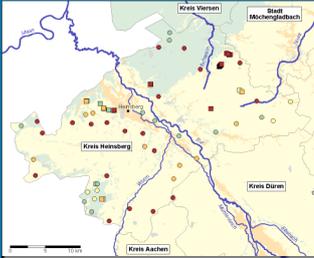
Legende



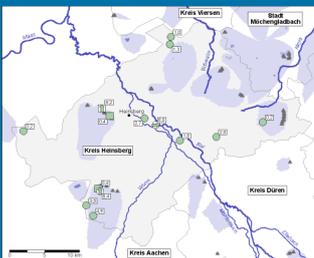


[Druck](#)

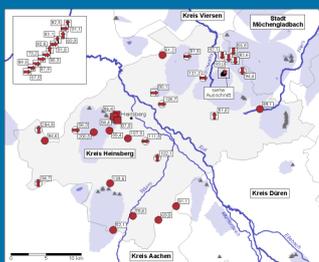
Abb. 3.3-28 c: Kreis Heinsberg



Druck

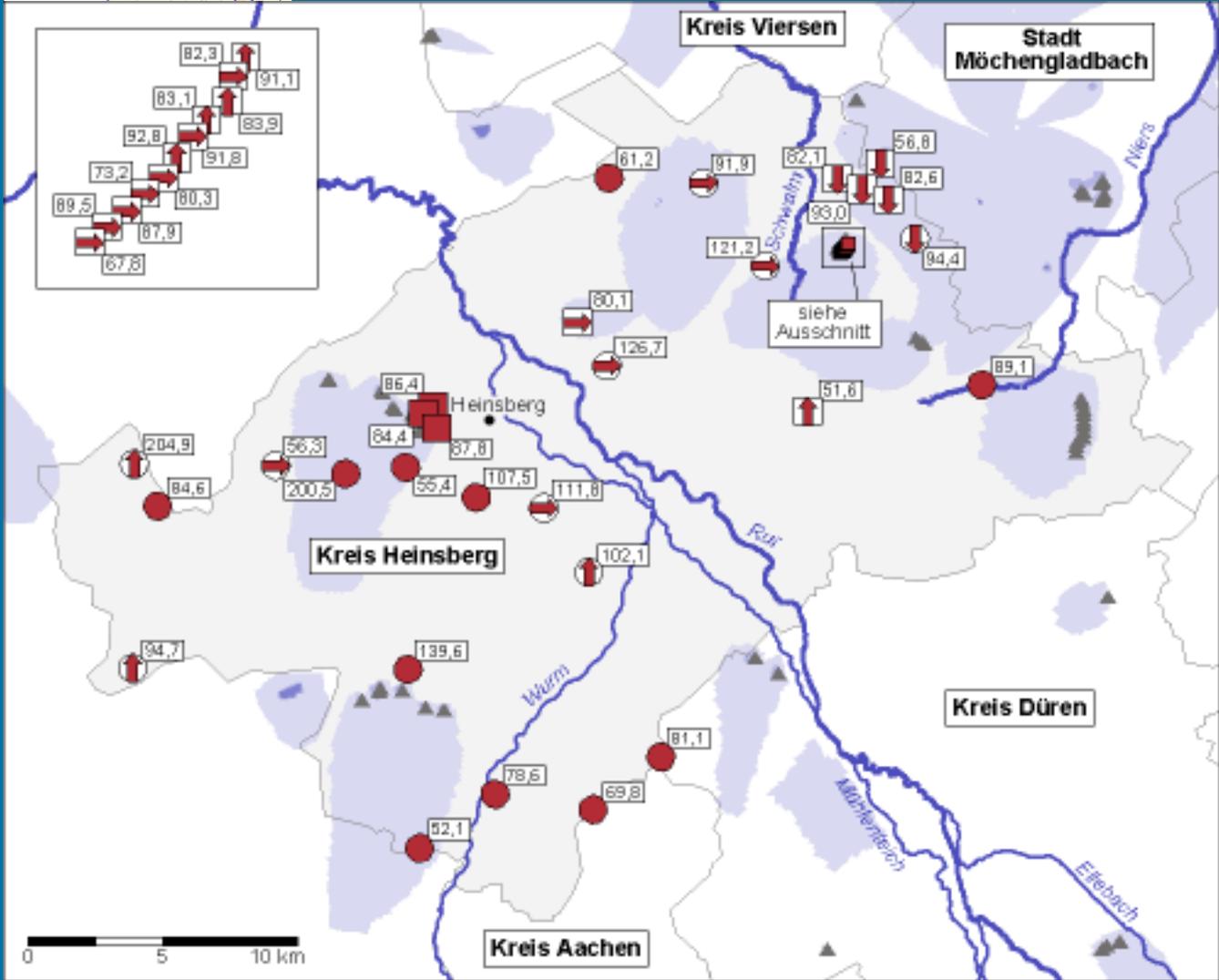
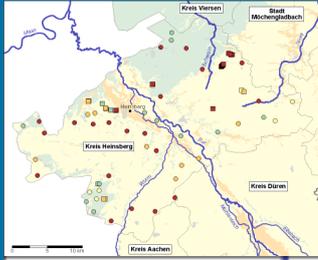


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

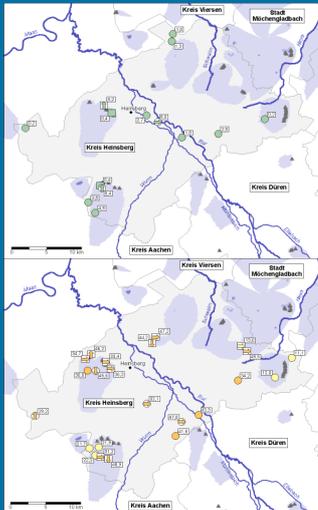


Legende

Abb. 3.3-28 d: Kreis Heinsberg



Legende



Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

Abb. 3.3-29 a: Städte Bottrop u. Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)

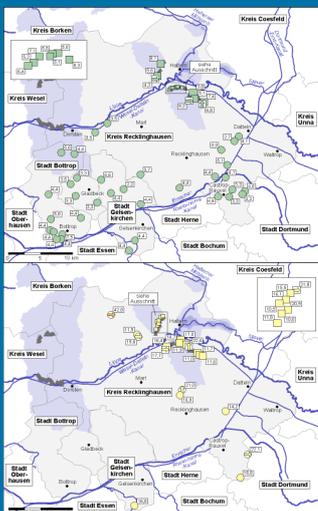
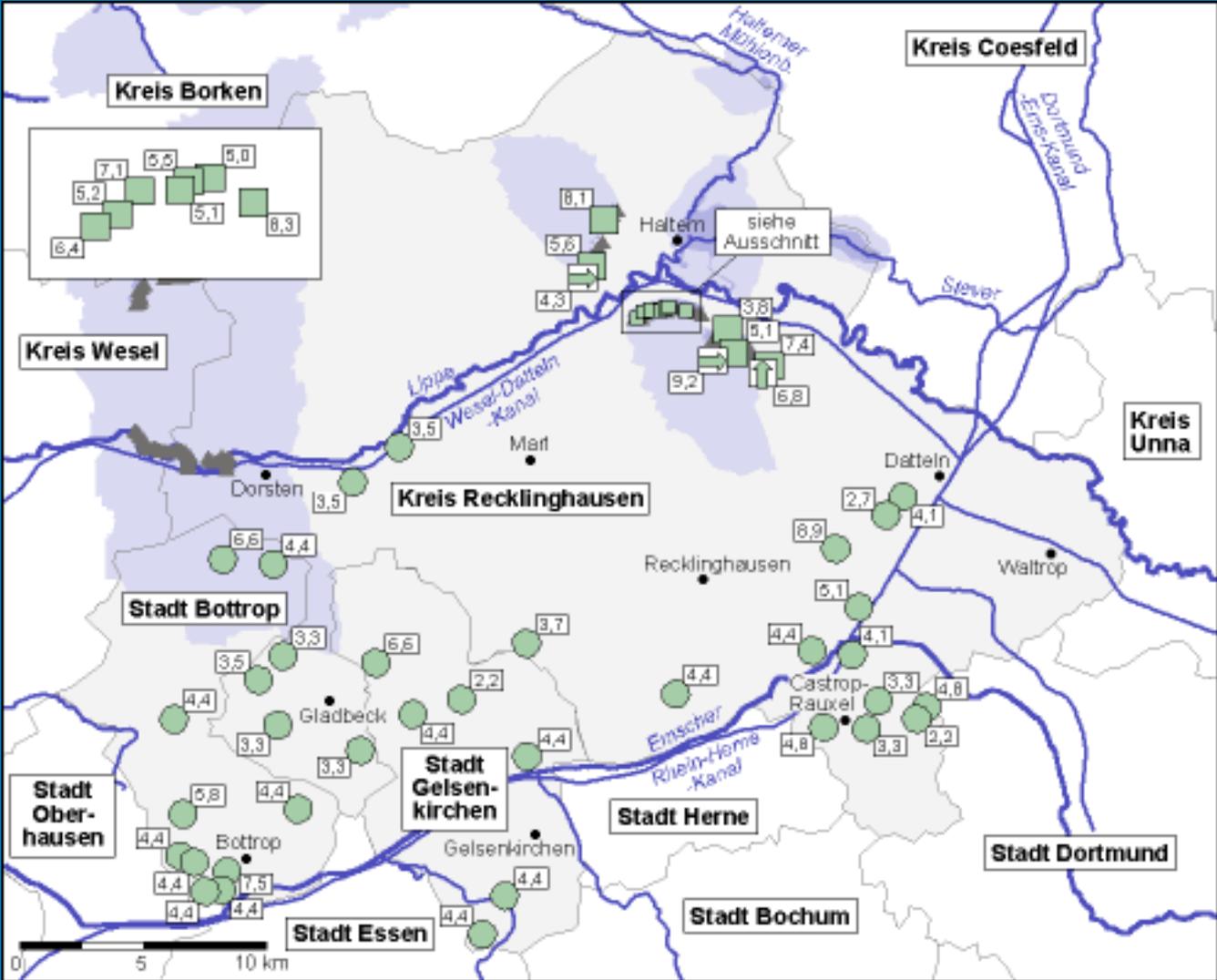
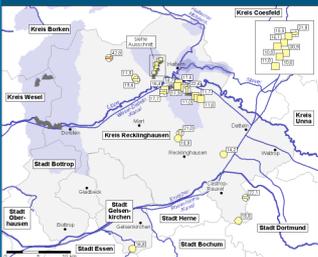


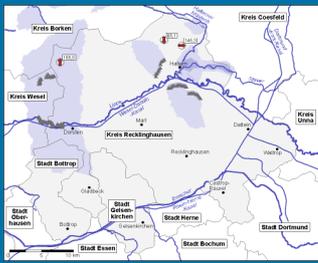


Abb. 3.3-29 b: Städte Bottrop u. Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen



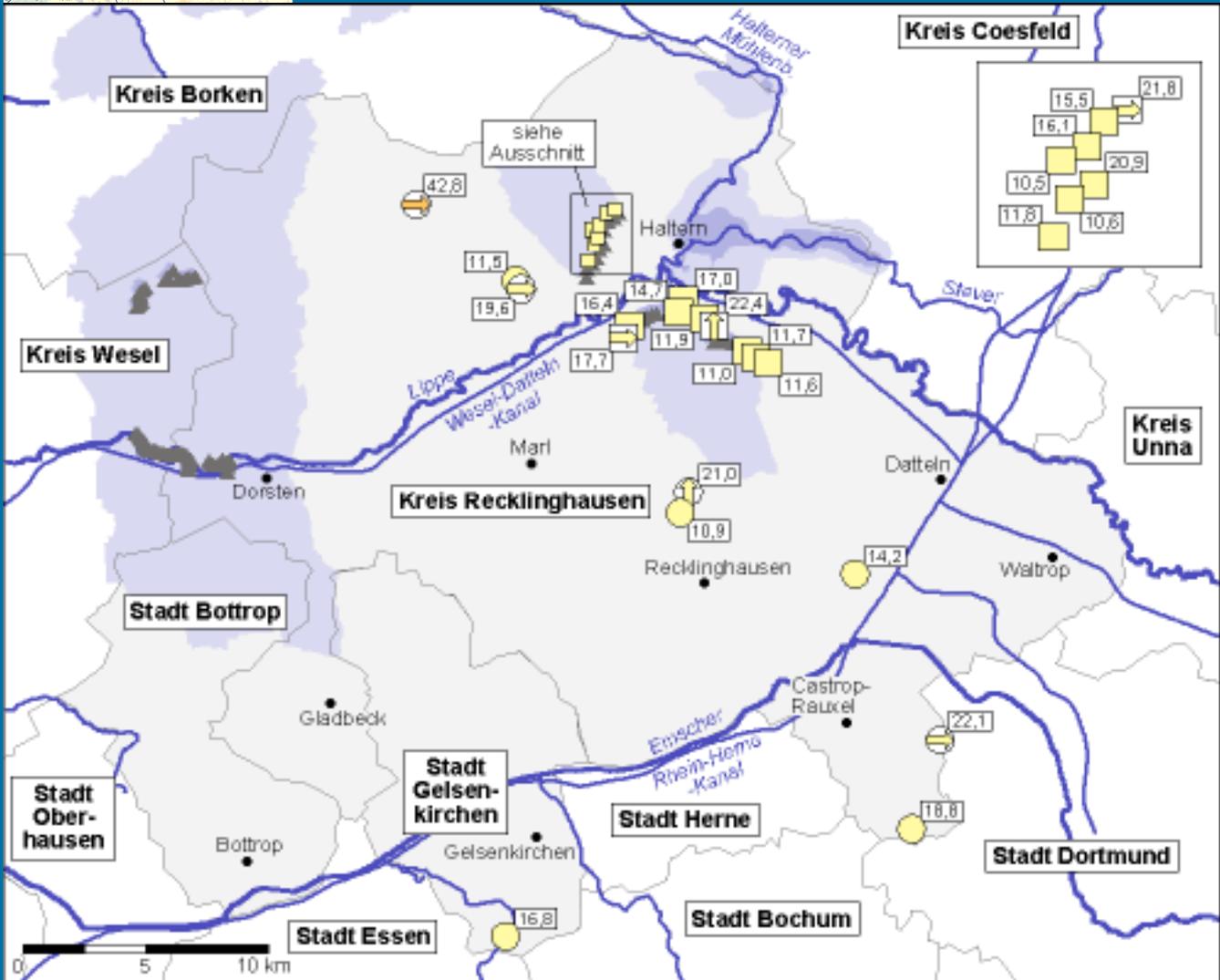
Legende



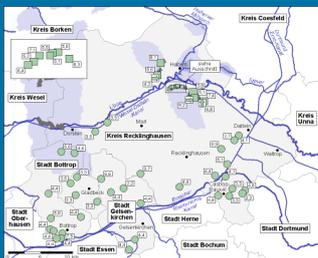


Druck

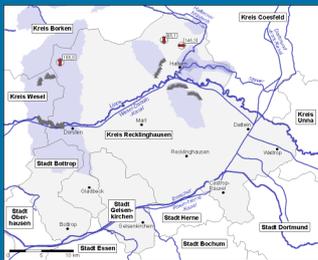
Abb. 3.3-29 c: Städte Bottrop u. Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen



Druck

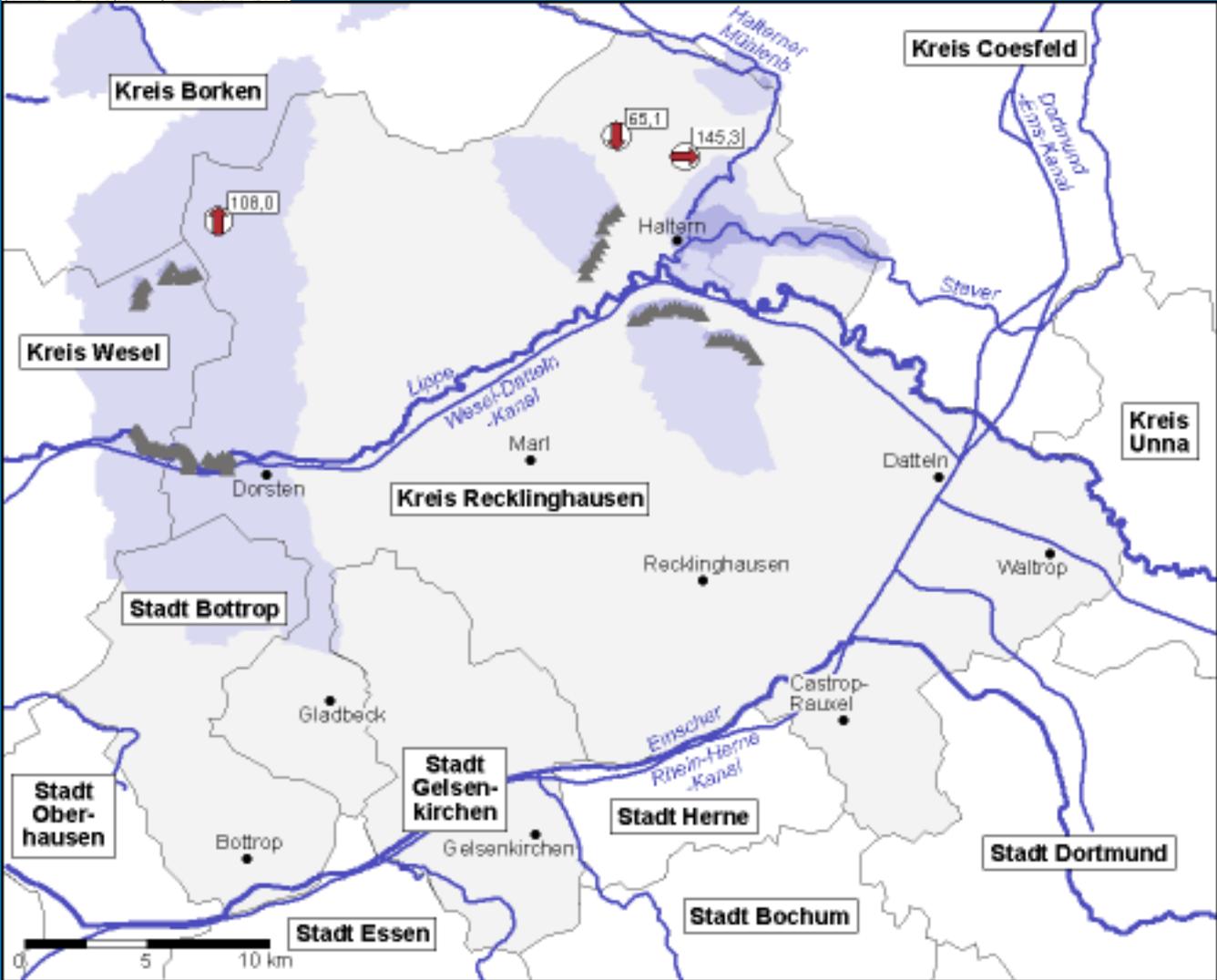


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

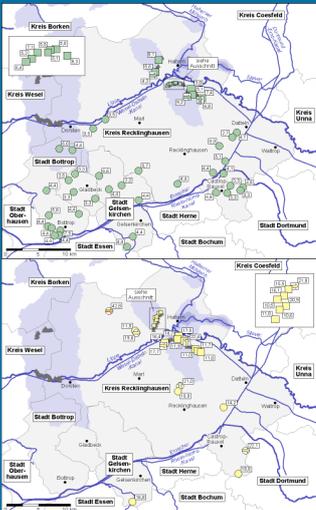


Legende

Abb. 3.3-29 d: Städte Bottrop u. Gelsenkirchen, Kreis Recklinghausen



Legende

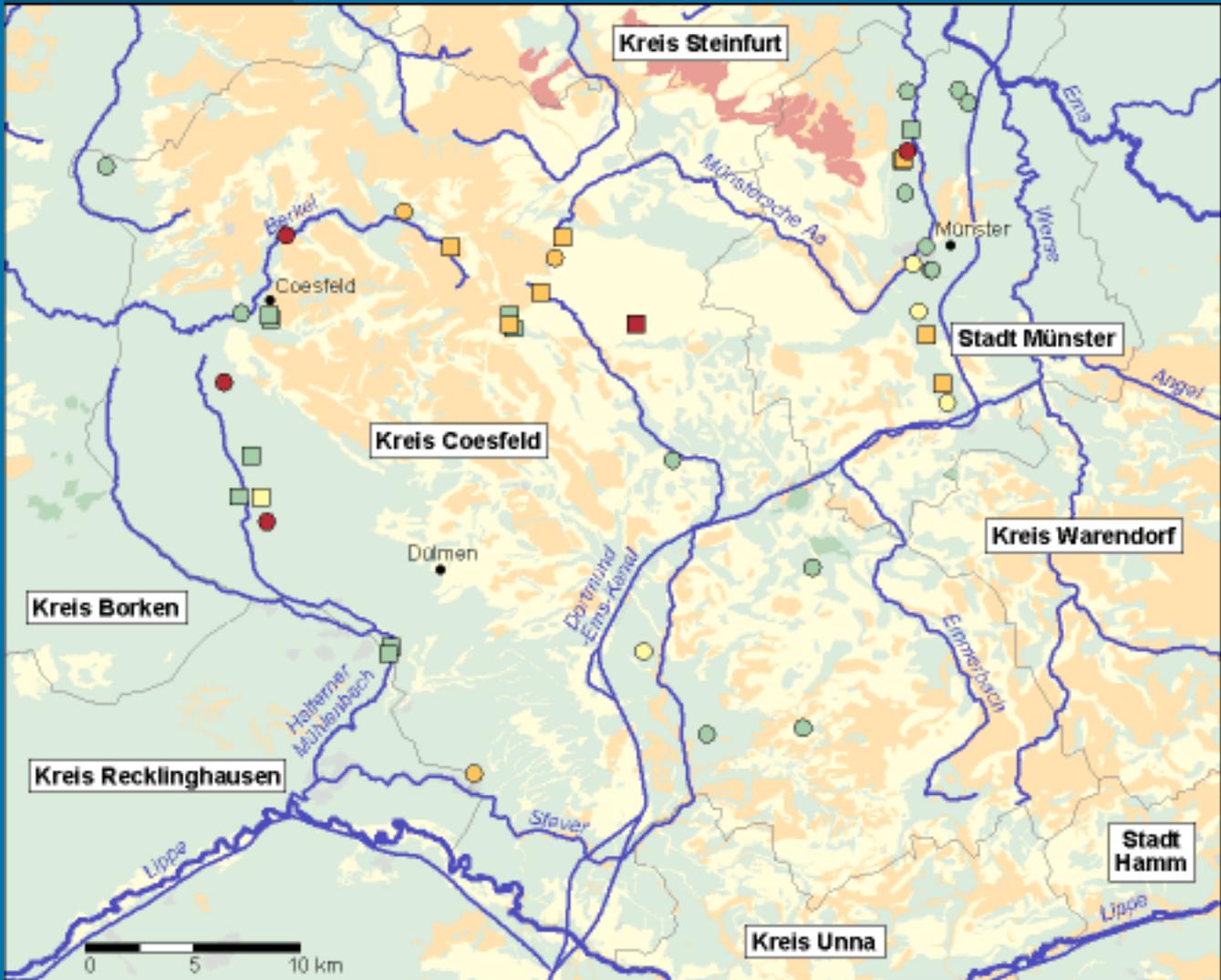




[Druck](#)

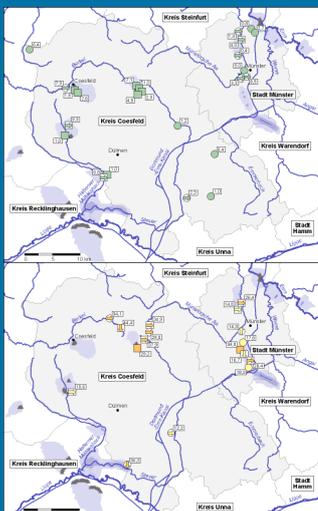
Abb. 3.3-30 a: Stadt Münster, Kreis Coesfeld

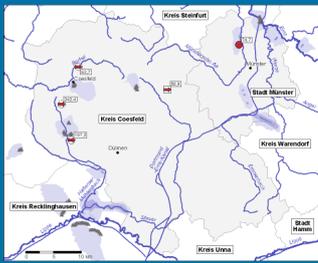
Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





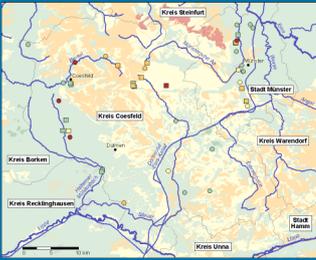
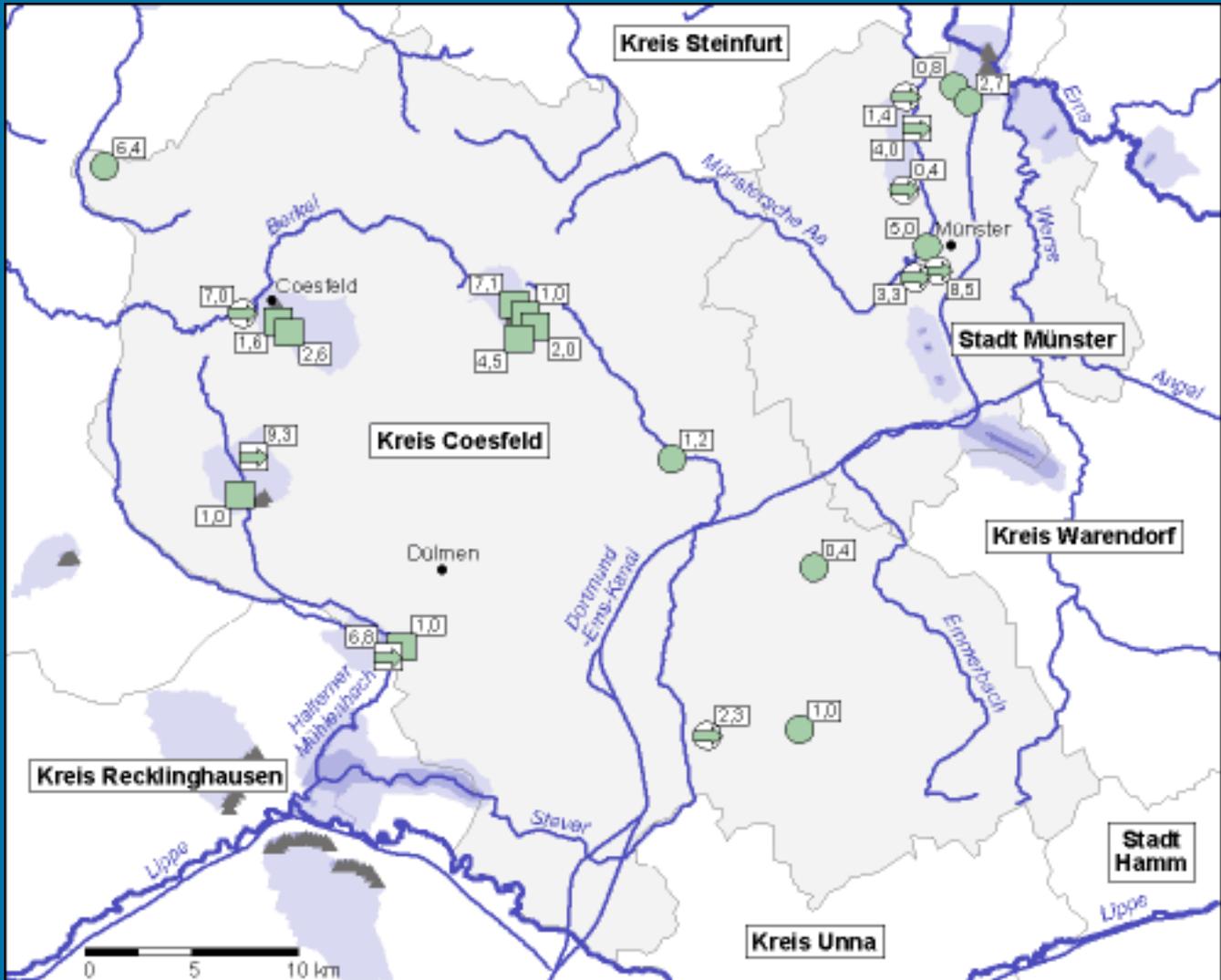
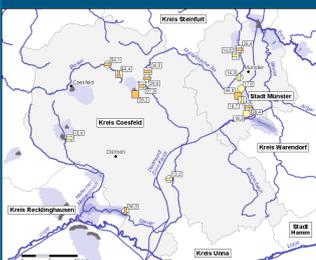
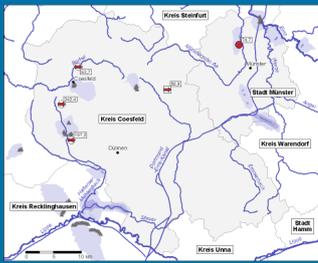


Abb. 3.3-30 b: Stadt Münster, Kreis Coesfeld



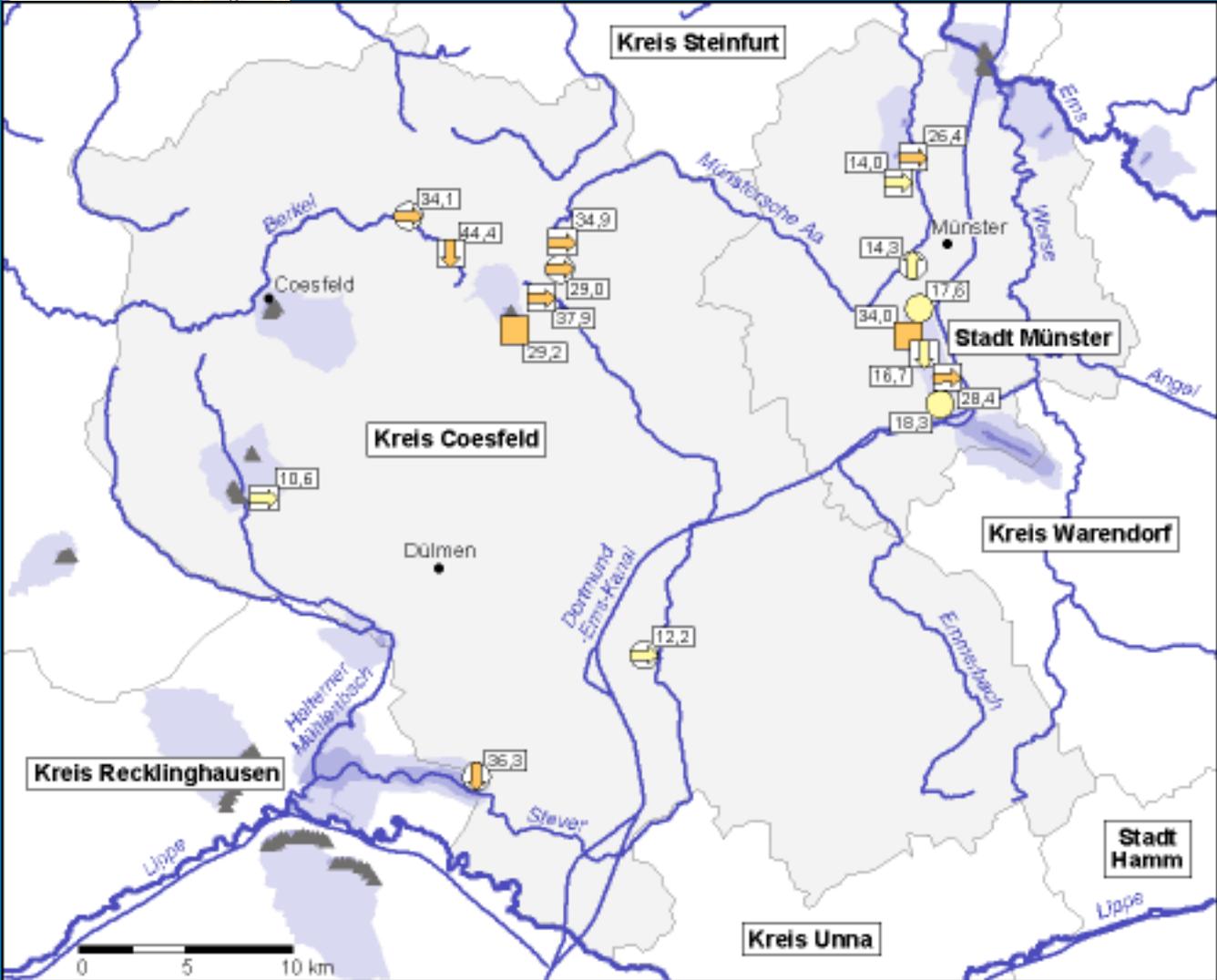
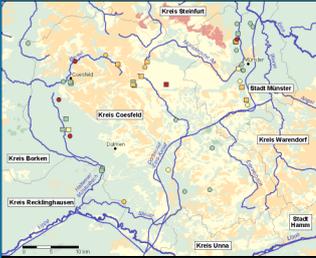
Legende



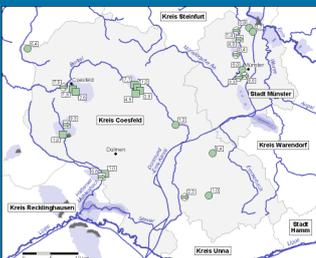


[Druck](#)

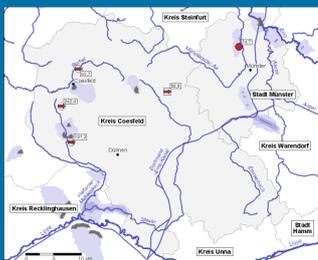
Abb. 3.3-30 c: Stadt Münster, Kreis Coesfeld



Druck

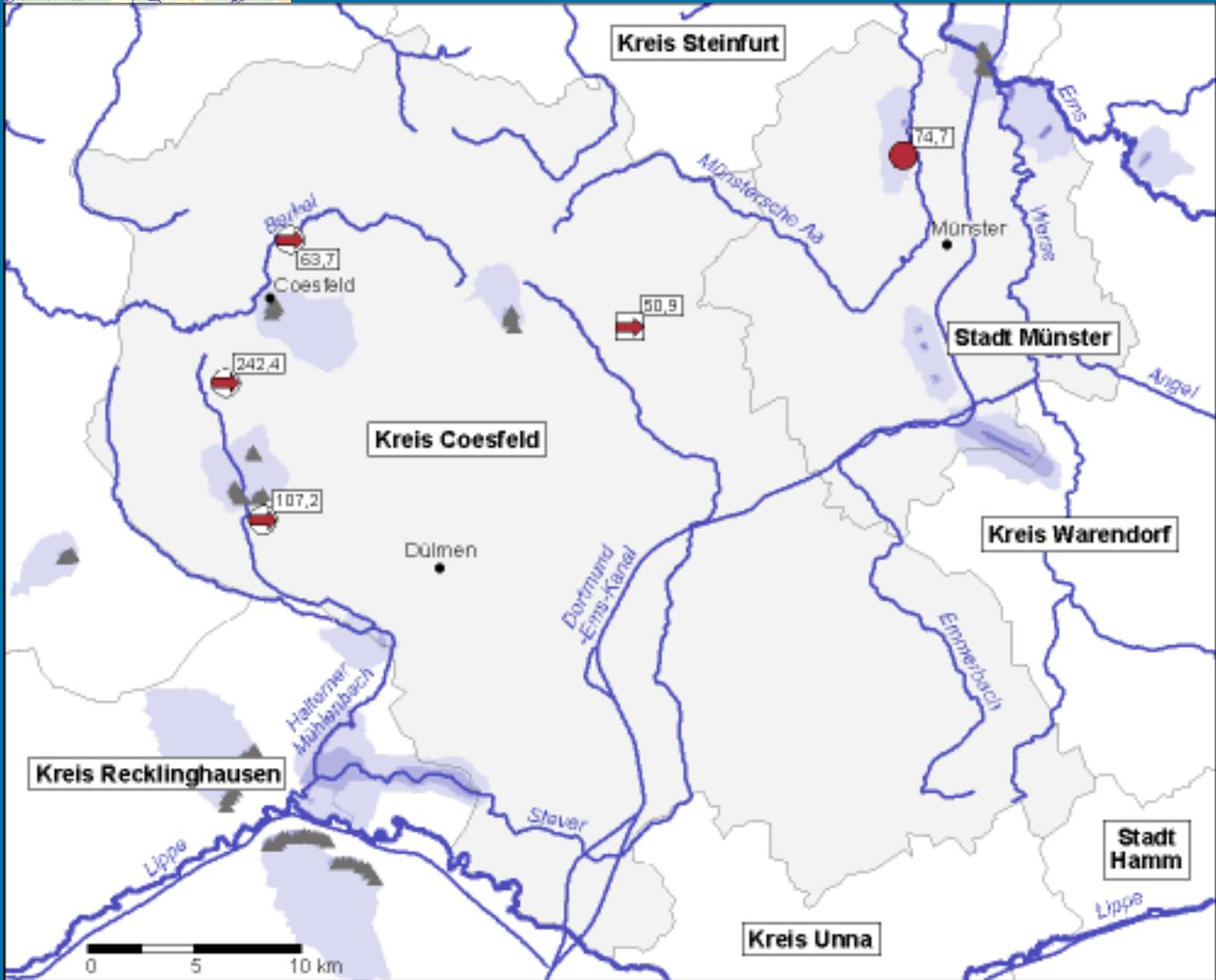
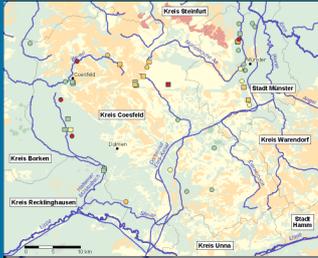


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

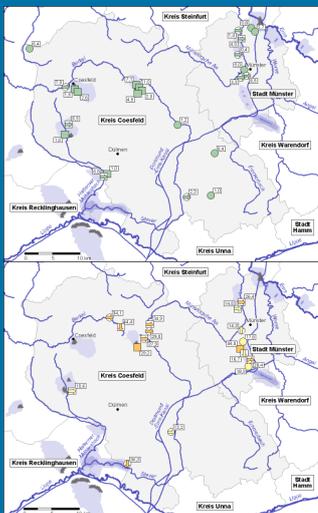


Legende

Abb. 3.3-30 d: Stadt Münster, Kreis Coesfeld



Legende

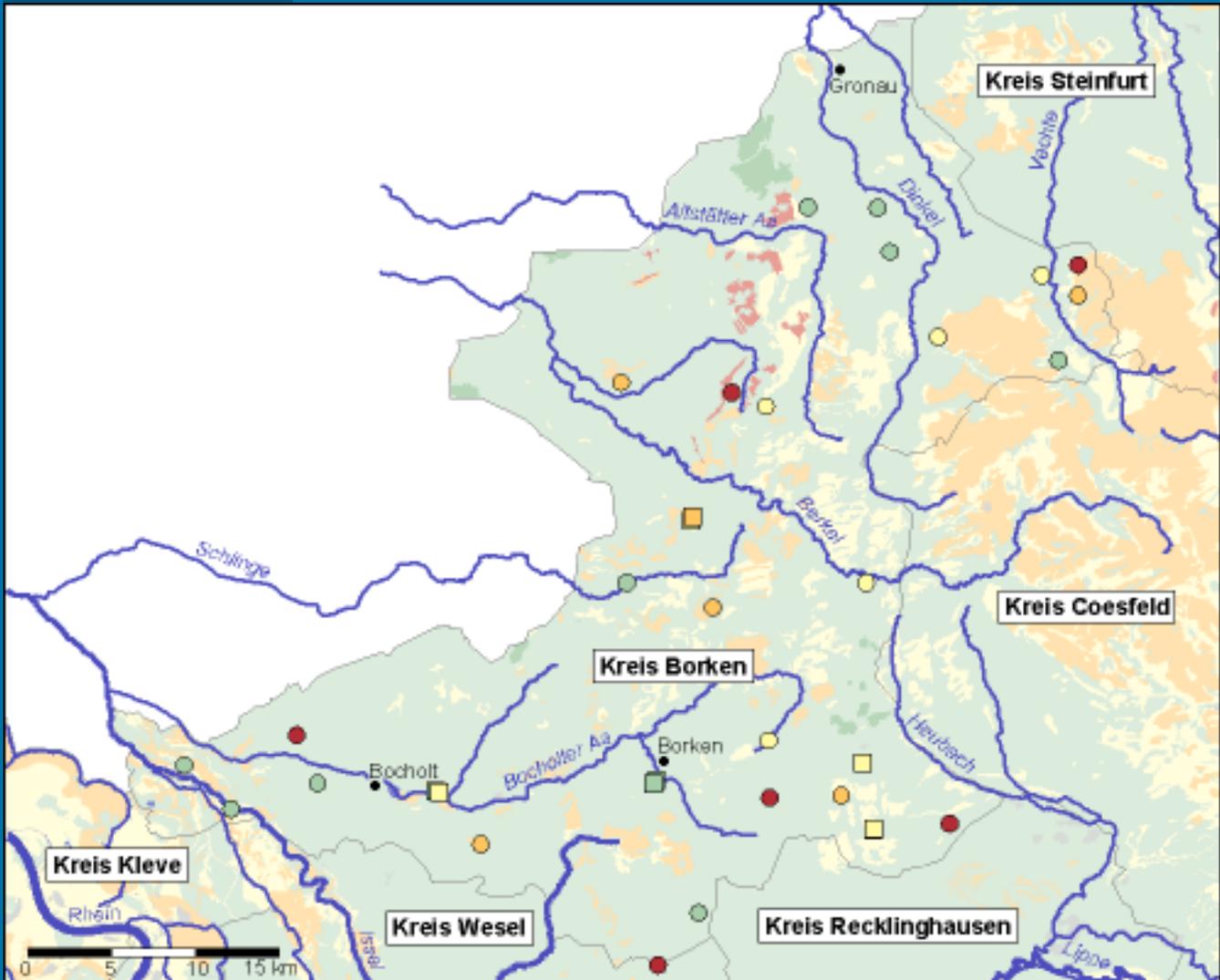




Druck

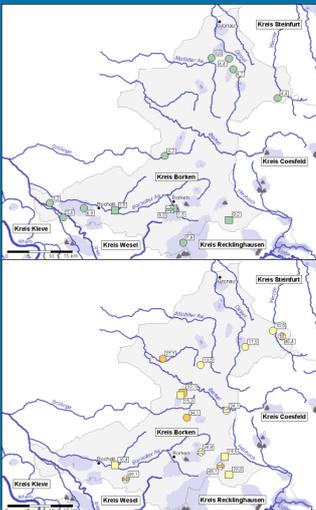
Abb. 3.3-31 a: Kreis Borken

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)





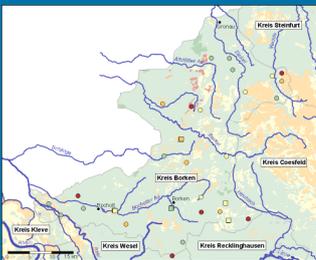
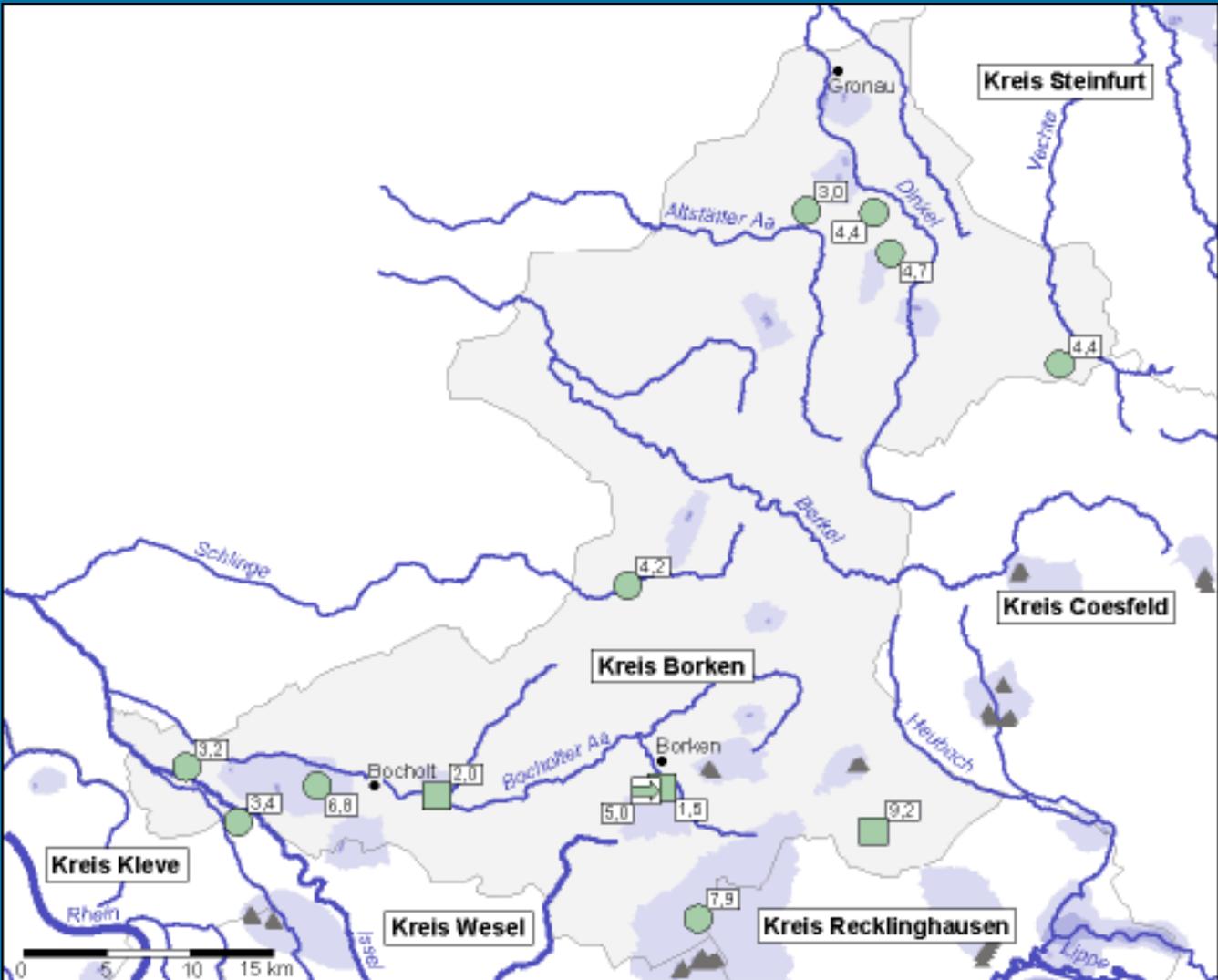
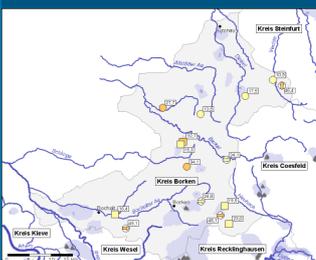


