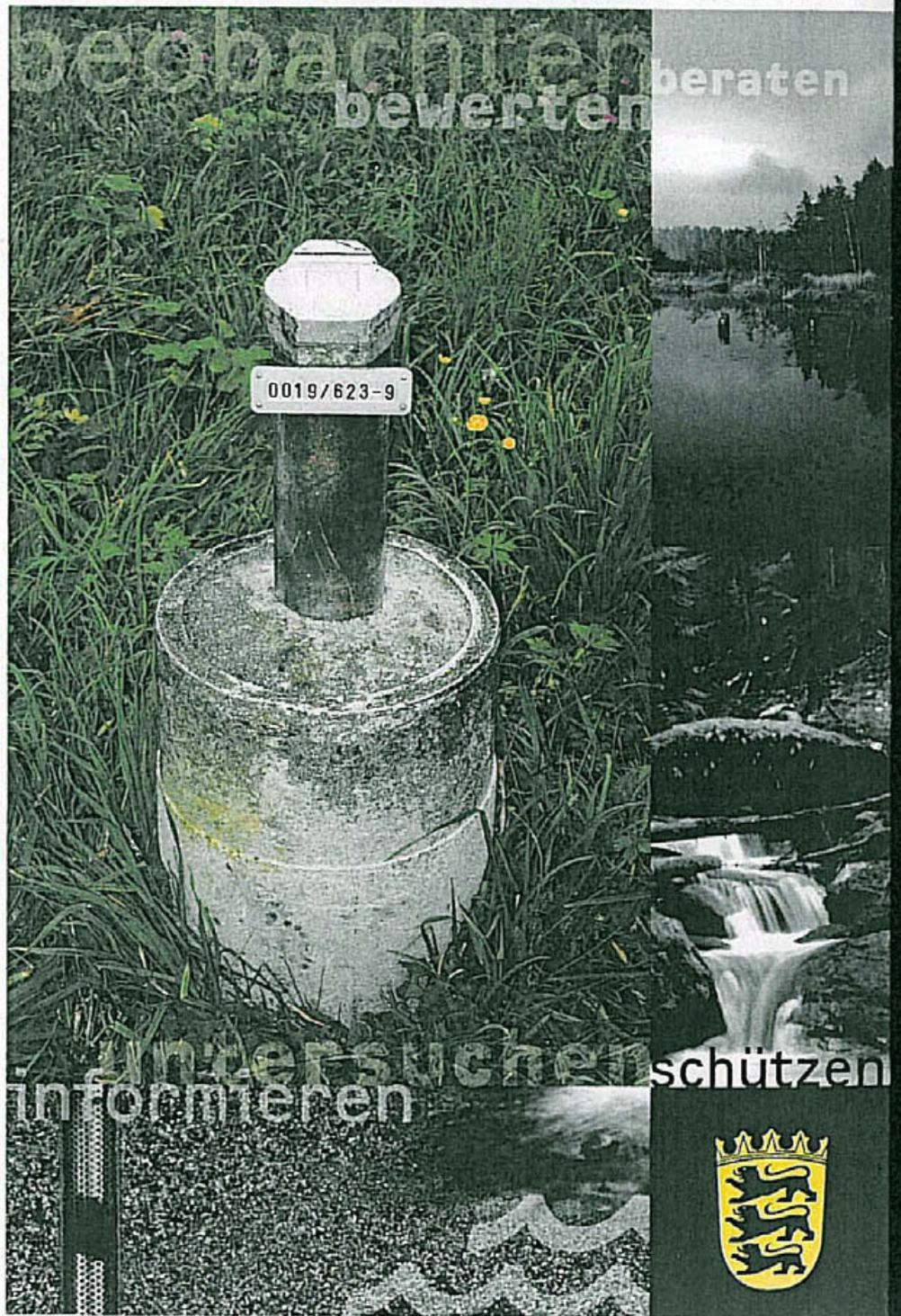
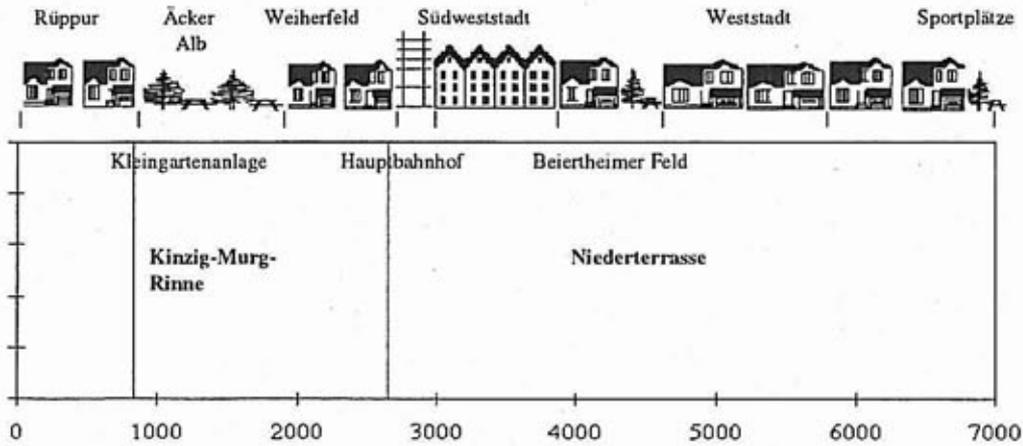


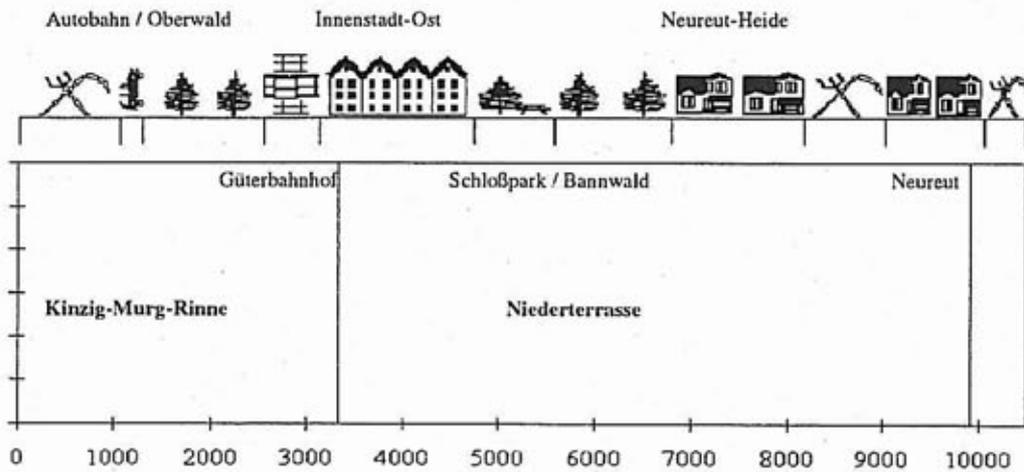
Pilotprojekt Karlsruhe Änderung der Grundwasserbeschaffenheit auf dem Fließweg unter der Stadt - Auswertung und Ergebnisse -



Westlicher Meßstreifen



Östlicher Meßstreifen



Bedeutung der Symbole:

	dichte (geschlossene) Wohnbebauung		lockere (offene) Wohnbebauung
	Autobahn		Bahnlinie
	Wald		Grünanlage
			Landwirtschaft
			Bahnanlagen (Güterbahnhof)

Schematisierte Lage von Flächennutzungen, Grundwassergefährdungspotentialen und von naturräumlichen Landschaftseinheiten im westlichen und östlichen Grundwassermessstreifen im Karlsruher Pilotprojekt (Entfernungsangabe auf x-Achse in Meter (m)).