Abb. 3.3-31 b: Kreis Borken



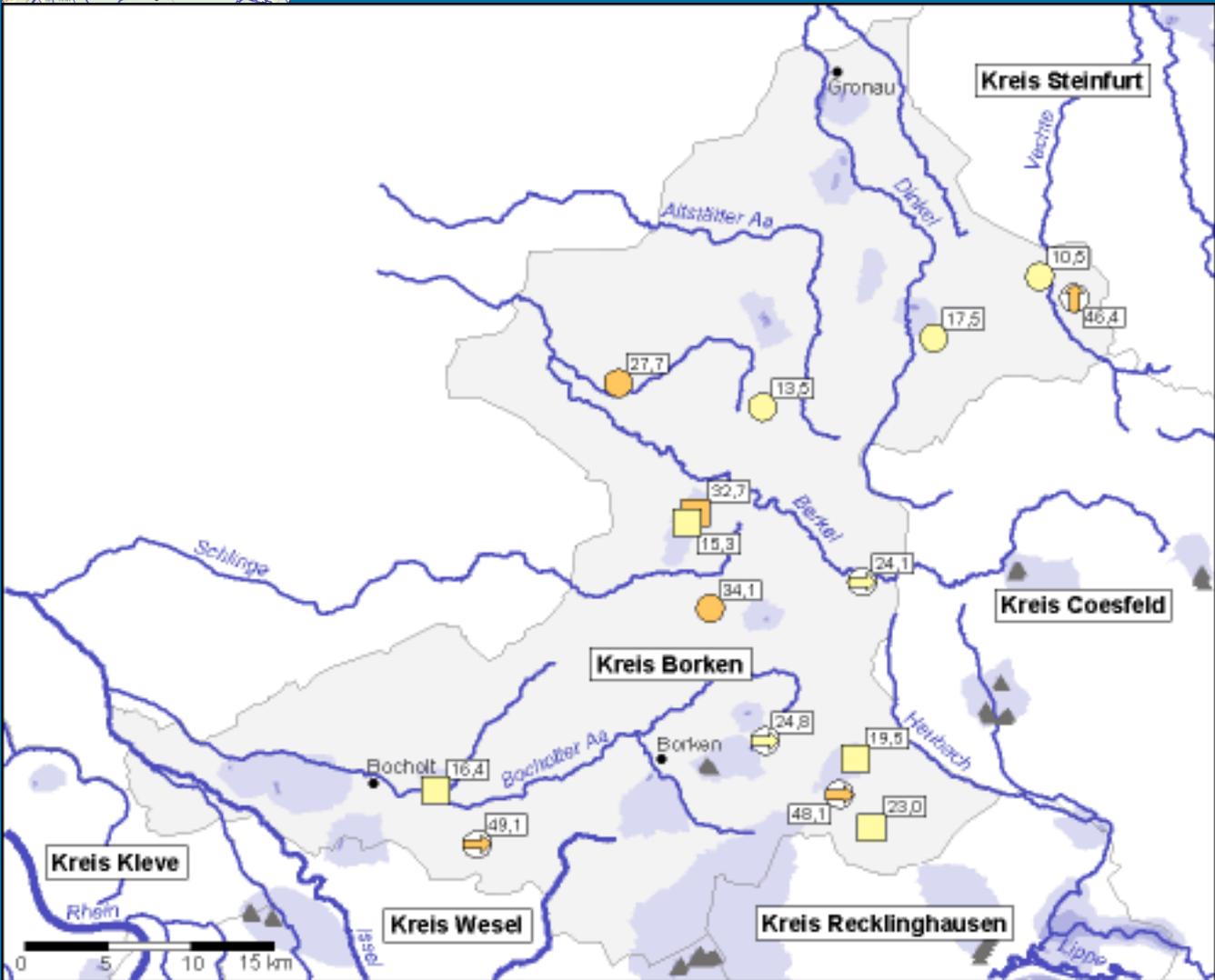
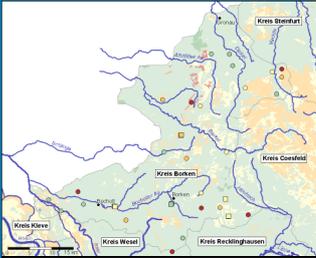
Legende





[Druck](#)

Abb. 3.3-31 c: Kreis Borken



[Druck](#)

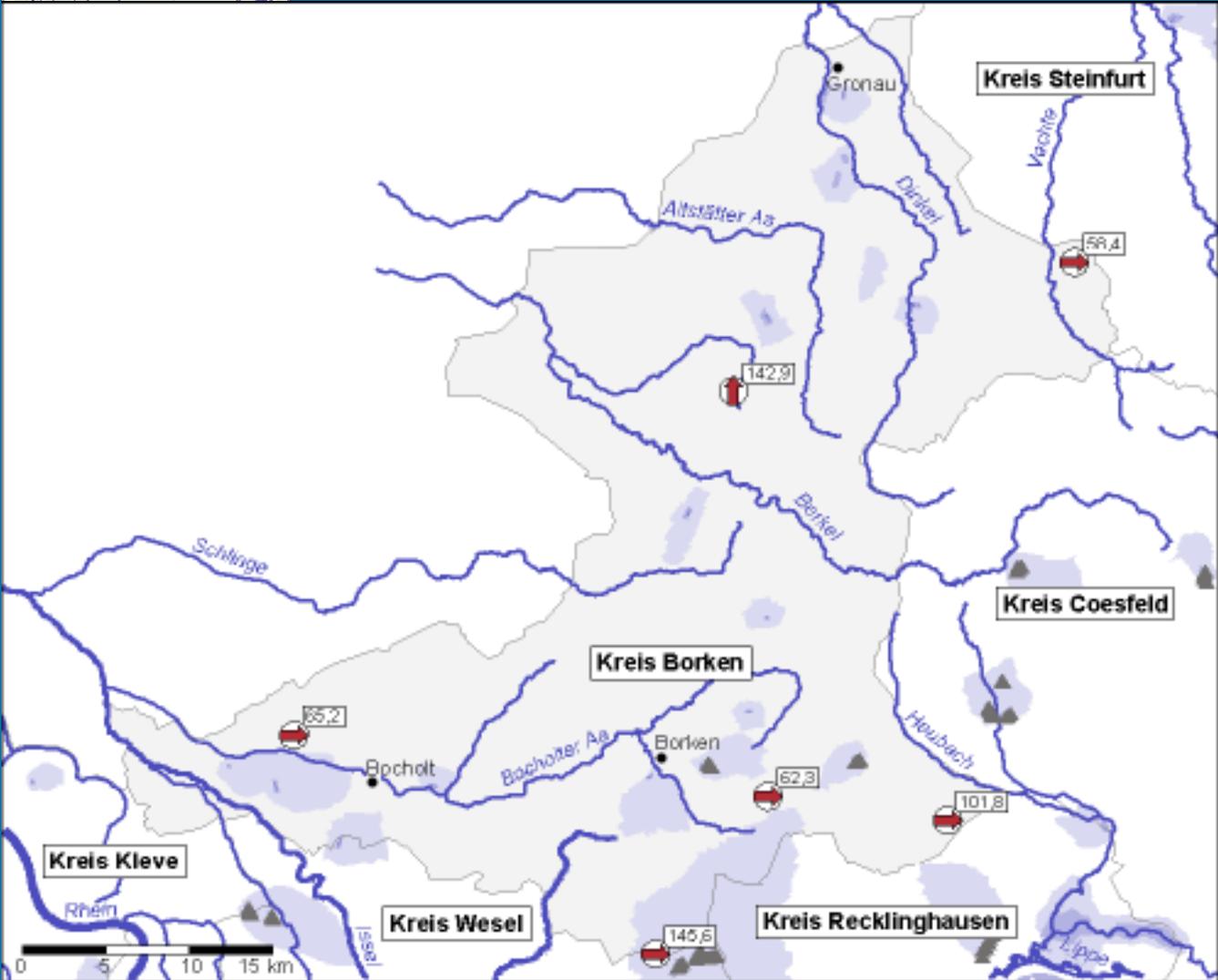
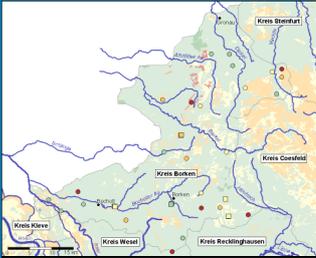


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

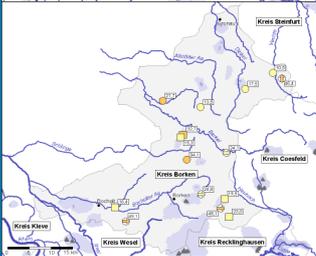


Legende

Abb. 3.3-31 d: Kreis Borken



Legende

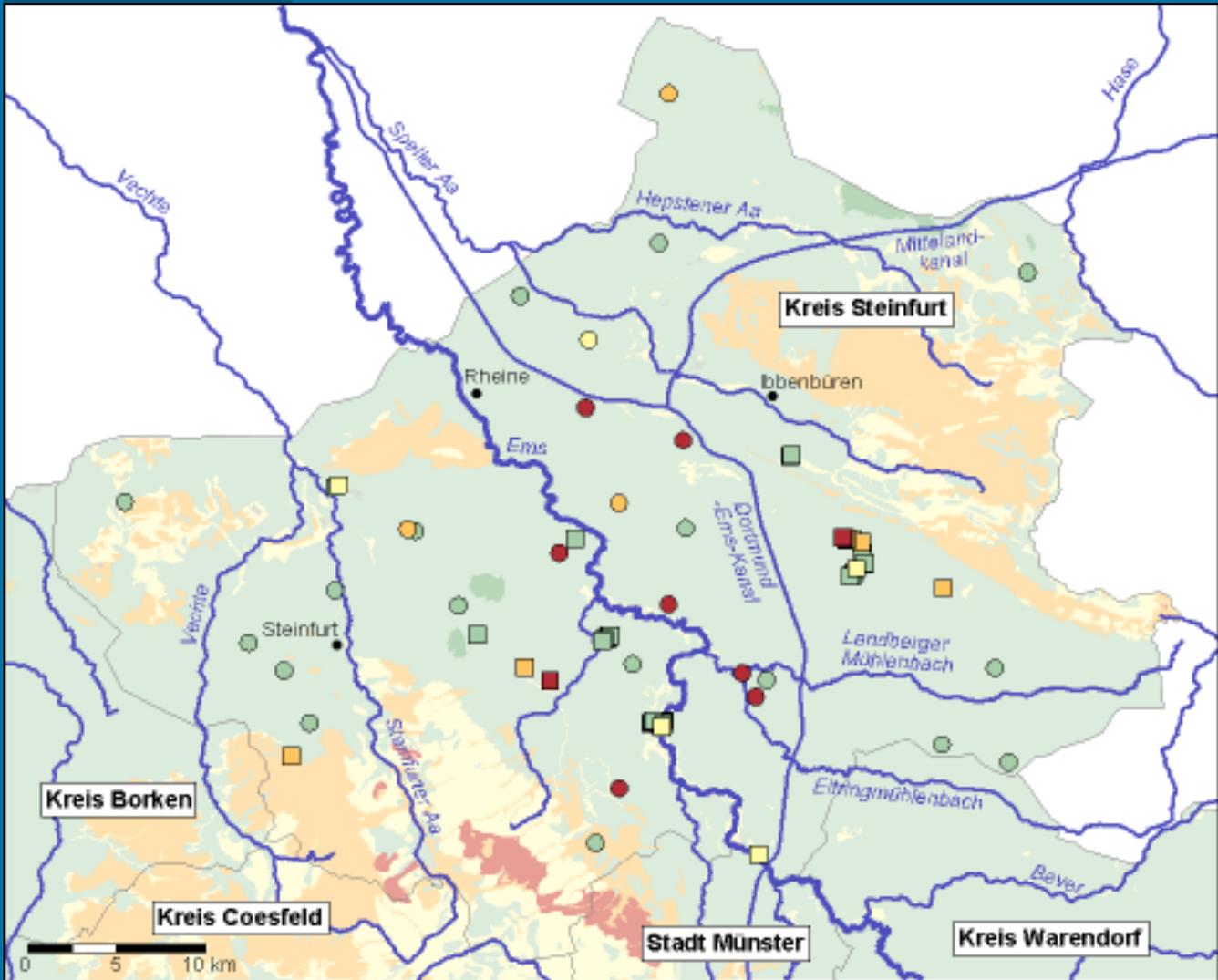


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

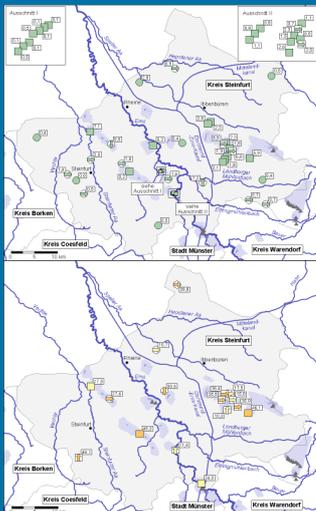
Abb. 3.3-32 a: Kreis Steinfurt

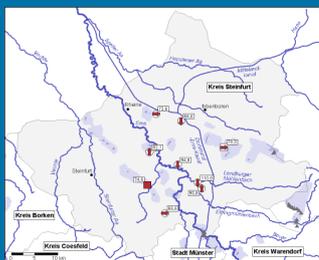
**Nitrat-
konzentration
Übersicht**



[Legende](#)

[Druck](#)





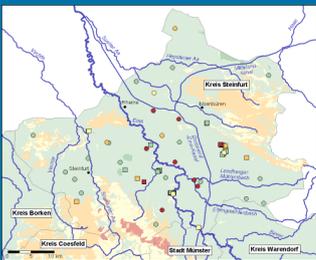
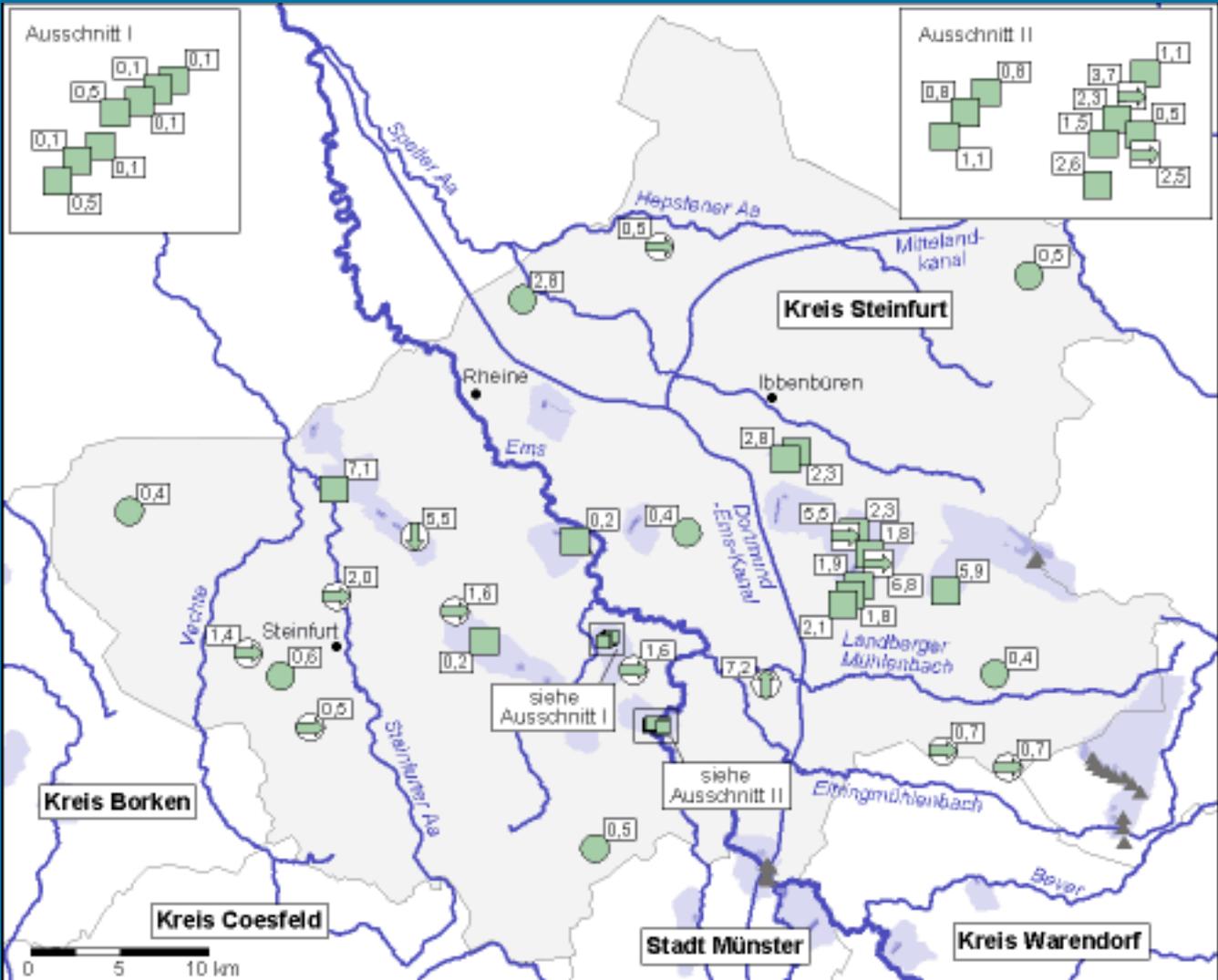
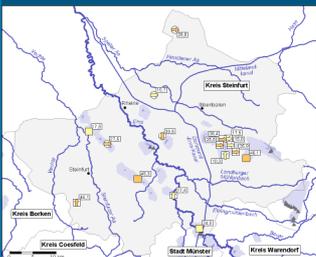
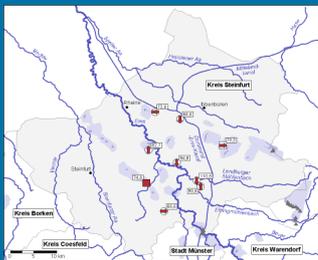


Abb. 3.3-32 b: Kreis Steinfurt



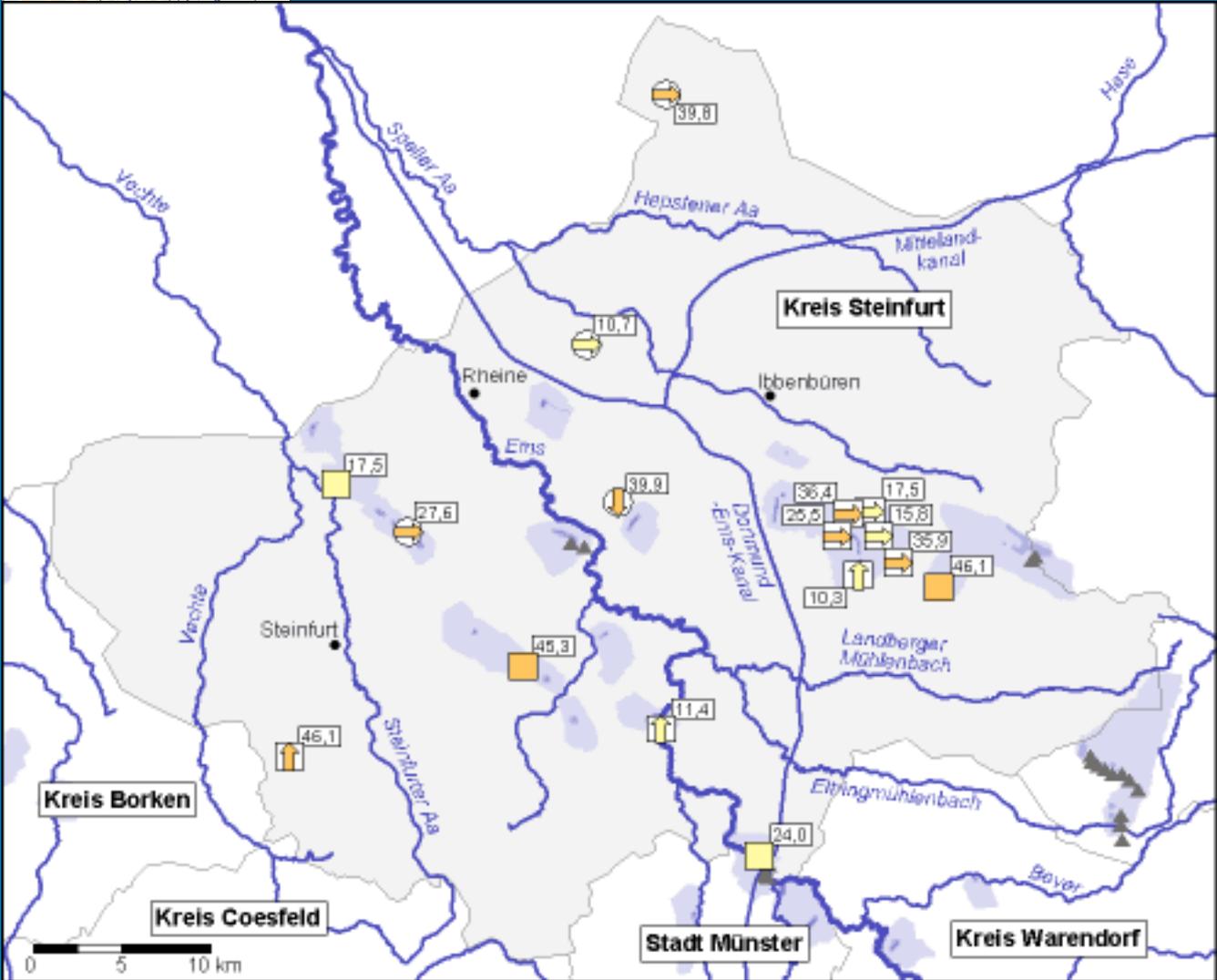
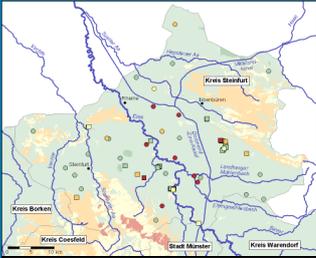
Legende



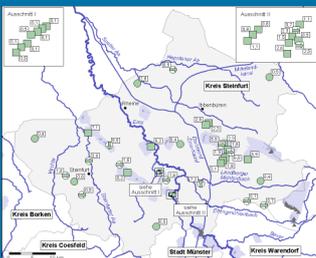


[Druck](#)

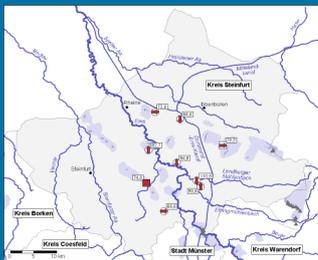
Abb. 3.3-32 c: Kreis Steinfurt



Druck

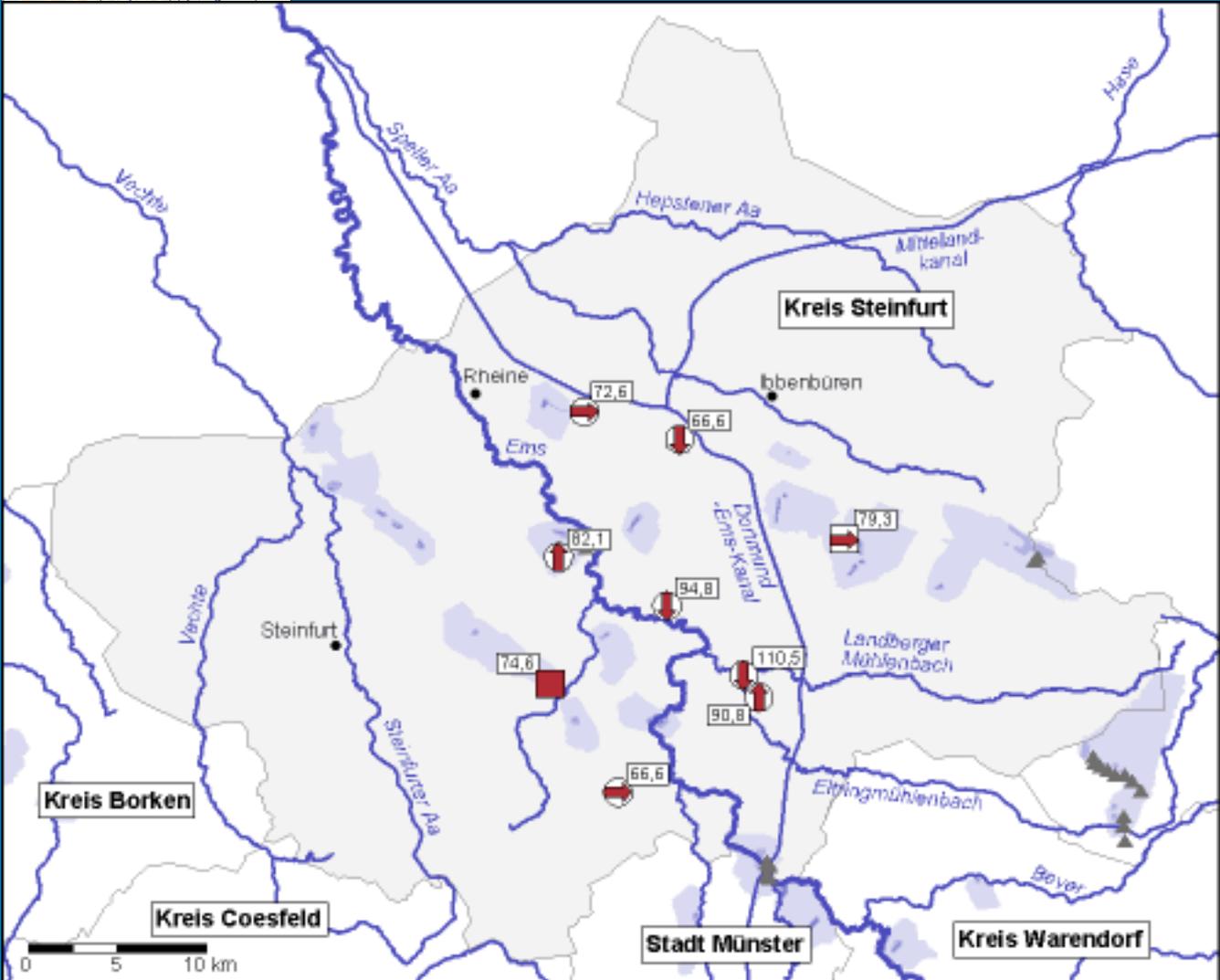
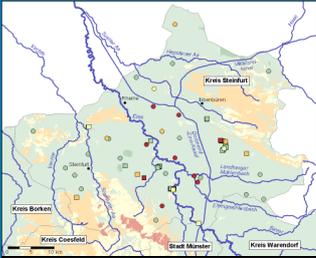


Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L

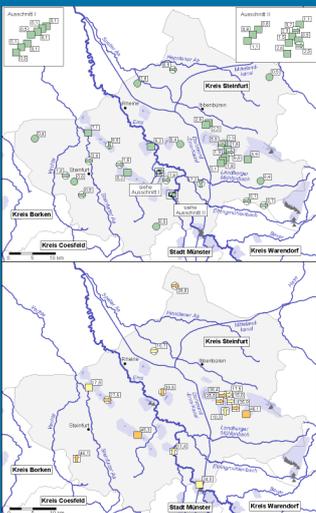


Legende

Abb. 3.3-32 d: Kreis Steinfurt



Legende

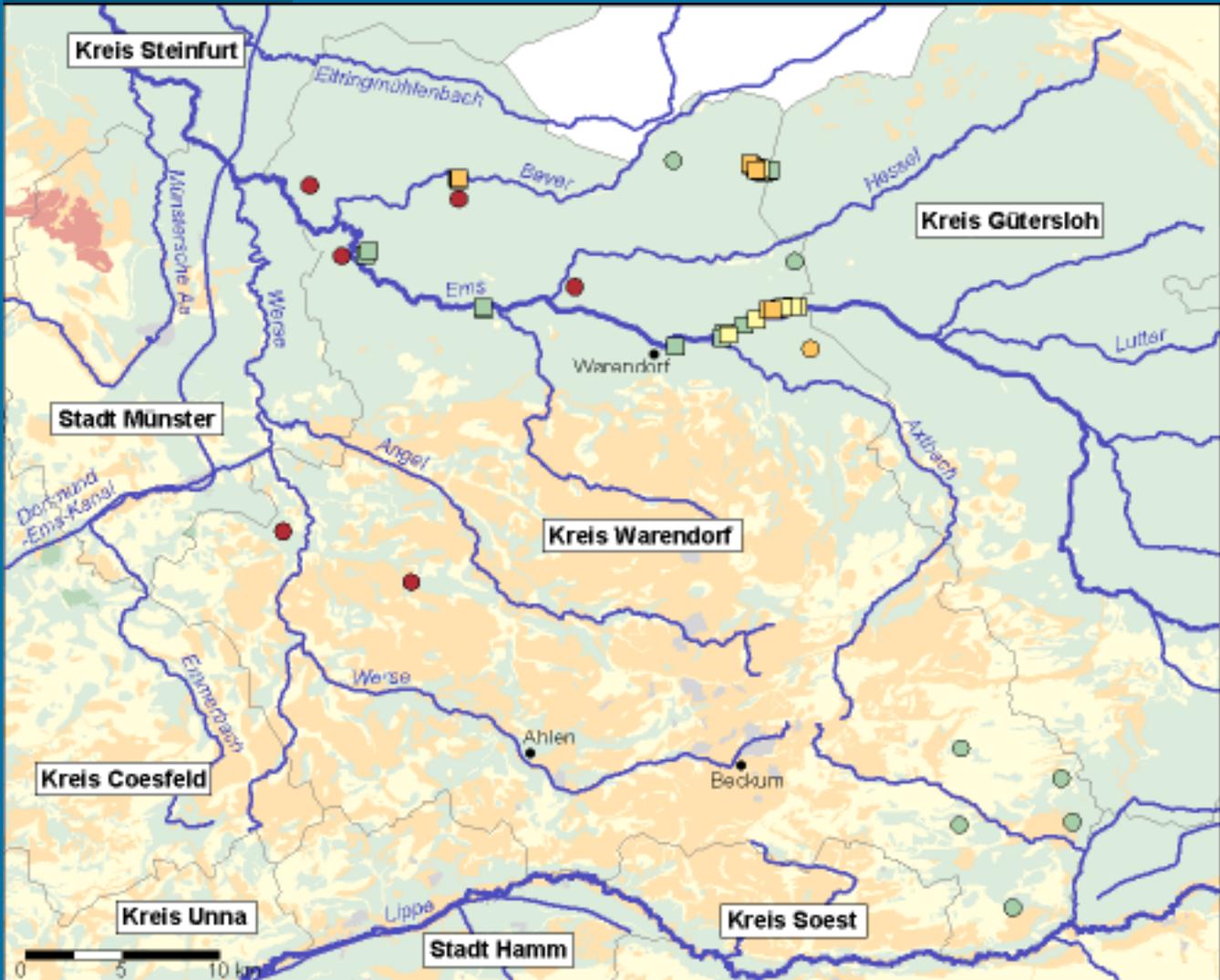


Nitrat-
konzentration
über 50 mg/L

Druck

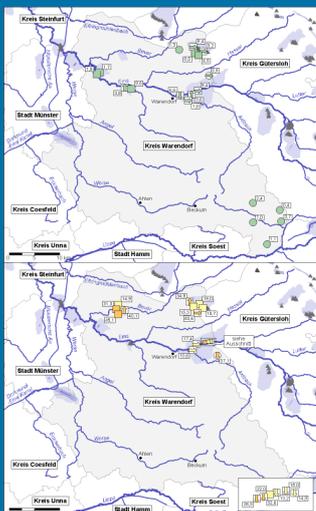
Abb. 3.3-33 a: Kreis Warendorf

Nitrat-
konzentration
Übersicht



[Legende](#)

[Druck](#)



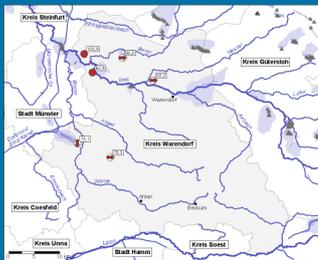
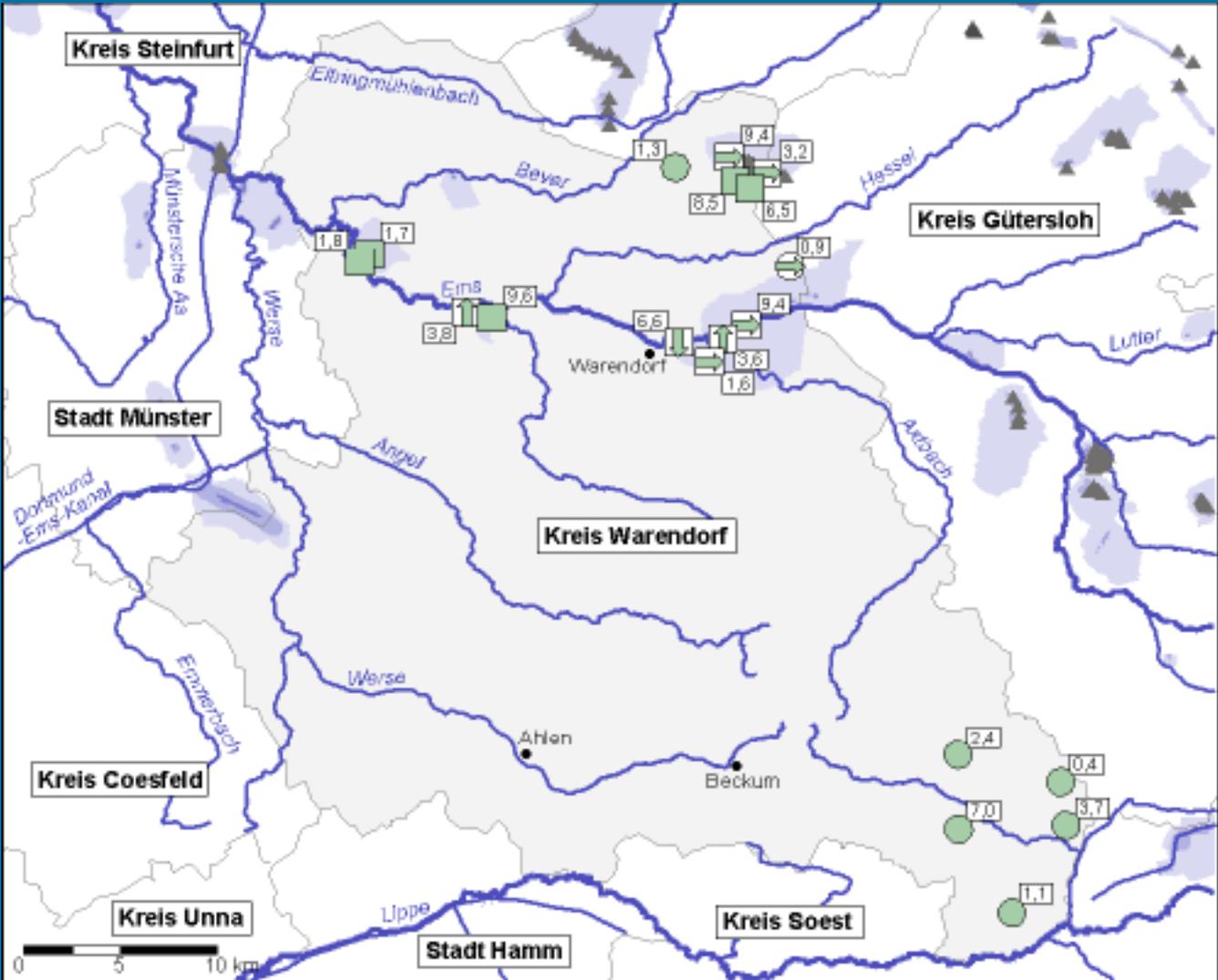


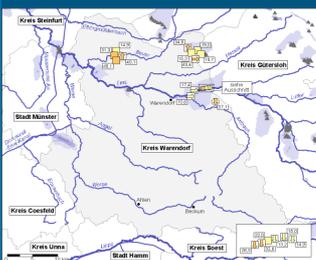


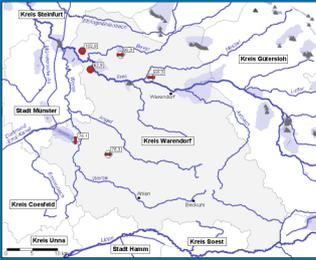
Abb. 3.3-33 b: Kreis Warendorf



Legende

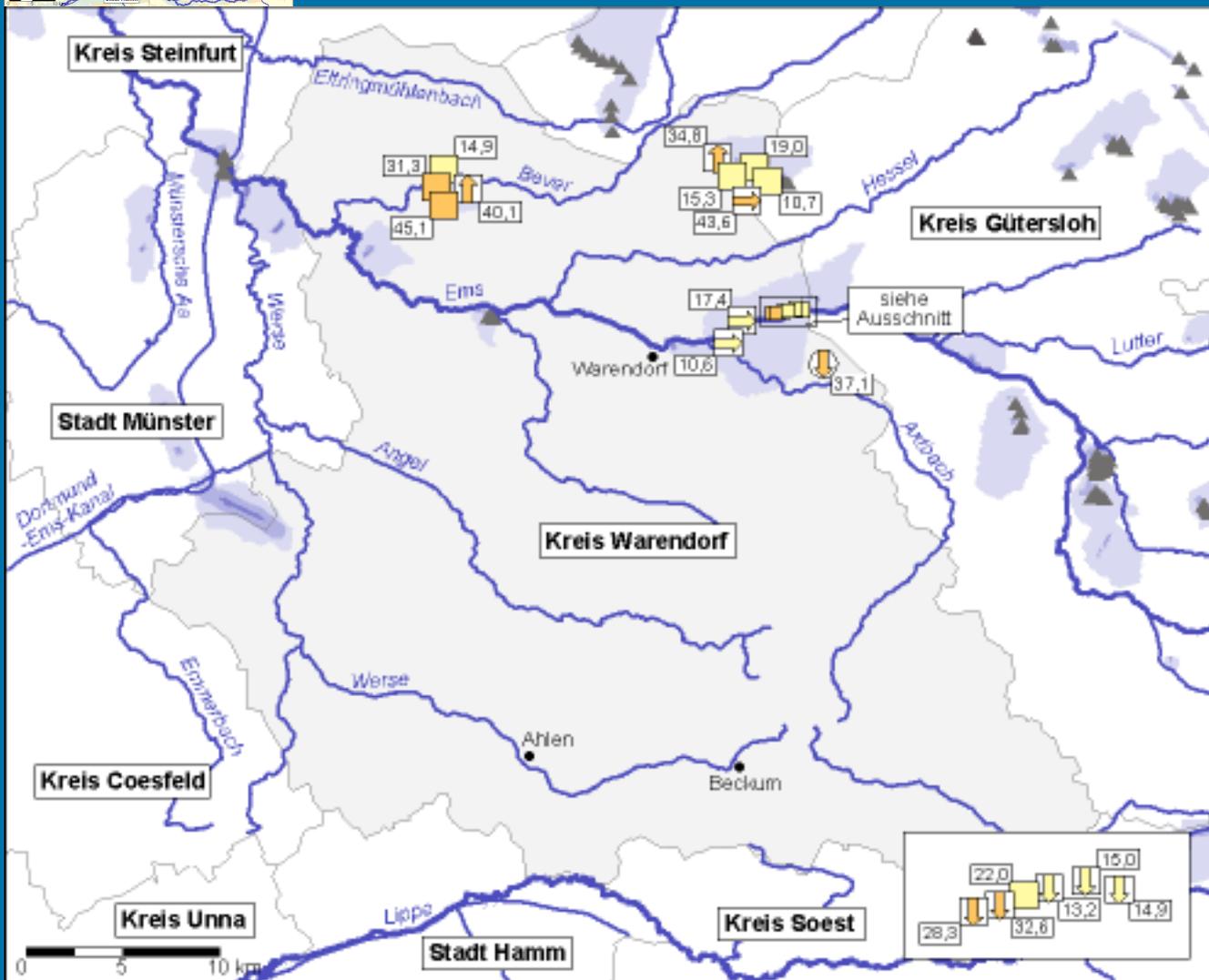
Nitrat-
konzentration
bis 10 mg/L



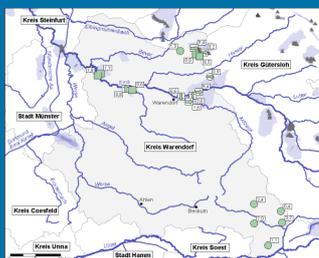


[Druck](#)

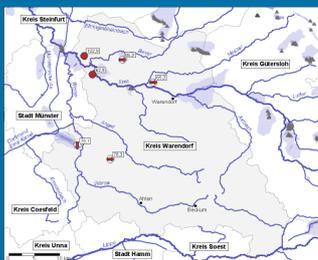
Abb. 3.3-33 c: Kreis Warendorf



[Druck](#)

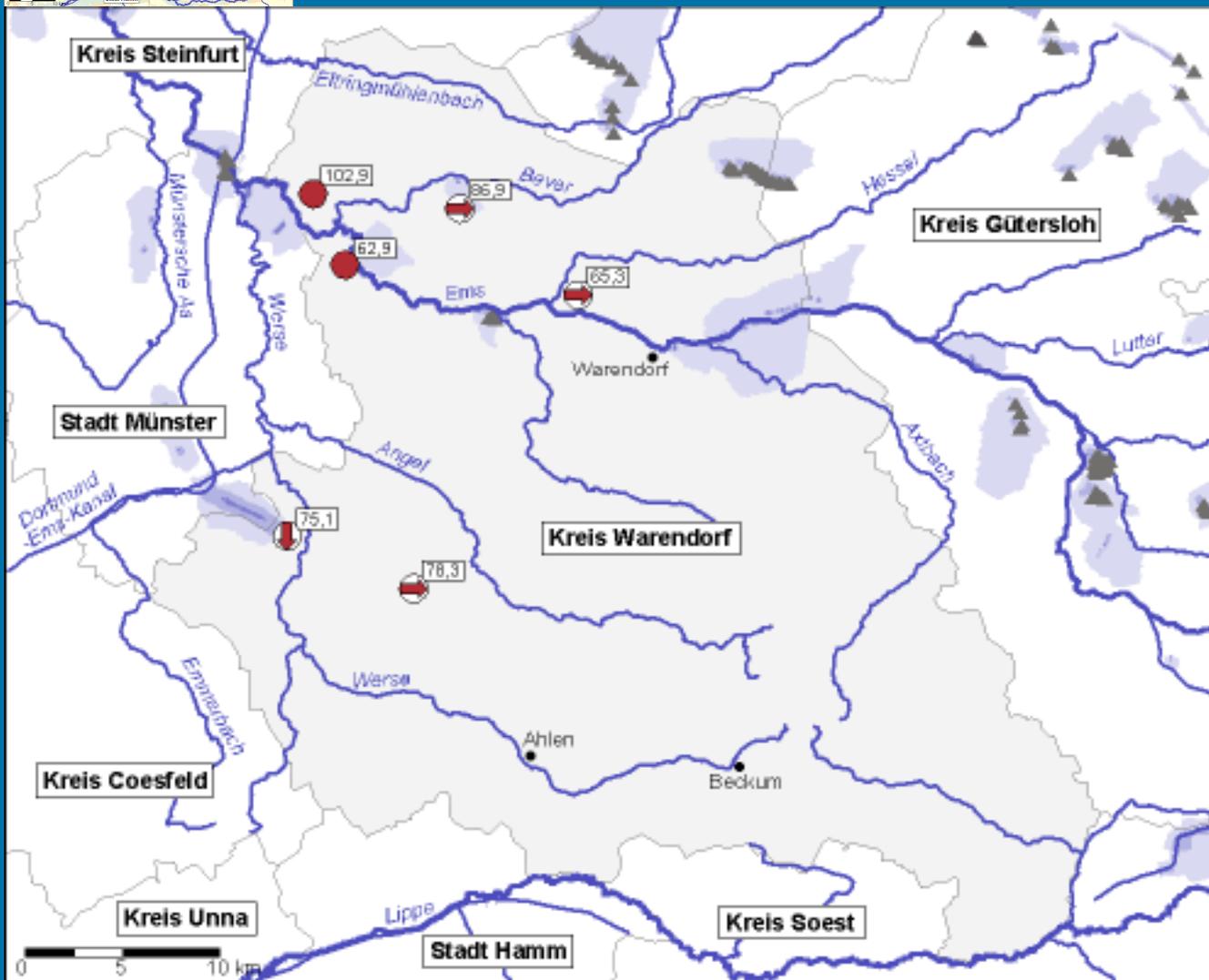


**Nitrat-
konzentration
10 - 50 mg/L**

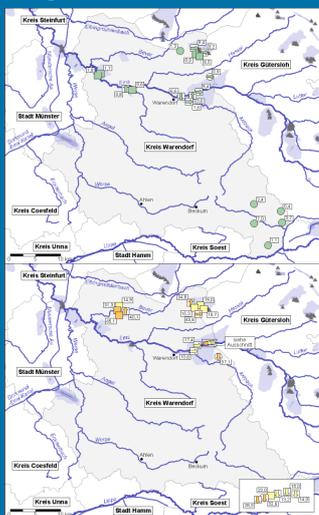


Legende

Abb. 3.3-33 d: Kreis Warendorf

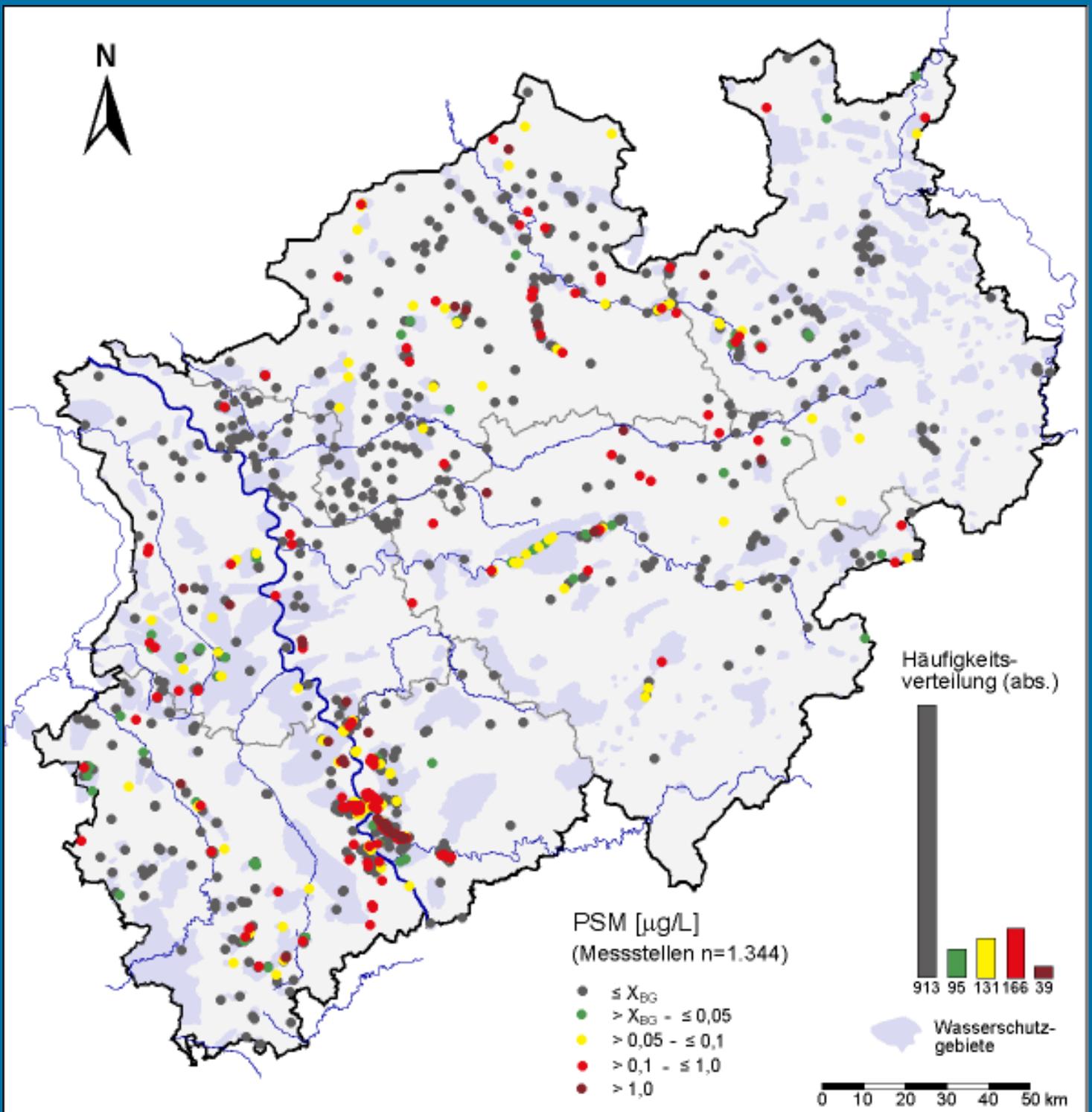


Legende





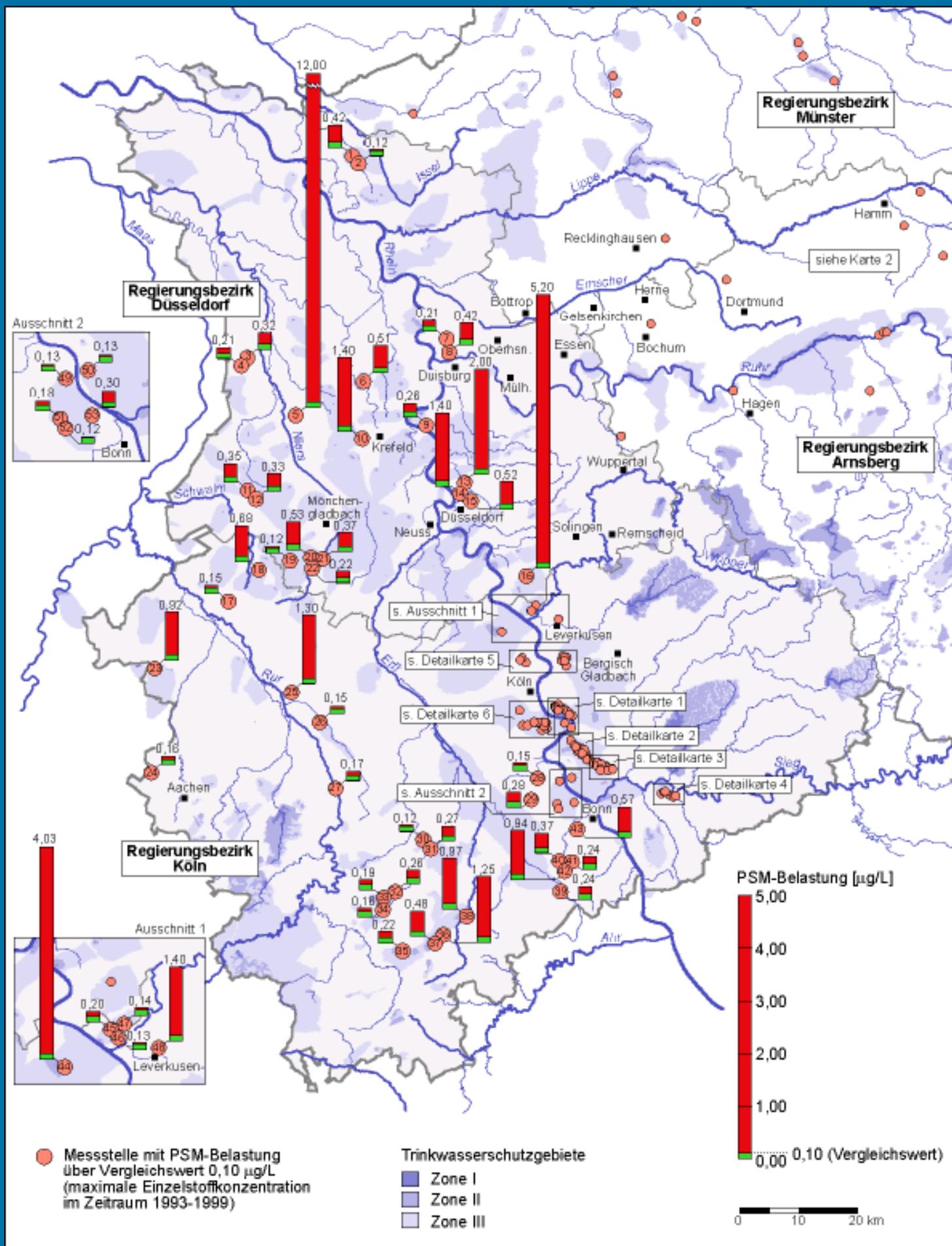
[Druck](#)



[Druck](#)

konzentration im Zeitraum 1993 bis 1999)

Abb. 3.4-2: Regionale Verteilung der PSM-Konzentration (maximale Einzelstoff-

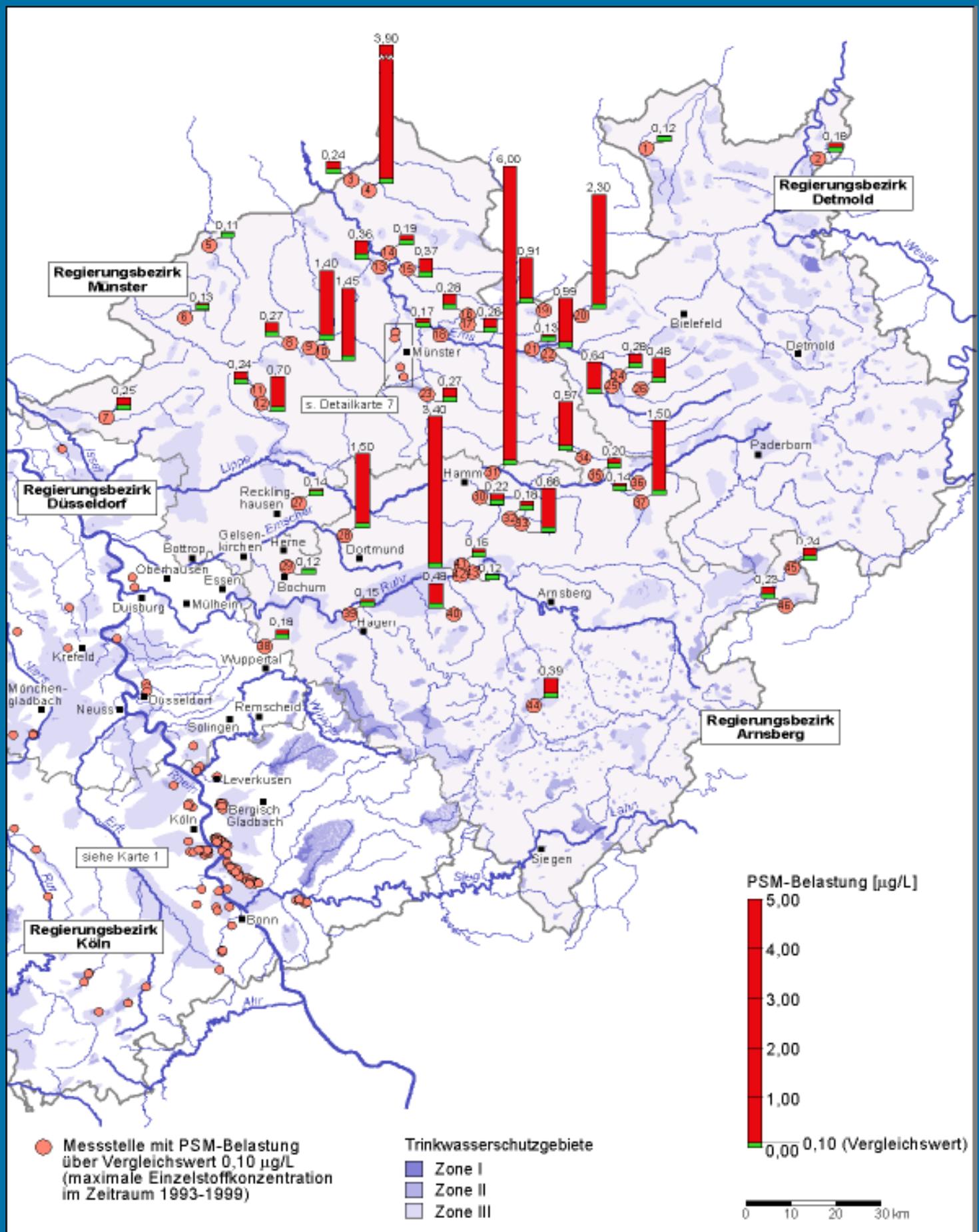


Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1 \mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 a: PSM-Belastung (Karte 1)

Messstellen

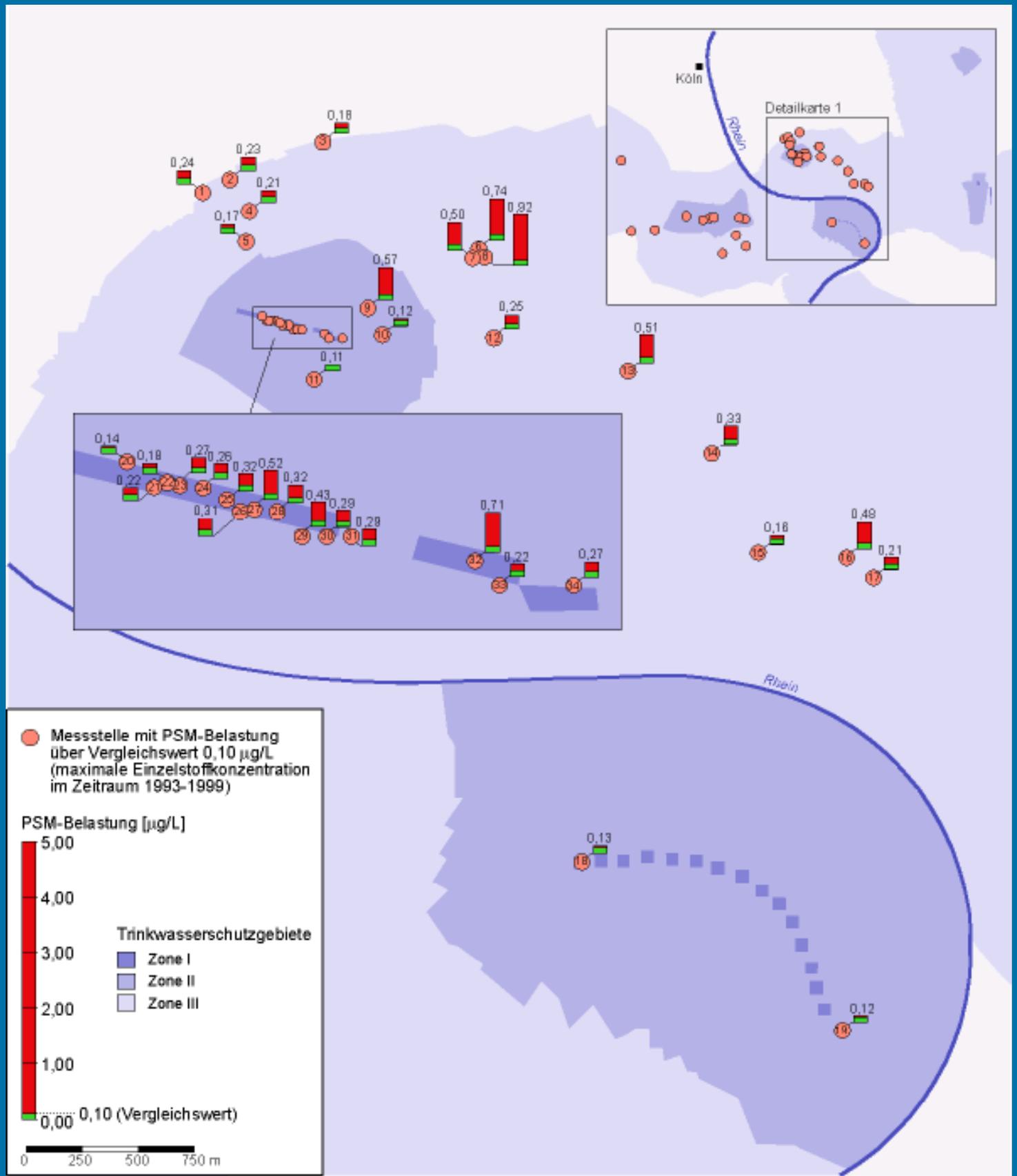


Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1 \mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 b: PSM-Belastung (Karte 2)

[Messstellen](#)

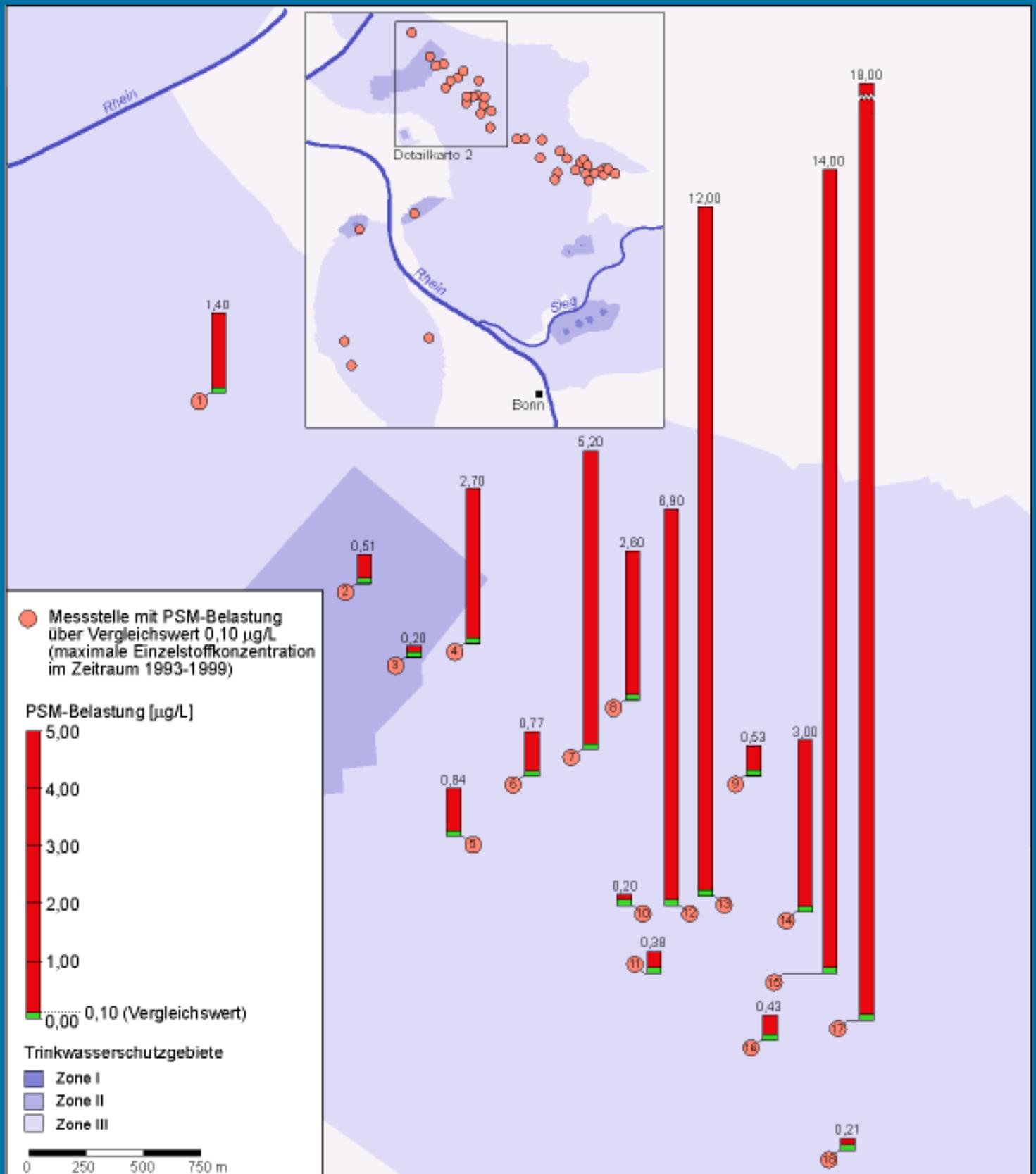


Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1 \mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 c: PSM-Belastung (Detailkarte 1)

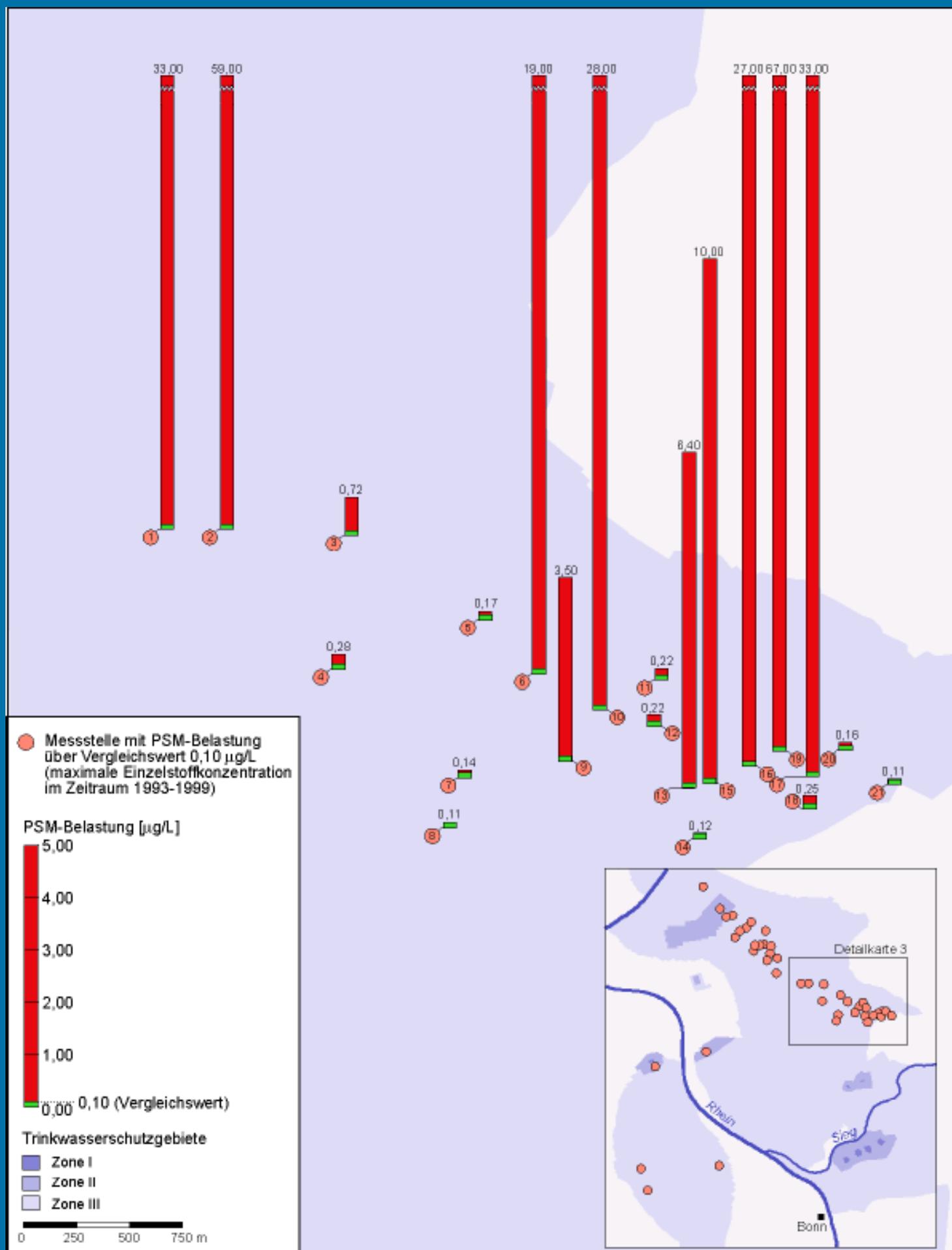
Messstellen

**Druck**

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1\mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 d: PSM-Belastung (Detailkarte 2)

Messstellen

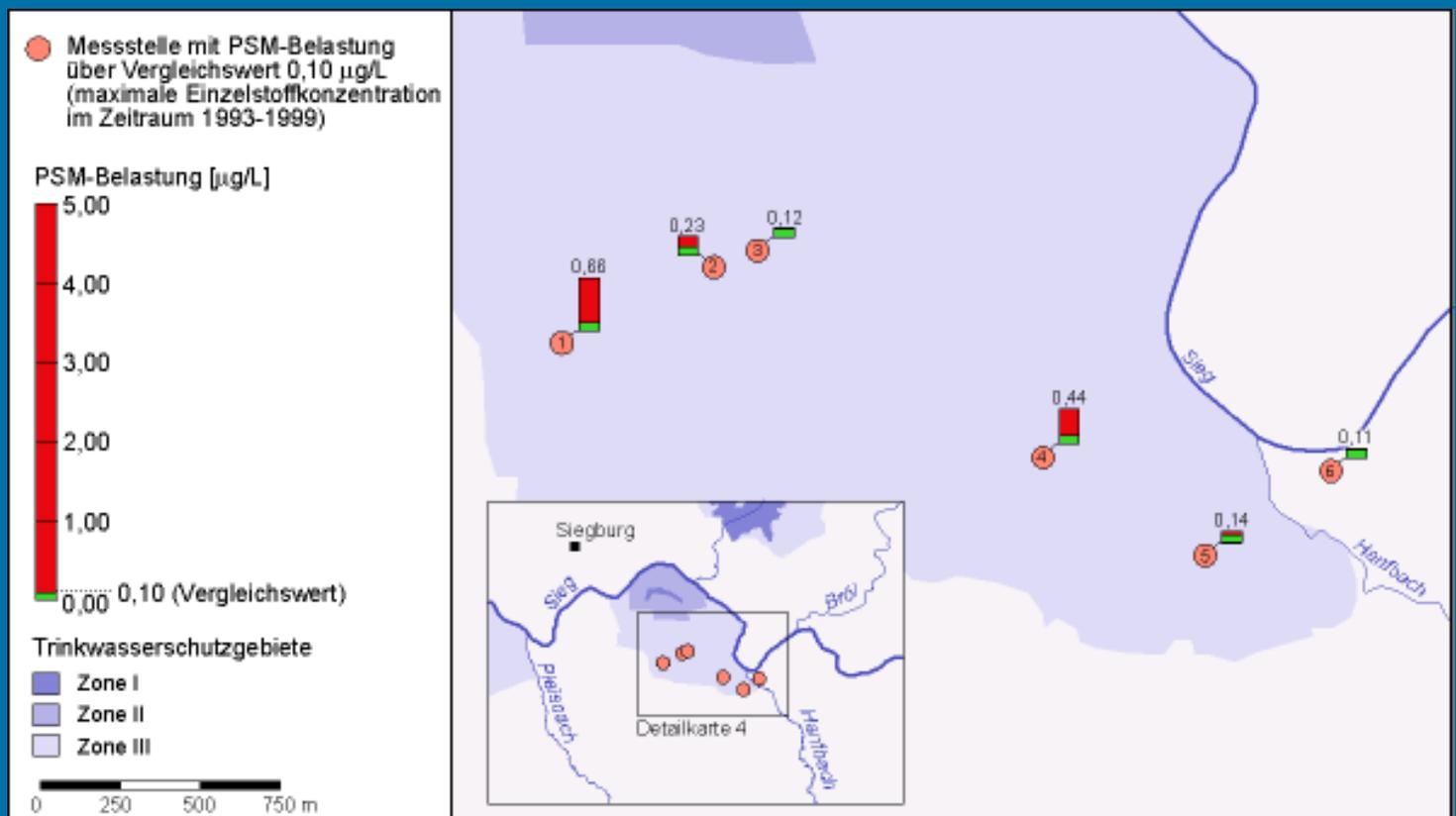


[Druck](#)

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1\mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 e: PSM-Belastung (Detailkarte 3)

Messstellen

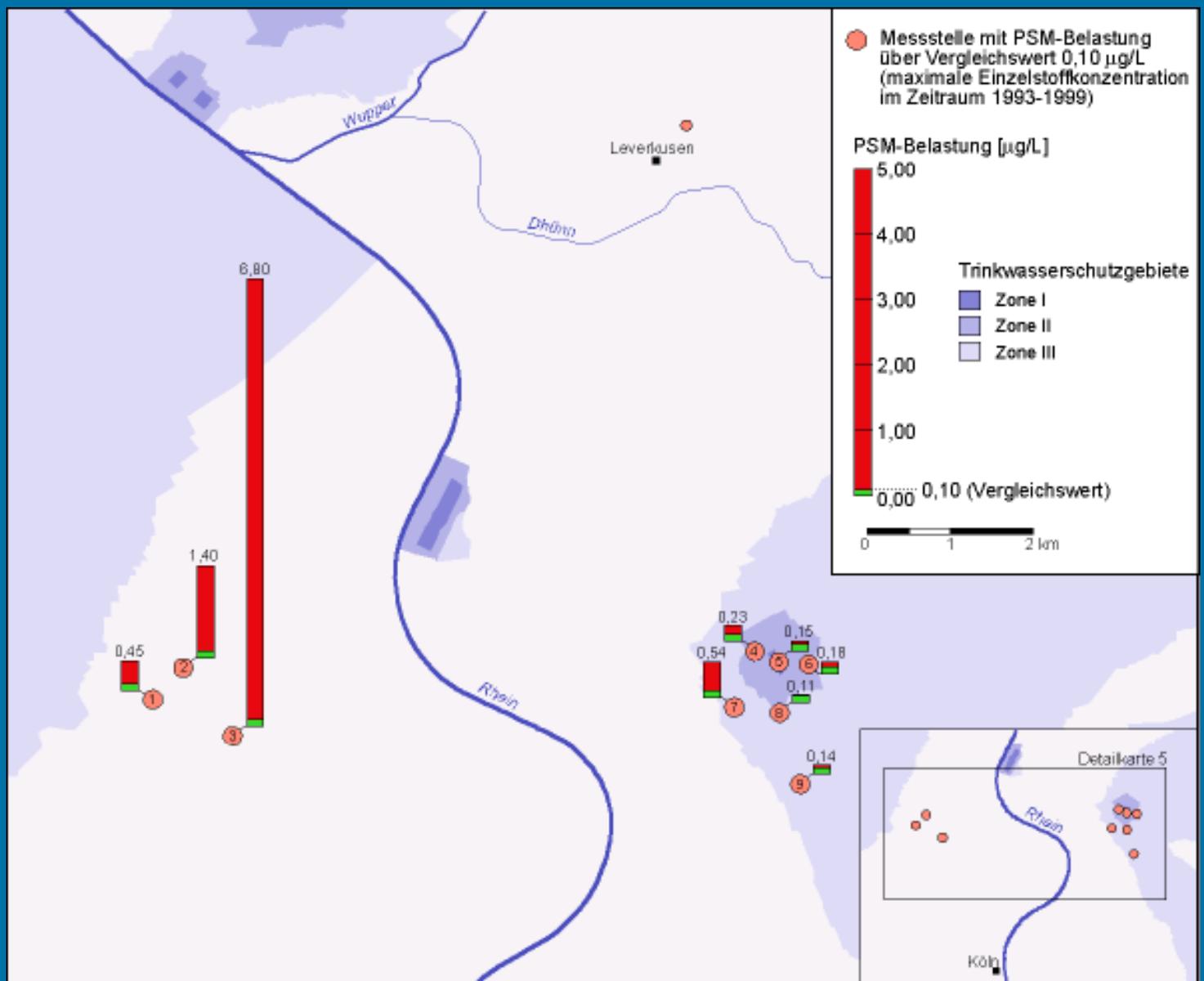


Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1\mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 f: PSM-Belastung (Detailkarte 4)

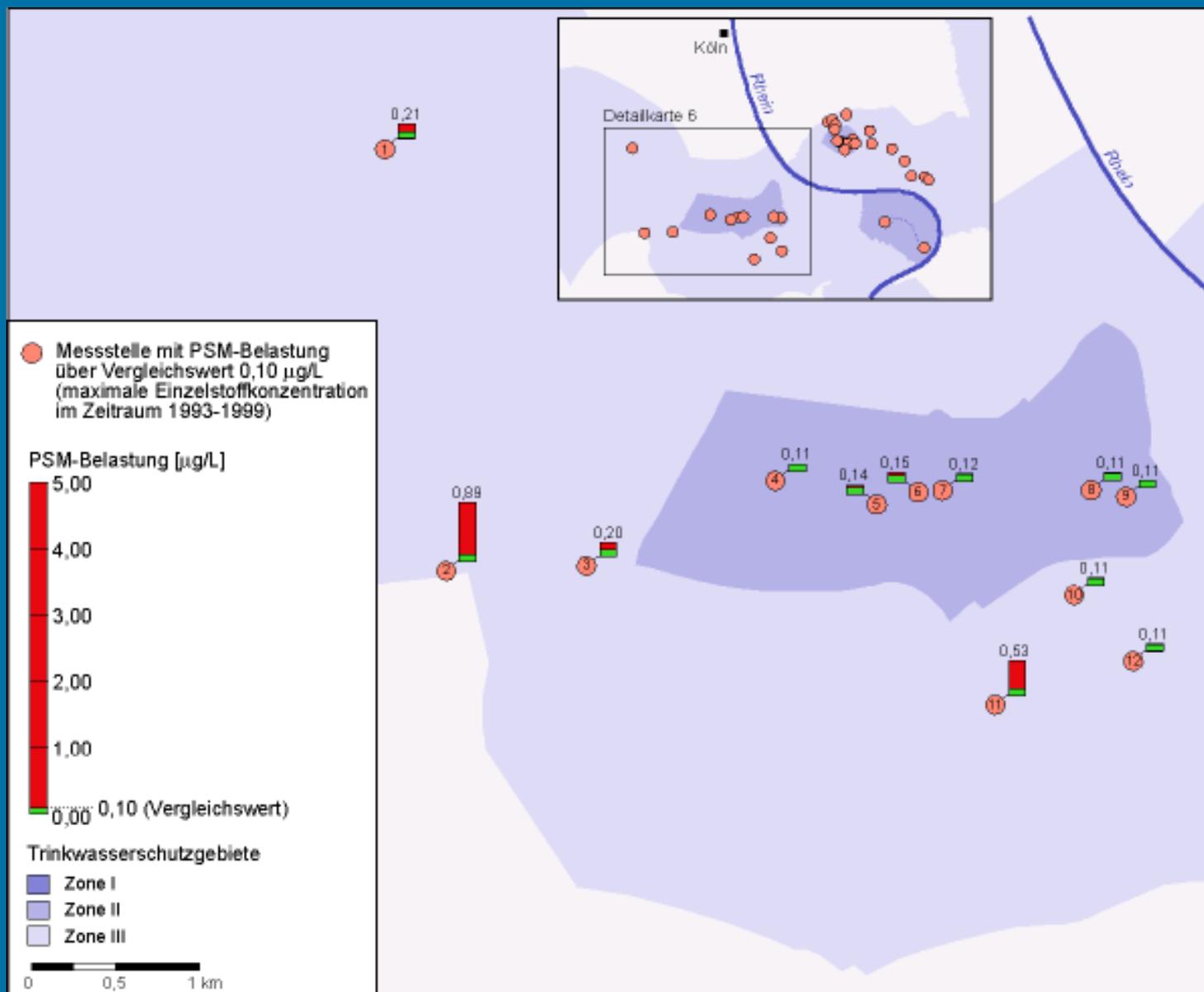
Messstellen

Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1 \mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 g: PSM-Belastung (Detailkarte 5)

Messstellen

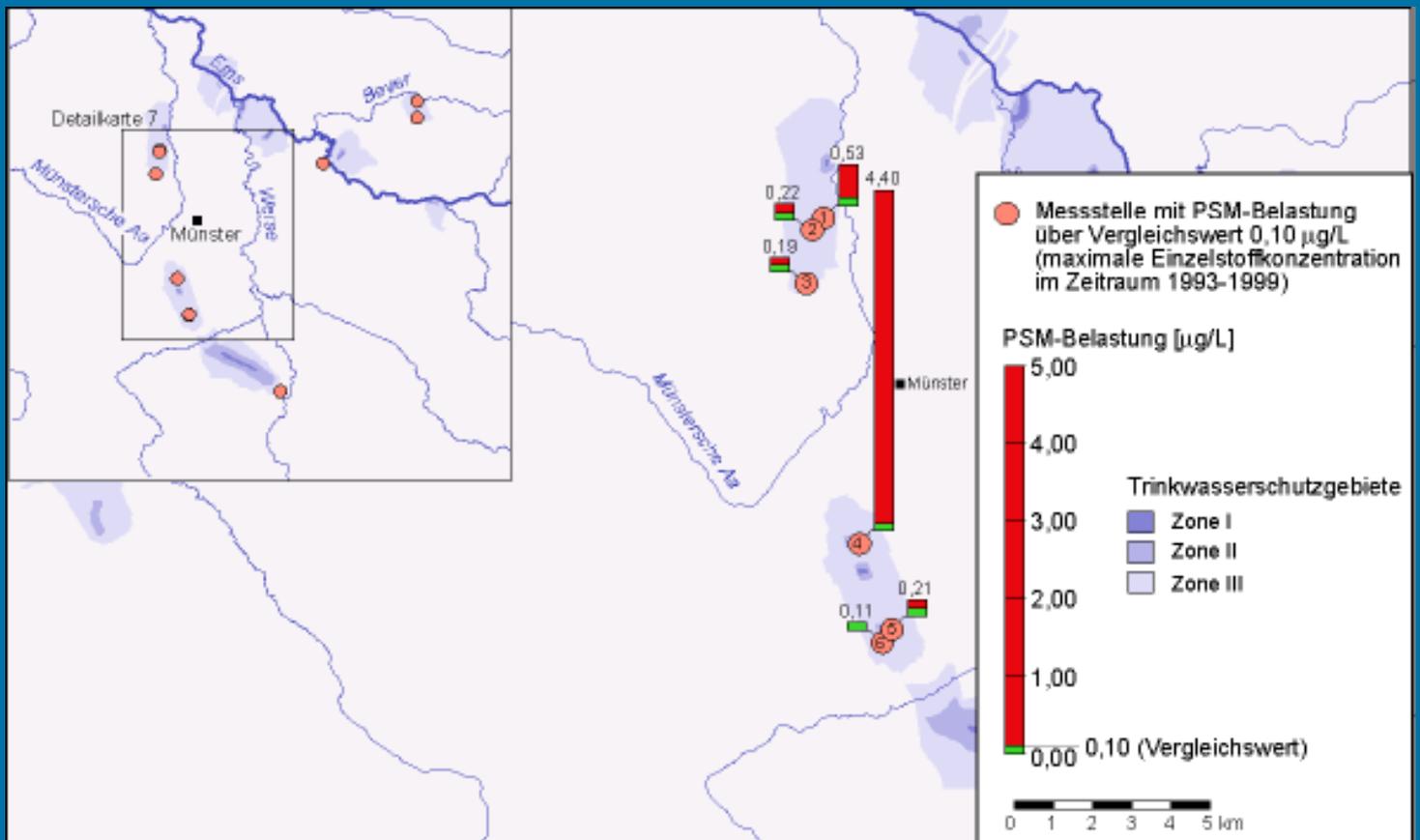


Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1\mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

Abb. 3.4-3 h: PSM-Belastung (Detailkarte 6)

Messstellen

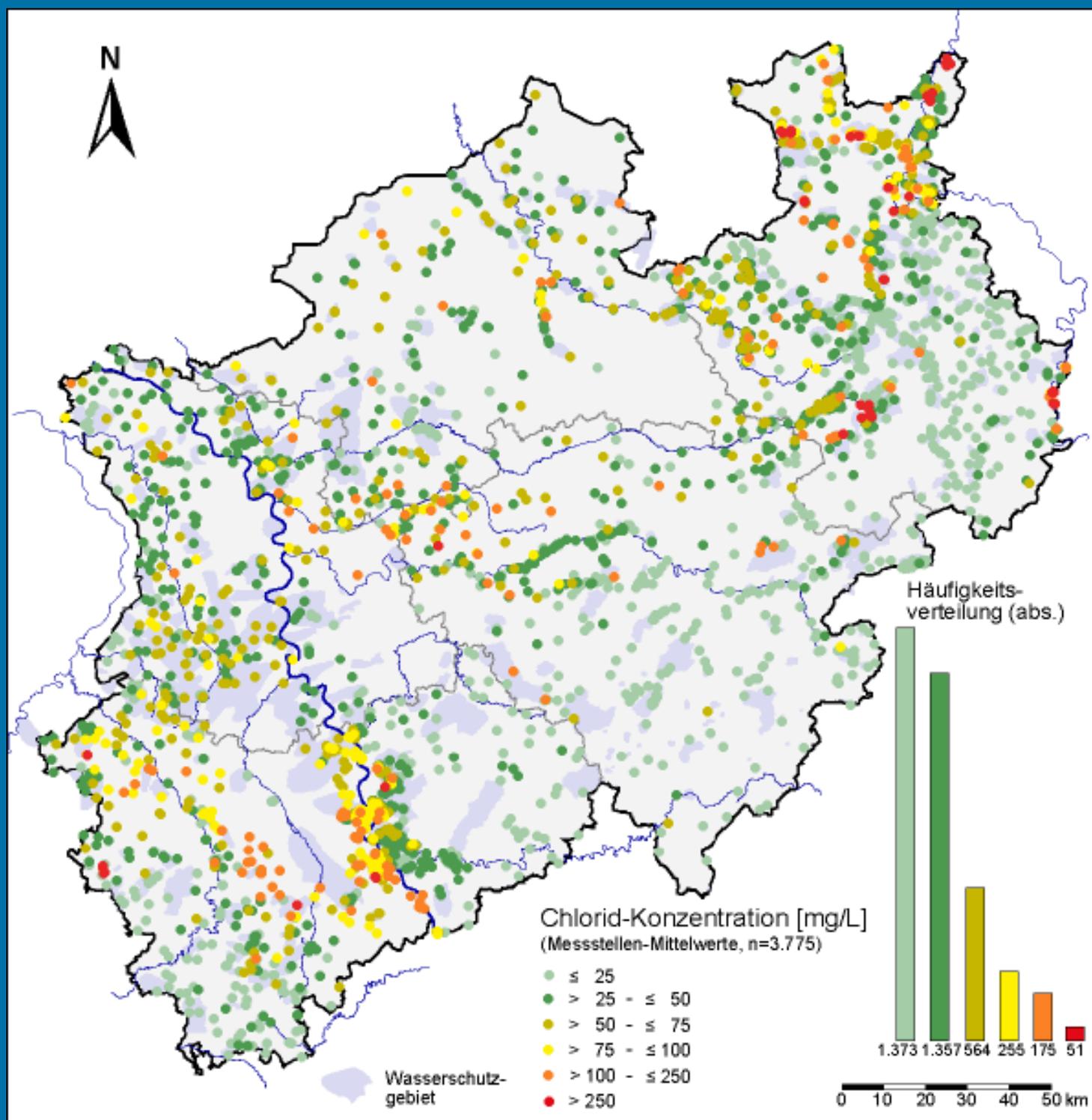


Druck

PSM-Belastung des Grundwassers in NRW, dargestellt als Höchstwert der festgestellten Einzelstoffkonzentration ($>0,1\mu\text{g/L}$) an der Messstelle für den Zeitraum 1993-1999.