Pilotprojekt Karlsruhe
Änderung der
Grundwasserbeschaffenheit
auf dem Fließweg unter der Stadt
- Auswertung und Ergebnisse -



Herausgegeben von der
Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg
1. Auflage

Karlsruhe 1999

Impressum

Herausgeber	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Postfach 21 07 52 • 76157 Karlsruhe http://www.uvm.baden-württemberg.de/lfu
ISSN	1437-0131 (Bd. 7, 1999)
Bearbeitung	R. Trauth*, Dr. C. Xanthopoulos*, K. - P. Barufke** *Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH) **Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Abteilung 4 • Wasser und Altlasten
Projektgruppe	Herr Grimm-Strele, Ph.D. (Projektleitung), Herr Kaltenbach: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Abteilung 4 - Wasser und Altlasten Herr Trauth, Herr Dr. Xanthopoulos: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH) Herr Prof. Dr.Maier, Herr Dr.Maier, Herr Hofmann: Stadtwerke Karlsruhe Frau März, Herr Blankenhorn, Herr Hacker: Stadt Karlsruhe - Umweltamt Herr Grünngel, Herr Lempe: Stadt Karlsruhe - Tiefbauamt Herr Werner, Herr Krug: Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein, Karlsruhe Herr Dr. Schönwolf: GBS - Geowissenschaftliches Büro Schönwolf & Schönwald, Augsburg
gefördert durch	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Stadt Karlsruhe: Umweltamt, Tiefbauamt Stadtwerke Karlsruhe
Umschlaggestaltung	Stephan May, Marxzell-Schielberg Christel Klenk, Sinsheim
Druck	Grube & Speck, Karlsruhe
Umwelthinweis	gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier
Bezug	Verlagsauslieferung der LfU bei JVA Mannheim - Druckerei Herzogenriedstr. 111, 68169 Mannheim Telefax: 0621/398-370
Preis	24,- DM

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG	5
1 EINLEITUNG	9
2 SCHADSTOFFQUELLEN IN STADTGEBIETEN	11
2.1 Landnutzungstypen in Stadtgebieten und mögliche Grundwasserbelastungen	11
2.1.1 Wohngebiete	11
2.1.1.1 Regenwasserversickerung	11
2.1.1.2 Kanalisation	13
2.1.2 Gewerbe- und Industriegebiete	15
2.1.3 Altlasten und Deponien	16
2.1.4 Unbefestigte Flächen	16
2.1.5 Verkehrsflächen	16
2.2 Ausbreitungsverhalten von Schadstoffen in Aquiferen	18
2.2.1 Advektion und Dispersion	18
2.2.2 Retardation (Sorption und Abbauprozesse)	18
3 ZUR BESCHAFFENHEIT DES GRUNDWASSERS IN STADTGEBIETEN	21
4 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET KARLSRUHE	24
4.1 Charakterisierung des Stadtgebiets	24
4.1.1 Naturräumliche Lage	24
4.1.2 Geologie, Pedologie, Hydrogeologie im Oberen Kieslager	24
4.1.3 Wasserströme im Stadtgebiet	26
4.2 Einrichtung des Messnetzes	28
4.2.1 Messstreifen	28
4.2.2 Messstellen und Messstellendichte	29
4.2.3 Probenahmen, Analytikprogramm	30

4.3	Interpretationshilfen	30
4.3.1	Messstelleneintragsflächen, Flächennutzungen, Risikopotentiale	32
4.3.2	Geogene Hintergrundbeschaffenheit (Quartär) und diffuse Hintergrundbelastung der Grundwasserrandzuströme (Vorbergzone)	36
5	ANALYSENERGEBNISSE	38
5.1	Auswertung, Darstellung und Interpretation der Analysenergebnisse	38
5.2	Temperatur	41
5.3	pH-Wert	42
5.4	Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C)	43
5.5	Calcium, Magnesium, Säurekapazität bis pH 4,3	45
5.5	Natrium und Chlorid	47
5.7	Kalium	49
5.8	Ortho-Phosphat	51
5.9	Bor, EDTA und NTA (Ethylendiamintetraacetat, Nitrilotriacetat)	53
5.10	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)	55
5.11	Kohlenwasserstoffe (KW) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)	56
5.12	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)	59
5.13	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Spektraler Absorptionskoeffizient bei Wellenlänge 254 nm (SAK-254)	61
5.14	Sauerstoff, Nitrat, Nitrit, Sulfat, Ammonium	62
5.15	Schwermetalle, Eisen und Mangan	68
6	PROJEKTKURZBESCHREIBUNG, ERGEBNISÜBERBLICK, BEWERTUNG, EMPFEHLUNG	72
6.1	Projektkurzbeschreibung	72
6.2	Ergebnisüberblick	73
6.3	Bewertung und Empfehlung	76
7	LITERATURVERZEICHNIS	79

Zusammenfassung

Von 1993 bis 1995 wurde im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogramms Baden-Württemberg - Teilmessnetz Siedlungen im Stadtgebiet von Karlsruhe ein Pilotprojekt zur Erfassung der urbanen Einflussnahme auf die Grundwasserbeschaffenheit durchgeführt.

Mit der Durchführung wurde das Institut für Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Karlsruhe (TH) beauftragt.

Das Projekt wurde finanziert, getragen und begleitet von der Landesanstalt für Umweltschutz, der Stadt Karlsruhe - vertreten durch Umweltamt und Tiefbauamt - und den Stadtwerken Karlsruhe.

Aufgabenstellung war es, anhand zweier Messstreifen die unterschiedlichen urbanen Belastungspotentiale zu recherchieren, darzustellen und diese mit den analysierten Grundwasserbeschaffenheitsveränderungen auf dem Fließweg unter der Stadt einschließlich der hier existierenden landwirtschaftlichen Vorbelastung in Bezug zu bringen.

Als Basis diente eine messstellenspezifische Grundwassergefährdungsanalyse, welche beinhaltete: die Erstellung einer Flächennutzungskarte mit Unterscheidung der versiegelten und unversiegelten Bereiche im Hinblick auf ihre Grundwasserneubildungsfähigkeit, die Ermittlung von naturräumlichen Gegebenheiten, von Alttablagerungen, von künstlichen Baugrundauffüllungen, von Kanalsanierungslängen, von Industrie- und Gewerbebetrieben, von Eintragsflächen und von Hauptrisikopotentialen.

Die im Fließverlauf signifikanten Konzentrationsänderungen vieler Stoffe sind in den drei Projektjahren meist messorttreu und geben damit einen offenbar längere Zeit konstanten Zustand wieder.

Unter unversiegelten Flächen gab es aufgrund der hier höheren Grundwasserneubildung - und der daraus resultierenden wechselnden Verdün-

nungsrate - größere Konzentrationsunterschiede zwischen den Jahren als unter versiegelten Bereichen.

Die festgestellten Beschaffenheitsänderungen im Fließweg unter der Stadt sind sowohl natürlicher als auch anthropogener Herkunft, letztere meist städtischen Ursprungs, aber auch Folgebelastungen der der Stadt zufließenden Vorbelastung aus der vorgelagerten Landwirtschaft, Gartenbau und Autobahn.

Wichtige städtische Emissionsquellen waren in allen drei Jahren in meist gleichem Ausmaß zu erkennen, z.B. Bauschuttablagerungen, Alttablagerungen, Kanalexfiltrationen, auch in die Bebauung zwischengeschaltete Äcker, Felder, Kleingarten- und Parkanlagen, Gleisanlagen und Autobahnen.