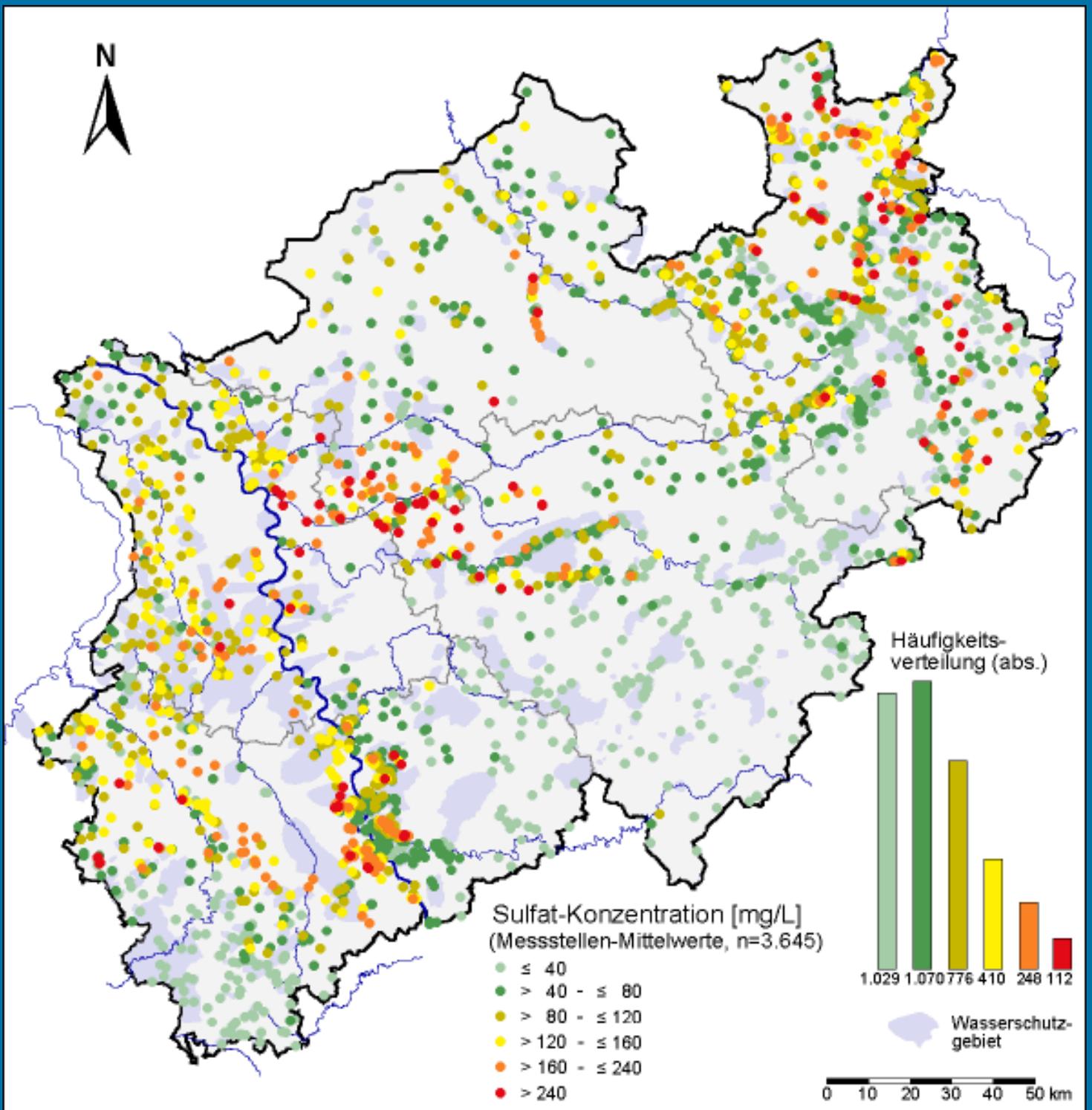
Abb. 3.4-3 i: PSM-Belastung (Detailkarte 7)

Messstellen



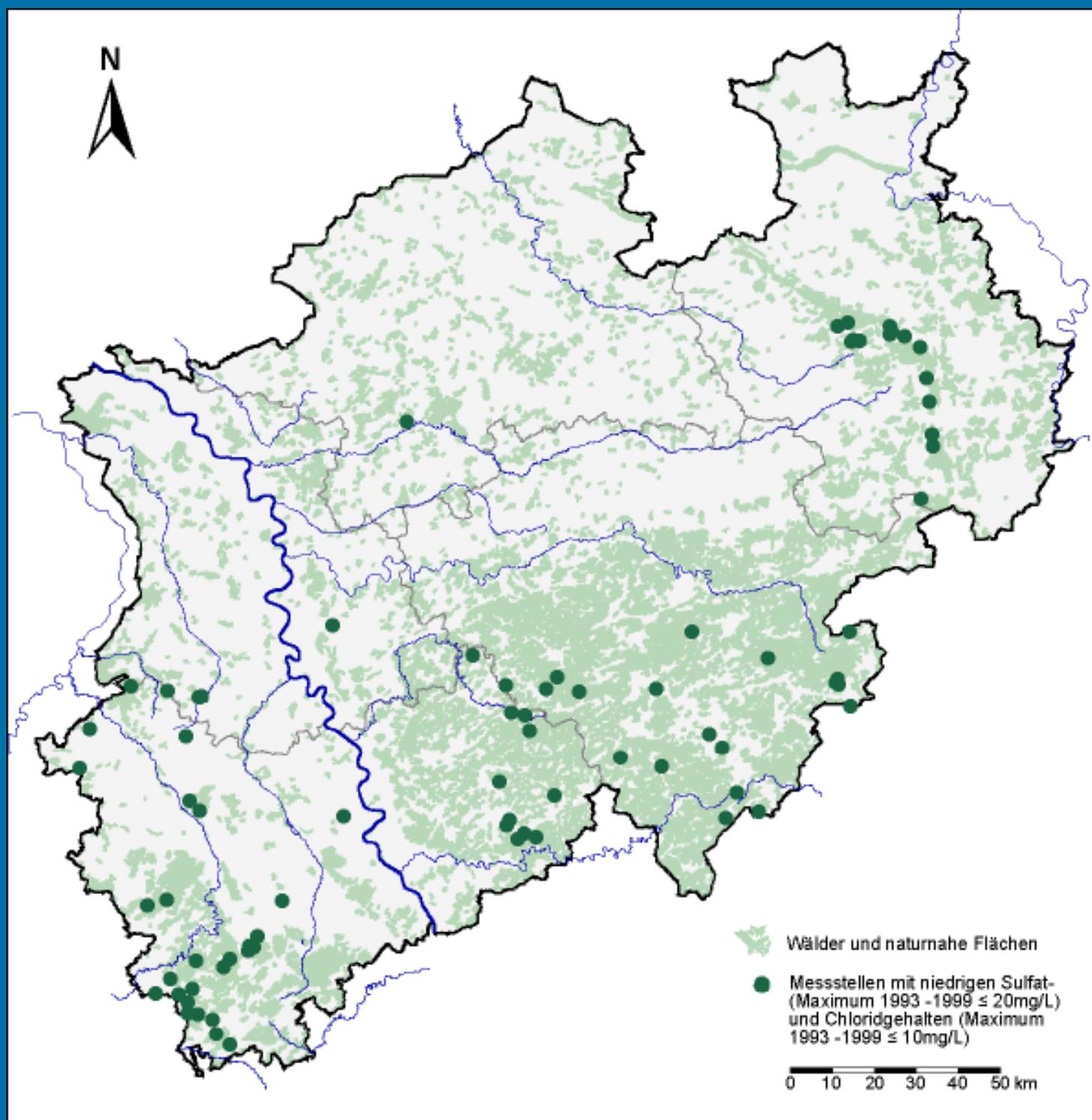
[Druck](#)

Abb. 3.5-1: Chloridkonzentrationen 1997 (Messstellenmittelwerte)



[Druck](#)

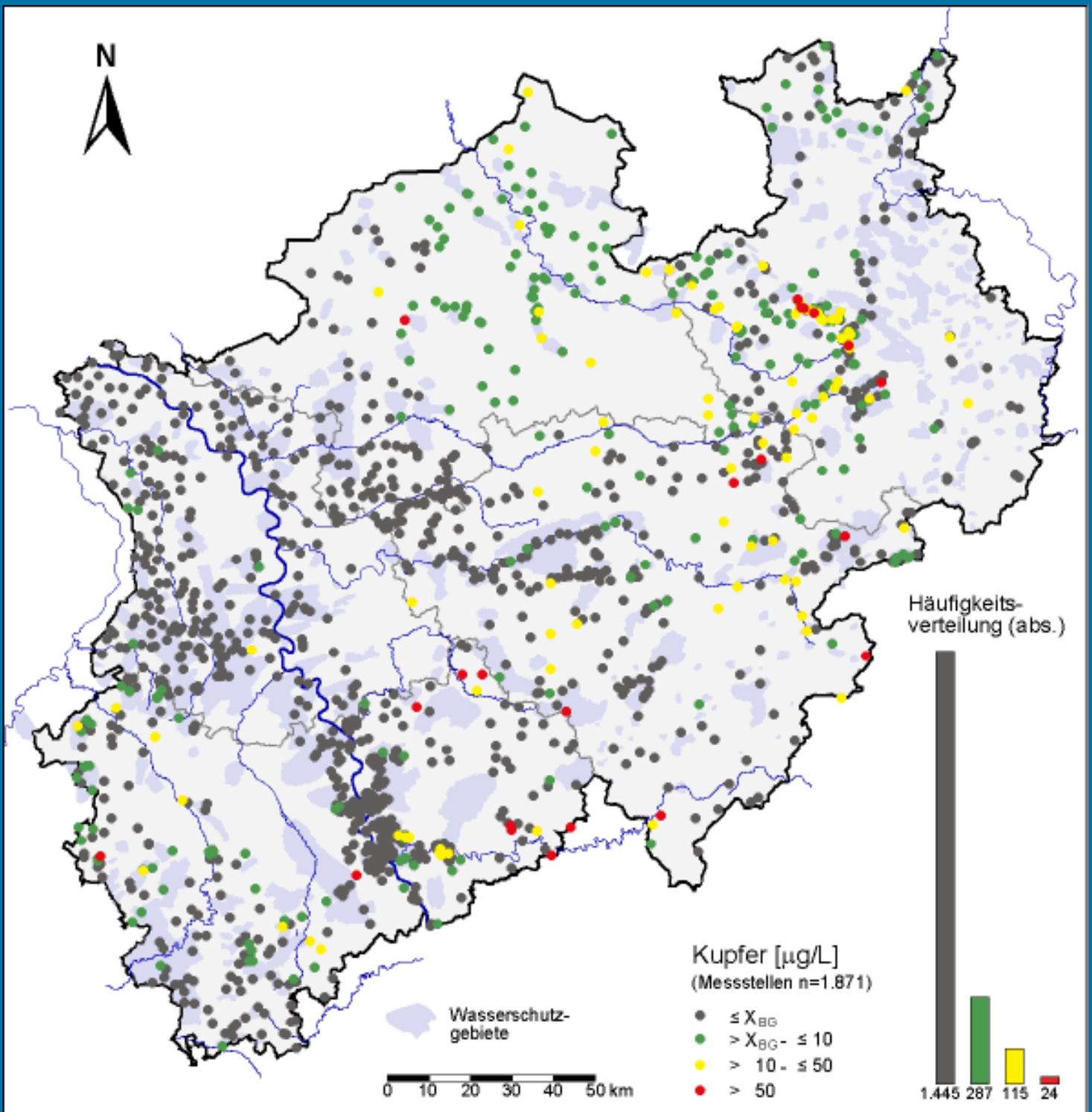
Abb. 3.5-2: Sulfatkonzentrationen 1997 (Messstellenmittelwerte)



[Druck](#)

konzentrationen

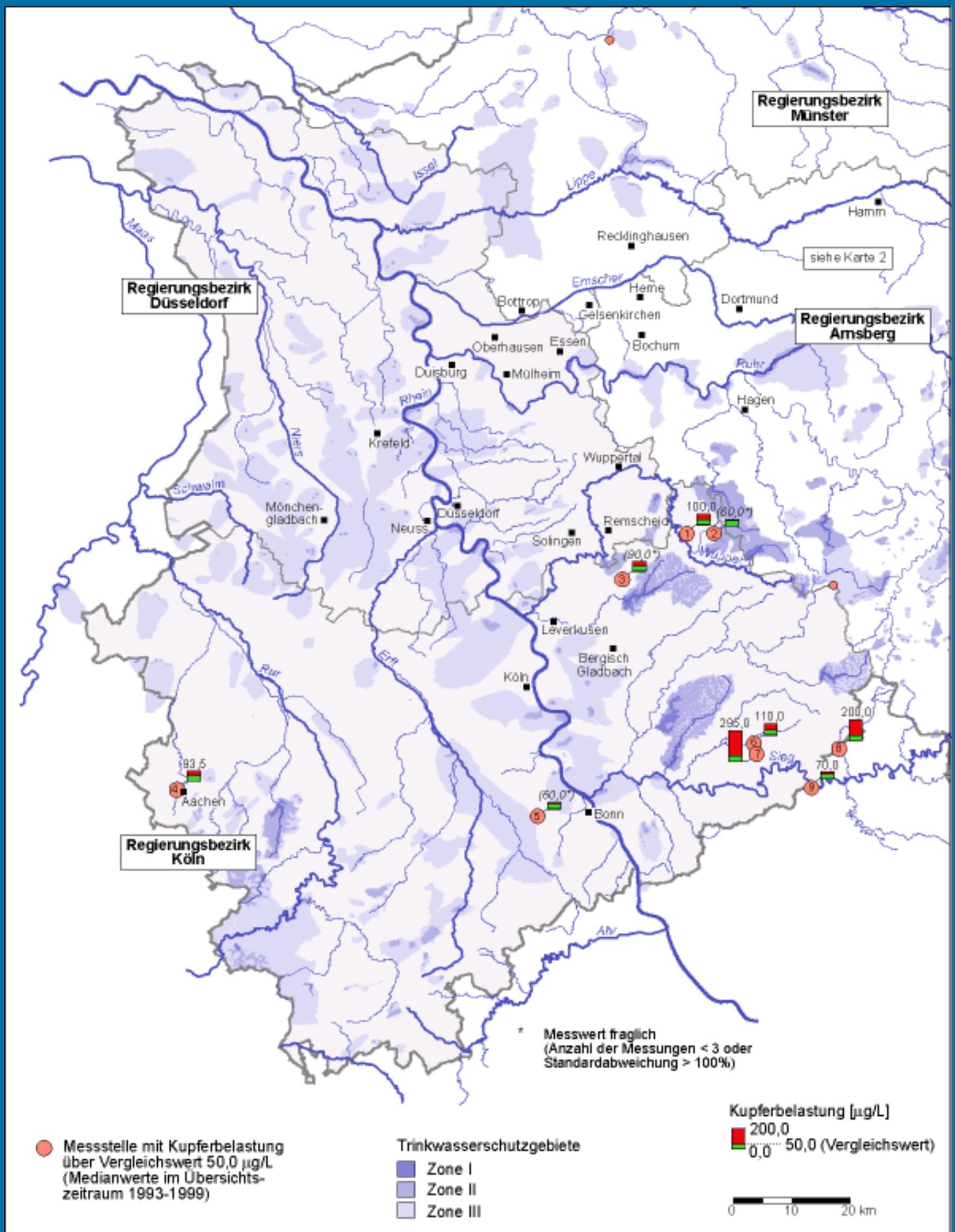
Abb. 3.5-3: Nutzungsbezug von Messstellen mit niedrigen Sulfat- und Chlorid-



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

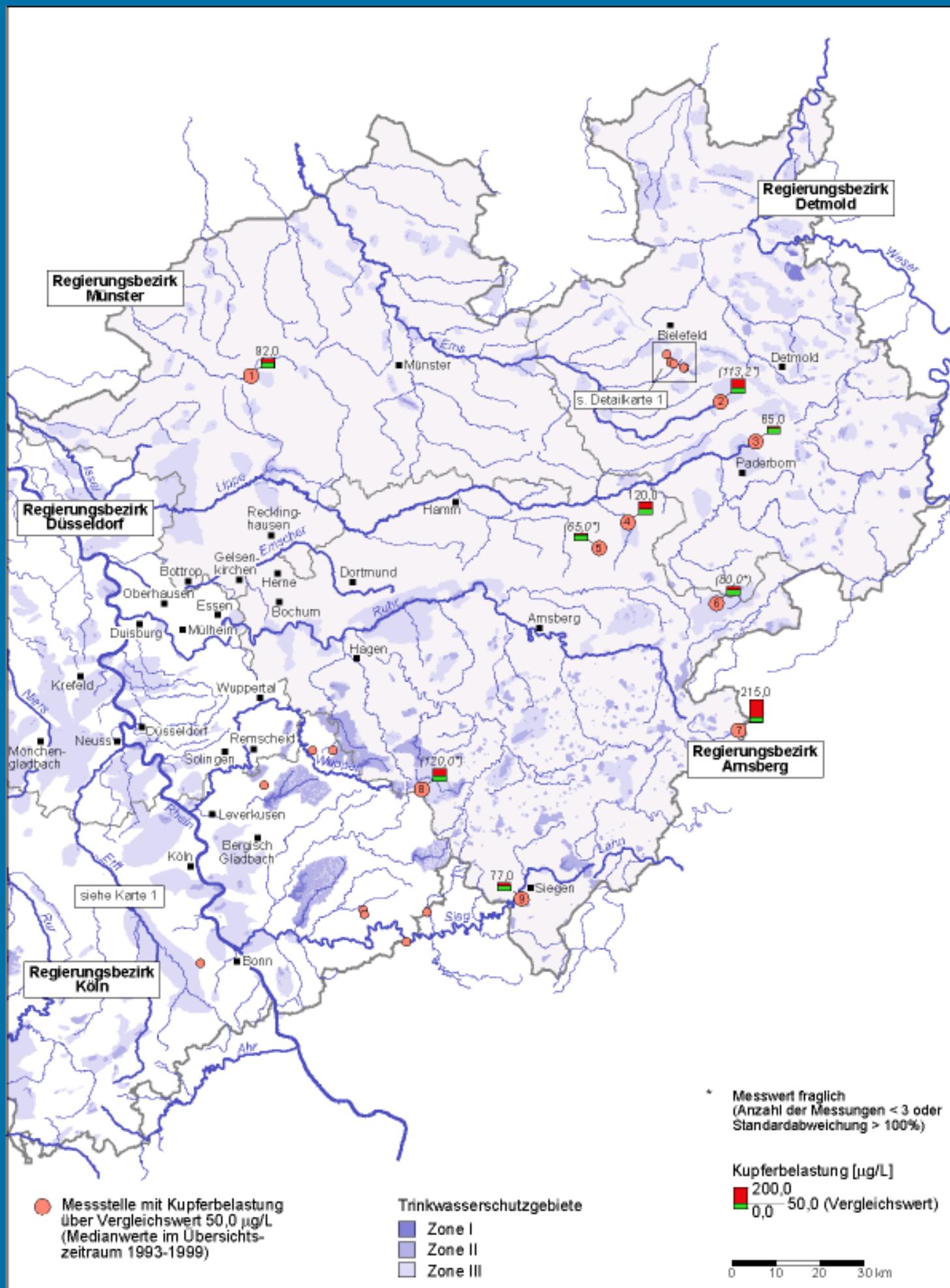
Abb. 3.6-1: Übersichtskarte: Kupfergehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer



[Druck](#)
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-2: Kupfergehalte (Karte 1)

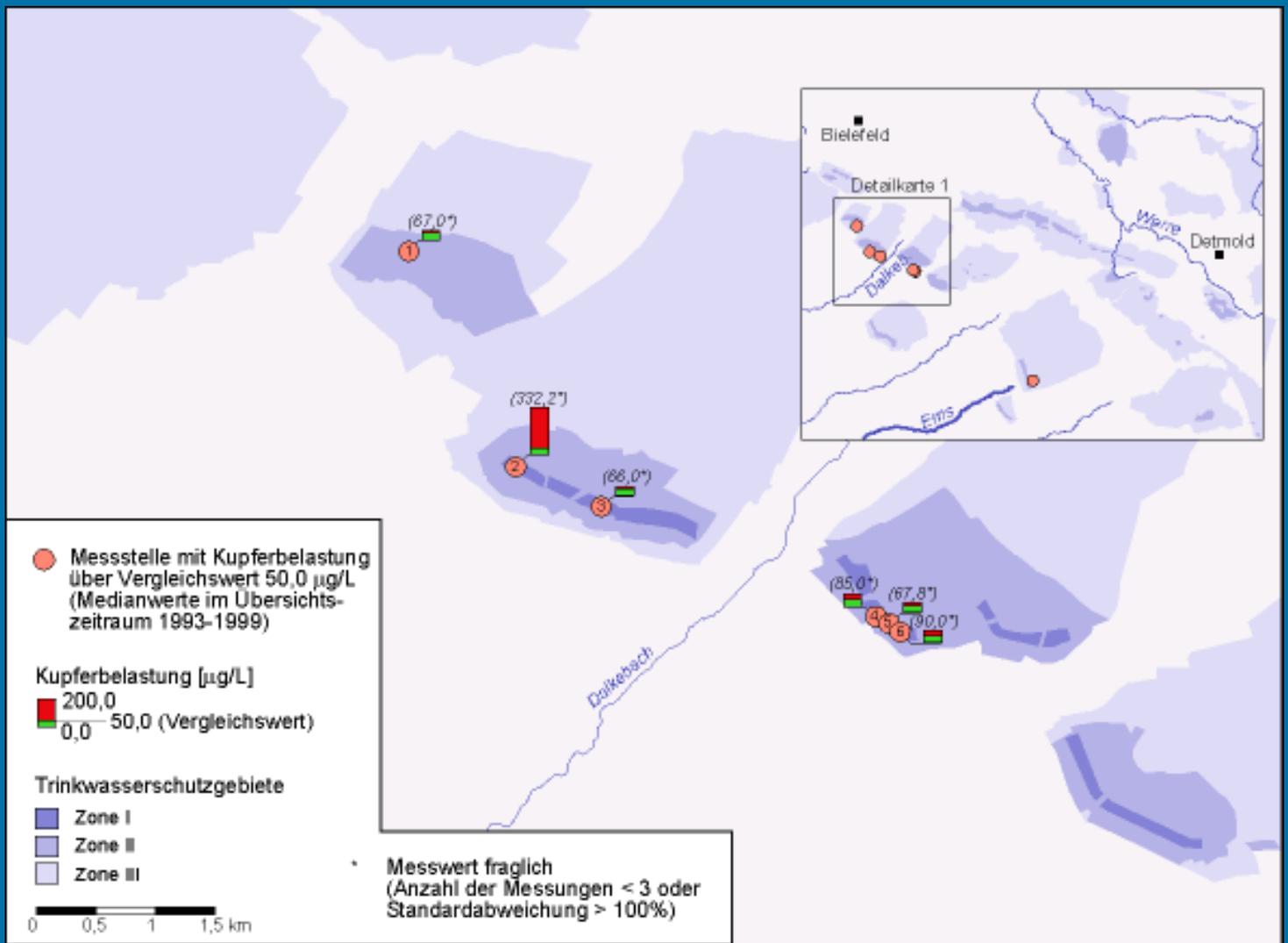
Messstellen



[Druck](#)
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-3: Kupfergehalte (Karte 2)

Messstellen

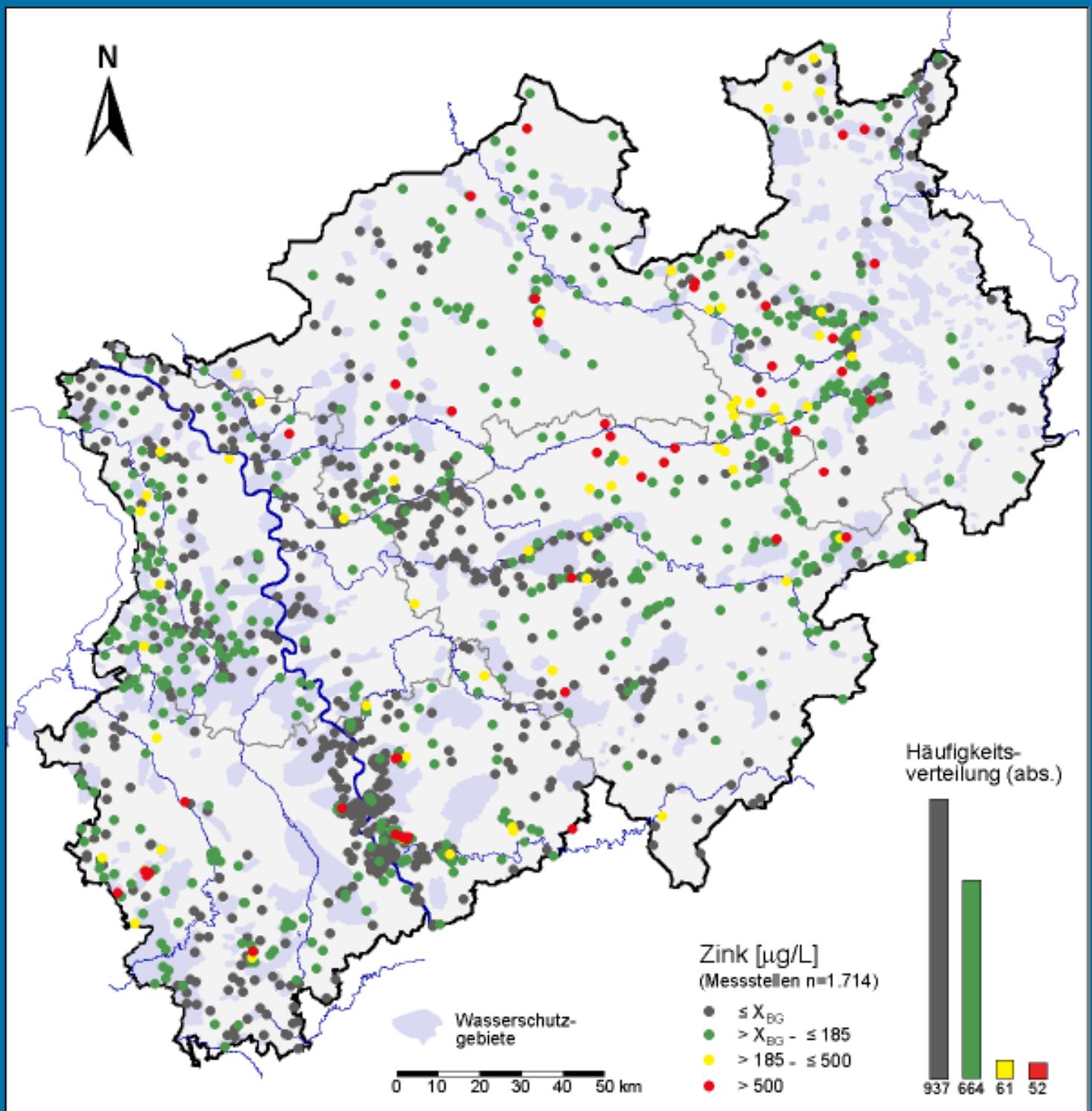


Druck

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-4: Kupfergehalte (Detailkarte)

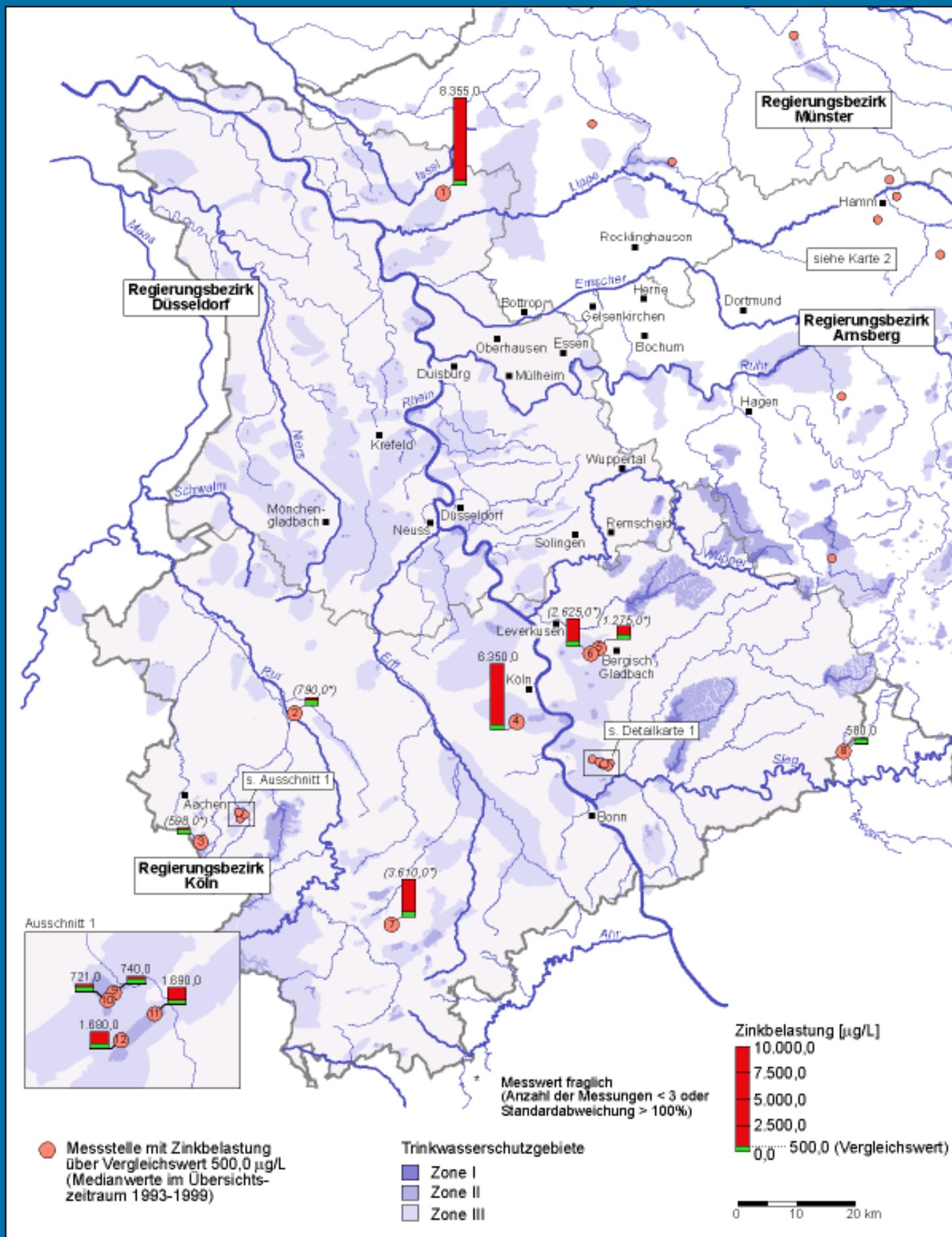
Messstellen



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

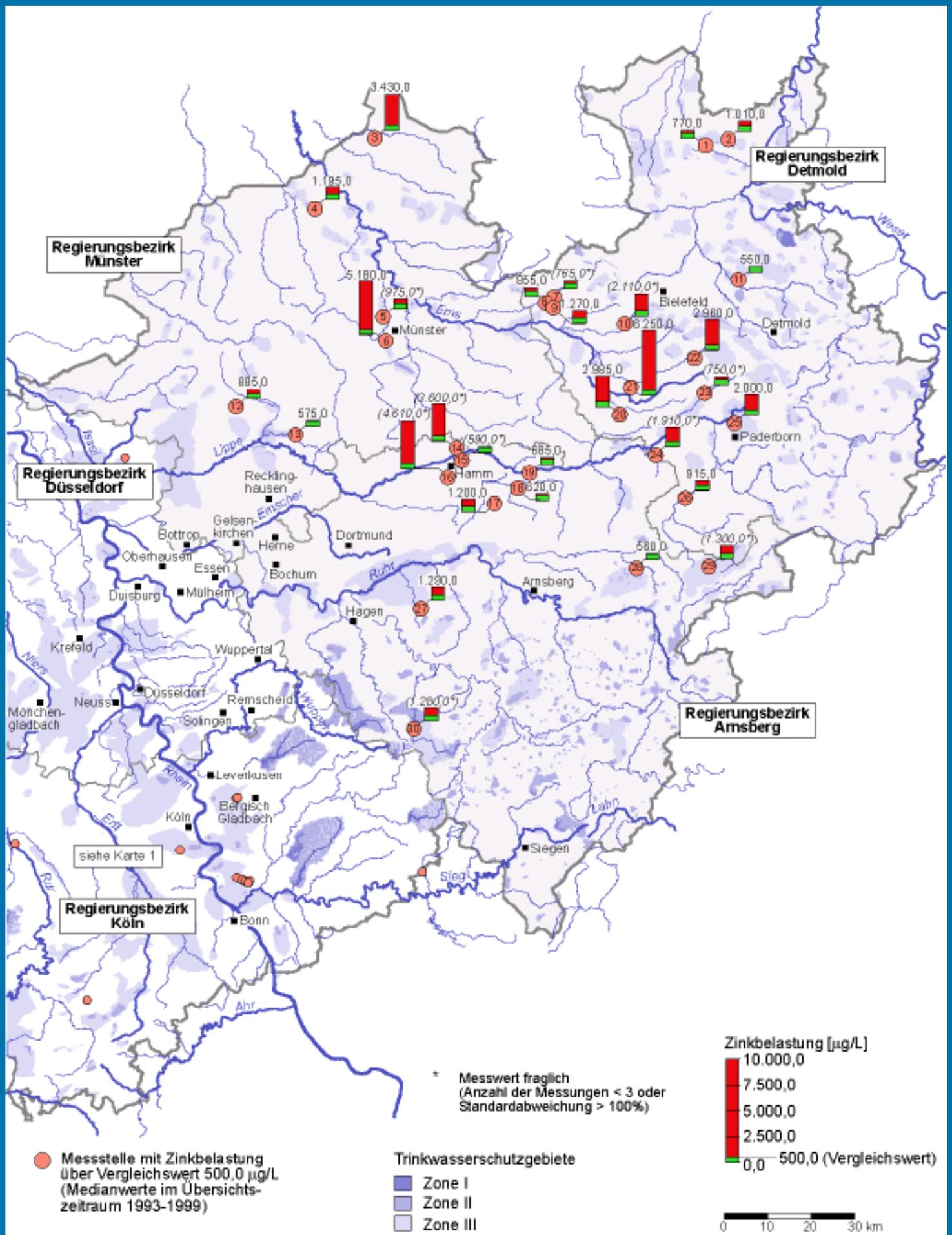
Abb. 3.6-5: Übersichtskarte: Zinkgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer



[Druck](#)
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-6: Zinkgehalte (Karte 1)

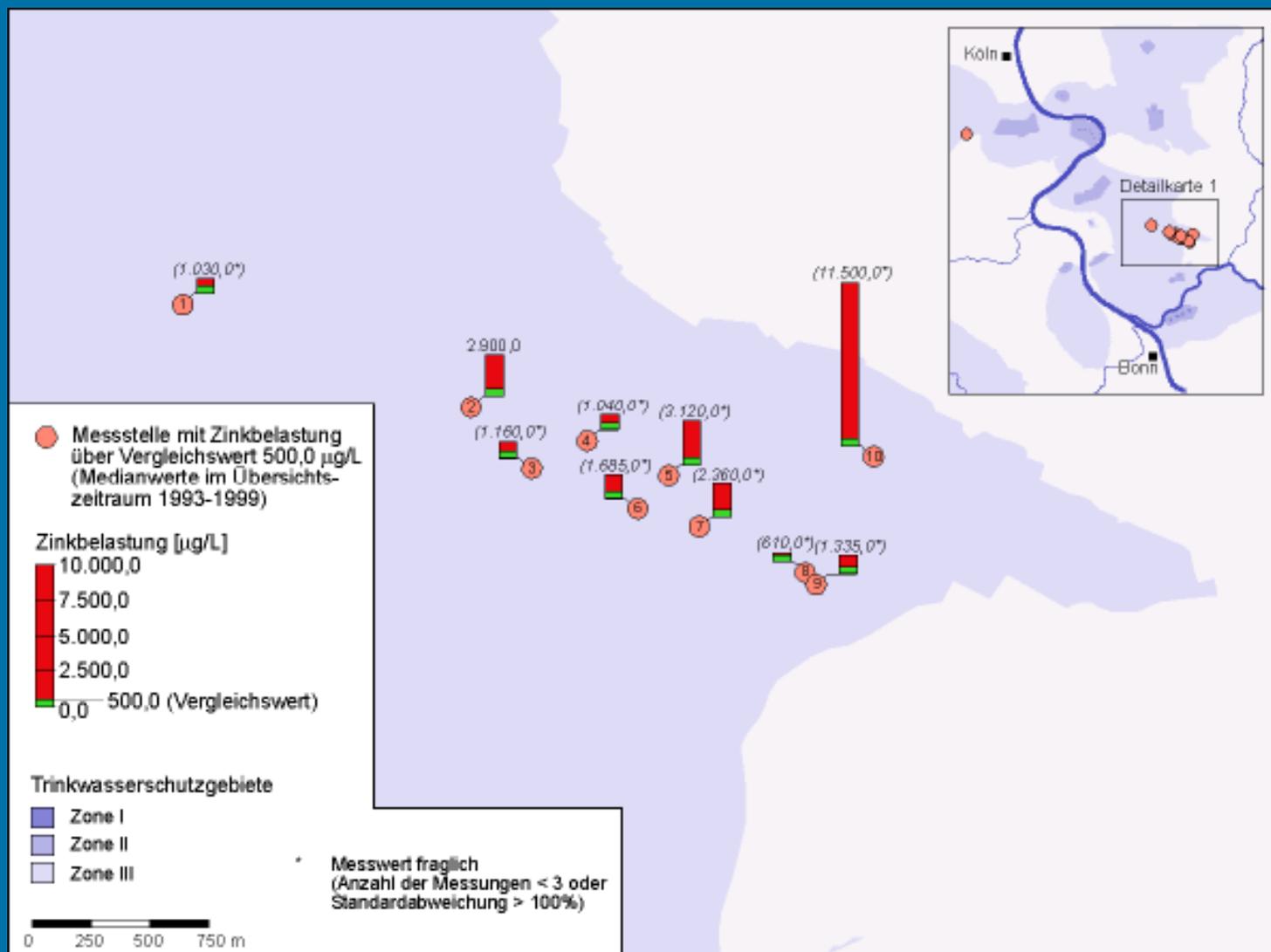
Messstellen



Druck
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-7: Zinkgehalte (Karte 2)

Messstellen

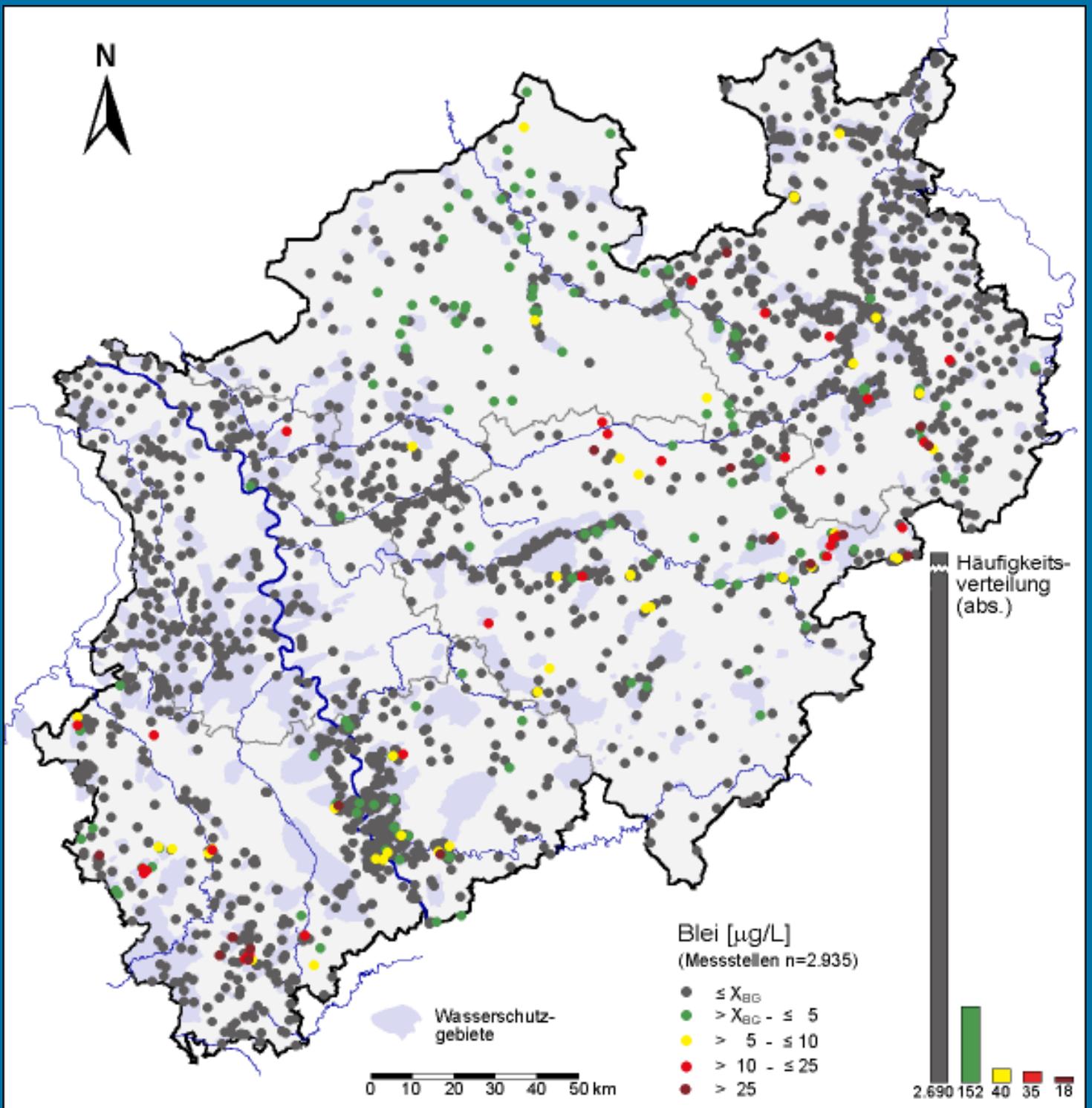


[Druck](#)

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-8: Zinkgehalte (Detailkarte)

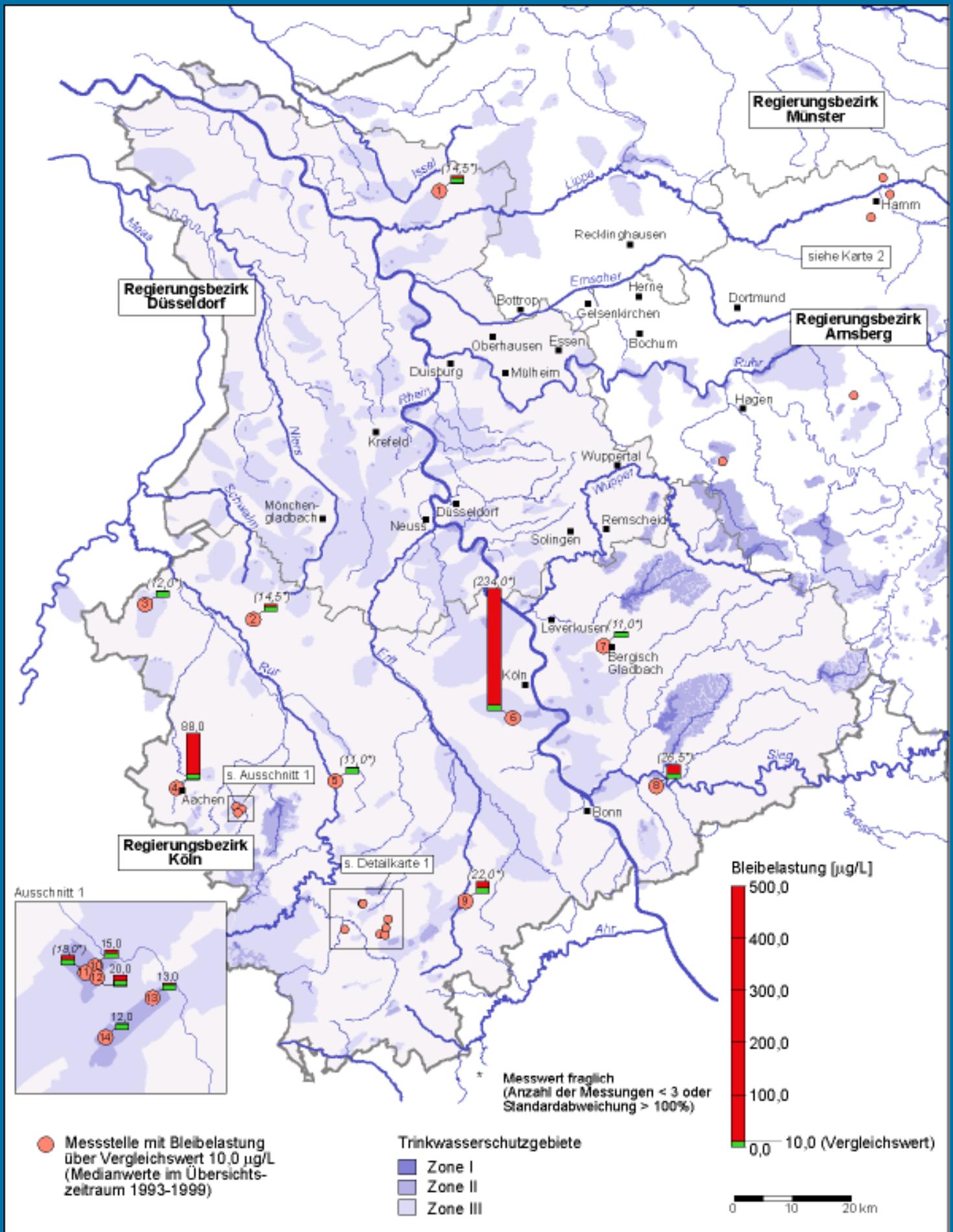
Messstellen



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

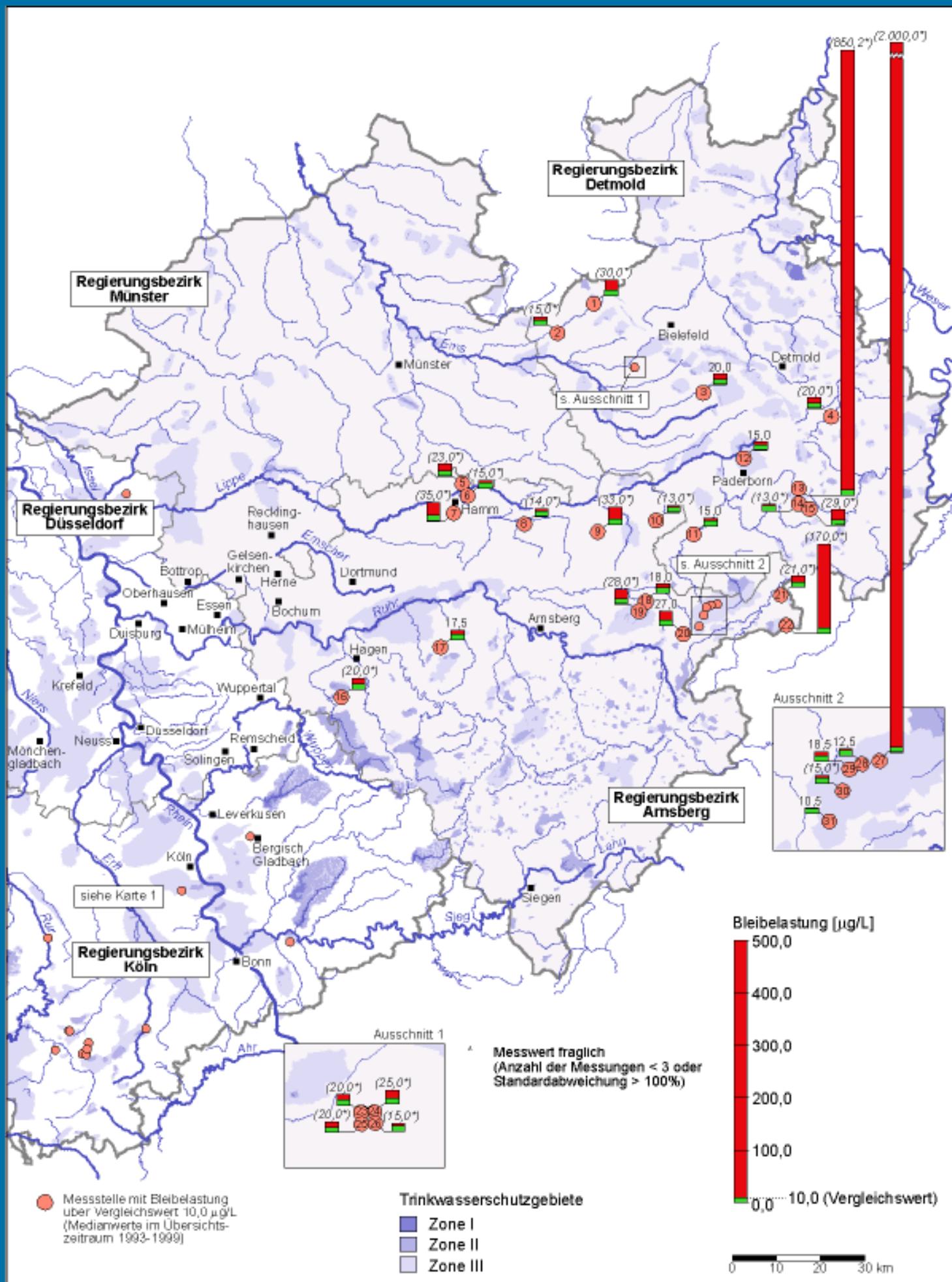
Abb. 3.6-9: Übersichtskarte: Bleigehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer



Druck
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-10: Bleigehalte (Karte 1)

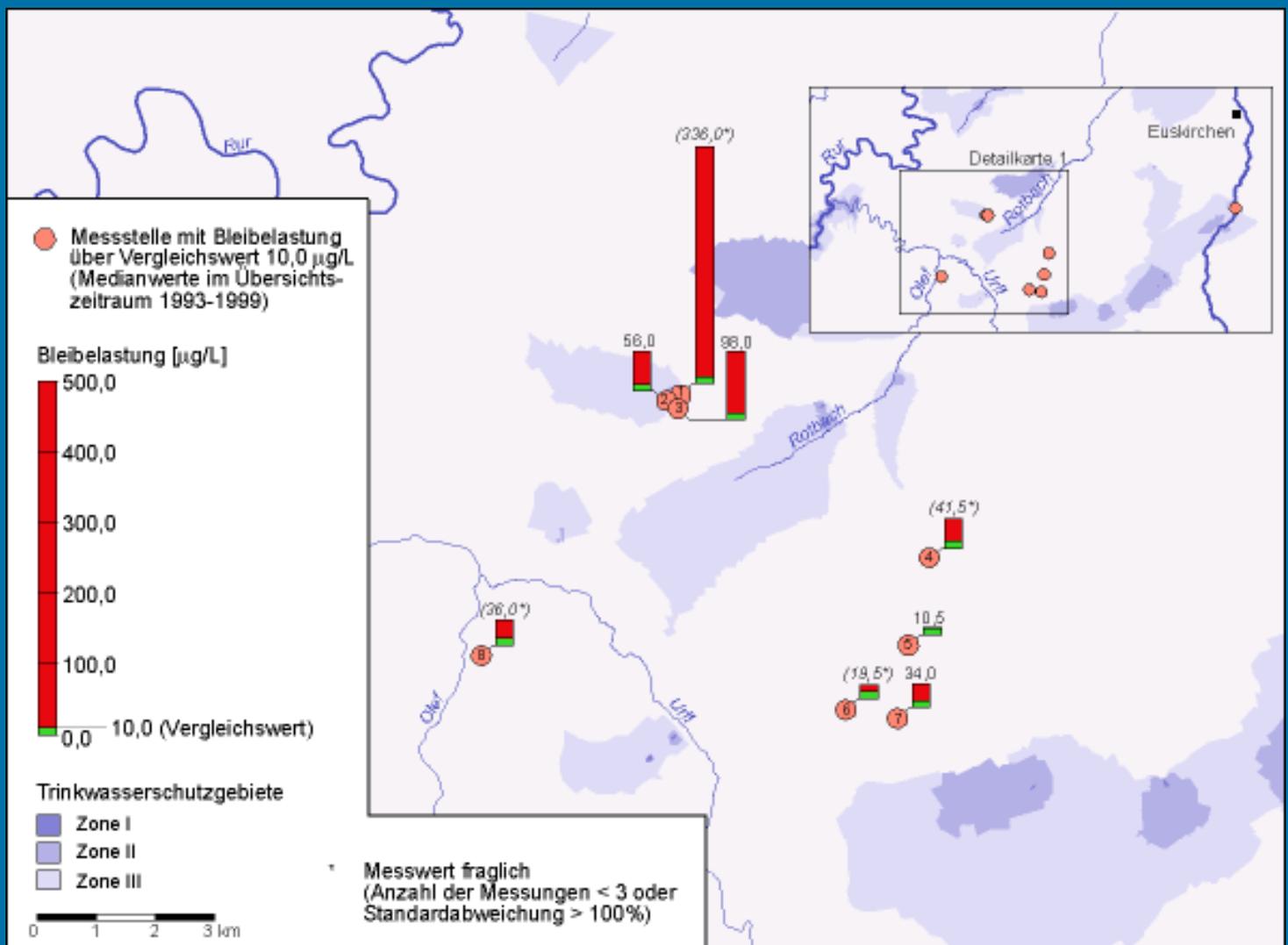
[Messstellen](#)



Druck
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-11: Bleigehalte (Karte 2)

Messstellen

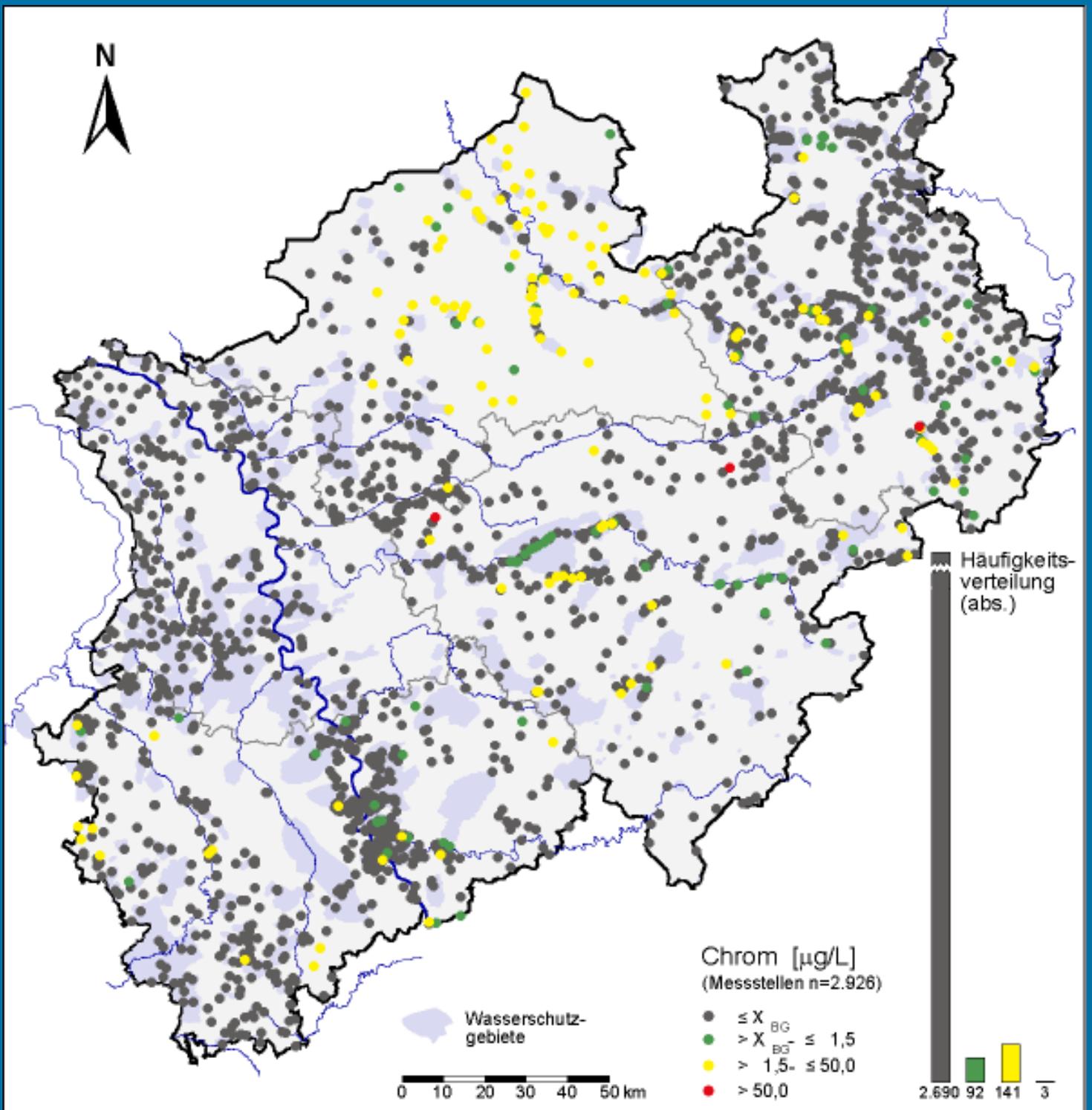


[Druck](#)

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-12: Bleigehalte (Detailkarte)

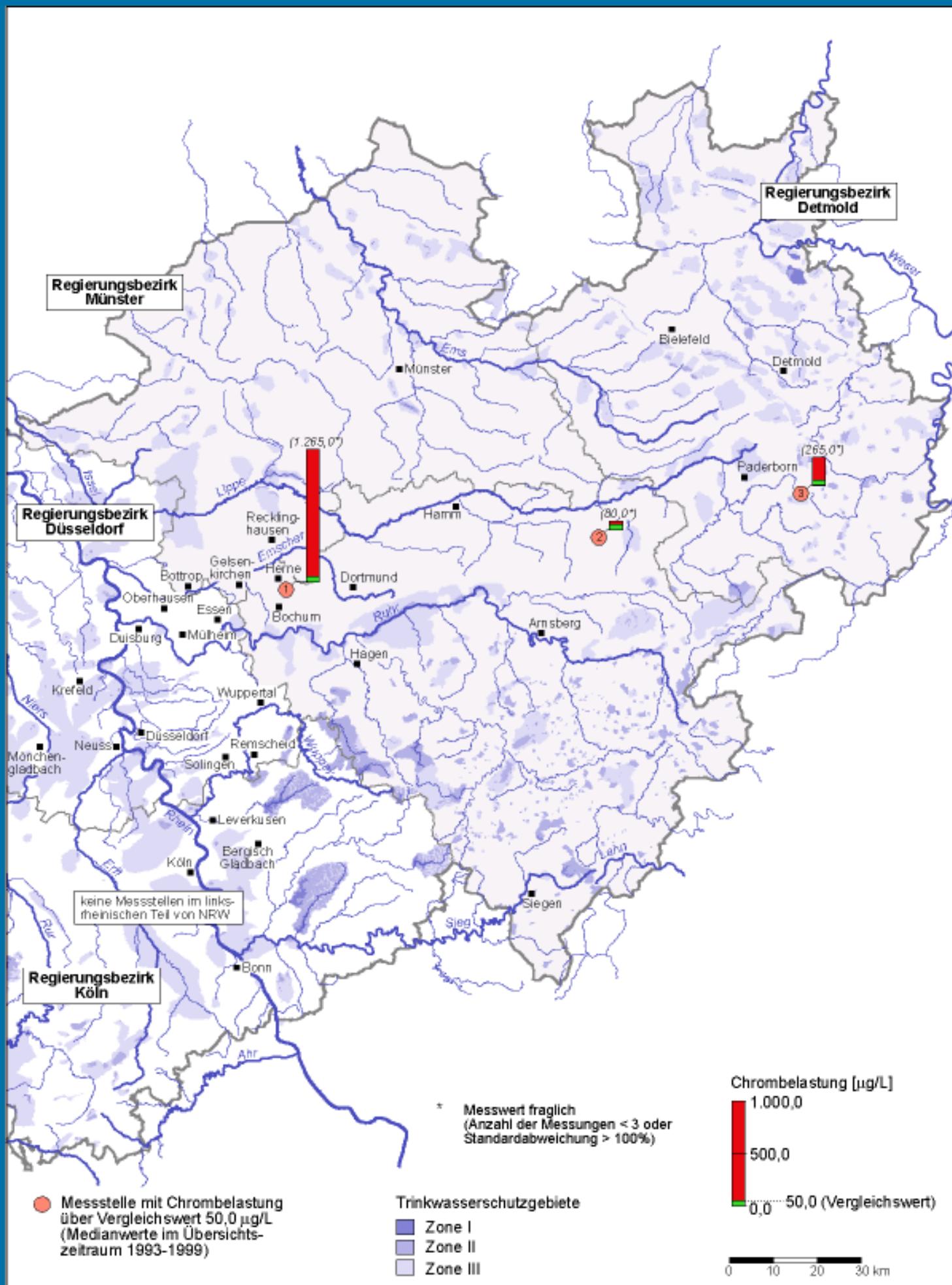
Messstellen



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

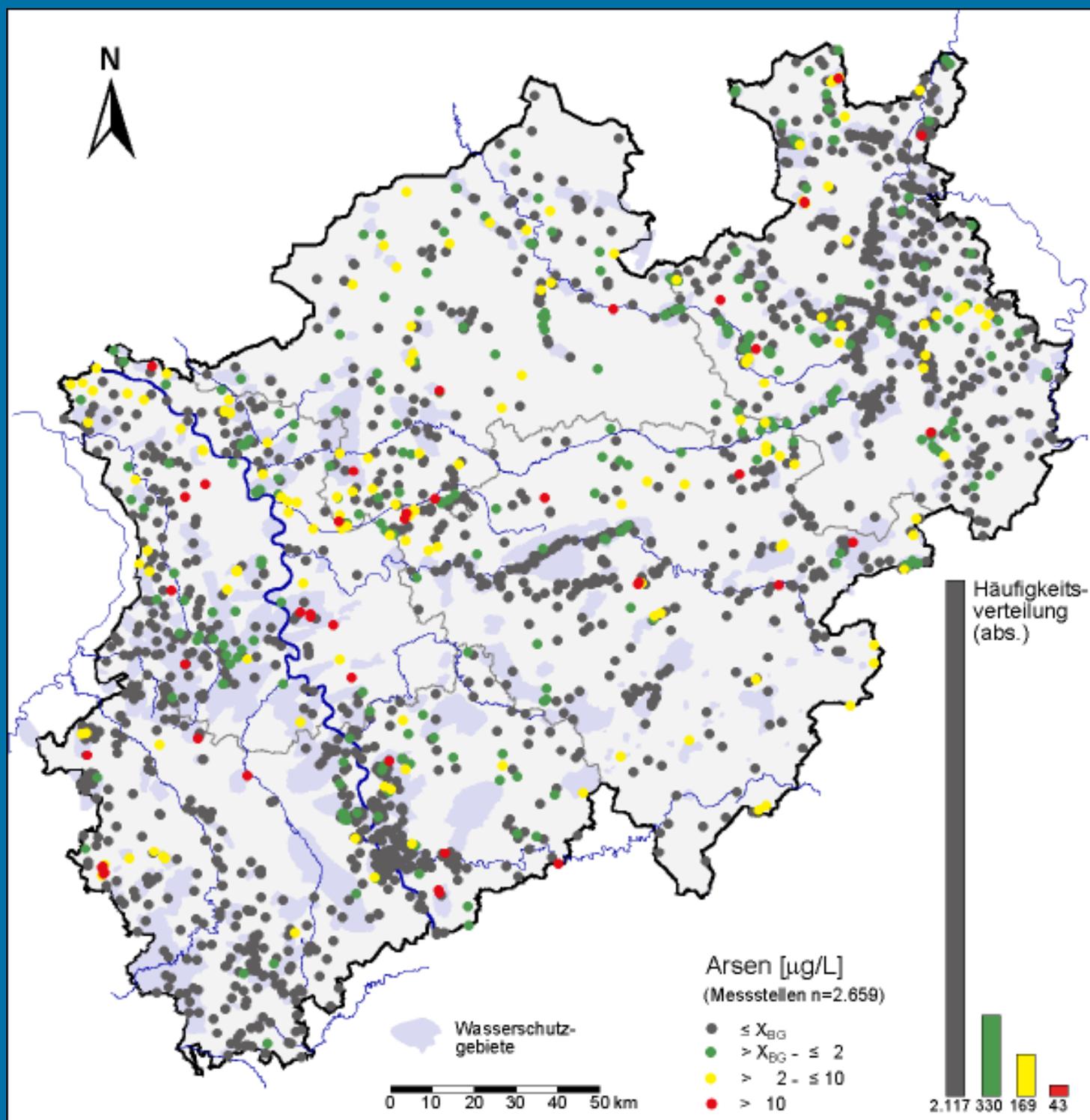
Abb. 3.6-13: Übersichtskarte: Chromgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer



[Druck](#)
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-14: Chromgehalte

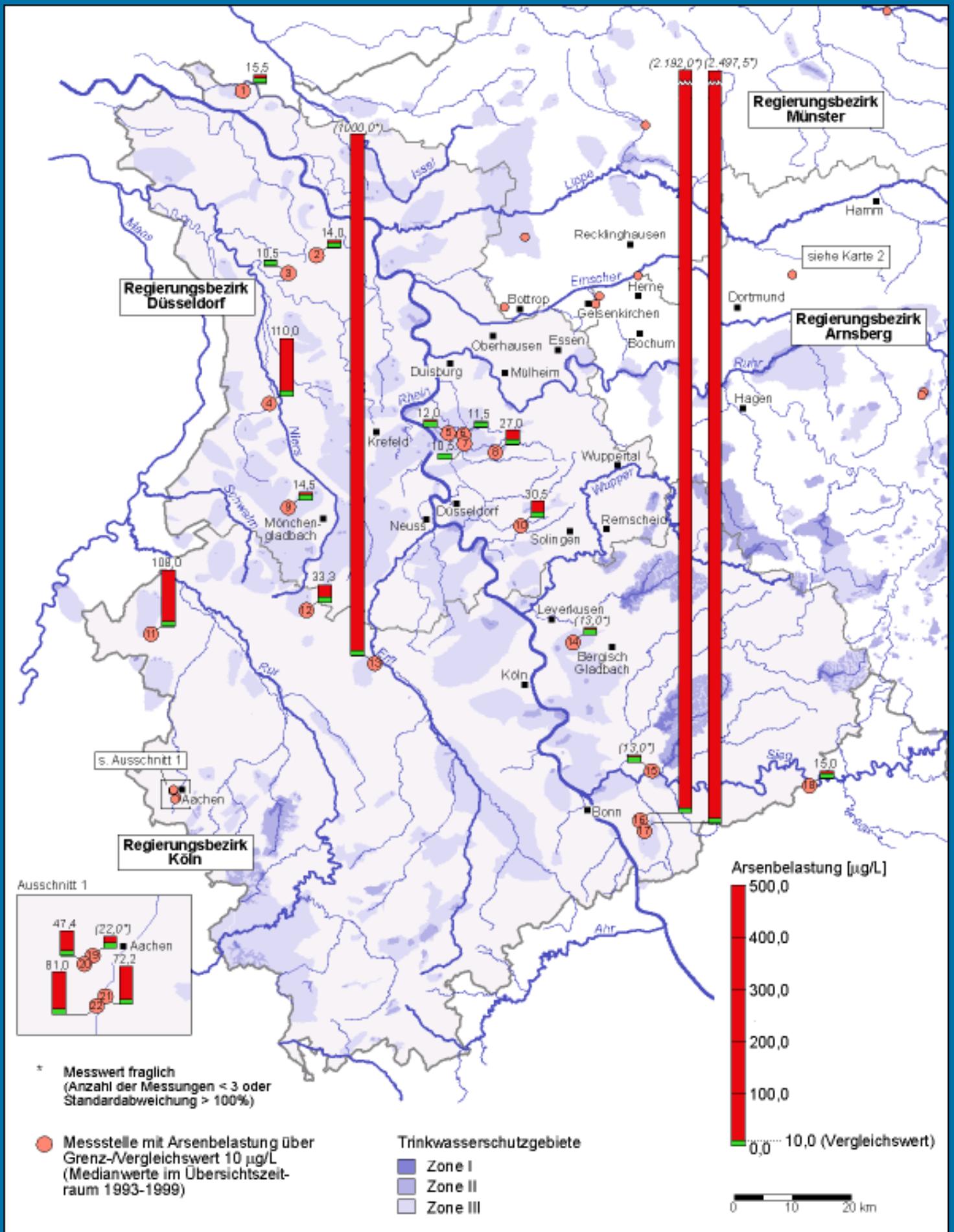
Messstellen



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

Abb. 3.6-15: Übersichtskarte: Arsengehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer

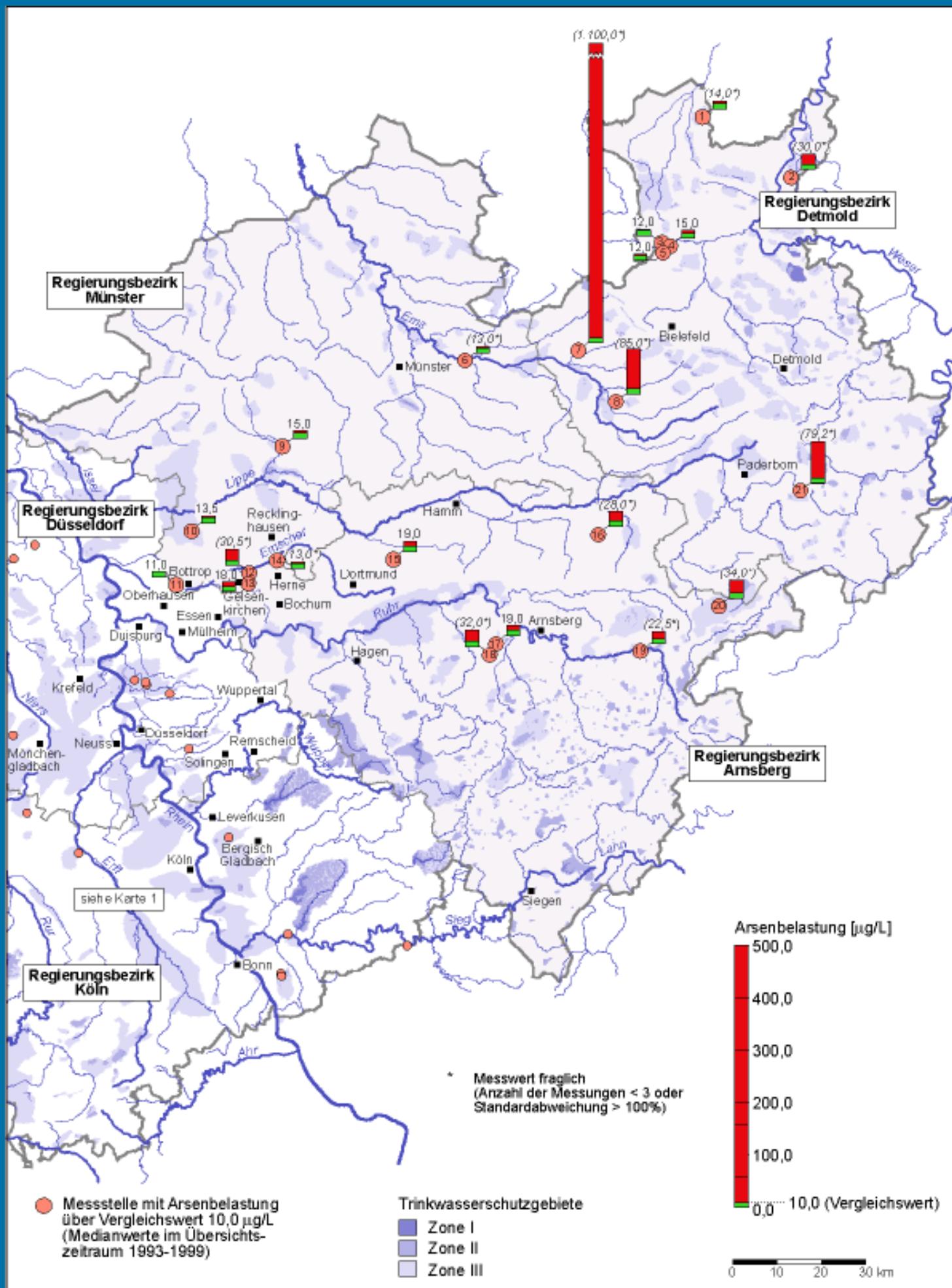


Druck

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-16: Arsengehalte (Karte 1)

[Messstellen](#)

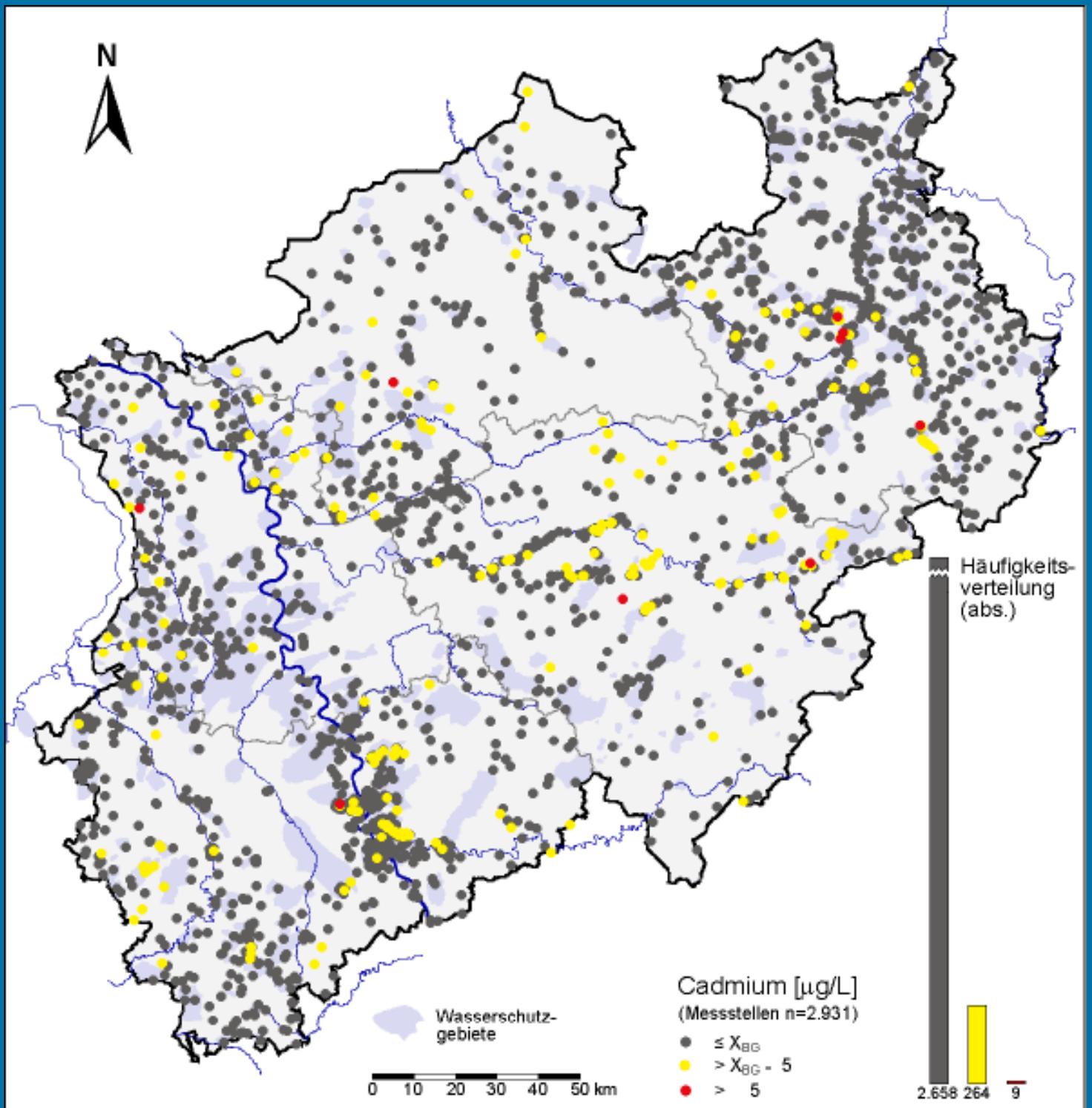


[Druck](#)

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-17: Arsengehalte (Karte 2)

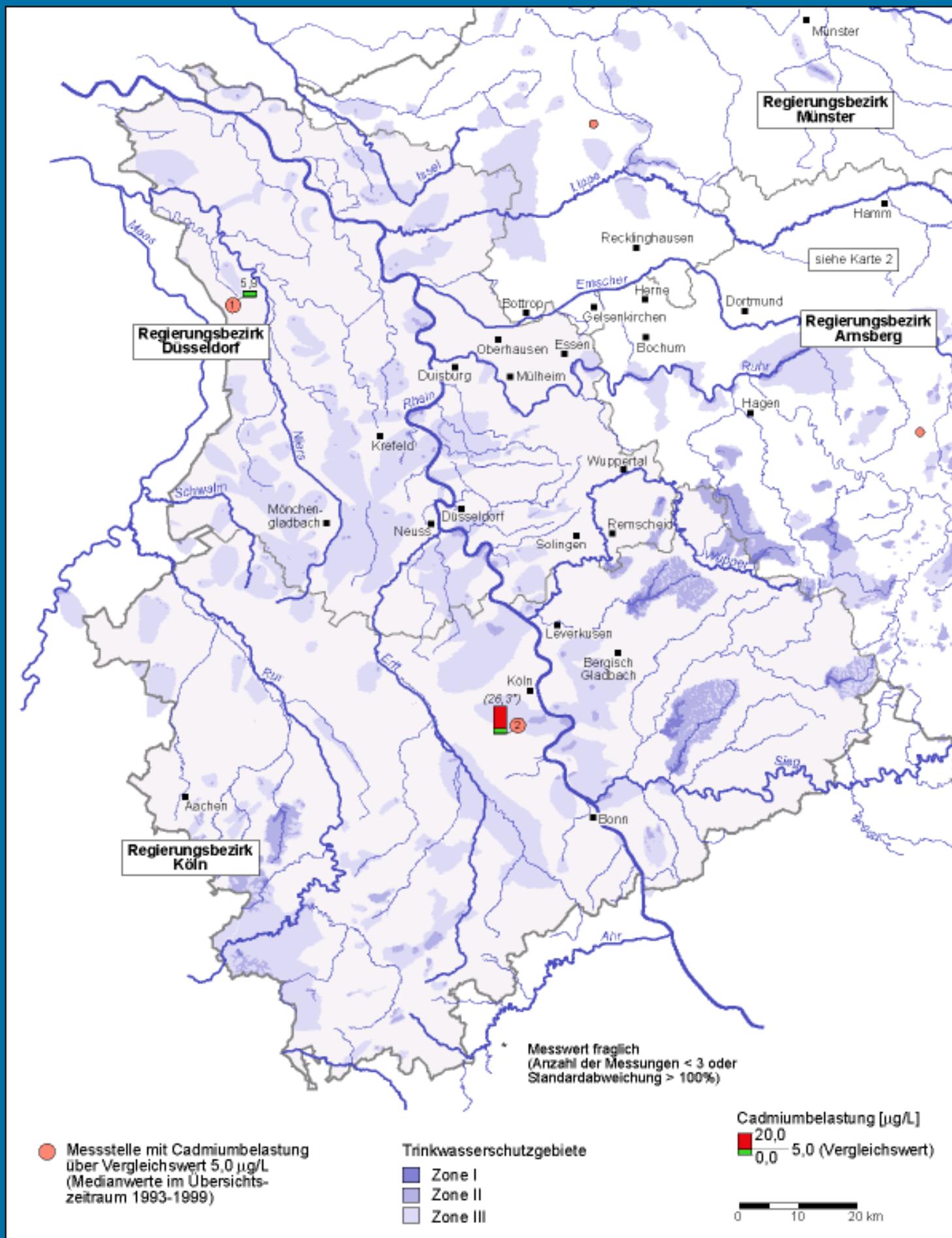
[Messstellen](#)



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

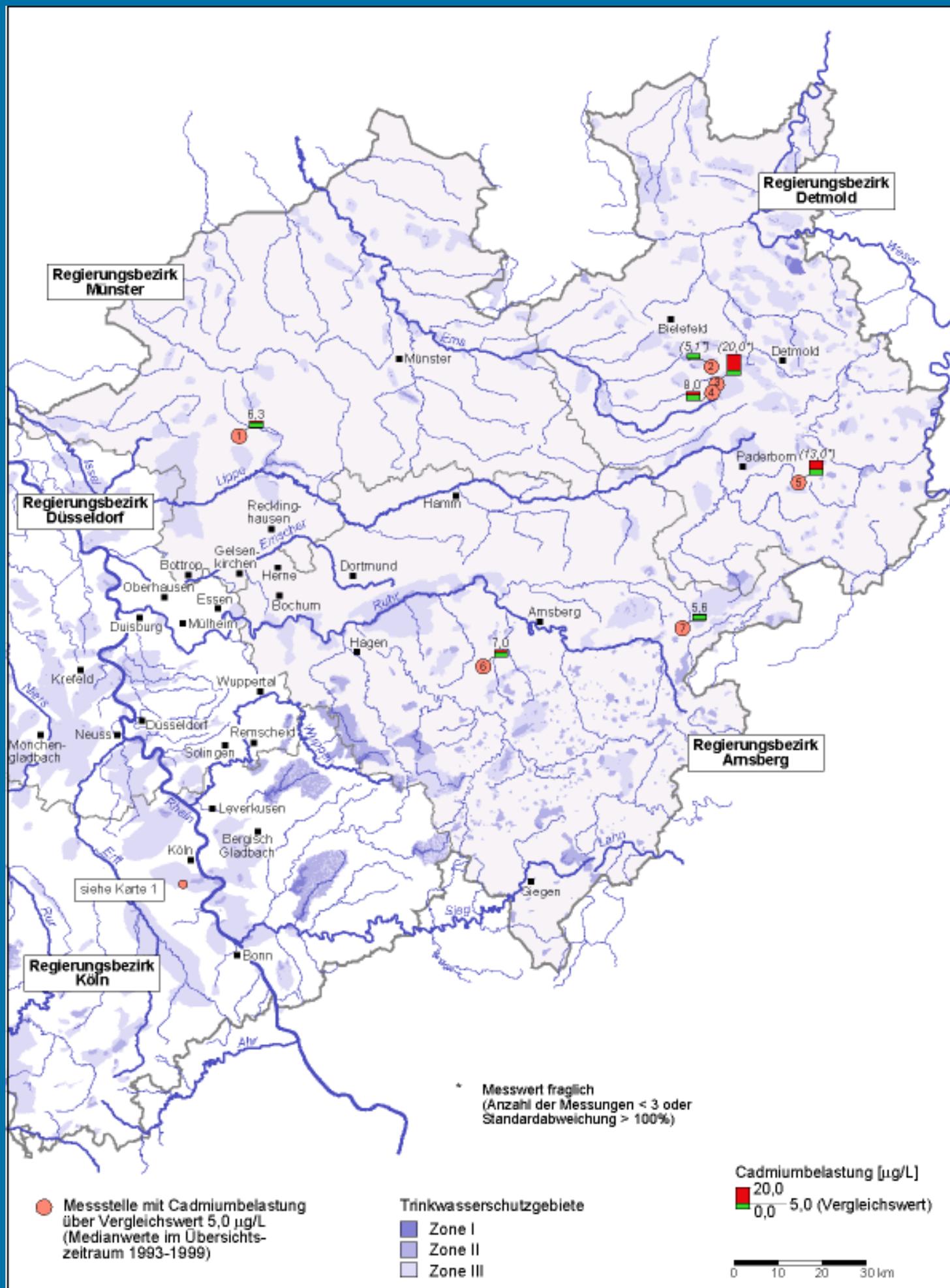
Abb. 3.6-18: Übersichtskarte: Cadmiumgehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer



Druck
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-19: Cadmiumgehalte (Karte 1)

[Messstellen](#)

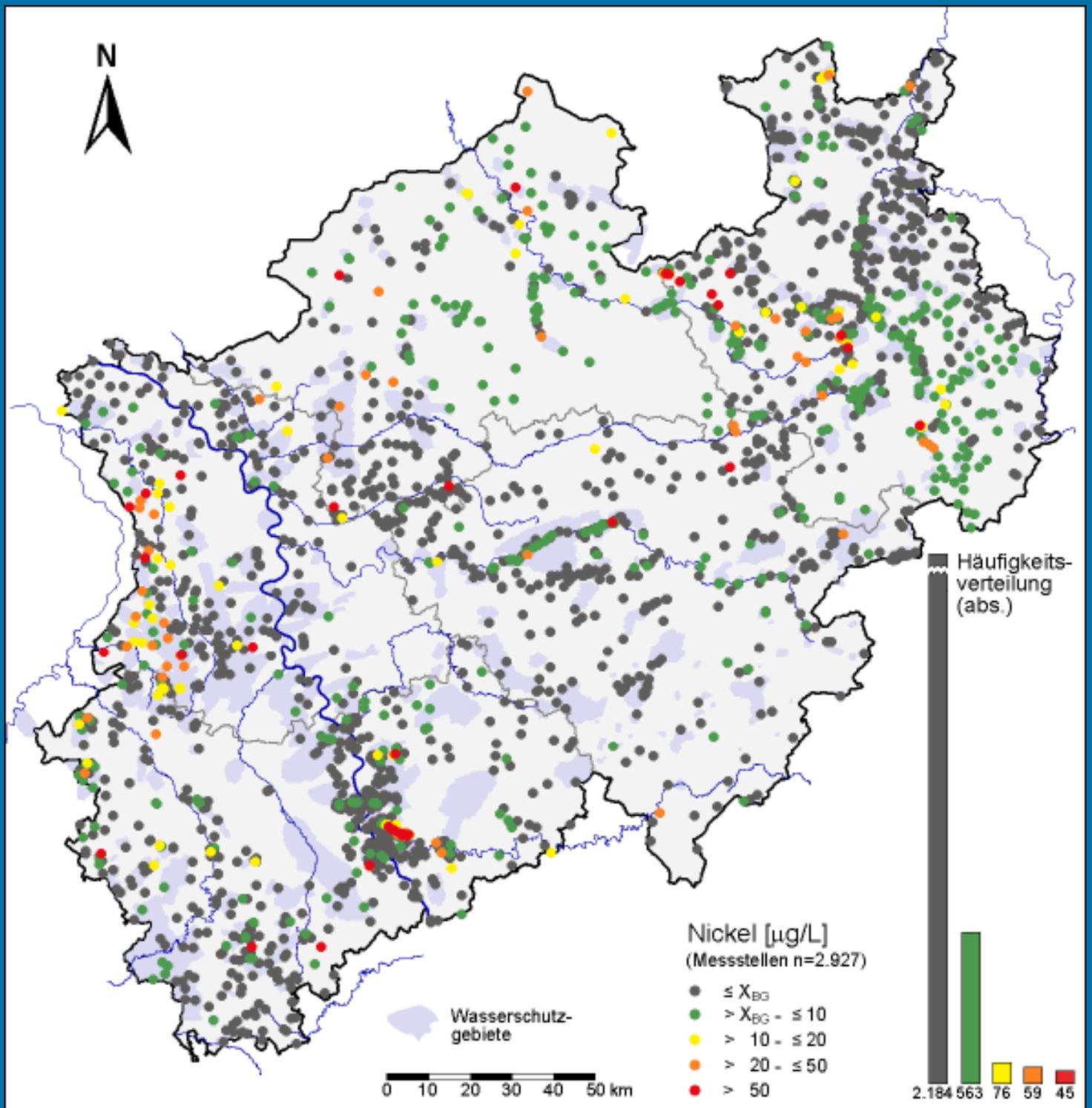


[Druck](#)

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-20: Cadmiumgehalte (Karte 2)

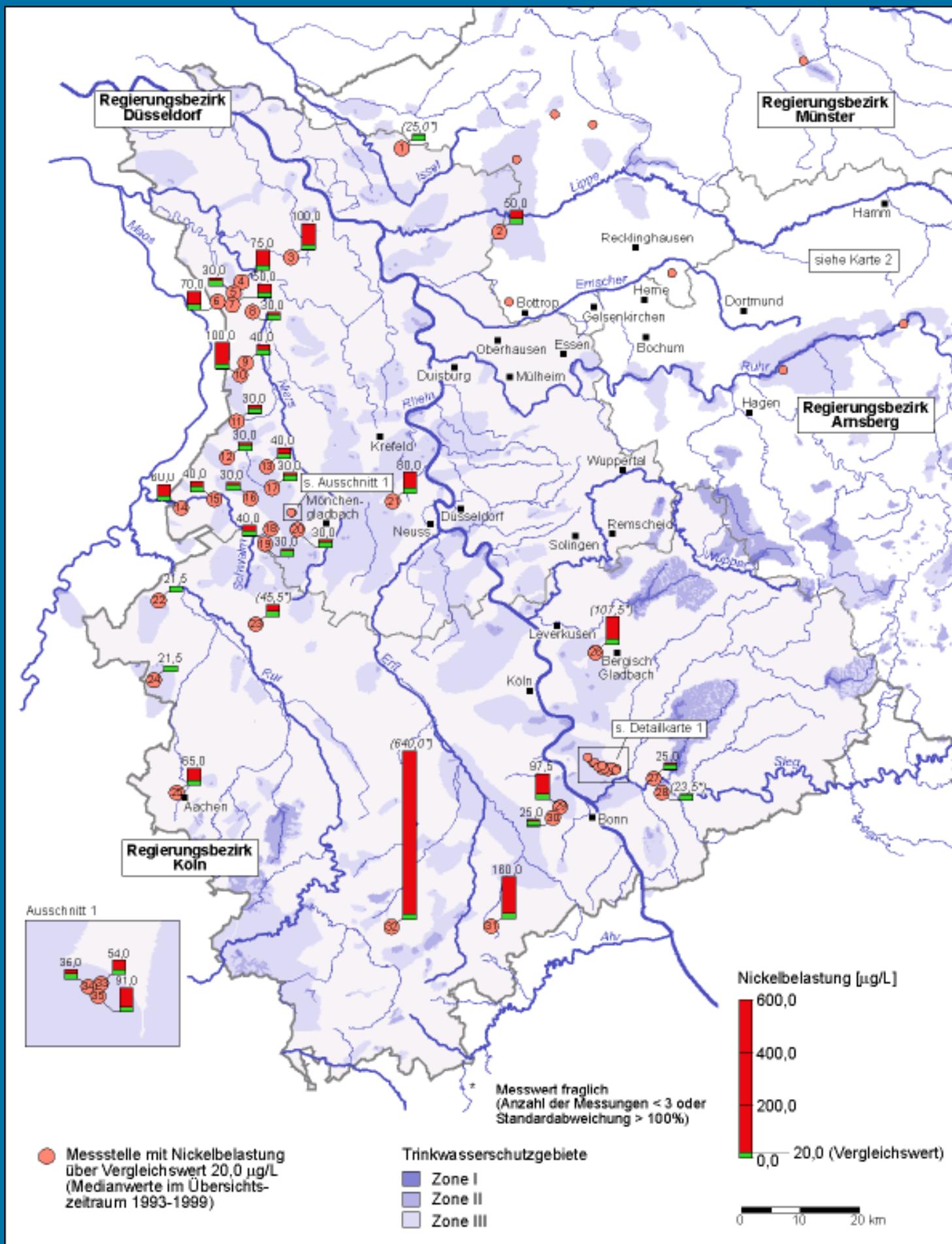
Messstellen



[Druck](#)

(klassifizierte Medianwerte ausgewählter Messstellen)