Der Einfluss des Stadtgebietes Karlsruhe auf die Grundwasserbeschaffenheit kann auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden, welche anhand von drei Belastungsebenen (primär, sekundär, tertiär) beschrieben werden.

Einen direkten Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit haben die **primären Beschaffenheitsänderungsursachen**, wie bspw. Alttablagerungen, CKW-Altlasten, Baufundamente, gips-haltige Bauschuttablagerungen, Kanalexfiltrationen, Bahn-, Grünanlagen, Kleingärten, Äcker, Felder etc.

CKW-Altlasten-Schadensfälle in Karlsruhe äußern sich durch steigende Konzentrationen der chlorierten Kohlenwasserstoffe.

Emissionen von Baufundamenten und von Bauschuttablagerungen sind in Karlsruhe durch z.T. gravierende Konzentrationsanstiege von Calcium, Magnesium, der Säurekapazität bis pH 4,3, von Sulfat und der Leitfähigkeitswerte gekennzeichnet.

Kanalexfiltrationen sind in Karlsruhe mit teilweise vorhandenen Emissionen von wärmerem Was-

ser, CKW, Chlorid, Natrium, Kalium, EDTA, NTA, Bor, Phosphat, DOC verbunden.

Für die Erkennung von Kanalexfiltrationen erweisen sich in Karlsruhe Bor, EDTA, NTA, Kalium, z.T. auch Natrium, AOX und CKW als besonders geeignet.

Ammonium und Phosphat sind nur bei gleichzeitiger Sauerstofffreiheit geeignet. Diese Parameter zeigen dann auch indirekt die Exfiltrationsorte von organischen, reduziert vorliegenden, sauerstoffzehrenden Abwasserinhaltsstoffen an.

Für die Erkennung von Infiltrationsstrecken von Fließgewässern mit gereinigtem Abwasser aus oberstromigen Kläranlagen sind Bor und EDTA geeignet.

Bahnanlagen, Grünanlagen, Kleingärten und in den Aussenbezirken zwischengeschaltete Äcker und Felder äußern sich hauptsächlich durch steigende Pflanzenschutzmittel- und Nitratgehalte mit gleichzeitig ansteigenden Sauerstoffgehalten.

Befunde für Atrazin und sein Abbauprodukt Desethylatrazin sind auf den Einsatz in Kleingartenanlagen, Grünanlagen und Äckern zurückzuführen, Hexazinon und Bromacil auf die Anwendung auf Gleisanlagen.

Auch eine Belastung mit Natriumchloridsalz existiert im Stadtgebiet und erhöht die Natrium- und Chloridwerte in einem Messstreifen um ca. 100%. Im anderen Messstreifen ist die Chloridvorbelastung von der vorgelagerten Autobahn schon sehr hoch.

Nur wenige Stoffkonzentrationen an nur wenigen Messstellen überschreiten die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung.

Einige Stoffe wie z.B. Quecksilber, Cyanid und gelöste und emulgierte Kohlenwasserstoffe waren nicht nachweisbar.

Sekundäre Beschaffenheitsänderungen ergeben sich in Folge einer Beeinflussung anderer

Wasserinhaltsstoffe durch die primären Belastungen. So sorgen bspw. fäkalische Abwasserverluste für eine Erhöhung der Stoffumsetzungsprozesse im Grundwasser, woraus Sauerstoffzehrung und Kohlenstoffdioxidbildung resultiert. Auf diese Weise entsteht ein Sauerstoffmangel, der als sekundäre Verschmutzung betrachtet werden kann.

In Karlsruhe ergibt sich der Sauerstoffmangel aus der durch die Versiegelung verhinderten Zufuhr von Sauerstoff ins Grundwasser und aus Kanalexfiltrationen.

Der Sauerstoffmangel ist aber offenbar auch größtenteils durch die vorherige Passage der der Stadt vorgelagerten Kinzig-Murg-Rinne mit torfig-humosen Ablagerungen verursacht, also auch natürlicher Herkunft. Dies gilt auch z.T. für die aus der sauerstoffzehrenden Mineralisierung der anmoorigen Böden und Humussubstanzen resultierenden Werterhöhungen von DOC und SAK-254.

Bei der anschließenden Passage der versiegelten Innenstadt ergibt sich aufgrund der hier eingeschränkten Grundwasserneubildung keine Sauerstoffnachlieferungsmöglichkeit. Die Sauerstoffgehalte nehmen bis auf nahezu 0 mg/l ab.

Dagegen zeigen die der Innenstadt nachfolgenden Sauerstoffanstiege bis auf 2 - 4 mg/l bei Passage unversiegelter Grün- und Ackerflächen eine existierende Grundwasserneubildung mit Sauerstoffzufuhr an, wie z.B. im Schlosspark.

Dieser Konzentrationsbereich ist daher für die auf der Niederterrasse gelegenen Stadtteile als der hier potentiell natürliche Sauerstoffkonzentrationsbereich anzusehen.

Die sekundären Belastungen ziehen als letzte der hier betrachteten Stufen der Reaktionskette die **tertiären Beschaffenheitsänderungen** nach sich. So kann ein durch Sauerstoffmangel reduziertes Redoxmilieu bspw. eine Mobilisierung von Schwermetallen einleiten oder einen Anstieg der Sulfatgehalte verursachen, letzteres als Folge

der mit der Nitratreduktion (Denitrifikation) verbundenen Pyritoxidation.

Diese redoxchemischen Wechselwirkungen sind nicht immer eindeutig nachvollziehbar, aber machen sich in Karlsruhe bei der Gesamtbetrachtung vieler Stoffe über viele Indizien bemerkbar.

Auf versiegelten Fließstrecken mit Sauerstoffmangel machen sich einzelne positive Eisen-, Mangan- und Schwermetallbefunde, offenbar aus Messstellenausbau und aus Kanalexfiltrationen resultierend, bemerkbar.

Die Metallkonzentrationen verringern sich wieder bis zur teilweisen Nichtnachweisbarkeit nach Passage der zwischengeschalteten unversiegelten Flächen mit Sauerstoffkonzentrationen bis zu 4 mg/l, offenbar aufgrund der hier wieder stattfindenden oxidativen Schwermetallausfällungen in den Grundwasserleiter.

Weitere in Karlsruhe feststellbare Tertiäränderungen sind: die Nitritbildung aus Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen an einzelnen Messstellen, die aus der Denitrifikation resultierende Nitratreduktion auf teilweise 0 mg/l Nitrat und die aus der autotrophen Denitrifikation resultierende Sulfatbildung.

Der hierzu benötigte Schwefel stammt offenbar aus dem Schwefelkies des Grundwasserleiters und aus anthropogenen Ablagerungen.

Die hohen Sulfatkonzentrationen sind also neben der sicher gravierenderen Ursache Bauschutt, auch auf das Zusammentreffen des von der versiegelten Stadt induzierten Sauerstoffmangels und der in die Stadt fließenden Nitratbelastung aus den der Stadt vorgelagerten landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen zurückzuführen.

Die ersichtliche Nitratdüngungen auf im Stadtgebiet zwischengeschalteten Grünanlagen, Äckern und Feldern führen zu einer immer wiederkehrenden Verstärkung der Sulfatbildung unter den nachfolgenden sauerstoffarmen bis -freien Fließ-

strecken und damit zu immer wieder steigenden Sulfatkonzentrationen.

Auch sind Teile der auffälligen Aufhärtungen auf die Denitrifikationsprozesse zurückzuführen, d.h. die Konzentrationsanstiege von Calcium, Magnesium und der Säurekapazität bis 4,3.