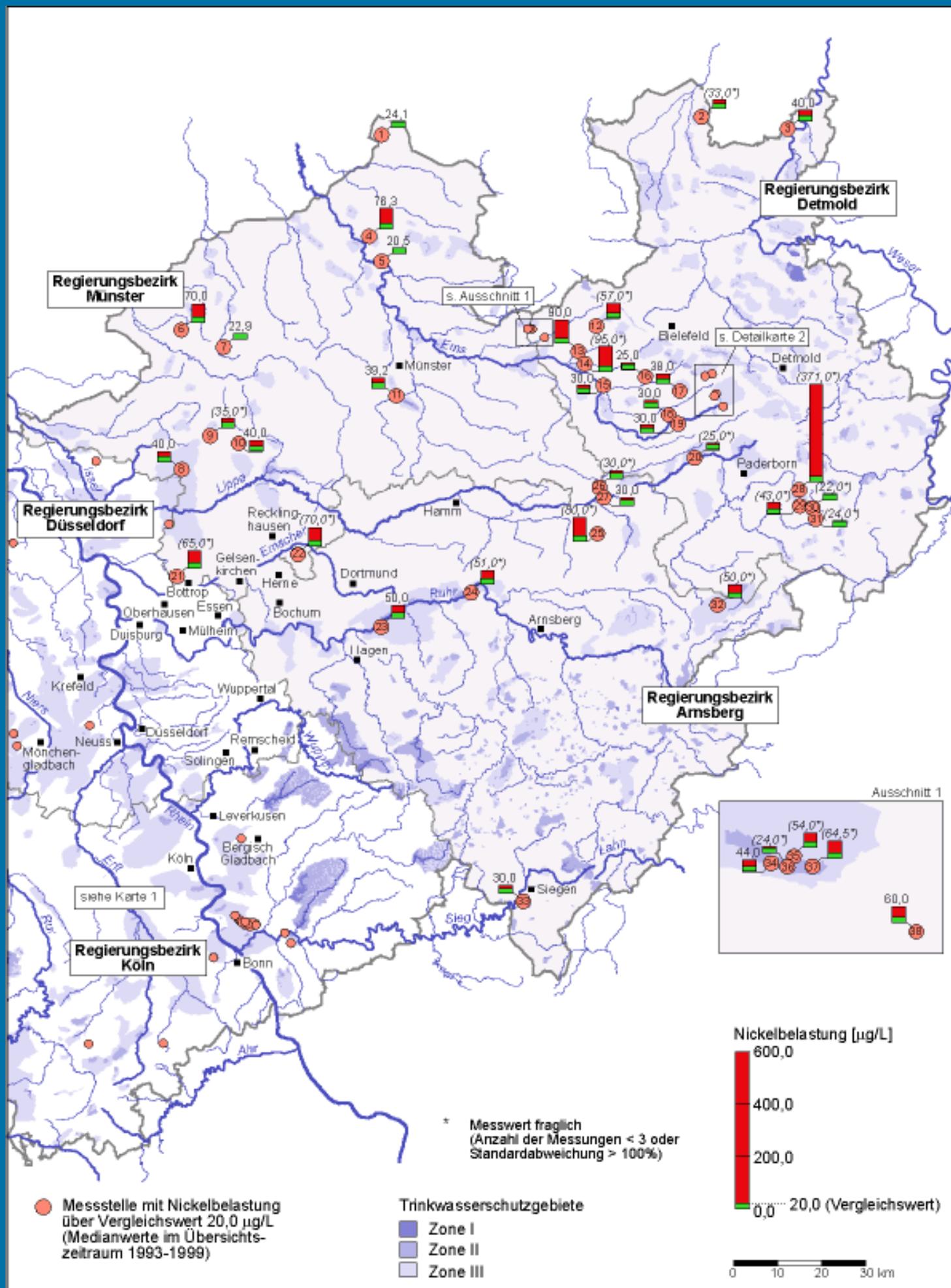
Abb. 3.6-21: Übersichtskarte: Nickergehalte nordrhein-westfälischer Grundwässer



Druck
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-22: Nickelgehalte (Karte 1)

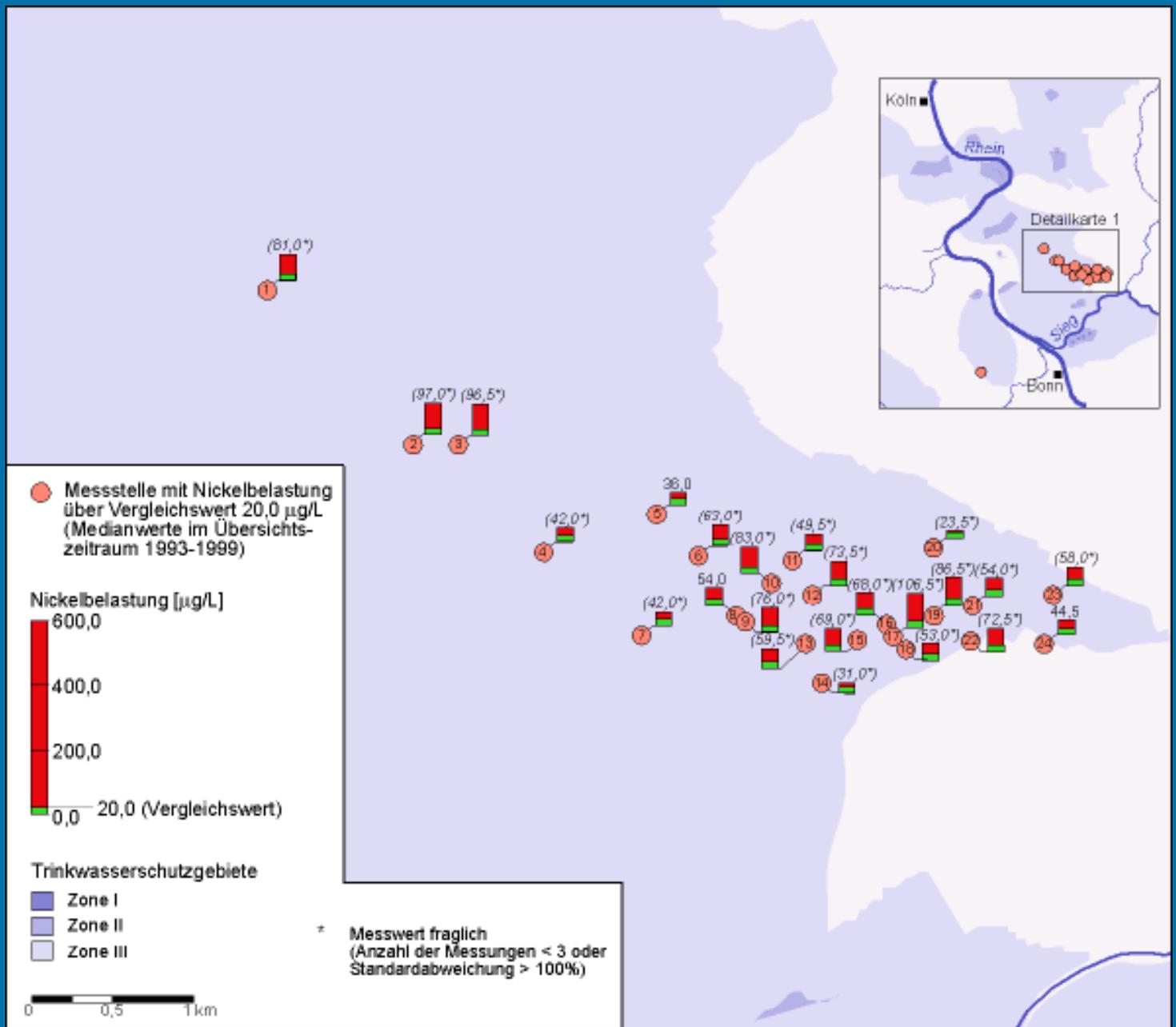
Messstellen



Druck
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-23: Nickelgehalte (Karte 2)

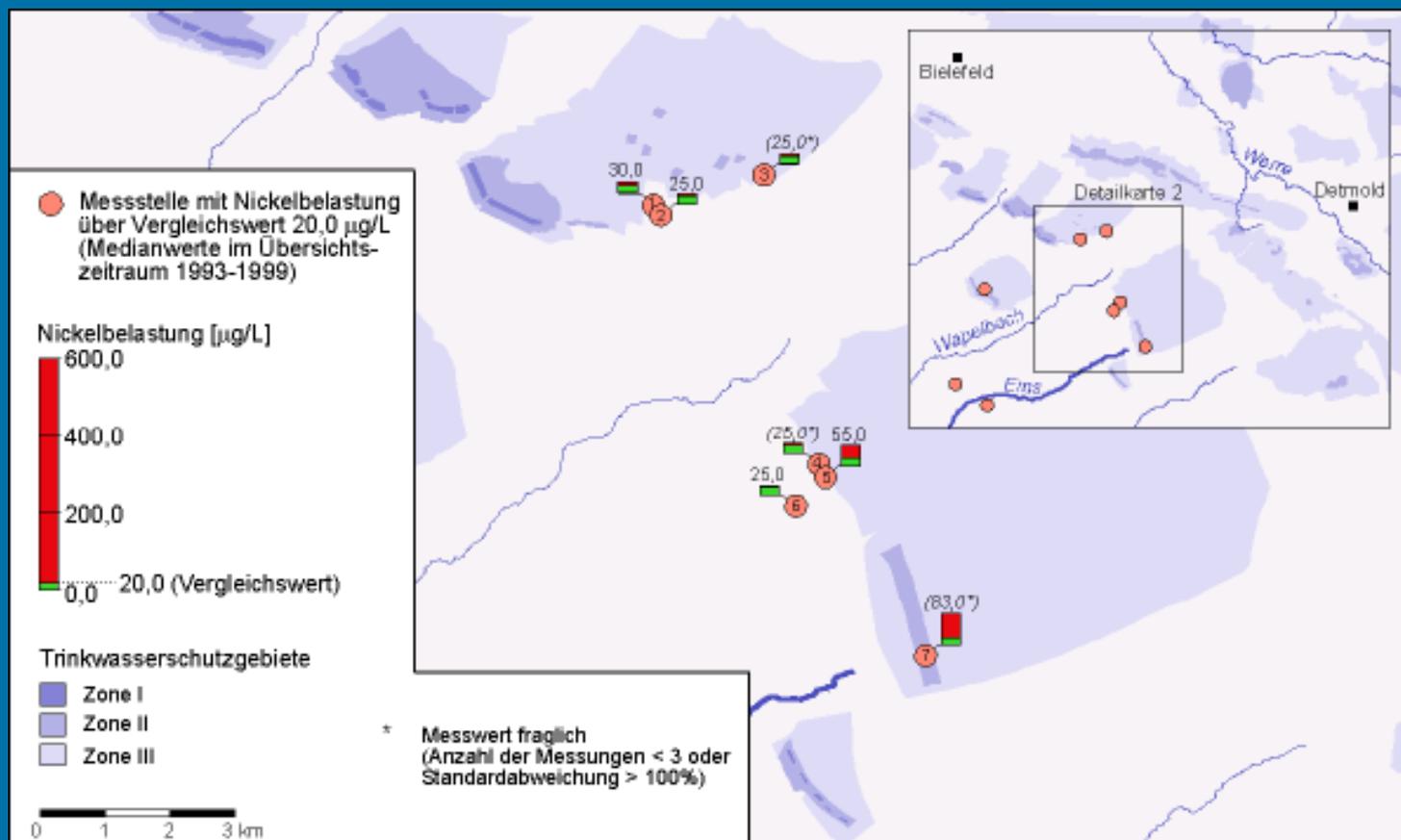
Messstellen



[Druck](#)
(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-24: Nickelgehalte (Detailkarte 1)

Messstellen

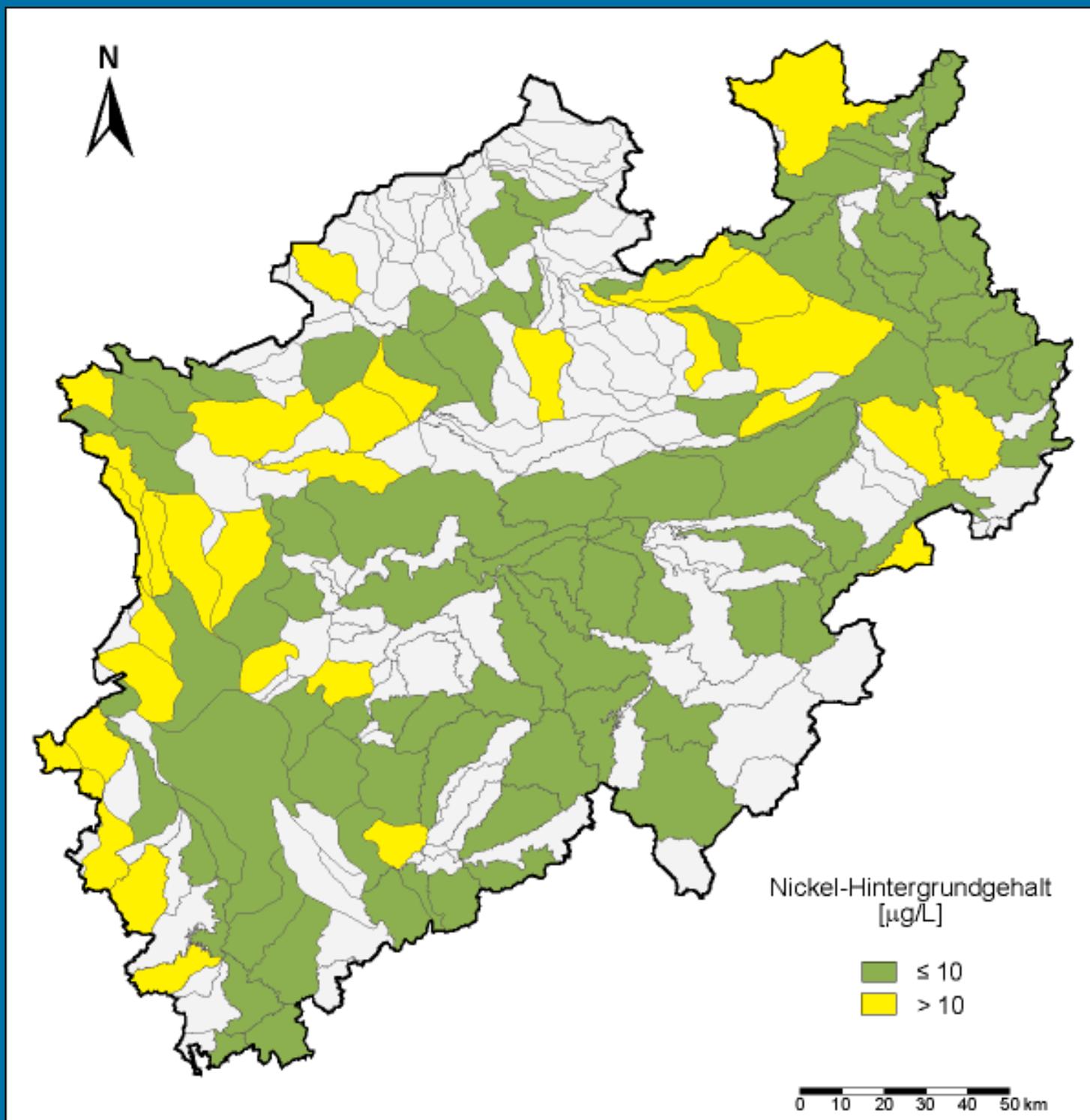


[Druck](#)

(Messstellen mit Medianwerten über Vergleichswert)

Abb. 3.6-25: Nidgehalte (Detailkarte 2)

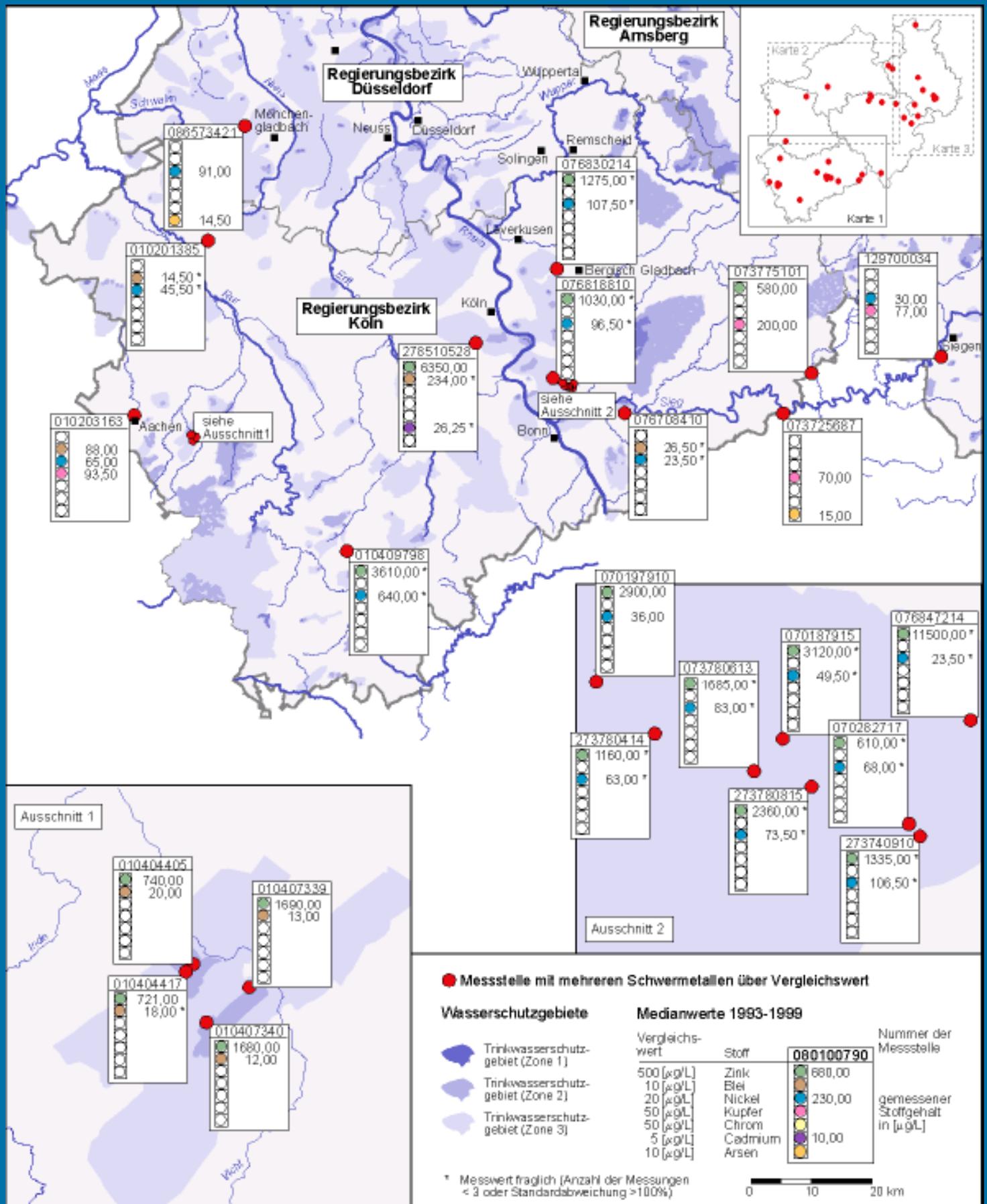
Messstellen



[Druck](#)

Abb. 3.6-26: Perzentile der Nickelgehalte nordrhein-westfälischer Grundwasserregionen

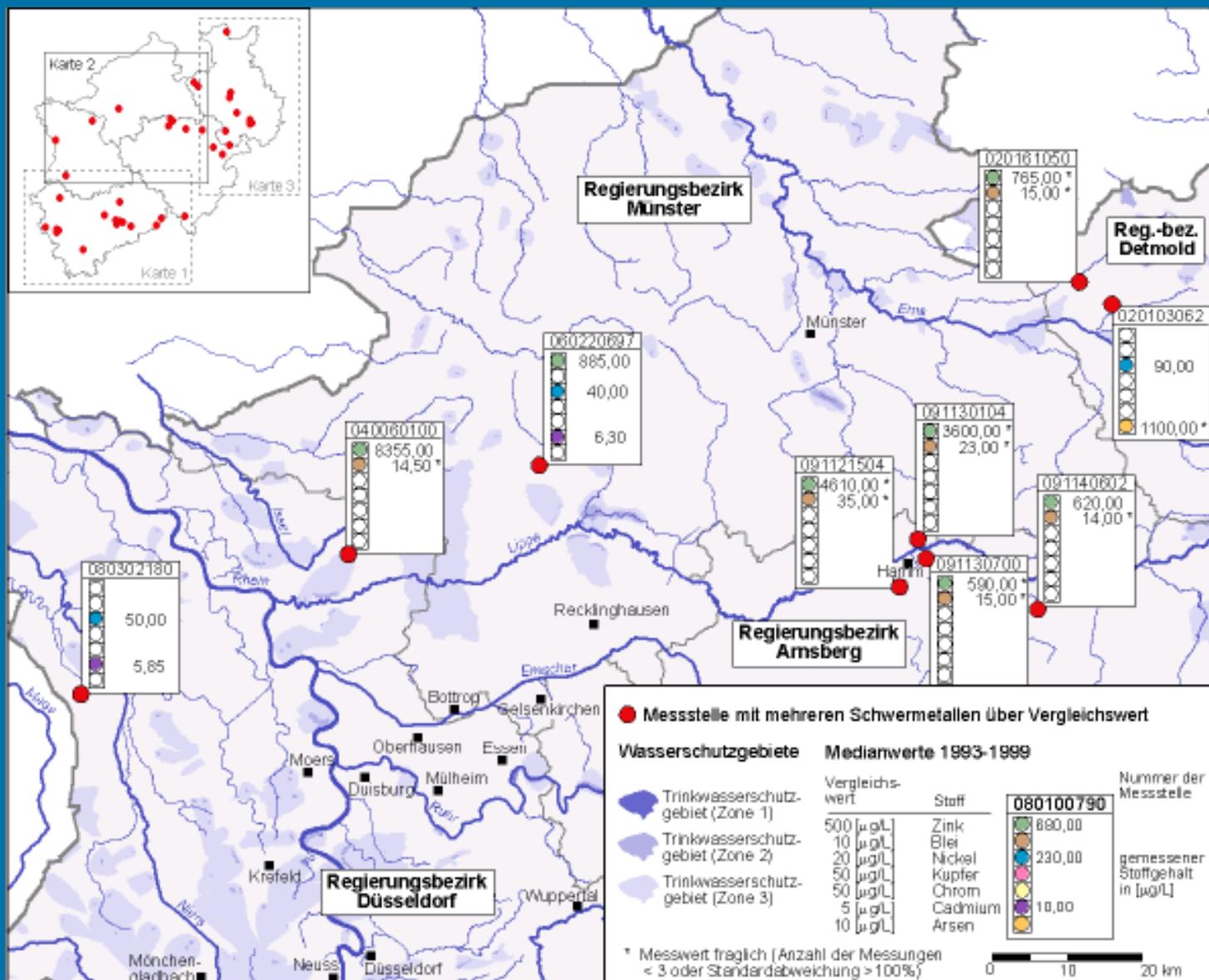
Grundwasserregionen mit $N \geq 5$ Messstellen im Vergleich zum landes-weiten Nickelhintergrundgehalt von 10 mg/L (Datenbestand 1990-1996)



Druck

wert (Messstellen-Medianwerte) (Karte 1)

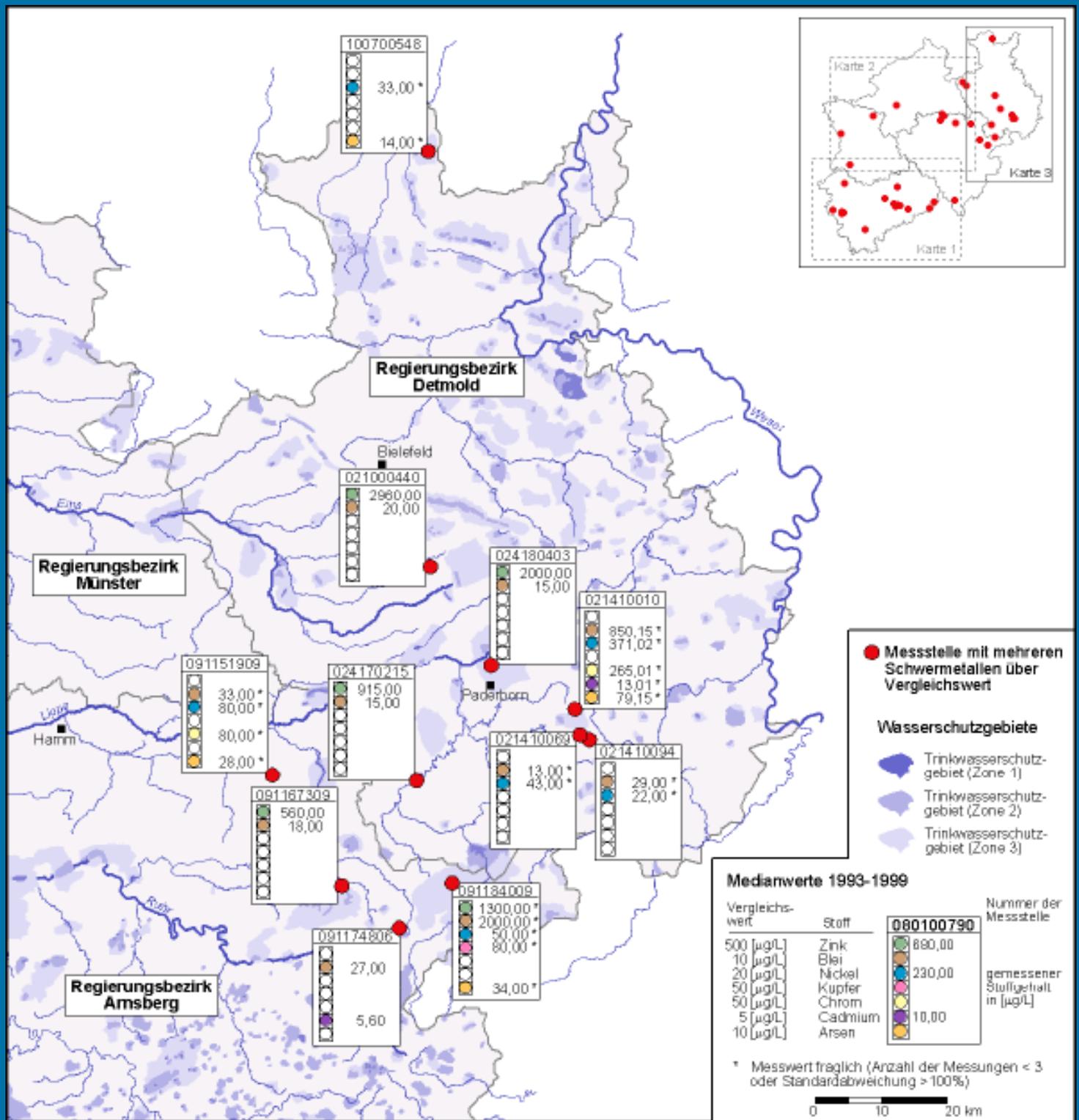
Abb. 3.6-27: Messstellen mit mehrfacher Schwermetallbelastung über Vergleichs-



[Druck](#)

wert (Messstellen-Medianwerte) (Karte 2)

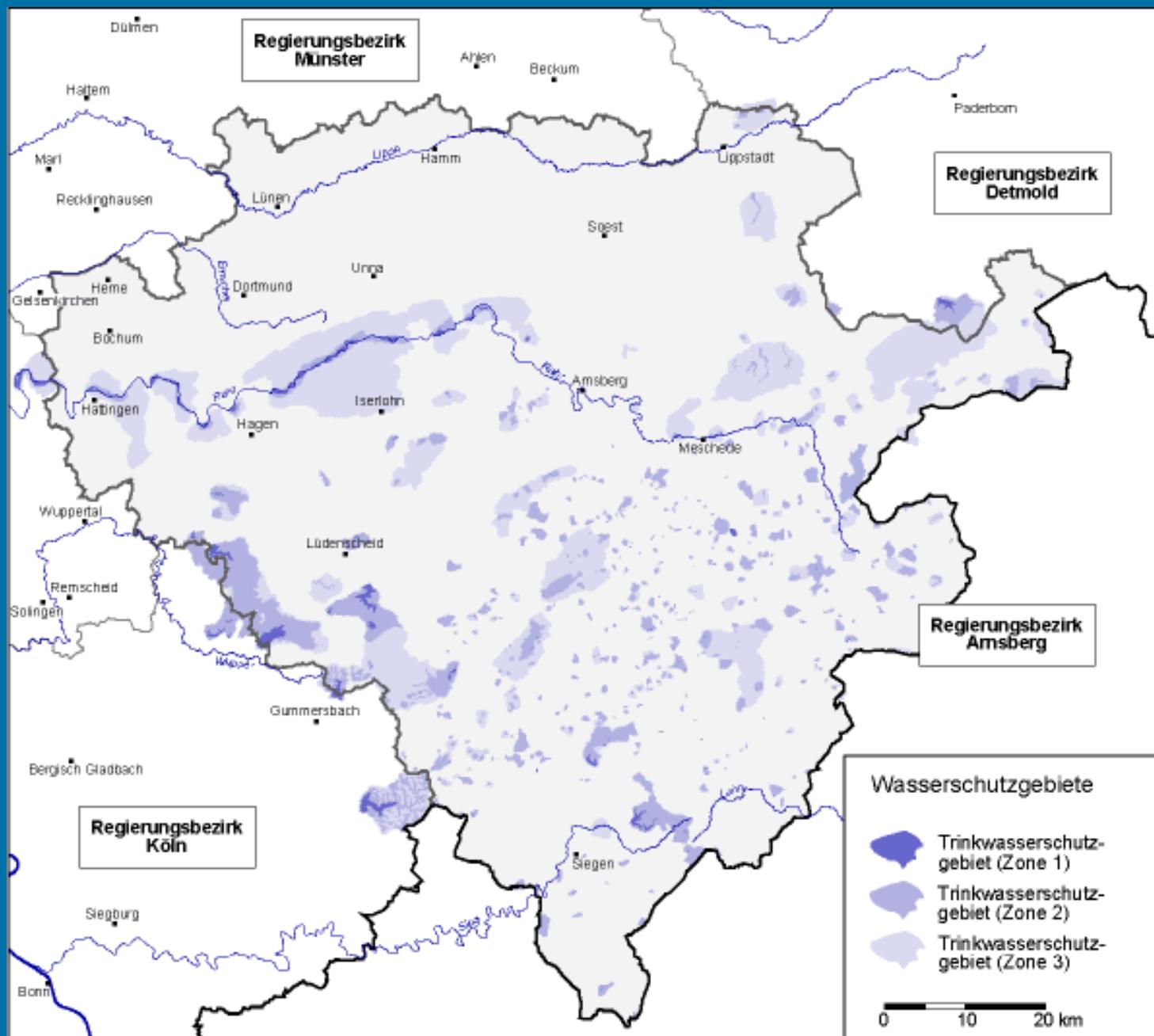
Abb. 3.6-28: Messstellen mit mehrfacher Schwermetallbelastung über Vergleichs-



[Druck](#)

wert (Messstellen-Medianwerte) (Karte 3)

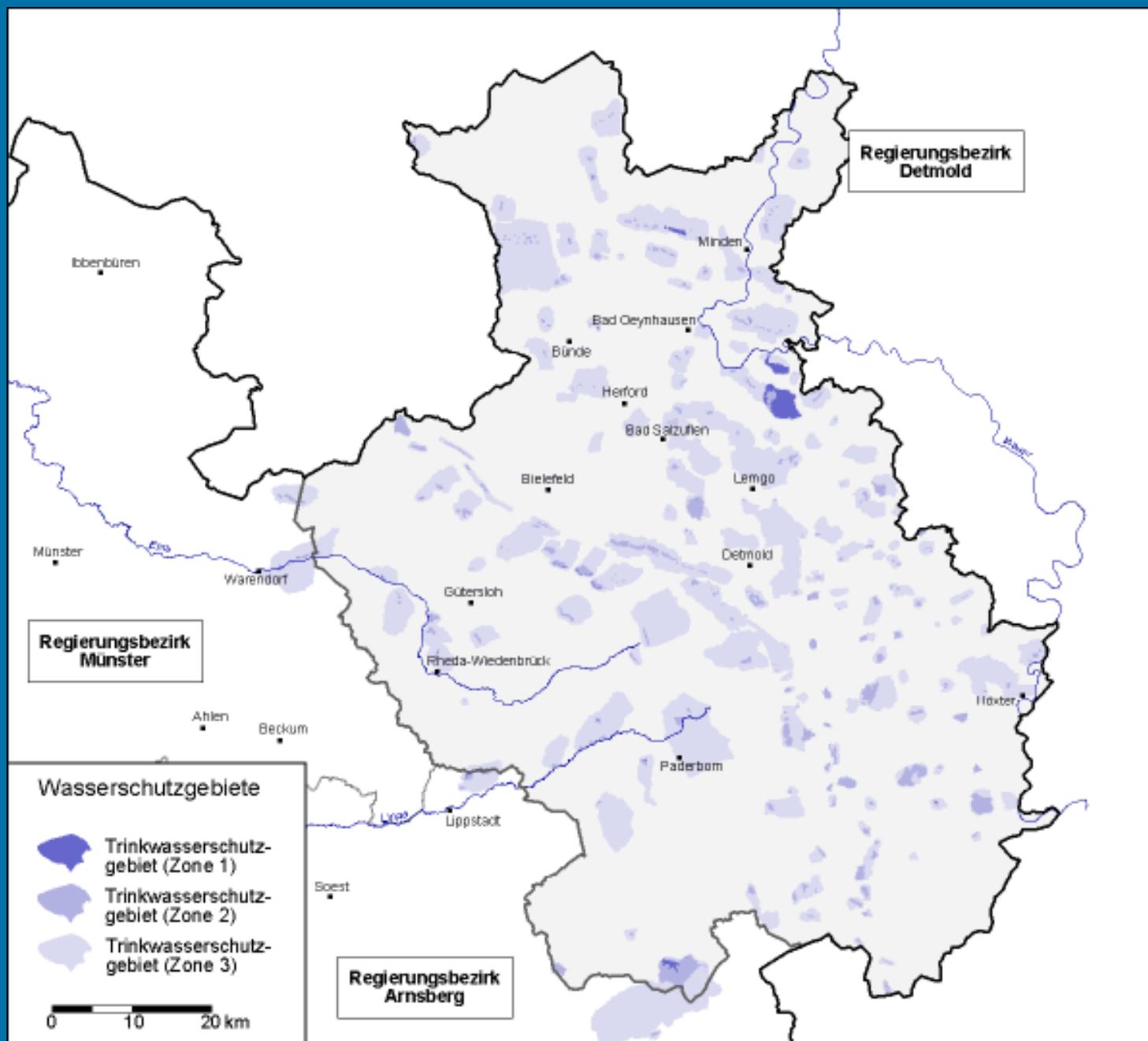
Abb. 3.6-29: Messstellen mit mehrfacher Schwermetallbelastung über Vergleichs-



[Druck](#)

schutzgebiete im Regierungsbezirk Amsberg

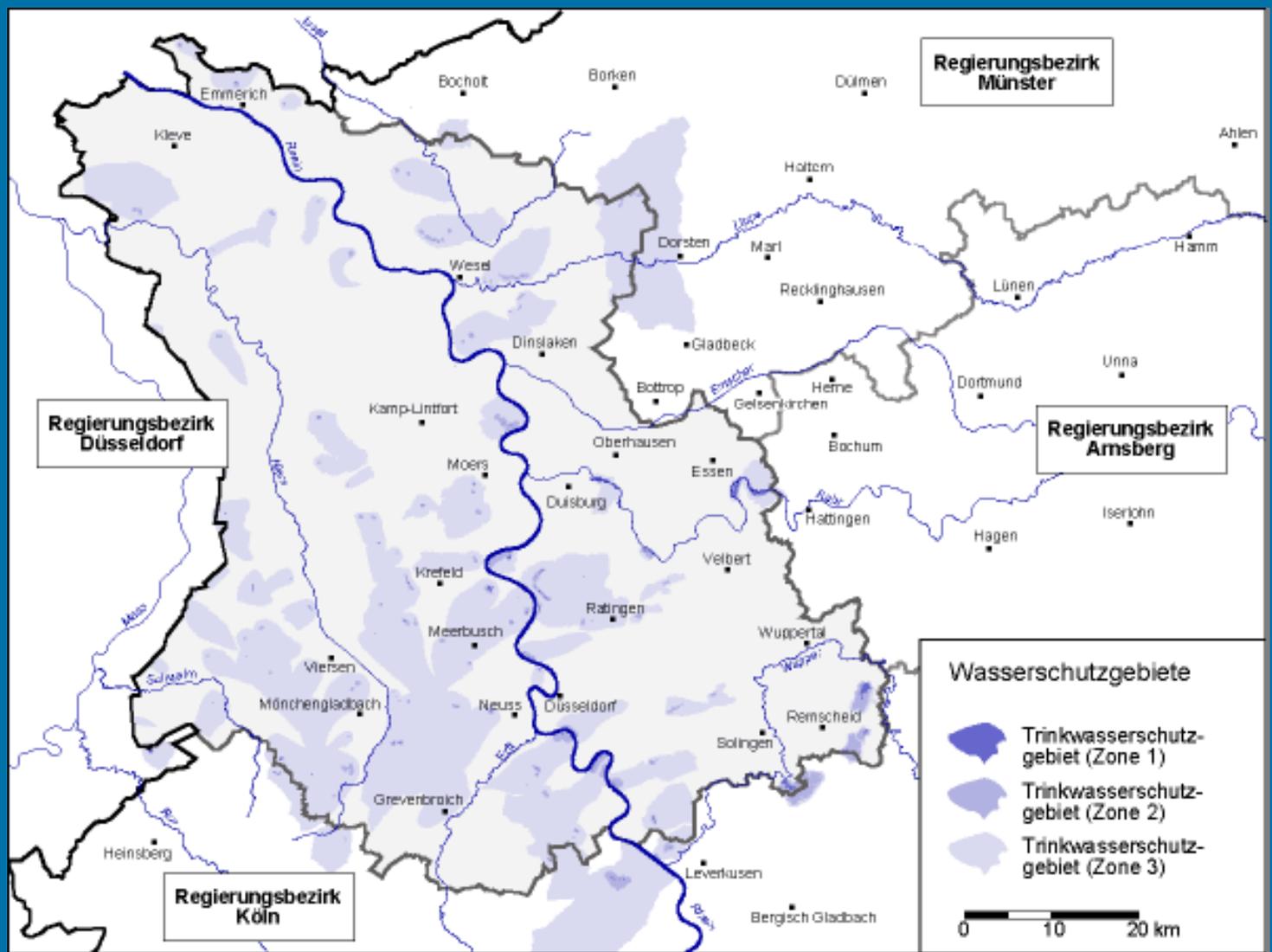
Abb. 4-1: Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellen-



[Druck](#)

schutzgebiete im Regierungsbezirk Detmold

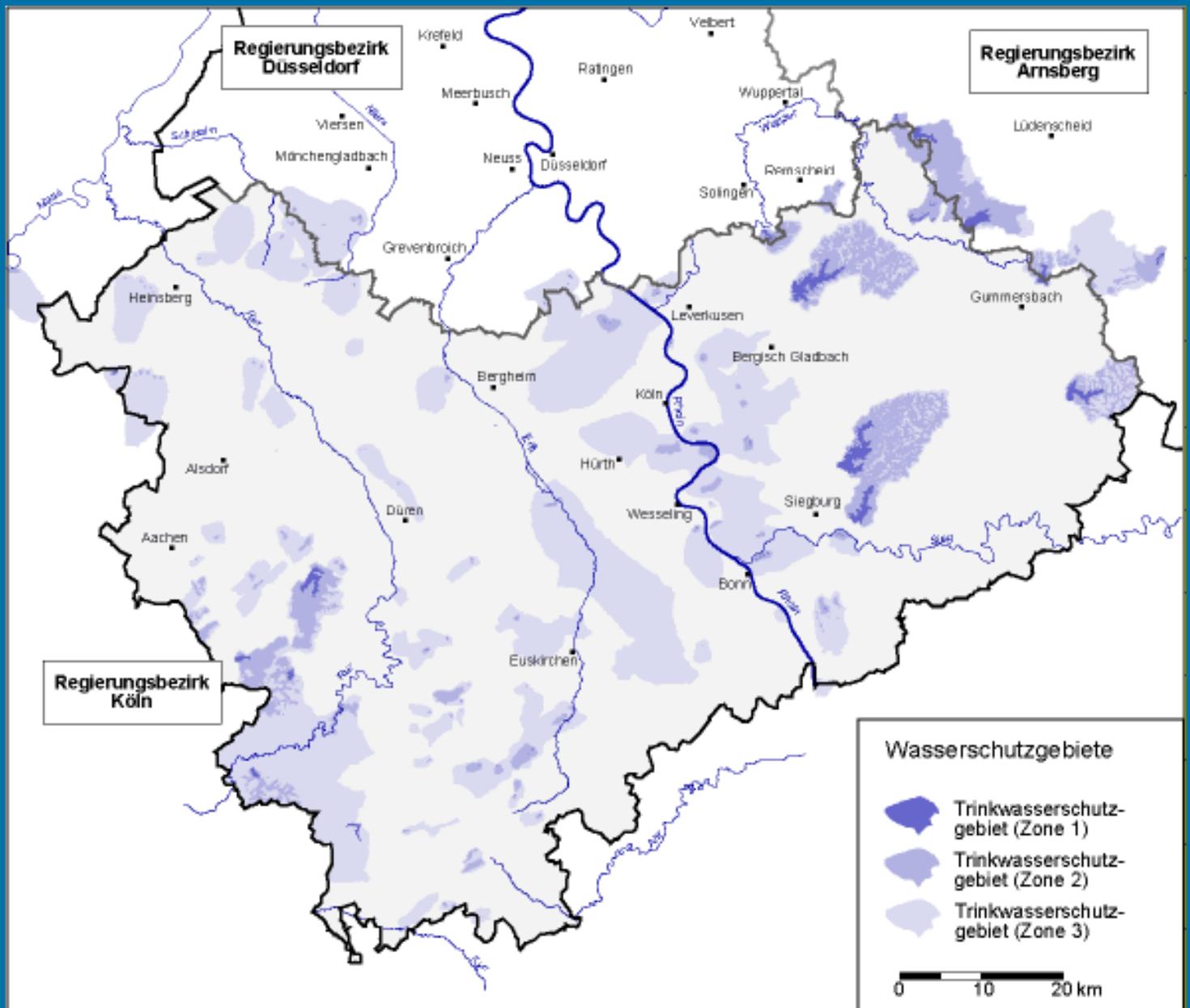
Abb. 4-2: Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellen-



[Druck](#)

schutzgebiete im Regierungsbezirk Düsseldorf

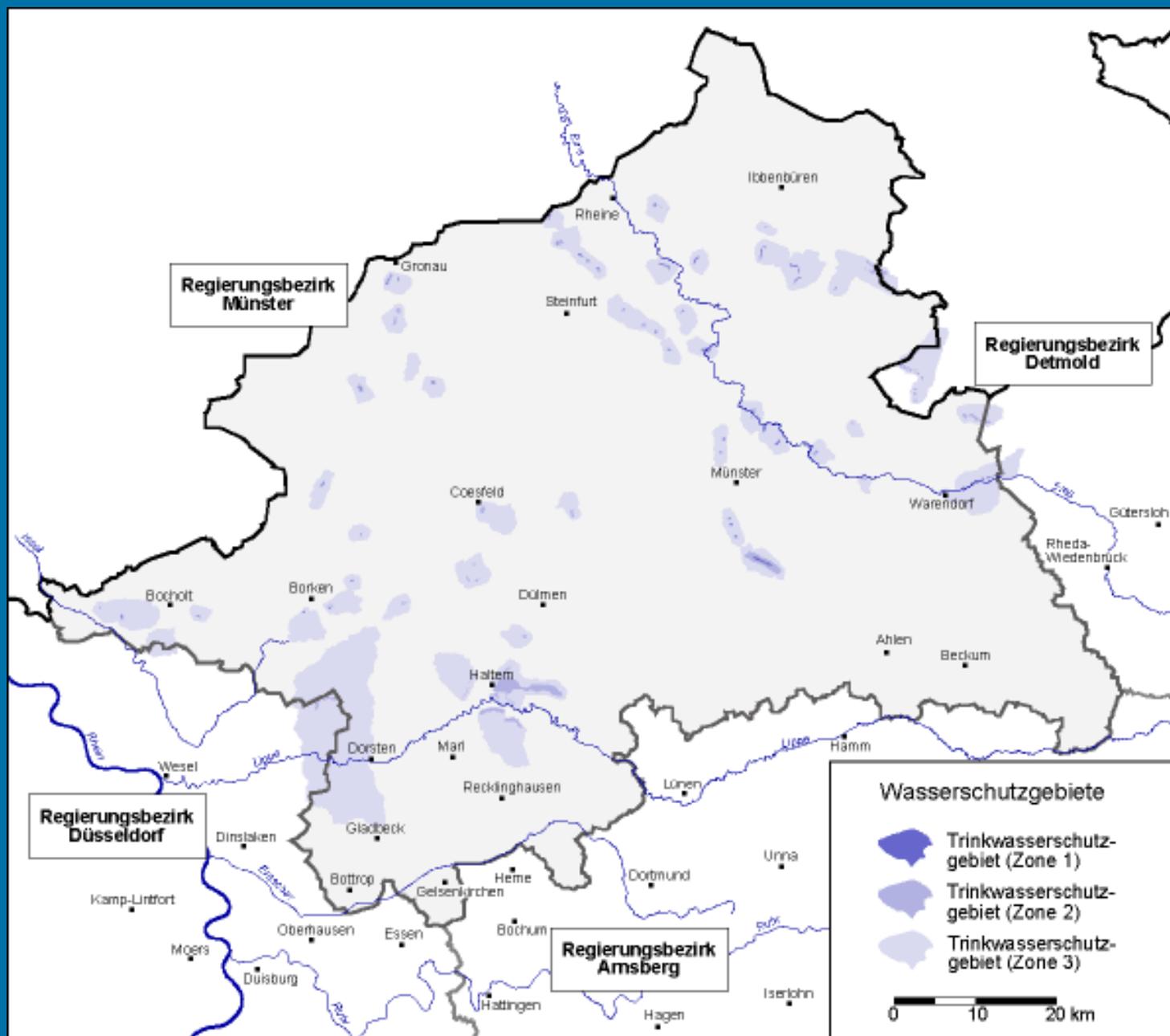
Abb. 4-3: Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellen-



[Druck](#)

schutzgebiete im Regierungsbezirk Köln

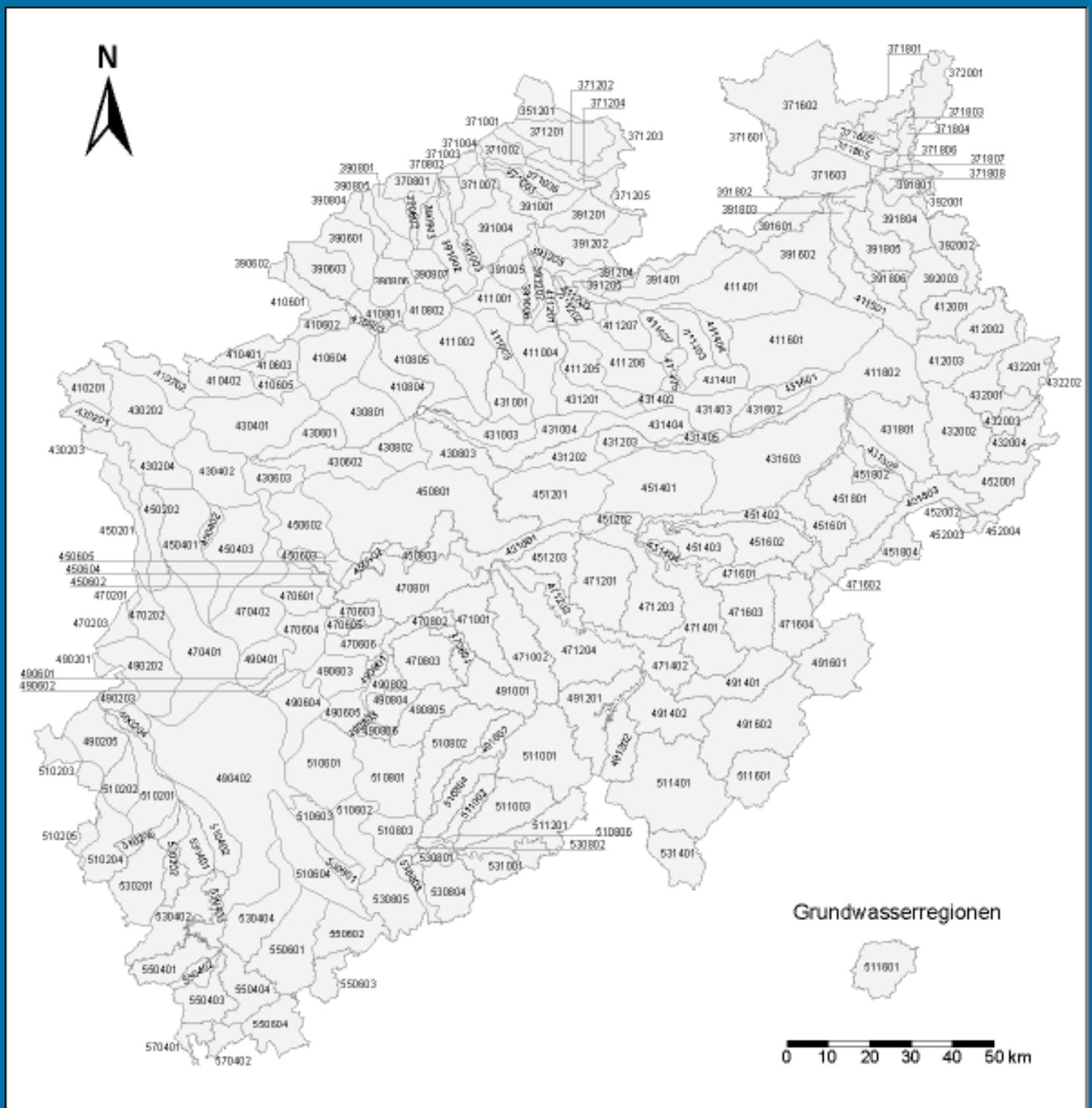
Abb. 4-4: Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellen-



[Druck](#)

schutzgebiete im Regierungsbezirk Münster

Abb. 4-5: Festgesetzte und geplante Wasserschutzgebiete in NRW ohne Heilquellen-



[Druck](#)
(Datenbestand 1990-1996)

Anh. A3-2.1: Nordrhein-westfälische Grundwasserregionen und deren Bezeichnung

5 Zusammenfassung: Grundwassersituation 2000

Die **Grundwasservorräte** sind im Berichtszeitraum durch die geringen Niederschläge in den Jahren 1996 und 1997 unter das langjährige Mittel abgesunken, haben sich aber nach dem niederschlagsreichen Sommer 1998 und dem darauf folgenden nassen Winter wieder mehr als erholt. Die Grundwasserstände sind dabei wieder über das langjährige Mittel angestiegen. Im Bereich von Grundwasserentnahmen, z. B. für die Trinkwasserversorgung, ist lokal ein Einfluss auf die Ganglinien festzustellen. Bei der Erteilung von Wasserrechten für die Entnahmemengen von Grundwasser achten die zuständigen Wasserbehörden stets darauf, dass mit hinreichender Sicherheit nicht mehr Grundwasser entnommen wird, als sich im Einzugsgebiet im Mittel neu bildet, und die aus ökologischen Gründen wichtige Mindestwasserführung in den Gewässern verbleibt. Durch diese Praxis kann man großräumig von einem mengenmäßig guten Zustand der Grundwasservorkommen in Nordrhein-Westfalen sprechen. Dies zeigt sich sowohl an den landesweit vorgenommenen Auswertungen der Grundwasserstandsentwicklung (Abschn. 2.1) als auch an der für das Gebiet der wasserwirtschaftlich bedeutenden Halterner Sande (Münsterland) aufgestellten Grundwasserbilanz (Abschn. 2.2).