Aus den Projektergebnissen ergeben sich besondere Hinweise auf Einflüsse der Flächenversiegelung, die die städtebauliche Planung von zwischengeschalteten unversiegelten und ungebauten, aber unbelasteten Flächen betreffen.

Dies betrifft z.B. nicht die Niederschlagsversickerung von Hof- und Wegeflächen bei Industrie- und Gewerbebetrieben.

Unter den naturräumlichen Bedingungen des Raumes Karlsruhe tragen unversiegelte und unbelastete Flächen wegen der erhöhten Sickerwassermengen zur Konzentrationsverdünnung, zur Reduzierung der um 2-3 °C bis auf etwa 16 °C erhöhten Grundwassertemperatur und damit zur Belastungsverringerung bei.

Da die potentiell natürlichen Sauerstoffgehalte in Karlsruhe offenbar höher wären (ca. 2 - 4 mg/l), als hier unter der versiegelten Fläche gemessen, könnten unversiegelte Flächen helfen, den natürlichen Sauerstoffzustand mit höheren Gehalten zumindest streckenweise wieder annähernd herzustellen.

Dadurch würde auch eine zweite wesentliche Belastungsverminderung erreicht werden, denn die wieder oxidativen Redoxverhältnisse würden zur oxidativen Mineralisierung oder zur Fällung von eingebrachten reduziert vorliegenden Substanzen beitragen.

Eine Planung von unversiegelten Flächen - z.B. von Grünflächen, zentralen Regenwasserversickerungsanlagen, Entsiegelungsvorhaben usw. - muss generell eine Abschätzung und eine Beurteilung der Auswirkungen auf das Grundwasser beinhalten.

Es sollte abgeschätzt werden, ob die Sauerstoffanreicherung den natürlichen Verhältnissen entsprechen würde und ob die Oxidation des Grundwasserleiters andere oxidative Gefährdungen, z.B. eine Nitratbildung, hervorrufen könnte.

Außerdem sollte das Ausmaß des dann steigenden Grundwasserspiegels überprüft werden.

Durch den Anstieg des Grundwassers kann auch die Stoffauswaschung aus dann wieder im Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche liegenden Baufundamenten und Altablagerungen vergrößert werden.

Das Pilotprojekt hat gezeigt, dass eine systematische und langfristige Erfassung und Überwachung der Grundwassermengen und -beschaffenheit unter Stadtgebieten aufgrund der vielen

möglichen natürlichen und anthropogenen Einflussnahmen notwendig ist.

Unter den Verhältnissen der Stadt Karlsruhe (rd. 290.000 Einwohner, Lockergesteinsaquifer) waren dafür 20 Messstellen, mit etwas reduzierten Anforderungen auch 10 Messstellen ausreichend.

Diese relativ geringe Messstellenanzahl ermöglicht keinen räumlichen Gesamtüberblick, bei kontinuierlichem Betrieb aber frühzeitige Erkenntnisse zu langfristigen Beschaffenheitsveränderungen (Trends).

Zur Erarbeitung entsprechender Grundlagen wird die Durchführung von weiteren Pilotprojekten im Festgesteinsbereich und in einem sauerstoffreichen Aquifer empfohlen.

1 Einleitung

Siedlungsgebiete wirken sich in einem nicht unerheblichen Maße auf das Grundwasser aus, sowohl auf die Grundwassermenge wie auch auf die Beschaffenheit.

Die generelle Schutzwürdigkeit des Grundwassers unter Städten ist dennoch im Sinne der Agenda 21 unstrittig. Sie wird selbst für die Gewinnung von Trinkwasser bestätigt [Landesamt für Umweltschutz Saarland 1998], wobei die Schutzbestimmungen den speziellen Anforderungen an urbane Wasserschutzgebiete gerecht werden müssen.

Das Spannungsfeld zwischen Grundwassernutzung als Trink- und Brauchwasser, Kühlwasser etc. und Grundwasserbelastung erreicht in dicht bebauten Gebieten sein Maximum.

Gerade in Städten führen die vielfältigen menschlichen Aktivitäten auf begrenztem Raum zu erhöhten Emissionen und zu einem breiten Spektrum an anfallenden Schadstoffen.

Darüberhinaus führen versiegelte Siedlungsflächen zu einer verringerten natürlichen Grundwasserneubildung.

Dadurch kommt es aufgrund der eingeschränkten Verdünnung zu einer Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit und auch zu Schadstoffanreicherungen.

Die Emittenten im Siedlungsmessnetz sind punktuell (industrielle Emittenten), linienförmig (Kanalisation, Gleisanlagen) oder flächig (z.B. Parkanlagen, Kleingärten).

Neben einzelnen bekannten potentiellen Schadstoffquellen, wie großen Industrie- oder Gewerbebetrieben, existieren viele kleine, nicht zu lokalisierende Punktquellen (z.B. Haushalte).

Das Eintragsgebiet einer Messstelle in Siedlungsgebieten erfasst also eine Vielzahl möglicher Emittenten.

Die fortschreitende Ausdehnung der Siedlungsgebiete und geänderte Vorstellungen zur umweltgerechten Entwässerung führten zu neuen Konzepten zur Regenwasserbehandlung (Regenwasserversickerung).

Vor diesem Hintergrund kommt der Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Stadtgebieten mittels Messnetzen besondere Bedeutung zu.

Hinsichtlich des Messnetzaufbaus (Messstellenanzahl, Messstellenanordnung) und des Messnetzbetriebs (Messprogramm, Beprobungsintervalle) liegen bis heute jedoch nur wenige Erfahrungen vor.

Deshalb wurde das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH) von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU, Karlsruhe) beauftragt, im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogramms des Landes [LfU 1991-2, 1992-2, 1995, 1996] das Pilotprojekt Karlsruhe - Verdichtungsmessnetz Siedlungen - durchzuführen.

Das Projekt wurde finanziert und getragen von der LfU, den Stadtwerken Karlsruhe und der Stadt Karlsruhe, vertreten durch Umweltamt und Tiefbauamt, deren Vertreter das Projekt in einem Arbeitskreis begleiteten.

Wesentliche Ziele des Pilotprojektes Karlsruhe waren:

- Erfassung, Darstellung und Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit unter dem Stadtgebiet,
- Ableitung von Empfehlungen zum Aufbau und Betrieb eines landesweiten Grundwassermessnetzes Siedlungen.

Die Ergebnisse wurden in einem Abschlussbericht zusammengefasst [Xanthopoulos u. Trauth 1996].

Ein Auszug davon ist der hier vorliegende Bericht: Grundwasserüberwachungsmessnetz Karlsruhe - Auswertung und Ergebnisse.

Inhalt des vorliegenden Berichts ist die Beschreibung:

- der Vorgehensweise bei der Messnetzeinrichtung,
- des Messnetzbetriebs über 3 Jahre (Datenerhebung, Beprobung, Analytik),
- der Grundwasserbeschaffenheit, Regionalisierung der Punktdaten, Interpretation (Bezug zu Stoffquellen).

Das Stadtgebiet von Karlsruhe war für diese Untersuchung besonders geeignet, da das Untersuchungsgebiet relativ homogene hydrogeologische Verhältnisse und eine relativ gleichmäßige Grundwasserströmung aufweist.

Weiterhin liegt ein sehr dichtes Datenmaterial zur Grundwasserbeschaffenheit vor, das im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes gewonnen werden konnte [LfU 1991-1, 1992-1]. Die damals sehr breit angelegte Probenahmeaktion gibt wesentliche Informationen über die räumliche Variabilität der Grundwasserbeschaffenheit.