Mit gezielten technischen Eingriffen können allerdings je nach Größenordnung regionale oder lokale Absenkungen verbunden sein, die die mittlere langjährige Grundwasserneubildung dauernd oder zeitlich begrenzt übersteigen. Über die Zulässigkeit solcher Maßnahmen kann nur unter Berücksichtigung der Umstände im Einzelfall entschieden werden.

Der **chemische Zustand** des Grundwassers kann im Gegensatz zum (allgemein) mengenmäßig guten Zustand insgesamt nicht als gut bezeichnet werden. Punktuelle oder linienförmige Stoffeinträge aus verschiedenen Quellen in den Ballungsräumen, wie z. B. Altablagerungen, industrielle Altstandorte, Bauaktivitäten, Kanalisationen, Verkehr sowie großflächige Einträge durch die Landwirtschaft, aber auch Luft- und Niederschlagsbelastungen, führen zu einer deutlichen Überprägung der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit. Hieraus folgen teilweise erhebliche Belastungen der Grundwasserbeschaffenheit. Aufgrund der hohen Verweilzeit des Grundwassers im Grundwasserleiter und der in der Regel schlechten Abbaubarkeit und Rückhaltung der Schadstoffe im Grundwasserleiter sind die Folgen zurückliegender Stoffeinträge in das Grundwasser heute noch festzustellen. Aber auch Einträge aus jüngerer Vergangenheit sind feststellbar. Ebenso sind positive Effekte eingeleiteter Gegenmaßnahmen erst nach

längerer Zeit im Grundwasser feststellbar. Besonderer Wert ist daher auf die nachhaltige Vermeidung von schädlichen Stoffeinträgen in das Grundwasser zu legen.

Beim **Nitrat**, das im Wesentlichen aus der landwirtschaftlichen Düngung stammt, wird in Nordrhein-Westfalen noch bei ca. 22 % der untersuchten Grundwassermessstellen der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/L überschritten (Abschn. 3.3). Werte im Bereich von 100 bis 200 mg/L sind dabei keine Seltenheit, verdeutlichen aber auch die Problemlage. Betrachtet man die analoge Auswertung des zur Trinkwassernutzung geförderten Grundwassers (Rohwasser), ergibt sich ein etwas positiveres Bild, das aber durch eine noch unvollständige Datenlage und durch die Stilllegung belasteter Brunnen überprägt ist. Etwa 9 % der Rohwassermessstellen weisen Nitratwerte über 50 mg/L auf.

Wertet man Grundwasser- und Rohwassermessstellen gemeinsam aus, liegen 17 % der Messstellen über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/L. Als deutlich anthropogen beeinflusst müssen auch die Messstellen bei Werten zwischen 25 und 50 mg Nitrat/L bezeichnet werden. Ihr Anteil liegt bei den Grundwasser- und Rohwassermessstellen bei ca. 26 %. Zusammen liegen damit rund 43 % der Messstellen in Konzentrationsbereichen, die als deutlich anthropogen beeinflusst einzustufen sind. Auf anthropogene Einflüsse können Nitratkonzentrationen über 10 mg/L im Grundwasser zurückgeführt werden. Insgesamt weisen 68 % aller ausgewerteten Messstellen solche Werte auf. Größere räumlich zusammenhängende Belastungsgebiete liegen insbesondere entlang der Rheinschiene und des linken Niederrheins.

Die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Düngung und den Nitratbelastungen des Grund- und Rohwassers sind seit den 80er-Jahren bekannt und seitdem durch viele wissenschaftliche Arbeiten weiter untersucht worden. Ob und inwieweit diese Erkenntnisse und eingeleiteten Maßnahmen bereits zu einer Veränderung der Nitratbelastung im Grundwasser geführt haben, kann anhand der festgestellten Konzentrationsverteilung nicht festgestellt werden. Aus diesem Grund wurden erstmals Trendanalysen zur Entwicklung der Nitratsituation im Grundwasser Nordrhein-Westfalens durchgeführt, die aufgrund der heute insgesamt guten Datenbasis aussagekräftige Ergebnisse liefern. Danach ist das Verhältnis der Messstellen mit steigendem Nitratrend zu den Messstellen mit fallendem Nitratrend 1993/97 deutlich kleiner als noch im Zeitraum 1984/89. Die Konzentrationsentwicklung der betrachteten Messstellen ist je nach betrachteter Messstellengruppe unterschiedlich. Seit 1995 könnte landesweit gesehen von stagnierenden Konzentrationen und bei den Rohwassermessstellen sogar von abnehmenden Konzentrationen gesprochen werden. Die Konzentrationen befinden sich vielfach jedoch noch auf zu hohem Niveau. Diese ersten positiven Anzeichen im Landesmaßstab dürfen jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass in anderen Grundwasservorkommen die Nitratgehalte weiter ansteigen. Die Ursachen der Trendentwicklung einzelner Messstellen lassen sich ohne detaillierte Kenntnisse der örtlichen Situation nicht ermitteln. In vielen Fällen könnten für die Konzentrationsabnahmen Aktivitäten der in Nordrhein-Westfalen gegründeten Kooperationen zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft (in Wasserschutzgebieten) sowie die gute landwirtschaftliche Praxis (außerhalb der Schutzgebiete) verantwortlich gemacht werden. Es gibt aber auch Konzentrationsabnahmen, die vermutlich andere Ursachen haben.

Auf kleinräumiger Maßstabsebene durchzuführende Auswertungen werden in Zukunft weiteren Aufschluss über die Faktoren der Nitratentwicklung bringen.

Eine Belastung des Grundwassers durch Pflanzenschutzmittel auf der Grundlage der maximalen Einzelstoffkonzentrationen im Zeitraum 1993-1999 ist an 32 % der ausgewerteten Grundwasser- und Rohwassermessstellen zu verzeichnen. Im Vergleich zu

den Jahren 1990 bis 1995 (18,7 % der Messstellen, höchster Messwert der letzten Probe) ist damit eine ungünstigere Entwicklung festzustellen. Bemerkenswert ist, dass im Grundwasser noch die Wirkstoffe Atrazin und Bromacil, für die seit 1992 ein Anwendungsverbot besteht, sowie Desethylatrazin, ein Abbauprodukt des Atrazins, am häufigsten gefunden werden. Diese Funde sind auf die Nachlieferung im Boden "gespeicherter" Wirkstoffe, die lange Aufenthaltszeit des Grundwassers im Grundwasserleiter von im Mittel 10 bis 20 Jahren und den zu vernachlässigenden Abbau in tieferen Bodenschichten und im Grundwasserleiter zurückzuführen. Die Konzentrationen dieser Stoffe scheinen nach den wenigen im Landesumweltamt vorliegenden Zeitreihen aber abzunehmen. Hauptanwendungsgebiet von Bromacil war die Unkrautbekämpfung im Bereich der Gleisanlagen der früheren Bundesbahn. Der heute eingesetzte Wirkstoff Glyphosat konnte in Nordrhein-Westfalen im Grundwasser bisher nicht nachgewiesen werden. Hierfür ist vermutlich die rasche Mineralisation im Boden verantwortlich. Allerdings können hierzu noch keine abschließenden Aussagen getroffen werden, weil Glyphosat erst seit wenigen Jahren angewendet wird und eventuelle Sickerwasserbelastungen das Grundwasser teilweise noch nicht erreicht haben.

Andere in der Landwirtschaft, insbesondere im Getreide- und Kartoffelanbau eingesetzte Pflanzenschutzmittel wie u. a. Bentazon, Isoproturon und Mecoprop werden vergleichsweise häufig im Grundwasser nachgewiesen. In vielen Fällen lassen sich diese Funde auf den unsachgemäßen Umgang zurückführen. Es bleibt also weiterhin Aufgabe der zuständigen Stellen, durch Intensivierung von Beratung und Überwachung die sachgerechte und bestimmungsgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft zu verbessern.

Die **Chlorid- und Sulfatkonzentrationen** im Grundwasser sind im Hinblick auf die Sicherstellung einer geeigneten Qualität für die Trinkwasserversorgung in Nordrhein-Westfalen im Allgemeinen nicht einschränkend. Eine Überschreitung der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung liegt im Berichtszeitraum bei nur 2 % (Chlorid, Grenzwert 250 mg/L) bzw. 4 % (Sulfat, Grenzwert 240 mg/L) der ausgewerteten Messstellen (Messstellenmittelwerte) vor. Die in Abschnitt 3.5 zugrunde liegende Auswertung der Daten und der Literaturangaben zeigt aber deutlich, dass die heute im Landesmittel anzutreffenden Gehalte von etwa 40 mg/L Chlorid und 80 mg/L Sulfat im Vergleich zur natürlichen Belastung des Grundwassers weiterhin erhöht sind, und zwar größenordnungsmäßig um den Faktor 2. Ursächlich sind Stoffeinträge aus verschiedenen flächigen (im Wesentlichen Landwirtschaft) und punktuellen oder linienförmigen Quellen (z. B. Altdeponien, Kanalisation, Streusalzeinträge im Bereich von Straßen). Im Bereich des ländlichen Raums hat die "Aufsalzung" des Grundwassers in den 60er-Jahren aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft begonnen und setzte sich nach dem anfänglich sprunghaften Anstieg der Konzentrationen bis in die späten 80er-Jahre mit geringerem Zuwachs fort. Seit dieser Zeit deutet sich eine ähnliche Entwicklung wie beim Nitrat an. Es gibt mehr Messstellen mit gleichbleibendem oder sogar abnehmendem Trend als solche mit zunehmendem Trend. Auffallend ist auch eine Korrelation mit Nitrat, was insgesamt gesehen darauf schließen lässt, dass heute der Einfluss aus der Düngung zurückgeht.

Die Minimierung der Chlorid- und Sulfateinträge in das Grundwasser ist auch ein wesentliches Ziel bei der Festlegung von grundwasserbezogenen Anforderungen an die Verwertung von mineralischen Abfällen, die häufig hohe Belastungen an diesen auslaugbaren Salzen aufweisen. Erfahrungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass bei der Verwertung salzhaltiger Stoffe in großen Schichtdicken und wasserdurchlässigen Bauweisen über Jahrzehnte Sickerwasserbelastungen durch Chloride und Sulfate in der Größenordnung von bis zu 1.500 mg/L auftreten können.

Der chemische Zustand des Grundwassers im Hinblick auf **Arsen und Schwermetalle** ist landesweit gesehen mit Ausnahme von Nickel in einigen Regionen als gut zu bezeichnen (Abschn. 3.6). Die festgestellten Konzentrationen liegen zu über 95 % unter den jeweiligen Grenzwerten der Trinkwasserverordnung bzw. beim Kupfer und Zink unter der ökotoxikologisch begründeten Geringfügigkeitsschwelle von 50 bzw. 500 µg/L (vgl. Prüfwerte der BBodSchV - Bundes-Bodenschutzverordnung). Der Anteil von Messstellen (Mediane) mit nicht bestimmbar Elementgehalten ist sehr groß und liegt zwischen 55 % (Zink) und 99 % (Quecksilber). Die gute Datenlage lässt die Ableitung von landesweiten und regionalen Hintergrundwerten zu.

Erhöhte Elementgehalte finden sich insbesondere dort, wo das Grundwasser niedrige pH-Werte aufweist. Dabei kann in der Regel nicht unterschieden werden, ob die Schwermetalle aus natürlichen Mineralbindungen des Bodens bzw. des Grundwasserleiters oder aus anthropogenen Quellen stammt. Nickel fällt durch einen vergleichsweise hohen Anteil an bestimmbar Konzentrationen auf. Etwa 5 % aller im Land verteilten Messstellen liegen über dem künftigen Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 20 µg/L. Regional - insbesondere am linken Niederrhein - ist der Anteil noch deutlich höher, wobei hier auch gehäuft niedrige pH-Werte auftreten. Die genauen Ursachen werden z. Zt. im Auftrag des Landesumweltamtes erkundet.

Bereits heute kann aber festgehalten werden, dass zur Vermeidung von erhöhten Schwermetallmobilisierungen und Grundwasserbelastungen weitere Anstrengungen bei der Reinhaltung der Luft (Säurebildner!) unternommen werden müssen. Darüber hinaus sind in den versauerungsgefährdeten Gebieten (insbesondere Waldstandorte) Kalkungsmaßnahmen fortzusetzen oder einzuleiten. Im Rahmen der landesweiten Grundwasserüberwachung wird die Entwicklung der Grundwasserversauerung sorgfältig zu verfolgen sein.

Neben den vorgenannten Themen, die im Grundwasserbericht ausführlich dargestellt sind, findet sich in Abschnitt 3.2 eine Übersicht der wichtigsten **sonstigen Inhaltsstoffe** und Verunreinigungen. Deren Konzentrationen sind zur besseren Einordnung in Bezug zu Vergleichswerten (Trinkwasserverordnung, EU-Richtlinie oder Prüfwerte BBodSchV) gesetzt. Darüber hinaus wird nach verschiedenen Überwachungszwecken unterschieden. Es zeigt sich, dass insbesondere das Grundwasser im Einflussbereich von Deponien häufiger hohe Gehalte von Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Ammonium, Chlorid, Sulfat und Nitrit sowie von Schwermetallen, Cyaniden, Phenolen (Phenol-Index) und DOC aufweist als das Grundwasser außerhalb dieser Bereiche. Ebenfalls häufig sind im Unterstrom von Deponien erhöhte **Eisen- und Mangangehalte** festzustellen, die auf reduzierende Einflüsse z. B. durch den Eintrag abbaubarer organischer Substanz (Hausmülldeponien) hindeuten.

Nach den Daten der landesweiten Grund- und Rohwasserüberwachung wird deutlich, dass **Kalium und Ammonium** häufiger Grenzwertüberschreitungen aufweisen. Es ist anzunehmen, dass im Wesentlichen landwirtschaftliche Einträge ursächlich sind. **Phosphate**, die ebenfalls in der Landwirtschaft zur Düngung eingesetzt werden, sind im Grundwasser nicht problematisch. Mineralölkohlenwasserstoffe sowie einzelne chlorierte Kohlenwasserstoffe kommen in allen Messprogrammen in erhöhten Konzentrationen vor und sind in der Regel auf lokale Einträge zurückzuführen.

Im Jahr 1999 hat das Landesumweltamt an ausgewählten Messstellen erstmals den Arzneimittelwirkstoff Clofibrinsäure (Lipidsenker) untersucht. **Clofibrinsäure** gelangt in erster Linie über das Abwasser in Oberflächengewässer. Im Grundwasser wären in erster Linie Funde im Bereich undichter Kanalisationen oder in Gebieten mit Abwasserverrieselung zu erwarten. Dementsprechend war in den Messstellen, die

überwiegend im Einflussbereich von Acker- oder Grünlandflächen liegen, im Allgemeinen keine Clofibrinsäure nachweisbar. Die sehr seltenen Funde von Clofibrinsäure stehen offenbar im Zusammenhang mit lokalen anthropogenen Einträgen (z. B. aus Sickergruben).

Grundlage für die Auswertungen des vorliegenden Grundwasserberichts ist die Grundwasserdatenbank des Landes (Abschn. 1). Diese enthält neben messstellen- und messprogrammspezifischen Stammdaten Grundwasserstandsdaten des *Landesgrundwasserdienstes* (ca. 29.000 aktuell beobachtete Messstellen) sowie hydrochemische Daten aus der *Grundwasser-* (ca. 2.000 Messstellen), *Rohwasser-* (ca. 2.400) und *Deponieüberwachung* (ca. 2.100 Messstellen). Die Messungen an den landeseigenen Grundwassermessstellen sowie die Eingabe der vor Ort anfallenden Daten in eine landesweite Grundwasserdatenbank werden von den 12 Staatlichen Umweltämtern des Landes NRW vorgenommen. Das Landesumweltamt ist federführend bei der Weiterentwicklung der Messdienste und der Grundwasserdatenbank. Die Anzahl der in der Datenbank mit Stamm-, Mess- und Analysendaten belegten Messstellen hat durch die intensive Erfassung der Staatlichen Umweltämter einen hohen Stand erreicht. Insoweit ist Nordrhein-Westfalen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie, die u. a. vorsieht, den mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers in den ergiebigen Grundwasserkörpern zu ermitteln, insgesamt gut gerüstet. Gleichwohl ist es erforderlich, das vorhandene Messnetz z. B. in Problemgebieten zu verdichten. Dazu müssen alle relevanten und verfügbaren Daten von sonstigen Messstellen-Betreibern in die Grundwasserdatenbank integriert werden. Darüber hinaus ist es für die Bewertung des Grundwasserzustands zunehmend erforderlich, die Grundwasserdaten mit weiteren Fachdaten (z. B. Informationen zu Bodenutzung, Geologie, Böden) in einem geografischen Informationssystem zu verknüpfen. Das Land NRW beabsichtigt daher ein *Grundwasserinformationssystem* aufzubauen.

5 Zusammenfassung: Grundwassersituation 2000 in NRW



Inhaltsverzeichnis

VORWORT

EINLEITUNG

1 ENTWICKLUNG UND STAND DER GRUNDWASSERÜBERWACHUNG

1.1 Messstellennetze

1.1.1 Landesgrundwasserdienst (LGD)

1.1.2 Überwachung der Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit

1.2 Datenbank/Grundwasserinformationssystem

1.2.1 Entwicklung im Überblick

1.2.2 Schnittstellen zu anderen Umweltdatenbanken

1.2.3 Aufbau eines Grundwasserinformationssystems

1.3 Transfer und Einbindung von Rohwasser- und Trinkwasserdaten

1.3.1 Einleitung

1.3.2 Zusammenarbeit

1.3.3 Datenbanken

1.3.4 Datenerfassung

1.3.5 Verknüpfung der Datenbanken

1.3.6 Bearbeitungsstand

1.3.7 Literatur

2 GRUNDWASSERSTÄNDE, GRUNDWASSERHAUSHALT

- [2.1 Grundwasserstände im langjährigen Vergleich](#)
 - [2.1.1 Aufgaben des Landesgrundwasserdienst \(LGD\)](#)
 - [2.1.2 Grundwasserstandsentwicklung an Messstellen](#)
 - [2.1.3 Trendanalyse der Grundwasserstandsentwicklung](#)
 - [2.1.4 Repräsentative Grundwassergleichen in NRW](#)

- [2.2 Grundwasserbilanz im Gebiet der Halterner Sande](#)
[\(Beitrag des StUA Herten\)](#)
 - [2.2.1 Einleitung](#)
 - [2.2.2 Grundwasserstandsentwicklung](#)
 - [2.2.3 Ermittlung der Grundwasserneubildung](#)
 - [2.2.4 Wasserbilanz](#)
 - [2.2.5 Qualitative Situation](#)
 - [2.2.6 Nutzbarkeit des Grundwassers in qualitativer](#)
[Hinsicht](#)
 - [2.2.7 Literatur](#)

- [2.3 Ermittlung der flächenhaften Grundwasserneu-](#)
[bildung aus der Bodenkarte](#)

3 GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT

- [3.1 Überblick](#)
 - [3.1.1 Einleitung](#)
 - [3.1.2 Bewertungsmaßstäbe](#)
 - [3.1.3 Statistische Auswertung der](#)
[Beschaffenheitsparameter](#)

- [3.2 Physikochemische Parameter \(pH-Werte,](#)
[Leitfähigkeit u .a.\)](#)
 - [3.2.1 Einleitung](#)
 - [3.2.2 Herkunft/Eintragspfade/Hintergrundbelastungen](#)
 - [3.2.3 Bewertungsgrundlagen](#)
 - [3.2.4 Ausgewerteter Datenbestand](#)
 - [3.2.5 Darstellung der pH-Werte in den Grundwässern](#)
[Nordrhein-Westfalens](#)

- [3.3 Belastungssituation durch Nitrat](#)
 - [3.3.1 Einleitung](#)
 - [3.3.2 Herkunft/Eintragspfade/Hintergrundbelastung](#)
 - [3.3.3 Bewertungsgrundlagen](#)
 - [3.3.4 Ausgewerteter Datenbestand](#)
 - [3.3.5 Darstellung der Belastungssituation durch Nitrat](#)
[im Grundwasser](#)
 - [3.3.6 Statistische Auswertung der Nitratanalysen](#)

[3.3.7 !\[\]\(deac15d3d8c5d9ac3bc6c217c729b7af_img.jpg\) Ausblick](#)

[3.3.8 !\[\]\(c24f0da51dcca59fefc17ef25138c38d_img.jpg\) Literatur](#)

[3.4 !\[\]\(9998701be05458f604da233c33db8402_img.jpg\) Belastung durch Pflanzenschutzmittel](#)

[3.4.1 !\[\]\(16cafcc92175c8ea6ce51df536e9abc1_img.jpg\) Einleitung](#)

[3.4.2 !\[\]\(b8615464dbe550ae8c0ce23d1e7bb9fc_img.jpg\) Herkunft/Eintragspfade/Hintergrundbelastung](#)

[3.4.3 !\[\]\(a62e29b17ba933aadbd09dae075d372a_img.jpg\) Bewertungsgrundlagen](#)

[3.4.4 !\[\]\(abf22c63703ff91c94edc4347c15db5a_img.jpg\) Ausgewerteter Datenbestand](#)

[3.4.5 !\[\]\(b5f7caaa7050ca2043d7b9cff8e4e98b_img.jpg\) Darstellung der Belastungssituation durch PSM
!\[\]\(22e0c76707cb51c6018935689e32b282_img.jpg\) im Berichtszeitraum](#)

[3.4.6 !\[\]\(97580b190f1ae96fa820d2f4f295d080_img.jpg\) Statistische Auswertung der PSM-Daten
!\[\]\(65a51c23d1cb5496642ffe8a36629b11_img.jpg\) \(Trendanalyse\)](#)

[3.4.7 !\[\]\(87b49cd6296acfedad48d5571be0f0ac_img.jpg\) Ausblick](#)

[3.4.8 !\[\]\(d78dcf25abb99314f249206aca133074_img.jpg\) Literatur](#)

[3.5 !\[\]\(6c53d02329829a29d862fdf14881acd8_img.jpg\) Belastungssituation durch Sulfat und Chlorid](#)

[3.5.1 !\[\]\(3e2ce6e4ce9fd95410ef9c43f40bf5a6_img.jpg\) Einleitung](#)

[3.5.2 !\[\]\(93c9fffdf1bed3296d45d6e5d3d0dd7a_img.jpg\) Herkunft/Eintragspfade/Hintergrundbelastung](#)

[3.5.3 !\[\]\(d51f24f76844bd9da18c35fd109cf3e0_img.jpg\) Bewertungsgrundlagen](#)

[3.5.4 !\[\]\(e628396fb3cd91c79c01cbee65d52dcd_img.jpg\) Ausgewerteter Datenbestand](#)

[3.5.5 !\[\]\(63b998842d326b6ba4aae3f1ba5fb72e_img.jpg\) Darstellung der Belastungssituation durch Sulfat
!\[\]\(b50e7c483284414ddf1467df465d7d88_img.jpg\) und Chlorid im Berichtszeitraum](#)

[3.5.6 !\[\]\(03a07167ad8a6140cddae8753e32e422_img.jpg\) Statistische Auswertungen der vorliegenden
!\[\]\(3eb7bf18b18f56b70279a898a94ef5b6_img.jpg\) Daten zur Chlorid- und Sulfatkonzentration im
!\[\]\(e5de4c4a43130adaa2e58396fe83381e_img.jpg\) Grundwasser \(Trendanalyse\)](#)

[3.5.7 !\[\]\(9334cbcfa2d5154d176c4a42dfe05c14_img.jpg\) Ausblick](#)

[3.5.8 !\[\]\(a8ee63e5d9a1b6249f7ca5b3586698bf_img.jpg\) Literatur](#)

[3.6 !\[\]\(92ceb1305e00ef2755d8c1ff0875b6c7_img.jpg\) Belastungssituation durch Schwermetalle](#)

[3.6.1 !\[\]\(dfe129acd1488ae9b6b769eb59dd4cca_img.jpg\) Einleitung](#)

[3.6.2 !\[\]\(3acd3b1b9cba314688814103da7189f2_img.jpg\) Herkunft/Eintragspfade/Hintergrundbelastung](#)

[3.6.3 !\[\]\(cc887d670721472fda63e64c353220a4_img.jpg\) Bewertungsgrundlagen](#)

[3.6.4 !\[\]\(9301dc73212faf5fed0c04ac865c68df_img.jpg\) Ausgewerteter Datenbestand](#)

[3.6.5 !\[\]\(7862c1240e8aad236b3b33f3adc4d505_img.jpg\) Darstellung der Belastungssituation durch
!\[\]\(55c2228d4440638a333477e3cc703894_img.jpg\) Schwermetalle im Berichtszeitraum](#)

[3.6.6 !\[\]\(fa540c9b2f203a3ad09e7802121d8213_img.jpg\) Auswertungen zu speziellen Fragen](#)

[3.6.7 !\[\]\(807786218490e379ac38a4f4bbaa20c5_img.jpg\) Ausblick](#)

[3.6.8 !\[\]\(60eef1776000d3b6eabed5bc57b9157b_img.jpg\) Literatur](#)

[4 WASSERSCHUTZGEBIETE](#)

[4.1 !\[\]\(1dbca6ded6287384eaac0b98165e88c5_img.jpg\) Einleitung](#)

[4.2 !\[\]\(119d6dd6273e22b81eba0bf51d7d0cb1_img.jpg\) Regionale Betrachtung](#)

[4.3 !\[\]\(eadef6d3d851af8f9ab5a81defadcabf_img.jpg\) Kartenwerk Wasserschutzgebiete in NRW](#)

[4.4 !\[\]\(1943fda044f81992571f2c4c36563e08_img.jpg\) Anzahl und Größe der Wasserschutzgebiete in NRW](#)

[4.5 !\[\]\(4d72690368a3c77631b96427d93efe88_img.jpg\) Landnutzung und Wasserschutzgebiete](#)

4.6 [REDACTED] Ausblick

5 ZUSAMMENFASSUNG

ANHANG

A2-1: [REDACTED] Geostatistische Methoden zur Konstruktion von
[REDACTED] Grundwassergleichen

A3-1: [REDACTED] Methodisches Vorgehen bei der Auswertung der
[REDACTED] hydrochemischen Daten

A3-2: [REDACTED] Schwermetallgehalte der Grundwasserregionen

Inhalt

V

Vorwort

Grundwasser ist für Nordrhein-Westfalen von großer Bedeutung. Als wichtiger Teil des Wasserkreislaufs hat es neben seinen wasserwirtschaftlichen und ökologischen Funktionen auch eine große Relevanz zur Versorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft mit Trink- und Brauchwasser. In Nordrhein-Westfalen wird rd. 68% des Rohwassers, das für die öffentliche Trinkwasserversorgung gefördert wird, aus Grundwasser, angereichertem Grundwasser oder Quellwasser gewonnen.

Die Wasserversorgung steht jedoch in vielen Bereichen im Konflikt mit anderen Nutzungsansprüchen, wie z. B. der Landwirtschaft oder der Siedlungstätigkeit.



Der Grundwasserbericht gibt detailliert Auskunft über die Grundwassersituation im Land Nordrhein-Westfalen. Mit genauen und übersichtlichen Karten ist die Grundwasserbeschaffenheit für ein bestimmtes Gebiet leicht zu erfassen.

Der Schwerpunkt des Berichts bezieht sich auf die Nitratbelastung des Grundwassers. Daneben werden weitere Themen, wie z. B. die Belastungssituation durch Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle, Sulfat und Chlorid oder die Thematik Wasserschutzgebiete aufgearbeitet.

Ein wesentliches Ergebnis des Grundwasserberichts ist, dass der chemische Zustand des Grundwassers, im Gegensatz zum mengenmäßigen Zustand, insgesamt nicht als gut bezeichnet werden kann. Dabei liegt das Hauptproblem in der Nitratbelastung des Grundwassers.

Beim Nitrat, das im Wesentlichen aus der landwirtschaftlichen Düngung stammt, wird

bei ca. 22 % der untersuchten Grundwassermessstellen der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/L überschritten. Werte im Bereich von 100 bis 200 mg/L sind dabei keine Seltenheit.

Für das gesamte Gebiet des Landes Nordrhein-Westfalen erfolgt deshalb auf der Ebene der Kreise und kreisfreien Städte eine detaillierte Darstellung zur Nitratbelastung des Grundwassers. Hier sind u. a. verschiedene Konzentrationsbereiche und die Entwicklung der Nitratkonzentration zu erkennen.

Somit bietet der Grundwasserbericht eine gute Grundlage, vorhandene Nitratbelastungen zu erkennen, um dann ggf. entsprechende Maßnahmen einzuleiten.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die derzeit vorhandenen Belastungen des Grundwassers meist schon vor Jahren oder gar Jahrzehnten verursacht wurden. Um maßgebliche Verbesserungen der Grundwasserqualität zu erreichen, bedarf es vor allem mittel- und langfristiger Maßnahmen, wobei der Schwerpunkt auf den vorsorgenden Grundwasserschutz zu legen ist.

Erste Schritte in diese Richtung wurden bereits Ende der 80er-Jahre durch die Bildung von Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgungsunternehmen unternommen. Mögliche Erfolge sind jedoch meist erst nach Jahren erkennbar.

Der Grundwasserbericht zeigt deutlich, dass weiterhin verstärkt Handlungsbedarf besteht. Eine Sicherung der Ressource Grundwasser kann nur durch ein verantwortliches Handeln aller Beteiligten erreicht werden.

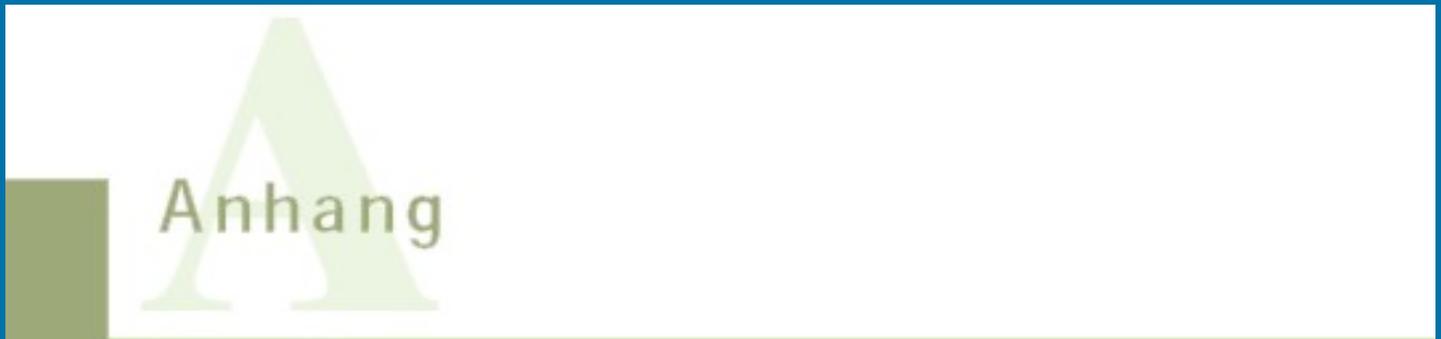


(Bärbel Höhn)

Anhang A2-1: Geostatistische Methoden zur Konstruktion von Grundwassergleichen

A2-1.1 Einleitung

Der Anhang 2-1 wendet sich an Grundwasserfachleute, die sich mit der Konstruktion von Grundwassergleichen, insbesondere in Zusammenhang mit der Erstellung von Grundwassergleichenkarten, Grundwasserströmungsmodellen oder der Bearbeitung hydrogeologisch schwieriger Einzelfälle befassen. Grundwasser



gleichen stellen Verbindungslinien gleicher Standrohrspiegelhöhen einer Grundwasserdruckfläche dar [1]. Sie erlauben Aussagen über das Niveau der Grundwasseroberfläche von freiem Grundwasser bzw. der Druckfläche von gespanntem Grundwasser. Aus Grundwassergleichen lässt sich ferner das Grundwassergefälle und die Strömungsrichtung des Grundwassers ableiten.

Bei der Konstruktion von Grundwassergleichen werden punktuell gewonnene Informationen über Grundwasserstände bzw. Druckspiegelhöhen durch Interpolation auf die Fläche bzw. den Raum übertragen. Es muss darauf geachtet werden, dass alle verwendeten Grundwassermessstellen im gleichen Grundwasserstockwerk verfiltert sind und nicht defekt sind. Ferner sollte die Messung der Grundwasserstände zu vergleichbaren Zeitpunkten erfolgt sein [1]. Gewässer mit Grundwasseranschluss beeinflussen die Ausprägung der Grundwasseroberfläche und sind in die Konstruktion von Grundwassergleichen mit einzubeziehen. Hydraulisch wirksame geologische Störungen, die einen direkten Grundwasserkontakt zwischen Bereichen innerhalb eines Grundwasserleiters beeinträchtigen, sollten ebenso bei der Gleichenkonstruktion berücksichtigt werden.

Der Prozess der Interpolation punktuell gemessener Grundwasserstände kann manuell oder mit Hilfe verschiedener Verfahren automatisiert durchgeführt werden.

Einfache Verfahren der Triangulation, die auch der manuellen Konstruktion von Grundwassergleichen über "hydrologische Dreiecke" zugrunde liegen, gehen von einer

linearen Interpolation zwischen benachbarten Datenpunkten über möglichst gleichseitige Dreiecksflächen aus. Das Inverse Distance-Verfahren berechnet gewichtete räumliche Mittelwerte aus Messwerten, wobei nahe gelegene Datenpunkte ein höheres Gewicht erhalten als entfernter gelegene Punkte. Geostatistische Schätzverfahren stellen eine alternative Methode der räumlichen Interpolation von Messwerten dar.

A2-1.2 Prinzip der Geostatistik

Im Gegensatz zu herkömmlichen Interpolationsverfahren berücksichtigen geostatistische Methoden räumliche Nachbarschaftsbeziehungen zwischen punktuellen Daten. Der Begriff der Geostatistik geht auf KRIGE (z. B. [2]) zurück, der diese Theorie zur Erkundung und Modellierung von Lagerstätten nutzte, und wurde von MATHERON (z. B. [3]) weiterentwickelt. Geostatistik befasst sich mit der Analyse räumlicher, ortsabhängiger Daten, die als Realisationen von Zufallsfunktionen gesehen werden, und mit den damit im Zusammenhang stehenden Schätzverfahren [4]. Ziel ist es, aus räumlich verteilt erhobenen Daten Erkenntnisse über deren räumliche Variationsstruktur zu erhalten und zusätzliche Punktschätzungen vorzunehmen, d. h. eine Interpolation im Raum durchzuführen.

Eine ortsabhängige Variable $Z(x)$, die die Werte einer Messgröße in Abhängigkeit vom Ort x darstellt, wird als Zufallsvariable betrachtet. Diese lässt sich in eine deterministische, eine autokorrelative und eine rein zufällige Komponente unterteilen. Die Messungen an einem Ort stellen demnach Realisationen der Zufallsvariable dar. Ein theoretisches Gedankenmodell geht ferner davon aus, dass an jedem Datenpunkt eine Verteilungsfunktion $p(z)$ existiert und der Messwert $Z(x_i)$ eine zufällige Realisation aus dieser Verteilung darstellt. Die sogenannte Stationaritätsannahme besagt, dass die Verteilungsfunktion der Zufallsvariable im Untersuchungsraum unveränderlich ist. Die Stationarität 2. Ordnung stellt eine abgeschwächte Form der Stationarität dar, bei der Mittelwert und Standardabweichung der jeweiligen Verteilung über den gesamten Raum gleich, d. h. unabhängig von der Datenpunktlage sind. Dies bedeutet beispielsweise, dass der Mittelwert der Verteilungsfunktion einer Messgröße (z. B. Eisenkonzentration im Grundwasser) unabhängig vom Ort der Messung ist. Hiermit wird ein erstes Problem beim Einsatz geostatistischer Methoden zur Konstruktion von Grundwassergleichen erkennbar: Grundwasserstände weisen stets einen räumlichen Trend (lokal, global) auf, der physikalisch bedingt ist, da Wasser vom Ort hoher Druckhöhe zum Ort geringer Druckhöhe fließt. Streng genommen ist somit die abgeschwächte Stationaritätshypothese bei Grundwasserständen nicht erfüllt (s. Abschn. 2.1.3). Die Stationaritätsforderung lässt sich jedoch in Form der so genannten Intrinsischen Hypothese weiter abschwächen. Sie besagt, dass die Differenz von Werten der Messgrößen, deren Datenpunkte um den Betrag h [m] voneinander entfernt liegen, nur eine Funktion dieses Abstandsvektors und nicht abhängig vom Ort selbst sein darf.

A2-1.3 Variographie

Die Variographie untersucht die Messwerte auf ihre räumliche Korrelation. Das Ausmaß dieser räumlichen Abhängigkeit wird über eine Variogrammfunktion, das (Semi-)Variogramm $\gamma(h)$ ermittelt.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (Z(x_i) - Z(x_i + h))^2$$

$N(h)$ Anzahl Probenpaare im Abstand h

$Z(x_i)$ Messwert am Punkt x_i

$Z(x_i+h)$ Messwert am Punkt x_i+h

Das Variogramm beschreibt die halben, mittleren quadratischen Differenzen von räumlich verteilten Messwerten in Abhängigkeit ihres Abstandes voneinander. Werden die summierten errechneten Variogrammwerte gegen den Abstand h (als Abstandsklassen) aufgetragen, so ergibt sich das experimentelle Variogramm. Es ermöglicht Aussagen über die räumliche Korrelation einer Messgröße.

Das experimentelle Variogramm bildet die Grundlage für das Kriging als geostatistisches Schätzverfahren. Hierzu muss eine mathematische Modellfunktion an das experimentelle Variogramm angepasst werden. In Abhängigkeit der zu untersuchenden Messgrößen eignen sich dabei unterschiedliche Funktionen: lineare Modelle, sphärische Modelle, Gauß-Modelle, exponentielle Modelle (Abb. A2-1.1).

■ Abb. A2-1.1:

Beispiel eines exponentiellen Variogrammmodells (Modellfunktion).

Variogramm $\gamma(|h|)$ [m^2], Abstand $|h|$ [m].

Im Allgemeinen steigt das Variogramm im Ursprung relativ steil an, d. h. die Messwerte benachbarter Datenpunkte haben eine hohe Ähnlichkeit (korrelieren stark miteinander). Das Variogramm flacht ab einer bestimmten Entfernung, dem range (a), ab und erreicht einen Schwellenwert, den sill (c). Dieser entspricht theoretisch der Gesamtvarianz der Daten. Erreicht das Variogramm keinen sill, kann dies darauf hindeuten, dass die Daten trendbehaftet sind. Der range kennzeichnet den maximalen Einflussbereich der Korrelation von Datenpunkten. Variablenwerte von Datenpunkten mit einer Entfernung, die den range überschreitet, korrelieren nicht mehr miteinander und sind voneinander unabhängig. Sie sollten nicht für die Schätzung von Punkten herangezogen werden.