2 Schadstoffquellen in Stadtgebieten

2.1 Landnutzungstypen in Stadtgebieten und mögliche Grundwasserbelastungen

In Tabelle 1 sind die in Stadtgebieten anzutreffenden Landnutzungstypen und die daraus zu erwartenden primären Stoffbelastungen für das Grundwasser aufgeführt.

Nicht aufgeführt sind sekundäre Belastungen, wie bspw. die durch organische Belastungen bedingte Sauerstoffzehrung, welche wiederum zu

einer Reihe von Redox-Reaktionen und zu weiteren Verunreinigungen führen können.

Bei allen Landnutzungen ist eine nahezu gleichverteilte Belastung durch atmosphärische Verunreinigungen anzusetzen, die als nasser oder trockener Niederschlag anfällt.

Diese Stoffströme, die je nach atmosphärischer Belastung erheblich sein können [Hölscher u. Walther 1985, LfU 1994-1, 1994-2, DVWK 1993, Schleyer 1993], werden implizit mit in der "urbanen Hintergrundbelastung" berücksichtigt.

Landnutzung	Stoffbelastungen
I Wohngebiete	Ammonium, CKW, Bor
II Dienstleistung und Gewerbe	CKW, PCB, PAK, Schwermetalle Ammonium, Bor
III Industrie	CKW, PCB, PAK, Schwermetalle, Bor
IV Verkehr	Mineralölartige Kohlenwasserstoffe Phenole, PAK, Schwermetalle, Salze Pflanzenschutzmittel
V Gärten, Grünanlagen	Nitrat, Pflanzenschutzmittel
VI Altstandorte, Altlasten	Ammonium, CKW, Schwermetalle, Sulfat etc.

Tabelle 1: Landnutzungstypen in Stadtgebieten und zu erwartende primäre beispielhafte Stoffbelastungen im Grundwasser.

2.1.1 Wohngebiete

Aus **Wohngebieten** sind die mit der Regenwasserversickerung eingebrachten schmutzwasserbürtigen Stoffe zu erwarten. Diese gelangen über normale Grundwasserneubildung auf den Grünflächen zwischen den Häusern oder über Anlagen der zentralen oder dezentralen **Regenwasserversickerung** von Dächern, Straßen, Parkflächen oder über Undichtigkeiten der **Kanalisation** in den Boden und/oder in das Grundwasser. Neben Abwasserexfiltrationen aus der öffentlichen Kanalisation sind die Verluste an privaten

Hausanschlüssen und Hausanschlussleitungen besonders zu beachten.

2.1.1.1 Regenwasserversickerung

Vor allem die Überlastung der Anlagen der konventionellen Abwasserbeseitigung (Mischkanalisation, Regenwasserbehandlung und Kläranlagen) führt mittlerweile zunehmend zum Bau von dezentralen oder zentralen **Versickerungsanlagen** bzw. zum Bau von teildurchlässigen Oberflächen in Siedlungsgebieten. Der Versickerung dürfen nach dem Arbeitsblatt A 138 [ATV 1990]

nur "nicht schädlich verunreinigte" Abflüsse zugeführt werden.

Die Frage nach der (wie auch immer definierten) Schädlichkeit der Belastung der verschiedenen Abflussanteile wird in der Fachwelt kontrovers diskutiert. Insbesondere wird dabei zwischen den "wenig belasteten Abflüssen" (z.B. Dachabflüsse) und den "stärker belasteten Abflüssen" (z.B. Verkehrsflächenabflüsse, s. Kap. Verkehrsflächen) unterschieden.

Über die Beeinflussung von Boden und Grundwasser durch technische oder natürliche Regenabflussversickerungen sind einige Untersuchungen durchgeführt worden [z.B. Xanthopoulos u. Hahn 1992,1993,1995; Stotz u. Krauth 1998; Förster, J. 1998; Hütter u.a. 1999].

Nach Hütter u.a. [1999] und Förster [1998] können Abflussversickerungen von Dächern, Höfen und Verkehrsflächen in emissionsträchtigen Wohn- und Gewerbegebieten und bei schwermetallhaltigem Dachmaterial (Dach, Regenrinnen, Fallrohre) längerfristig zu Beeinträchtigungen der Boden- und der Grundwasserbeschaffenheit führen und erfordern nach Prüfung der Randbedingungen (z.B. Dachmaterial, Emissionsabschätzungen, Flächenanalyse etc.) Versickerungsausschluss-, Einschränkung-, Kontroll- und Pflegemaßnahmen.

Obwohl die einzelnen physikochemischen und biologischen Prozesse, die die Transportmechanismen der Schadstoffe beeinflussen, nicht ausreichend beschrieben werden können, ist es möglich, die Frachtströme in der Tendenz nachzuvollziehen. Untersuchungen an Versickerungsanlagen zeigen, dass bei der Versickerung von Straßenabflüssen [Golwer u. Schneider 1982] und Dachabflüssen [Herrmann u. Robin 1991], in den obersten Bodenschichten der Versickerungsanlagen zwar eine Zunahme, aber mit der Tiefe über die ungesättigte Bodenzone bis zum Grundwasser eine Abnahme der Schadstoffkonzentrationen stattfindet. In Versickerungsanlagen finden Prozesse (Filtration, Fällung, Sorption, Ionenaustausch, mikrobieller Abbau) statt, die zu einem hohen Schadstoffrückhalt führen. Schwer-

metalle werden aufgrund von Sorption und Mitfällung nahezu vollständig zurückgehalten, solange sich die Milieubedingungen nicht ändern (pH-Wert, Redoxmilieu, Sorptionsvermögen). Leicht abbaubare organische Substanzen werden in der Bodenpassage abgebaut und schwer abbaubare verkehrsspezifische Stoffe (z.B. PAK) werden bereits in den oberen Bodenschichten gebunden.

Xanthopoulos und Hahn [1993, 1994] führen Berechnungen über die Auswirkungen der Versickerung von Dach- und von Straßenabflüssen auf die Bodenbelastung durch. Anhand eines Vergleichs mit den Werten der Hollandliste [Xanthopoulos u. Hahn 1993,1994] sowie der Prüfwerte der Verwaltungsvorschrift Baden-Württemberg [Umweltministerium 1993] wurden die Grundwassergefährdungen abgeschätzt [Xanthopoulos u. Trauth 1996].

Ergebnis ist, dass nach 50-jährigem Betrieb einer Dachabflussversickerungsanlage mit einer mittleren Belastung die Bodenkonzentrationen von Blei, Zink und PAK unterhalb der Bodenprüfwerte der Verwaltungsvorschrift Baden-Württemberg bleiben [Umweltministerium Baden-Württemberg 1993]. Cadmium überschreitet den Prüfwert.

Nach Hütter u.a. [1999] lassen sich bei Versickerung von Abflüssen von Dächern für Blei, Kupfer, Zink und PAK Überschreitungen der Prüf- und Schwellenwerte der LAWA-Sanierungsziele für das Grundwasser nachweisen. Je nach Art und Beschaffenheit des Materials des eigentlichen Daches, der Dachgauben und -fenster, der Rinnen und Rohre und der klimatischen und depositionsbedingten Standortsituation, wie z.B. die Nähe zu Verkehrs- oder Industrieemittenten treten höhere und niedrigere Konzentrationen auf.

Auch die Berechnungen von Stotz und Krauth [1998] belegen den negativen Effekt von verzinkten und kupfernen Dachverkleidungen und von der Nähe zu urbanen Emittenten, welche das Sickerwasser belasten und zu maximalen Standzeiten im Bereich weniger Jahre führen.

Die Berechnungen haben hier - im Gegensatz zu vielen anderen Untersuchungen - richtigerweise den grundsätzlichen Ansatz berücksichtigt, die Verhältnisse der erwarteten Einzelstoffbelastung auf der angeschlossenen Dachfläche zur Fläche der Versickerungsanlage rechnerisch miteinzubeziehen.

Bei realistischen Randbedingungen werden die Prüfwerte der VwV-Baden-Württemberg [1993] bei Dachabflüssen im urbanen und ländlichen Raum von Dächern mit Kupfer- und Zinkmaterialien für alle vier Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink bereits nach kürzester Zeit innerhalb von nur 2 - 3 Jahren erreicht.

Dagegen liegen die möglichen maximalen Versickerungsanlagenstandzeiten im urbanen Raum bei Dachabflüssen von Dächern ohne Kupfer- und Zinkmaterialien für die vier Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink zwischen ca. 15 (Blei) und ca. 50 Jahren (Kupfer).

Förster (1998) stellt hohe Konzentrationen von Blei und Cadmium in den Dachabflüssen von Bitumendächern fest. Sogar beim typisch deutschen Dach mit Tonziegeln und Zinkblechdachrinnen werden beim gelösten Zink der EU-Trinkwasserrichtwert und beim partikulären Zink die Richt- und Grenzwerte der deutschen Bodenschutzverordnung und der Klärschlammverordnung überschritten.

Auch die Nähe zu industriellen, verkehrsbedingten und auch landwirtschaftlichen Emittenten macht sich in Dachabflüssen bemerkbar.

Da aufgrund oben genannter Ergebnisse die Rückhaltekapazität des Bodens in den Versickerungsanlagen begrenzt ist, sind im Hinblick auf den Boden- und Grundwasserschutz nach Hütter u.a. [1999] einige stark frequentierte Verkehrsflächen von der Versickerung auszuschließen.

Insbesondere bei metallischen Dachmaterialien ist mit einer Belastung zu rechnen. Förster [1998] hält bei Abflüssen von Dächern mit metallischen Komponenten (Dach, Regenrinnen, Ver-

kleidungen, Gauben, Fallrohre) eine gesicherte zentrale Behandlung für notwendig.

Nach Hütter u.a. [1999] sind bei Versickerungsanlagen regelmäßige Pflege-, Unterhaltungs-, Reinigungsmaßnahmen und Kontrollen des noch möglichen Schadstoffretentionsvermögens unerlässlich, wie z.B. Messungen des Schadstoffgehalts und der Bodeneigenschaften wie pH-, Redox- und Sorptionsmilieu.

Ggfs. muss zu Beginn des die Schadstoffe abspülenden Niederschlagsereignisses eine automatische Ableitung des hochbelasteten ersten Abflussteils in die Kanalisation (Erstverwurf) stattfinden [Förster 1998].

Weiterhin sollten vor Erreichen des Bodenfilterdurchbruchs - also in manchen Fällen bereits nach 2-3 Jahren - die kontaminierten Bodenschichten ausgetauscht werden können [Stotz u. Krauth 1998].

Versickerungsanlagen, bei denen die o.g. Begleitmaßnahmen gesichert sind, können somit zum Grundwasserschutz beitragen, da sich hier die Chance eröffnet, Schadstoffe, welche sonst diffus oder linienförmig Boden und Grundwasser belasten, lokal zu fassen, aufzukonzentrieren und bei Gefahr zu entfernen.

2.1.1.2 Kanalisation

Eine Schadstoffquelle in Stadtgebieten stellt die Schmutzwasserexfiltration aus **städtischen und häuslichen Kanalisationen** (öffentliche Kanalisation bzw. private Grundstücksentwässerung) dar. Die Gefährdung für das Grundwasser ergibt sich aus der mikrobiellen und chemischen Belastung des Schmutzwassers (z.B. anorganische und organische Mikroschadstoffe, Stickstoffverbindungen).

Die Abwassertechnische Vereinigung ATV geht von einem Anteil von ca. 20 % an schadhafte (undichten) Kanalisationen im bundesweiten Durchschnitt aus [ATV 1994]. Nach neueren ATV-Umfragen sind nur noch 15 % der öffentlichen Kanalisation sanierungsbedürftig [ATV 1998; Lohaus 1999].

Eine Quantifizierung der tatsächlichen Exfiltrationen ist schwierig, u.a. da sich lokale Undichtigkeiten in der Kanalisation durch Schwebstoffpartikel und mikrobiellen Aufwuchsfilm auch wieder abdichten können. Dies führt zu einer Abnahme der infiltrierenden Abwassermenge in den Untergrund.

Die Ermittlung des Kanalnetzstatus mit Fernaugeninspektion, die heute in den Städten im Rahmen der Eigenkontrollverordnung flächendeckend durchgeführt wird, hat nur eine beschränkte Aussagekraft, da dabei Undichtigkeiten z.B. im Bereich der Muffenverbindungen und der Hausanschlüsse oft nicht erkannt werden.

Für die Beurteilung der Bedeutung der Exfiltration ist die relative Lage der Kanalisation zum Grundwasserspiegel sehr wichtig.

Exfiltrierend wirken nur Kanalstrecken, die sich oberhalb des Grundwasserspiegels befinden. Als besonders exfiltrationswirksam gelten die Kanalisationsstrecken, die sich im Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels befinden. Dort können die abdichtenden Biofilme und Partikel bei einseitig starken oder wechselnden Druckgradienten abgespült werden [Decker u. Menzenbach 1995].

Zusätzlich zum öffentlichen Kanalisationsnetz sind auch die **Hausanschlussleitungen** zu betrachten.

Diese mehrheitlich in Privatgrundstücken verlegten Leitungen weisen meist eine größere Gesamtlänge wie das öffentliche Kanalisationsnetz auf.

Da diese Leitungen nur in Ausnahmefällen kontrolliert und gewartet werden, ist davon auszugehen, dass ihr baulicher Zustand schlechter ist als der des öffentlichen Kanalnetzes.

Die Leitungen der Grundstücksentwässerung werden aber nicht permanent mit Abwasser beschickt und können daher bei Undichtigkeiten auch nicht immer emittieren.

Dagegen führen Undichtigkeiten in den ständig Abwasser führenden **Kanälen** und Abwasser-sammlern zum permanenten Schmutzwasser-austritt.

Dies wird durch die Zwischenspeicherung des Regenwasserabflusses in den Kanalnetzen verstärkt (Regenüberlaufbecken, Regenklärbecken, Stauraumkanäle).

Der Rückstau bei Regen bewirkt zwar eine Verdünnung der Schadstoffkonzentrationen, führt aber auch zu einer erhöhten Exfiltrationsmenge an undichten Stellen.

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse zweier Untersuchungsprogramme zur Ermittlung der Exfiltration aus Kanalisationsnetzen zusammengestellt.

Untersuchungsraum [Literaturstelle]	Exfiltrationsrate in $l_{(s \cdot km)}$	Methode	Bemerkung
Hannover [Härig 1991]	0,23 0,20 0,35 0,25	Bilanzierung Modellkalibrierung Sulfatgehalt Borgehalt	Gesamtgebiet, öffentliche und private Kanalisation integrativ berücksichtigt
Raum Aachen [Decker u. Menzenbach 1995]	0,05 - 0,20	Vor-Ort-Messung und Extrapolation	nur exfiltrierende Kanalstrecken, nur öffentliche Kanalisation berücksichtigt

Tabelle 2: Exfiltrationsraten aus Kanalisationen (in $l_{(s \cdot km \text{ Kanallänge})}$).