Definitionsgemäß muss die Variogrammfunktion durch den Ursprung gehen. Bei der Anpassung einer Variogrammfunktion an ein experimentelles Variogramm ergibt sich jedoch oft die Notwendigkeit, einen Schnittpunkt der Funktion mit der Ordinate zuzulassen. Ein Wert $\gamma_{(h=0)} \neq 0$ wird als nugget effect (c_0) bezeichnet und kennzeichnet eine Variabilität innerhalb eines Datenpunktes. Er deutet entweder auf Messfehler oder eine Mikrovariabilität der Daten hin, die unterhalb des Datenpunktabstands liegt.

Das Variogramm stellt eine richtungsabhängige Funktion dar. Daher ist zu prüfen, ob sich in unterschiedlichen Raumrichtungen auch unterschiedliche Variogramme ergeben, d. h. Anisotropien der Daten erkennbar werden. Diese stellen sich in unterschiedlichen Schwellenwerten des Variogramms (sill) oder unterschiedlichen Reichweiten (range) dar.

Die Anpassung einer Variogrammfunktion an ein experimentelles Variogramm stellt eine relativ schwierige Aufgabe dar, da aus einer Stichprobe von Messwerten auf das Variogramm des zugrunde liegenden räumlichen Prozesses geschlossen werden soll. Das Variogramm sollte daher immer auf Plausibilität geprüft werden. Hierfür eignet sich beispielsweise das Verfahren der Kreuzvalidation (s. Abschn. A2-17).

Die angepasste stetige Variogrammfunktion liefert für jede beliebige Distanz einen Variogrammwert, der bei der optimalen Bestimmung der Schätzwerte durch das Kriging Berücksichtigung findet.

A2-1.4 Gewöhnliches Kriging (Ordinary Kriging)

Auf der Grundlage eines angepassten Variogrammodells und der ermittelten Variogrammparameter kann eine Schätzung der räumlichen Verteilung einer Messgröße vorgenommen werden. Das Kriging stellt ein lineares Schätzverfahren dar, das den Schätzwert Z_0^* durch Bildung eines gewichteten Mittelwerts aus den vorhandenen Messwerten $Z(x_i)$ berechnet.

$$Z_0^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

Z_0^* Schätzwert des unbekanntes Wertes Z_0

λ_i Gewichte, $\sum \lambda_i = 1$

$Z(x_i)$ Messwert am Punkt x_i

Kriterien für die Bestimmung der Gewichte λ_i sind dabei die Erwartungstreue der Schätzung sowie die Minimierung des mittleren quadratischen Schätzfehlers.

Folgende Eigenschaften kennzeichnen das Krigingschätzverfahren [5]:

- Kriging liefert den besten, unverzerrten Schätzwert, d. h. es gibt keine systematischen Unter- oder Überschätzungen (B.L.U.E. **B**est **L**inear **U**nbiased **E**stimator).
- Kriging ist ein exakter Interpolator, d. h. die Messwerte an den Datenpunkten werden immer exakt wiedergegeben.
- Kriging berücksichtigt die Lage von Datenpunkten und bezieht die räumliche Struktur einer Messgröße über das Variogramm mit ein. Damit ist Kriging den klassischen distanzgewichteten Verfahren überlegen.
- Kriging ermöglicht die Beurteilung der Zuverlässigkeit der Schätzung für jeden Schätzpunkt durch Angabe des Krigingfehlers. Der Krigingschätzfehler ist dabei nur abhängig von der Lage der Datenpunkte und vom Variogrammmodell, nicht jedoch von den Messwerten.

A2-1.5 Krigingdesign

Für die Berechnung des experimentellen Variogramms ist eine Einteilung des Untersuchungsraumes in Entfernungs- und Richtungsklassen erforderlich. Diese sollten möglichst gleichwertig besetzt sein. HEINRICH [6] hält eine Belegung von ca. 30 - 50 Wertepaaren pro Klasse für geeignet. Eine Vergrößerung der Klassen führt zu einer Glättung des Variogrammverlaufs. HEINRICH verweist darauf, dass das Resultat der Krigingschätzung relativ träge auf eine Veränderung von Variogramm-Anpassungsparametern reagiert.

A2-1.6 Krigingfehler

Ein wesentlicher Vorteil des Kriging gegenüber sonst üblichen Interpolationsverfahren

liegt darin, dass für jeden geschätzten Wert auch der Schätzfehler (Krigingstandardabweichung σ_k) berechnet und ausgegeben wird. Die Überlagerung der Schätzergebnisse mit einer Karte der errechneten Schätzfehler erlaubt eine direkte Beurteilung der Interpolation. Bei Annahme einer Normalverteilung des Schätzfehlers ist es zudem möglich, das Vertrauensintervall (z. B. 95. Perzentil) für die Schätzung anzugeben ($Z_0^* \pm 2\sigma_k$). Der Schätzfehler selbst ist unabhängig von den einzelnen Messwerten. Er ist lediglich abhängig von der Lage der Datenpunkte zueinander und von der Variogrammanpassung und beschreibt somit die Güte der Datenkonfiguration um einen geschätzten Punkt. Der Einfluss einer Verdichtung des Messnetzes (z. B. Netz von Grundwassermessstellen) lässt sich daher ideal mit Hilfe des Krigingschätzfehlers untersuchen. Siehe z. B. BUCHER [7].

A2-1.7 Kreuzvalidation (Crossvalidation)

Das Verfahren der Kreuzvalidation eignet sich dazu, die Modellannahmen über den räumlichen Prozess, der zur Verteilung der Messwerte an den Datenpunkten führt, zu verifizieren. Hierbei wird jeweils ein Messwert aus dem Datensatz ausgelassen und dieser unter Verwendung des gewählten Variogrammodells mittels Kriging aus den verbleibenden Datenpunkten geschätzt. Auf diese Weise kann geprüft werden, wie gut das Variogrammodell die Ausgangsdaten repräsentiert. Aus der Differenz zwischen gemessenen und geschätzten Werten ($Z(x_i) - Z^*(x_i)$) lässt sich für jeden Datenpunkt die Güte der Schätzung ablesen. Der Mittelwert der Differenzen sollte hierbei möglichst bei Null liegen. Die Güte der Schätzung lässt sich zudem anhand weiterer statistischer Fehlermaße beurteilen: "Mean Bias Error" (MBE), "Mean Absolute Error" (MAE), "Mean Relative Error" (MRE).

A2-1.8 Trendbehaftete Daten (Nichtstationarität)

Die bisherigen Ausführungen zur Variogrammanalyse räumlich verteilter Daten und zur Schätzung zusätzlicher Werte gehen davon aus, dass die Messwerte keinem räumlichen Trend unterliegen. In vielen Fällen zeigen Messwerte jedoch eine systematische Zu- oder Abnahme im Raum, die als Trend (global) oder Drift (lokal) bezeichnet wird.

Für die Messgröße Grundwasserstand entspricht die Hauptdriftrichtung i.d.R. der Fließrichtung des Grundwassers. In diesen Fällen darf strenggenommen das Ordinary Kriging nicht eingesetzt werden, da es sonst zu systematischen Unter- und Überschätzungen kommen kann. Experimentell ermittelte Variogramme trendbehafteter Messwerte zeigen einen parabelförmigen Verlauf (s. Abb. A2-1.2).

Nach MARSILY [8] können für trendbehaftete Daten verschiedene Annahmen getroffen werden, die eine geostatistische Analyse ermöglichen:

- Im Nahbereich der Datenpunkte wird die Auswirkung eines Trends bzw. einer Drift als vernachlässigbar angesehen, die Messwerte sind "lokal stationär". Die Interpolation erfolgt weiterhin mit dem Ordinary Kriging Verfahren.
- Über das Gebiet liegt eine einheitliche Driftrichtung der Messwerte vor. Indem das Variogramm senkrecht zur Hauptrichtung der Drift berechnet wird, kann dieses weitgehend driftfrei erstellt werden. Gegenüber einem richtungsunabhängigen Variogramm reduziert sich hierdurch allerdings die Zahl verfügbarer Daten für die Variogrammberechnung.
- Der Trendanteil kann berechnet werden. Die Messwerte werden um den Trendanteil

bereinigt. Das Variogramm wird nur mit den Residuen berechnet. Anschließend werden Trendanteil und Schätzwerte wieder überlagert.

- Es liegt eine regelmäßige Driftkomponente ohne lokale Unterschiede vor, die über ein Polynom 1. oder 2. Grades angenähert werden kann. Das Verfahren des Universal Kriging stellt eine Erweiterung des Ordinary-Krigingansatzes dar, indem auch nichtstationäre Messwerte unter Berücksichtigung der Driftkomponente regionalisiert werden können.

A2-1.9 Fallbeispiel

Nachfolgend wird die Konstruktion eines Grundwassergleichenplanes für ein Gebiet mit Hilfe verschiedener geostatistischer Methoden vorgestellt. Es handelt sich um einen quartären oberen Grundwasserleiter, der in Wechselwirkung mit verschiedenen Oberflächengewässern steht. Für den Zeitpunkt Oktober 1996 liegen Grundwasserstandsmesswerte von 84 Grundwassermessstellen vor.

1. Ordinary Kriging unter Einbeziehung aller Messwerte (ohne Prüfung auf Plausibilität)

Für die räumliche Interpolation werden alle 84 vorliegenden Stichtagsmessungen für den Zeitpunkt Oktober 1996 des Untersuchungsgebiets verwendet. Abb. A2-1.2 zeigt experimentell ermittelte, räumliche Variogramme über die vier Raumrichtungen N-S, NW-SO, NO-SW und O-W sowie ein richtungsunabhängiges Variogramm (omni).

■ Abb. A2-1.2:

Vergleich experimenteller richtungsabhängiger Variogramme aus gemessenen Grundwasserständen (omni = richtungsunabhängiges Variogramm).

Variogramm $\gamma(|h|)$ [m^2], Abstand $|h|$ [m].

Erkennbar ist der überproportionale Anstieg der Variogramme bei Abständen über 2.500 m, der auf den Trendanteil der Messgröße Grundwasserstand in diesen Raumrichtungen zurückzuführen ist. Das Variogramm in NO-SW-Richtung zeigt nur einen schwachen Anstieg und flacht ab einer Distanz von 5.000 m ab. Grund für diese Variogrammstruktur ist die nahezu senkrechte Ausrichtung des Variogramms zur Hauptdriftrichtung des Grundwassers.

Der Nahbereich des richtungsunabhängigen Variogramms (omni) lässt sich sehr gut durch ein lineares Variogrammmodell (Steigung: 0,00083) beschreiben. Das Ergebnis der räumlichen Interpolation mittels Ordinary Kriging zeigt Abb. A2-1.3. Neben lokalen Einflüssen wird die Orientierung der Grundwasserströmung am Vorflutersystem (Richtung NW) erkennbar.

■ Abb. A2-1.3:

Isolinien regionaler Grundwasserstände [mNN] (lineares Variogrammmodell) mit Lage der Grundwassermessstellen, Oktober 1996.

Das unter Einbeziehung aller Grundwassermesswerte berechnete Gleichenbild sollte stets auf Plausibilität geprüft werden. In Abbildung A2-1.3 sind einige lokale Phänomene in den berechneten Grundwassergleichen zu erkennen. Im Bedarfsfall sind die Grundwasserganglinien einzelner Messstellen kritisch zu untersuchen.

2. Ordinary Kriging bei Verwendung von Messstellen, die auf Plausibilität geprüft worden sind

Im vorliegenden Beispiel wurden mehrere Messwerte als unplausibel eingestuft (defekte Messstellen, falsche Leiterzuordnung) und aus dem Datensatz für die geostatistische Untersuchung entfernt. Die Variogrammanpassung wurde erneut mit einem linearen Variogrammodell durchgeführt (Steigung: 0,0006). Das Interpolationsergebnis zeigt einen regelmäßigeren Verlauf der Grundwassergleichen, die um lokale Fehler bereinigt sind (Vergleich der Abb. A2-1.3 und A2-1.4).

■ [Abb. A2-1.4:](#)

Isolinien regionaler Grundwasserstände [mNN] (lineares Variogrammodell) mit Lage der auf Plausibilität geprüften Grundwassermessstellen, Oktober 1996.

Abbildung A2-1.5 zeigt die räumliche Verteilung der Krigingschätzfehler, die von der Lage der Datenpunkte und dem abgeleiteten Variogrammodell abhängig sind. Es wird deutlich, dass die geringsten Schätzfehler an den Messstellen selbst und in deren Umgebung auftreten. In Bereichen mit geringer Messstellendichte sind die Interpolationsergebnisse stärker fehlerbehaftet. Die absoluten Fehler überschreiten 1 m nicht.

■ [Abb. A2-1.5:](#)

Isolinien der Krigingschätzfehler [m] für Grundwasserstände mit Lage der auf Plausibilität geprüften Grundwassermessstellen, Oktober 1996.

3. Kreuzvalidation zur Prüfung des Variogrammodells aus 2.

Mit Hilfe der Kreuzvalidation lässt sich das Variogrammodell und damit der zugrunde gelegte räumliche Prozess überprüfen. Ergebnis einer Kreuzvalidation auf Grundlage der als plausibel eingestuften Messwerte ist die Angabe der Abweichung zwischen Messwert und Schätzwert an einzelnen Datenpunkten.

Bei Verwendung des linearen Variogrammodells (Steigung: 0,0006) für den auf Plausibilität geprüften Datensatz errechnet sich über die Kreuzvalidation eine mittlere Abweichung zwischen gemessenen und geschätzten Werten an den Datenpunkten von 0,003 m. Die maximale Abweichung beträgt 1,02 m, die minimale Abweichung -0,88 m. In Abbildung A2-1.6 sind gemessene und geschätzte Werte als Scatterplot gegeneinander aufgetragen. Über- und Unterschätzungen sind nahezu gleichmäßig verteilt. Die Regressionsbeziehung zeigt mit $r = 0,99$ einen sehr hohen Korrelationskoeffizient. Der mittlere absolute Fehler (MAE) beträgt 0,2 m.

■ [Abb. A2-1.6:](#)

Scatterplot zwischen gemessenen (WST) und geschätzten Grundwasserständen (WST_EST) an den Datenpunkten (Korrelationskoeffizient $r = 0,99$).

4. Berechnung des Trendanteils, Ordinary Kriging mit den Residuen

Geht man vereinfachend davon aus, dass der vorliegende Datensatz (aus 2.) einen regelmäßigen Trend besitzt, kann dieser berechnet werden. Die Messwerte werden dabei

durch ein Polynom 1. Ordnung $z(x,y) = A+Bx+Cy$ angepasst.

Für die um den Trendanteil bereinigten Daten (Residuen) wird eine räumliche Interpolation mittels Ordinary Kriging durchgeführt. Die Beschreibung des experimentellen Variogramms erfolgt ebenfalls durch ein lineares Variogrammodell. Dabei ist zu beachten, dass Residuen einer Trendfläche eigentlich als voneinander unabhängige Werte definiert sind. Das mit Hilfe der Residuen berechnete Variogramm setzt jedoch eine räumliche Korrelation voraus.

Die Überlagerung des Interpolationsergebnisses für die Residuen mit der berechneten Trendfläche liefert folgendes Gleichbild:

■ Abb. A2-1.7:

Isolinien regionaler Grundwasserstände [mNN] (Trendberechnung und Kriging der Residuen) mit Lage der Grundwassermessstellen, Oktober 1996. (gestrichelt: Isolinien nach Methode 2., vgl. Abb. A2-1.4)

Es zeigt sich, dass der berechnete Verlauf der Grundwassergleichen sehr gut mit dem unter 2. interpolierten Gleichbild übereinstimmt.

A2-1.10 Wechselwirkung zwischen Vorflutern und Grundwasser

In der Regel stehen Fließgewässer oder stehende Gewässer in einem hydraulischen Kontakt mit dem oberen Grundwasserleiter. Dabei können sich infiltrierende oder exfiltrierende Verhältnisse einstellen, die die Grundwasseroberfläche beeinflussen. Für eine zuverlässige Beschreibung einer freien Grundwasseroberfläche anhand von Grundwasserstandsbeobachtungen an Grundwassermessstellen ist daher eigentlich die Miteinbeziehung von Wasserständen der mit dem Grundwasserkörper in direkter Wechselwirkung stehenden Gewässer erforderlich. In der Regel stehen jedoch Wasserstandsdaten nicht über den gesamten Gewässerverlauf zur Verfügung. Sie können ggf., ausgehend von Gewässerpegeln, auf das Gewässersystem übertragen werden.

Im oben genannten Beispiel liegen für einzelne Gewässerpunkte Mittelwasserstände vor, die in die Interpolation mit einbezogen werden können.

5. Ordinary Kriging bei Verwendung von Messstellen, die auf Plausibilität geprüft worden sind, und Gewässerpunkten mit Mittelwasserständen

Um den Einfluss der Gewässer auf die Ausprägung der Grundwasseroberfläche zu berücksichtigen, werden 18 Gewässerpunkte in die Interpolation mit einbezogen, für die Mittelwasserstände vorliegen. Ein direkter Grundwasseranschluss ist gegeben.

Nach Anpassung eines linearen Variogrammodells ergibt sich folgendes Gleichbild:

■ Abb. A2-1.8:

Isolinien regionaler Grundwasserstände [mNN] (lineares Variogrammodell) mit Lage der auf Plausibilität geprüften Grundwassermessstellen und Gewässerpunkte, Oktober 1996. (gestrichelt: Isolinien nach Methode 2., vgl. Abb. A2-1.4)

Erkennbar wird zum Teil der stärkere Einfluss der Vorflutwirkung der Gewässer auf die Ausprägung der Grundwassergleichen.

Zu untersuchen ist jeweils, ob die Annahme konstanter Mittelwasserstände für die Gleichenkonstruktion zu einem bestimmten Zeitpunkt mit der Dynamik der Oberflächengewässer vereinbar ist. Denkbar wäre auch der Ansatz zeitabhängiger Wasserstände an den Gewässern ausgehend von Pegelaufzeichnungen an den Gewässern.

Die Einbeziehung von Mittelwasserständen bei der Konstruktion von Grundwassergleichen setzt voraus, dass ein direkter Austausch zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser besteht. Treten Potentialunterschiede zwischen den Wasserständen des Oberflächengewässers und den Standrohrspiegelhöhen unterhalb der Sohldichtungsschicht auf, ist eine direkte Verwendung von Mittelwasserständen für die Gleichenkonstruktion nicht zulässig. Der Austauschvorgang zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser kann über lineare Leakage-Ansätze beschrieben werden. Dabei ist die Austauschrate abhängig von der Mächtigkeit und Durchlässigkeit der Sohldichtungsschicht sowie der Potentialdifferenz zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer [9].

A2-1.11 Berücksichtigung von Verwerfungen/Unstetigkeiten

Eine Besonderheit bei der räumlichen Interpolation von Grundwasserstandsmesswerten stellt die Miteinbeziehung von hydraulisch wirksamen, d. h. abdichtenden Verwerfungen dar, die zu Potenzialdifferenzen auf beiden Seiten der Verwerfung führen können. Ohne Berücksichtigung dieser Unstetigkeiten würde das Kriging, genau wie andere Interpolationsverfahren, eine geglättete Grundwasseroberfläche ohne Abbildung von Potentialsprüngen errechnen. Liegen gesicherte Erkenntnisse über den Verlauf und die hydraulische Wirksamkeit von Verwerfungen vor, können diese als Polygonzug beschrieben und in die räumliche Interpolation als Barriere einbezogen werden.

Im nachfolgenden Beispiel eines überwiegend gespannten Grundwasserleiters liegen 75 Messwerte vor. In nahezu NW-SO-Richtung verlaufen zwei hydraulisch wirksame Verwerfungszonen durch den Untersuchungsraum. Durch Einbeziehung beider Verwerfungen als Barriere in das Kriging können die beobachteten Strömungsverhältnisse im Grundwasser plausibel wiedergegeben werden (Abb. A2-1.9).

■ Abb. A2-1.9:

Isolinien regionaler Grundwasserstände [mNN] (lineares Variogrammmodell) mit Lage der auf Plausibilität geprüften Grundwassermessstellen und Lage hydraulisch wirksamer Verwerfungen, Oktober 1996

A2-1.12 Eingesetzte Software

Die geostatistischen Auswertungen wurden mit Hilfe des Programms GeoEAS (Version 1.2.1) und des Programms VARIOWIN (Version 2.2.1) durchgeführt [10]. Beide Programme ermöglichen die Untersuchung experimenteller Variogramme und die Anpassung verschiedener Variogrammmodelle.

Das Programm GeoEAS erlaubt die räumliche Interpolation von Daten auf der Grundlage der angepassten Variogramme mittels Ordinary Kriging. GeoEAS bietet zudem die

Möglichkeit, das Verfahren der Kreuzvalidation anzuwenden. Sowohl VARIOWIN als auch GeoEAS können kostenlos im Internet unter der Adresse <http://www-sst.unil.ch/research/variowin/index.html> bezogen werden.

Das kommerzielle Programm SURFER bietet ebenfalls die Möglichkeit der räumlichen Interpolation von Daten mittels Ordinary Kriging [11]. In der neuen Programmversion 7 kann der Anwender nach Festlegung eines Variogrammodelltyps zwischen einer automatischen Variogrammanpassung und einer Variogrammanalyse wählen. Das Verfahren der Kreuzvalidation zur Kontrolle der Modellanpassung ist mit SURFER 7 nicht möglich.

Die Option zur Berücksichtigung von Unstetigkeiten bei der Konstruktion von Grundwassergleichen bietet das für GCI-GMS (Grundwasser-Monitoring-System) entwickelte Modul STOER der Firma GCI [12]. Es benötigt das Programm SURFER 6. In SURFER 7 besteht die Möglichkeit, hydraulisch wirksame Verwerfungen bei der Konstruktion von Grundwassergleichen zu berücksichtigen, ohne dass Zusatzprogramme erforderlich sind.

A2-1.13 Empfehlungen

Eine Vielzahl von auf dem Markt befindlichen Programmsystemen bietet die Möglichkeit der räumlichen Interpolation von Daten mit Hilfe von geostatistischen Interpolationsverfahren. Das am weitesten verbreitete Programmsystem ist dabei sicherlich SURFER, das mit der Version 7 nahezu sämtliche Möglichkeiten der Variogrammanalyse beinhaltet.

Der Einsatz geostatistischer Methoden allein sagt noch nichts über die Plausibilität der berechneten Gleichendarstellungen aus. Automatisch konstruierte Grundwassergleichen sollten immer von erfahrenen Anwendern in Kenntnis der hydrogeologischen und hydraulischen Gegebenheiten überprüft und ggf. manuell korrigiert werden. Insbesondere bei schlechter Datenlage dürfen rechnergestützt konstruierte Grundwassergleichen nicht unkritisch übernommen werden.

A2-1.14 Literatur

- [1] HÖLTING, B. (1989): Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie; 396 S.; Stuttgart
- [2] KRIGE, D. G. (1951): A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand; Journ. Chem. Metall. Min. Soc. South Africa, 52: 119-139
- [3] MATHERON, G. (1963): Principles of Geostatistics; Economic Geology, 58: 1246-1266
- [4] AKIN, H & H. SIEMES (1988): Praktische Geostatistik - Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften; 304 S.; Berlin
- [5] KITANIDIS, P. K. (1997): Introduction to Geostatistics: Applications to Hydrogeology; 249 S.; New York
- [6] HEINRICH, U. (1992): Zur Methode der räumlichen Interpolation mit geostatistischen Verfahren - Untersuchungen zur Validität flächenhafter Schätzungen diskreter Messungen kontinuierlicher raumzeitlicher Prozesse; 124 S.; Wiesbaden
- [7] BUCHER, B. (1994): Optimierung von Grundwasser-Meßnetzen mit Kriging-Verfahren. - in: Freiburger Schriften zur Hydrologie, 3: 116 S.; Freiburg i. Br.
- [8] MARSILY, G. DE (1986): Quantitative Hydrogeology; 440 S.; London

- [9] LANG, U & B. KEIM (1997): Interaktion zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern; Wasserwirtschaft, 87 (7-8): 382-385
- [10] PANNATIER, Y. (1996): VarioWin: Software for Spatial Data Analysis in 2D; 91 S.; New York
- [11] Golden Software (1999): Surfer User's Guide. 619 S.; Golden.
- [12] GCI (1998): Grundwasser-Monitoring-System. Anwenderhandbuch zur Software GCI-GMS; Königs Wusterhausen

Anhang A3-1: Methodisches Vorgehen bei der Auswertung der hydrochemischen Daten

A3-1.1 Einleitung/Problemstellung

Im Grundwasserbericht sind die in der Grundwasserdatenbank des Landes enthaltenen hydrochemischen Daten im Wesentlichen zur Beschreibung

- der Konzentrationsverteilung verschiedener Inhaltsstoffe,
- der räumlichen Situation der Grundwasserbeschaffenheit,
- der Hintergrundbelastung (Schwermetalle) und
- der Konzentrationsentwicklung (im Wesentlichen Nitrat, Sulfat, Chlorid)

ausgewertet und dargestellt.

Dazu war es erforderlich, die nach thematischen und fachlichen Kriterien selektierten Datensätze mit statistischen Verfahren auszuwerten und dabei Vereinheitlichungen und Festlegungen zu treffen. Die angewandte Vorgehensweise wird nachstehend erläutert. Im Einzelnen wird auf rangstatistische Verfahren, Konventionen im Hinblick auf die Ableitung von Hintergrundwerten und die Behandlung von analytischen Bestimmungsgrenzen sowie auf die eingesetzte Methode der Trendanalyse eingegangen.

A3-1.2 Rangstatistische Auswertung

Allgemein sind Datenreihen ohne aufwändige Aufbereitungsschritte statistisch auswertbar, wenn die Daten einer Grundgesamtheit (z. B. einer Messstelle) entstammen und möglichst nach den gleichen Methoden erhoben wurden.

In der Praxis liegt dieser Idealfall nur selten vor; die Datensätze zeichnen sich häufig in mehrfacher Hinsicht durch starke Inhomogenitäten aus. Dies betrifft insbesondere die Anzahl der pro Messstelle gemessenen Werte je Parameter sowie deren große Variationsbreite. Hinzu kommt, dass in einem Datensatz unterschiedlich hohe Bestimmungsgrenzen eine Auswertung erschweren.

Bei normalverteilten Datenbeständen können als statistische Kenngrößen arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung sowie Minimum und Maximum angegeben werden. Falls die jeweiligen Datenbestände noch zusätzlich aus einer Grundgesamtheit stammen, können "Ausreißerbereinigungen" vorgenommen werden [1].

Um die Konzentrationsverteilung der verschiedenen Grundwasserinhaltsstoffe zu ermitteln und räumlich darzustellen, muss auf die Daten verschiedener Messstellen zurückgegriffen werden. Diese Daten stammen somit aus keiner "Grundgesamtheit",

sondern stellen eine Vielzahl "gleichberechtigter" einzelner Stichproben (Messstellen) dar. Ferner sind die Messwerte in der Regel nicht normal verteilt, sondern meistens rechtsschief (hohe Anzahl niedriger Konzentrationen, geringere Anzahl hoher Konzentrationen).

In solchen Fällen eignen sich zur weiteren Analyse der Daten rangstatistische Auswertungen [2]. Hierbei werden die Analysenwerte in einer nach der Konzentrationshöhe aufsteigenden Reihe sortiert und Perzentilwerte (z. B. 10., 25., 50., 75., 90. Perzentil) angegeben. Ein Perzentilwert stellt dabei den Anteil der Daten in % dar, die eine bestimmte Konzentration unterschreitet. Der 50. Perzentilwert (Median) gibt den Wert an, der das Datenkollektiv exakt in zwei gleich große Bereiche teilt. Im Grundwasserbericht werden je nach Fragestellung ausgewählte Perzentilwerte aufgeführt. Auf die Angabe des Mittelwertes als statistischen Kennwert wird aufgrund der nicht erfüllten Bedingung einer Normalverteilung verzichtet. Die Kennwerte Mittelwert, Minimum und Maximum der Datensätze würden darüber hinaus durch die vorkommenden Extremwerte stark beeinflusst werden und sind deshalb für die Datenbeschreibung nicht geeignet.

Die einzelnen Grundwasser- oder Rohwassermessstellen sind aufgrund unterschiedlicher Analysenprogramme durch eine sehr unterschiedliche Anzahl von Messungen belegt. Es ist z. B. häufig der Fall, dass bei festgestellten Belastungen häufiger Wasserproben entnommen und untersucht werden als bei Messstellen des Grundmessnetzes, die turnusmäßig ein Mal pro Jahr oder alle zwei Jahre einmal beprobt werden.

Eine Auswertung der Einzelmesswerte würde in diesen Fällen dazu führen, dass Messstellen, die häufiger beprobt wurden, einen stärkeren Einfluss auf das Gesamtergebnis hätten, als solche, die weniger häufig beprobt wurden. Deswegen wurde entweder der letzte vorliegende Einzelwert einer Messgröße im Berichtszeitraum verwendet oder pro Messstelle ein Medianwert der jeweiligen Stoffkonzentration (Konzentrationsmedian) berechnet. Diese Werte werden anschließend als Datengrundlage für weitergehende rangstatistische Auswertungen genutzt.

Für die Ableitung von Hintergrundwerten (hier: Schwermetalle) war zu berücksichtigen, dass im Datensatz auch Messwerte aus Messstellen enthalten sein können, die nicht mehr zum "geogen bedingten Hintergrund" zählen, sondern durch nicht näher bekannte Belastungsquellen überprägt sind.

Als geogener Hintergrundgehalt wird daher der 90. Perzentilwert der Konzentrationsmediane eines räumlich zusammenhängenden Messstellenkollektivs definiert (H90-Wert).

Das 84,1. Perzentil wird nach [3] als derjenige Wert angesehen, der am ehesten die obere Grenze des anthropogen unbeeinflussten "geogenen Normalbereichs" beschreibt. Der 95. Perzentilwert ist als Orientierungswert für den Beginn überwiegend anthropogener Belastungen festgelegt [3] (vgl. Abschn. 3.1).

Somit stellt der 90. Perzentilwert in etwa die Mitte des Überlappungsbereichs bzw. das "äußerste zu erwartende Maximum" des geogenen Hintergrundbereichs am wahrscheinlichsten dar. Diese Festlegung wird im Übrigen auch von der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg gewählt [2].

A3-1.3 Behandlung von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze

Bei den Untersuchungen von anorganischen oder organischen Spurenstoffen liegt die Mehrheit aller Messwerte unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Bedingt durch die unterschiedlichen Analysenverfahren der verschiedenen Untersuchungsstellen sowie aufgrund der höheren Nachweisempfindlichkeit der modernen Analysenverfahren liegen darüber hinaus unterschiedliche Bestimmungsgrenzen (x_{BG}) für eine Messgröße im Berichtszeitraum vor.

Die Art und Weise der Berücksichtigung von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze ist von entscheidender Bedeutung, da hierdurch das Ergebnis statistischer Auswertungen stark beeinflusst wird.

■ Abb. A3-1.1:

Schematische Darstellung der Verteilung von Konzentrationswerten mit eingetragenen statistischen Kennwerten und zwei Bestimmungsgrenzen (gelb = Konzentrationsbereich zwischen minimaler x_{BG1} und maximaler Bestimmungsgrenze x_{BG2})

In zahlreichen Auswertungen wird für Stoffgehalte $< x_{BG}$ der halbe Bestimmungsgrenzwert eingesetzt, was allerdings statistisch nicht haltbar ist, denn die halbe Bestimmungsgrenze würde im Falle einer Normalverteilung den Mittelwert der unterhalb der Nachweisgrenze liegenden Messwerte darstellen. Die Annahme einer Normalverteilung der Messwerte im Bereich unterhalb der x_{BG} ist jedoch reine Spekulation und nicht begründbar [3]. Darüber hinaus werden hierdurch "virtuelle" Werte erzeugt, die beim Vorkommen unterschiedlicher Bestimmungsgrenzen oberhalb der niedrigsten Bestimmungsgrenze liegen können (s. Abb. A3-1.1).

■ Tab. A3-1.1:

Minimale, maximale und häufigste Bestimmungsgrenzen x_{BG} ausgewählter Grundwasserinhaltsstoffe für den Zeitraum 1994 - 1998 (Parameterumfang in Anlehnung an Tab. 3.1-1)

Das Problem stellt sich nicht, wenn an Stelle statistischer Parameter, bei denen alle Messwerte verrechnet werden, wie beispielsweise beim Mittelwert oder der Standardabweichung, zur Beschreibung der Messwertverteilung Perzentilwerte verwendet werden. Werte unterhalb der x_{BG} werden auf "0" "gesetzt", d. h. die "0" hat hier eine Platzhalterfunktion, da für die rangstatistischen Berechnungen der gesamte Datensatz aus numerischen Werten bestehen muss. Liegt das zu betrachtende Perzentil, z. B. das 90. Perzentil im Falle der Berechnung von Hintergrundgehalten unterhalb der Bestimmungsgrenze, so ergibt sich als Berechnungsergebnis 0. Die Perzentilangabe erfolgt in einem solchen Fall dann mit dem Ausdruck " $< x_{BG}$ ". Bei einem Messwertkollektiv, bei dem x % der Messwerte unterhalb der x_{BG} liegen, ist diese Angabe sachgerechter als die Angabe eines numerischen Perzentilwerts, in den zu x % hypothetische Werte eingeflossen sind und der zu Fehlinterpretationen verleitet [3]. Die Angabe " $< x_{BG}$ " wird in zahlreichen Tabellen des vorliegenden Grundwasserberichts für verschiedene Grundwasserinhaltsstoffe genutzt. Um diese Angaben interpretierbar zu machen, wird in Tabelle A3-1.1 eine Übersicht über die in den ausgewerteten Datensätzen des Berichtszeitraums vorkommenden Bestimmungsgrenzen gegeben.

Der deutliche Einfluss, den die Art und Weise der Berücksichtigung von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze auf das Ergebnis statistischer Auswertungen hat, zeigt Tabelle A3-1.2. Zur Verdeutlichung des Problems werden hier die 90. Perzentile von Datensätzen vergleichend angegeben, die jeweils mit anderen numerischen Platzhaltern für Werte

unterhalb der Bestimmungsgrenze berechnet wurden.

■ Tab. A3-1.2:

Einfluß der Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze ($x_{BG}=0$, $x_{BG}=0,5$, $x_{BG}=1$) auf das 90. Perzentil von Arsen und Schwermetallen (in $\mu\text{g/L}$)

Das tabellierte Beispiel zeigt eine deutlich unterschiedliche Beeinflussung des 90. Perzentilwerts der einzelnen Elemente. Vergleichsweise gute Übereinstimmung weist das Element Zink auf, da Zink in den meisten Fällen im Grundwasser nachweisbar ist und die Messwerte dementsprechend meist über der Bestimmungsgrenze liegen. Insbesondere bei Chrom und Blei zeigt sich der Einfluss der Behandlung von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze deutlich, da diese Elemente meist in nicht bestimmbar hohen Gehalten im Grundwasser vorhanden sind.

A3-1.4 Trendanalysen

Liegen an einer Messstelle für einen Parameter mehrere Untersuchungsergebnisse zu verschiedenen Zeitpunkten vor, so lässt sich mit Hilfe der Zeitreihenstatistik die Veränderung der Messkonzentration mit der Zeit beschreiben. Entsprechende Trendanalysen liegen insbesondere dem Abschn. 3.3 zugrunde.

Die Durchführung einer Zeitreihenanalyse ist mit der Erfüllung von Mindestanforderungen verbunden. Bei der Festlegung von Kriterien wurde auf den Vorschlag in der Grundwasserrichtlinie der LAWA [4] zurückgegriffen: Es müssen mindestens fünf Messwerte über der x_{BG} vorliegen, die wiederum in mindestens drei unterschiedlichen Jahren gemessen sein müssen. Messstellen, die eines dieser beiden Kriterien nicht erfüllen, werden bei der weiteren statistischen Bearbeitung nicht mehr berücksichtigt.

Die beschriebene Methode ist grundsätzlich auf alle Parameter, deren Untersuchung überwiegend Messwerte $> x_{BG}$ ergeben, anwendbar (Nitrat, Hauptkomponenten u. a.). Für Nebenbestandteile und Spurenstoffe (Pflanzenschutzmittel, z.T. Schwermetalle u. a.) müssen andere Instrumente zur statistischen Beschreibung herangezogen werden.

Eine vereinfachte Methode zur Trendanalyse stellt die Anwendung der linearen Regression dar: Für die in einem x/y -Diagramm aufgetragenen Wertepaare, die x -Achse entspricht dabei der Zeitachse, während die y -Achse die gemessenen Konzentrationen beschreibt, wird mathematisch, nach dem Prinzip der kleinsten quadratischen Abweichung, eine Ausgleichsgerade (Regressionsgerade) berechnet, die der Lage der Punkte "optimal" angepasst ist. Das Steigungsmaß (Regressionskoeffizient) der Geraden beschreibt dabei den im Zeitraum zwischen erster und letzter Messung vorliegenden Trend des untersuchten Parameters für die betreffende Messstelle.

Ob ein ansteigender oder abnehmender Trend überhaupt vorliegt, d. h. ob der Regressionskoeffizient sich signifikant von Null unterscheiden lässt, entscheidet ein statistischer Test, für dessen ausführliche Beschreibung auf [5] bzw. [1] verwiesen wird. Ein auf der Grundlage des aktuellen Datensatzes berechneter Prüfwert wird dabei gegen einen theoretischen Wert verglichen. Die Schärfe der Aussage dieses Tests wird durch das gewählte Signifikanzniveau, z. B. 90 %, 95 % oder 99 % für den theoretischen Tabellenwert bestimmt. Ist der Prüfwert kleiner oder gleich dem theoretischen Tabellenwert, so ist der Regressionskoeffizient nicht von Null unterscheidbar, d. h. eine zunehmende oder abnehmende Abhängigkeit der Messdaten von der Zeit ist in dem Fall

nicht signifikant. Ist dagegen der Prüfwert größer als der Tabellenwert, so ist der Regressionskoeffizient mit einer Wahrscheinlichkeit von z. B. 95 % als von Null verschieden anzusehen und ein ansteigendes oder abnehmendes Trendverhalten für den Parameter festzustellen.

Um sicherzustellen, dass die Regressionsgerade nicht durch einen "exotischen" Messwert verfälscht wird, ist die Bestimmung der Ausgleichsgeraden noch mit einem Ausreißertest gekoppelt. Dabei definiert der Test solche Extremwerte nur im statistischen Sinne als Ausreißer. Eine Aussage über die Ursache dieser Anomalie kann nur über eine fachliche Beurteilung erfolgen. Bis zur Anwendung dieses Ausreißertests nach [6] wird der oben ermittelte Trend noch nicht als endgültiges Ergebnis angesehen. Da der Test nur bei trendunabhängigen Variablen anwendbar ist, werden die Messwerte "pseudotrend"-korrigiert und die Residualwerte durch Mittelwert und Standardabweichung beschrieben. Der Test wird durchgeführt für den Messwert mit dem größten Abstand zur Ausgleichsgeraden. Analog der Methode zur linearen Regression erfolgt der Vergleich eines für diesen Messwert berechneten Prüfwerts gegen einen theoretischen Tabellenwert. Liegt kein Ausreißer vor, so ist das Rechenverfahren abgeschlossen und der "Pseudotrend" als realer Trend anzusehen. Im anderen Fall erfolgt die Elimination des als Ausreißer erkannten Messwerts aus dem aktuellen Datensatz mit daran anschließender Neuberechnung der Ausgleichsgeraden und erneutem Ausreißertest. Das Verfahren wird solange wiederholt, bis der Datensatz als ausreißerfrei angesehen werden kann.

Nachfolgend sind typische Beispiele an ausgewählten Messstellen dargestellt und näher erläutert.

■ Beispiele 1 - 6

Beispiel 1:

Wegen der relativ großen Streuung der Messwerte liegt in dem gezeigten Bereich kein Trend vor, d. h. der Regressionskoeffizient von $-3,7 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$ ist statistisch nicht signifikant. Das Datenkollektiv ist ausreißerfrei. Das Beispiel verdeutlicht eindrucksvoll, dass der subjektive optische Eindruck einer NO_3 -Konzentrationsabnahme durch den objektiven statistischen Test nicht bestätigt wird.

Beispiel 2:

Die fünf vorliegenden NO_3 -Messungen $> \text{xBG}$ wurden in drei Jahren durchgeführt. Damit sind die Kriterien zur Anwendung der Zeitreihenstatistik minimal erfüllt. Der errechnete steigende Trend mit einem Regressionskoeffizienten von $+3,2 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$ NO_3 ist für das Signifikanzniveau von 95 % gesichert. Ein Ausreißer ist nicht vorhanden.

Beispiel 3:

Es handelt sich um die unter Beispiel 2 gezeigte Messstelle, jetzt für den Untersuchungszeitraum von 1989 - 1993. Der weitere Anstieg der NO_3 -Konzentration ist deutlich. Der in der ersten Jahreshälfte 1993 ermittelte Messwert ist statistisch als Ausreißer anzusprechen. Die dadurch erforderliche Neuberechnung der Regressionsgeraden lässt den steigenden Trend von $+4,2 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$ noch deutlicher hervortreten. Die Messwerte zeigen eine auffallend geringe Streuung.

Beispiel 4:

In Beispiel 4 handelt es sich um die identische Messstelle wie in den Beispielen 2 und 3 für den Zeitraum 1993-1997. Ein weiterer Anstieg der NO_3 -Konzentration ist nicht mehr zu verzeichnen. Die Nichtberücksichtigung des Ausreißers aus 1993 hat zur Folge, dass bei der Neuberechnung der Regressionsgeraden eine Trendumkehr erfolgt. Die

ausreißerfreie Regressionsgerade zeigt nicht zuletzt aufgrund der relativ geringen Streuung der Messwerte mit $-1,1 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{a})$ einen signifikant abnehmenden Trend (vgl. dagegen Beispiel 1).

Beispiel 5:

Im Beispiel 5 handelt es sich um eine vollständige Zeitreihe der Messstelle aus den Beispielen 2 bis 4 für den gesamten Untersuchungszeitraum von 1986-1997. Der in den Einzeldarstellungen dokumentierte Ausreißer ist auch im Gesamtzusammenhang deutlich herausfallend. Das Beispiel verdeutlicht, dass bei Vorliegen von Zeitreihen über einen längeren Zeitraum ein sich änderndes Konzentrationsverhalten mit Hilfe der Annahme einer linearen Regression nicht beschrieben werden kann. Der kontinuierliche Anstieg der NO_3 -Konzentration von 1987-1994 auf ca. $36 \text{ mg}/\text{L}$ und die sich daran anschließende Abnahme auf ca. $32 \text{ mg}/\text{L}$ bis zur Jahresmitte 1997 (vergleiche auch Beispiel 3) würde im Falle längerer Zeitreihen besser durch ein Polynom höherer Ordnung, wie in diesem Falle einer Parabel, beschrieben.

Beispiel 6:

Beispiel 6 beinhaltet eine Dokumentation von Messstellen, an denen zahlreiche Nitratmessungen durchgeführt wurden. Wegen Nichterfüllens mindestens eines der Kriterien zur Durchführung einer Zeitreihenanalyse werden diese Messstellen zur weiteren Trendstatistik nicht verwendet. Die fünf vorliegenden Messungen $> x_{BG}$ wurden im Betrachtungszeitraum 1993-1997 nur in zwei Jahren durchgeführt. Gefordert sind mindestens drei Jahre. Von den fünf vorliegenden Messungen ist diejenige aus dem Jahr 1995 zwar fachlich vertretbar, aber statistisch als Ausreißer anzusehen. Die dann noch verbleibenden Messwerte verletzen damit das Kriterium von mindestens fünf vorliegenden Messwerten. Mit Messwerten $< x_{BG}$ wird in diesem Sinne ebenso verfahren wie mit Ausreißern.

A3-1.5 Literatur

- [1] SACHS, L. (1972): Statistische Auswertungsmethoden.- S. 219 - 221; Berlin
- [2] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm - Geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit - Ergebnisse aus dem Basismeßnetz.- 94 S.; Karlsruhe.
- [3] SCHLEYER, R., H. KERNDORFF (1993): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen.- S. 18 - 31; Weinheim.
- [4] LAWA (1995): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat, Stand 1995: 104 S.
- [5] KREYSZIG, E. (1991): Statistische Methoden und ihre Anwendungen. - 451 S., 7. Aufl.
- [6] KAISER, R. & GOTTSCHALK, G. (1972): Elementare Tests zur Beurteilung von Messdaten.: Bibliographisches Institut Wissenschaftsverlag, 774: 68 S.

Anhang A3-2:

Schwermetallgehalte der Grundwasserregionen

■ [Abb. A3-2.1:](#)

Kartendarstellung der nordrhein-westfälischen Grundwasserregionen und deren Bezeichnung (Datenbestand: 1990 - 1996)

■ [Tab. A3-2.1:](#)

Tabellarische Zusammenstellung der Schwermetallgehalte [$\mu\text{g/L}$] und pH-Werte nordrhein-westfälischer Grundwasserregionen (Datenbestand: 1990 - 1996)

Erläuterung:

P90: 90. Perzentil der Schwermetallkonzentration in einer Grundwasserregion (Datengrundlage: Mediane der Schwermetallkonzentration von $N \geq 5$ Messstellen)

P10, P50: 10. bzw. 50. Perzentil des pH-Werts in einer Grundwasserregion (Datengrundlage: Mediane des pH-Werts von $N \geq 5$ Messstellen)

N: Elementspezifische Anzahl ausgewerteter Messstellen ($N \geq 5$) x_{BG} : Analytische Bestimmungsgrenze

A Anhang