Das Ausmaß der Grundwassergefährdung durch Exfiltrationen aus dem Kanalnetz zeigt folgende Abschätzung. Eine Einzugsgebietsfläche von 54 km² wird von einem Kanalnetz mit einer Gesamtlänge von 850 km Misch- und Schmutzwasserkanälen entwässert (Anm.: hinsichtlich der Kanaldichte wurden Daten des Stadtgebietes Karlsruhe zugrundegelegt, welche für die Mehrzahl der deutschen Städte repräsentativ sein dürften), wobei die Regenkanalisation der Trennsysteme vernachlässigt wird. Dies entspricht einer Kanalnetzdicke von ca. 16 km Kanal/km² Einzugsfläche. Es wird angenommen, dass ca. 50 % der Länge des Kanalisationsnetzes potentiell exfiltrierend sind, d.h. oberhalb des Grundwasserspiegels liegen.

Unter der aus den obigen Literaturangaben abgeleiteten Annahme einer Exfiltrationsrate von nur ca. 0,1 $\frac{1}{(s \cdot km)}$, ergibt sich damit ein Abwasserstrom von 42,5 $\frac{1}{s}$ in Richtung des Grundwassers für das gesamte Stadtgebiet. Dies entspricht 0,8 $\frac{1}{(s \cdot km^2)}$ und damit etwa einem Zehntel der Grundwasserneubildung von ca. 8 $\frac{1}{(s \cdot km^2)}$ im Bereich des Karlsruher Stadtgebietes. Somit können die Kanalnetzexfiltrationen eine wesentliche Belastungskomponente darstellen. Ergänzend hierzu wäre noch eine Belastung aus Exfiltrationen im Bereich der Hausanschlüsse zu berücksichtigen.

2.1.2 Gewerbe- und Industriegebiete

Im Grundwasser von **Gewerbe-** und in **Industriegebieten** sind neben den schmutzwasserbürtigen Stoffen weitere Mikroschadstoffe zu

erwarten, die z.B. als Lösungsmittel bei der Industrieproduktion eingesetzt werden oder aus Verbrennungsvorgängen resultieren.

Insbesondere in Altstadtbereichen können Belastungen aus vielen, kleinen Betrieben ("Hinterhofbetriebe") in ihrer Summe eine nachweisbare Auswirkung auf die Grundwasserqualität haben.

Das Gefährdungspotential, das von Gewerbe- und Industriebetrieben ausgeht, lässt sich anhand der ein- oder umgesetzten Stoffe in den verschiedensten Branchen abschätzen. Diese können entweder unmittelbar durch Umfüll-, Tropf- oder Anwendungsverluste oder auf indirektem Weg über die Kanalisation ins Grundwasser gelangen.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über einige Stoffe, die in verschiedensten Produktionsmechanismen zum Einsatz kommen. Die Tabelle 3 kann dazu dienen, bei auffälligen Grundwasseranalysen erste Anhaltspunkte für die Suche nach möglichen Emittenten zu liefern.

Abflussversickerungen von Dächern, Höfen und Verkehrsflächen in emissionsträchtigen Gewerbegebieten können längerfristig zum Problem werden und erfordern nach Prüfung der Randbedingungen (z.B. Dachmaterial, Emissionsabschätzungen, Flächenanalyse etc.) Ausschluss-Einschränkungs-, Begleit- und Pflegemaßnahmen [Hütter u.a. 1999; Förster 1998] (s. auch Kapitel Wohngebiete, Verkehrsflächen).

Chemische Industrie	Ammoniak, Barium, Chlorid, Chrom, Eisen, Mangan, Quecksilber, organ. Chemikalien, Phenole, Lösungsmittel, Sulfat, Zink, etc.
Metallverarbeitung	Cadmium, Chrom, Kupfer, Fluorid, Nitrat, Phenole, etc.
Elektroindustrie	Aluminium, Chlorid, Fluorid, Eisen, Lösungsmittel, etc.
Kunststoffindustrie	Ammoniak, Reinigungsmittel, Fluorid, etc.

Tabelle 3: Ausgewählte Industriebranchen und eingesetzte Stoffe.

2.1.3 Altlasten und Deponien

Altlasten wurden bei der Betrachtung der diffusen Grundwasserbelastung gesondert berücksichtigt, wenn die Grundwasserbeeinträchtigung weiträumig ist.

Die aus Industriebetrieben, Deponien oder Altlasten resultierende Gefährdung ist stark abhängig von den ortsspezifischen Gegebenheiten in Boden und Grundwasser. Die Grundwassergefährdung kann mit Hilfe einer Risikoflächenkartierung abgeschätzt werden.

In den Siedlungsgebieten sind es weniger die geordneten **Deponien**, die das Grundwasser entscheidend belasten - insofern sie dem Stand der Technik entsprechen - als vielmehr ehemals "wilde Deponien", heutige Altlasten.

Man findet diese Kippen bevorzugt in ehemaligen Kies-, Sand- oder Tongruben, die durch Abfallablagerungen missbraucht wurden.

Aufgrund der Zusammensetzung der Ablagerungen (Chemiemüll: Lösungsmittelhaltige Abfälle, Farben, Lacke, etc., Bauschutt), resultieren unterschiedliche Gefährdungseinstufungen und Sanierungskonzepte [Ministerium für Umwelt Ba.-Wü. 1988].

Grundwasserbelastungen durch Altlasten machen sich häufig durch hohe organische Belastungen bemerkbar, die im unmittelbaren Boden- oder Grundwassernahbereich von erhöhten Schwermetall- oder Cyanidgehalten begleitet werden [Blasy 1988].

Für Karlsruhe liegen umfangreiche Untersuchungen und Dokumentationen zur Altlastensituation vor [Umweltamt Karlsruhe 1994], so dass deren Lage bekannt ist.

2.1.4 Unbefestigte Flächen

Aus unbefestigten Flächen im städtischen Bereich wie klein- oder großflächigen **Grün-, Kleingarten- oder Parkanlagen, Gärtnereien, Friedhöfen, Zoos** etc. sind erhöhte Stickstoffbelastungen (z.B. Nitrat) und Pflanzenschutzmittelbefunde zu erwarten.

Auch Grünflächen zwischen Häusern und Straßenbegleitflächen werden gedüngt und wurden gerade in der Vergangenheit mit Pflanzenschutzmitteln behandelt.

Die in der Nähe von Siedlungsgebieten liegenden **landwirtschaftlichen Flächen** führen fast immer zu einer Vorbelastung des Grundwassers, welche bei den Grundwasseranalysen auf städtischem Gebiet miterfasst wird und bei der emittentenspezifischen Beurteilung berücksichtigt werden muss.

Diese Belastung resultiert aus dem Einsatz von Düngemitteln (z.B. Nitrat, Ammonium, Phosphat, Kalium) und von Pflanzenschutzmitteln.

Dort, wo die Viehzucht dominiert, kommen Gewässerverunreinigungen durch Jauche, Gülle oder Stallmist vor, die in ihrer Auswirkung mit fäkalischen Abwasserverlusten vergleichbar sind.

2.1.5 Verkehrsflächen

Emissionen aus **Verkehrsflächen** beinhalten Schwermetalle, Schwefel- und Stickstoffverbindungen und organische Schadstoffe, die als Abgase, Abriebverluste der Reifen und Bremsen oder Tropfverluste auf **Straßen** anfallen, weiterhin Salze aus dem winterlichen Straßenstreudienst und Pflanzenschutzmittel, die für die Vegetationskontrolle auf **Bahngleisanlagen** und am Straßenrand eingesetzt wurden.

Bei der **Versickerung von Abspülungen** von Hauptverkehrsstraßen stellen die Schwermetalle das Hauptproblem dar.

Bezüglich der Chloridbelastung aus dem winterlichen Straßenstreudienst, welche heutzutage in die Kanalisation abgeleitet wird, errechneten Xanthopoulos und Hahn [1994] unter der Annahme einer vollständigen Versickerung aller Straßenabflüsse im Einzugsgebiet eines nordbadi-schen Wasserwerkes eine Erhöhung der Chloridkonzentration von 2 mg/l innerhalb von 5 Jahren.

Die infolge des Straßenwinterdienstes bedingte Chloridfracht in das Grundwasser betrug ca. 40 % der Gesamteinträge im o.g. Wasserwerkein-

zugsgebiet. Durch eine vollständige Versickerung der Straßenabflüsse würde sich dieser Anteil auf 50% erhöhen.

Nach Xanthopoulos u. Trauth [1996] werden im Boden der Anlagen die Cadmium- und Zinkprüfwerte der VwV-Baden-Württemberg in relativ kurzer Zeit (4 bzw. 6 Jahre) erreicht.

Legt man die Bleifrachten zugrunde, die vor ca. sieben Jahren gemessen wurden (d.h. $1.300 \text{ g}/(\text{ha}\cdot\text{a})$), so ist für die Erhöhung der Bleikonzentration im Boden bis zum Prüfwert der VwV-Baden-Württemberg ein Zeitraum von nur ca. 10 Jahren zu erwarten.

Am Beispiel von Blei kann aber der Einfluss von emissionsreduzierenden Maßnahmen, die sich aus der Verbreitung des bleifreien Kraftstoffs ergeben, aufgezeigt werden [Xanthopoulos u. Trauth 1996]. Verwendet man diese neueren Daten für den Frachtaustrag (d.h. $500 \text{ g}/(\text{ha}\cdot\text{a})$), so ergeben sich Zeiträume von ca. 28 Jahren.

Für PAK ergibt sich ein deutlich längerer Zeitraum von 67 Jahren bis bedenkliche Konzentrationen erreicht werden.

Nach Hütter u.a. [1999] lassen sich bei Versickerung von Abflüssen von Verkehrsflächen für Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Mineralöl, Phenole und PAK Überschreitungen der Prüf- und Schwellenwerte der LAWA-Sanierungsziele für das Grundwasser nachweisen.

Stotz und Krauth [1998] kommen in ihren Untersuchungen zum Ergebnis, dass vom Abfluss stark befahrener Hauptverkehrsstraßen mit über 10.000 Kfz/Tag ein relativ großes Schwermetallpotential für die Böden ausgeht.

Die Berechnungen haben hier - im Gegensatz zu vielen anderen Untersuchungen - richtigerweise den grundsätzlichen Ansatz berücksichtigt, die Verhältnisse der erwarteten Einzelstoffbelastung auf der angeschlossenen Straßenfläche (z.B. Blei/Kfz-Anzahl/Tag zur Straßenfläche) zur Fläche der Versickerungsanlage rechnerisch mit einzubeziehen.

Bei realistischen Randbedingungen werden die Prüfwerte der VwV-Baden-Württemberg für die vier Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink bereits nach kurzer Zeit erreicht (5 - 16 Jahre), bei anderen Schwermetallen erst nach ca. 60 Jahren.

Bei den PAK schwanken die ermittelten "Anlagenstandzeiten" an Autobahnen - je nach angeschlossener Straßenfläche und Kfz-Anzahl - z.B. zwischen 25 und 75 Jahren.

Da aufgrund oben genannter Ergebnisse die Rückhaltekapazität des Bodens in den Versickerungsanlagen begrenzt ist, sind im Hinblick auf den Boden- und Grundwasserschutz einige stark frequentierte Verkehrsflächen von der Versickerung auszuschließen [Hütter u.a. 1999].

Bei Versickerungen von Abflüssen von geringer frequentierten Verkehrsflächen sind bei Versickerungsanlagen regelmäßige Pflege-, Unterhaltungs-, Reinigungsmaßnahmen und Kontrollen des noch möglichen Schadstoffretentionsvermögens unerlässlich [Hütter u.a. 1999], wie z.B. Messungen des Schadstoffgehalts und der Bodeneigenschaften wie pH-, Redox- und Sorptionsmilieu.

Weiterhin sollten vor Erreichen des Bodenfilterdurchbruchs, also bei Straßenabflüssen bereits nach 4-5 Jahren, die kontaminierten Bodenschichten ausgetauscht werden können [Stotz u. Krauth 1998].

Versickerungsanlagen, bei denen die o.g. Begleitmaßnahmen gesichert sind, können somit zum Grundwasserschutz beitragen, da sich hier die Chance eröffnet, verkehrsbürtige Schadstoffe, welche sonst diffus oder linienförmig Boden und Grundwasser belasten, lokal zu fassen, aufzukonzentrieren und bei Gefahr zu entfernen.

2.2 Ausbreitungsverhalten von Schadstoffen in Aquiferen

Es ist notwendig, die prinzipiellen Transport- und Abbauprozesse von natürlichen und anthropogenen Wasserinhaltsstoffen zu kennen

Diese Prozesse haben in Locker- und Festgesteinen unterschiedliche Auswirkungen.

Mit überschlägigen Berechnungen können stoffspezifische Eintragsgebiete abgeschätzt werden.

Die wesentlichen Transportmechanismen sind:

- Advektion und Dispersion (konservative Transportprozesse)
- Sorption und Abbauprozesse

2.2.1 Advektion und Dispersion

Die **Advektion** charakterisiert den **Transport der Wasserinhaltsstoffe in Richtung der Grundwasserströmung** mit der aquiferspezifischen Abstandsgeschwindigkeit v_a .

Dieser Transport in Strömungsrichtung beschreibt dabei den maßgeblichsten Prozess der Schadstoffausbreitung.

Gäbe es keine anderen verdünnungs- oder ausbreitungsverzögernden Effekte, dann wäre es möglich, über den Abstand eines Brunnens zu einem Emittenten sowie der Fließgeschwindigkeit im Aquifer, den Zeitpunkt des Auftretens eines Schadstoffes im Brunnen zu berechnen.

Der Fließweg des Grundwassers ist jedoch nur in homogenen Lockergesteinen hinreichend genau modellierbar, während bei inhomogenen Festgesteinsaquiferen die Modellberechnungen oft stark voneinander abweichende Ergebnisse mit sich bringen.

Unter **Dispersion** werden die hydrodynamische Dispersion und die molekulare Diffusion zusammengefasst.

Bei Abstandsgeschwindigkeiten von mehr als 20 m pro Tag spielen molekulare Diffusionsprozesse kaum mehr eine Rolle.

Die hydrodynamische Dispersion beschreibt die Ausbreitung der Schadstoffe sowohl als **Beschleunigung oder Verzögerung in Fließrichtung als auch quer zur Hauptfließrichtung**.

Die longitudinale Ausbreitung in Fließrichtung ist generell stärker ausgeprägt als die sich transversal zur Strömungsrichtung verbreiternde Schadstofffahne.

Bei großen Fließstrecken soll die Dispersion in longitudinaler Richtung Werte von bis zu 100 Metern annehmen [Freeze u. Cherry 1979]. Dieser "Beschleunigungseffekt" wird allerdings teilweise angezweifelt.

Unbestritten allerdings sind die Auswirkungen der Schadstoffaufweitung, welche zu einer Verringerung der Konzentrationsspitzen sowie einer "Verschmierung" der Schadstofffahne beim Durchgang durch den Brunnen führt.

2.2.2 Retardation (Sorption und Abbauprozesse)

Die **Retardation** R_D ist ein Faktor für die aus Sorptions- und Abbauprozessen resultierende Ausbreitungsverzögerung einer Schadstoffwelle.

Das Ausmaß der Retardation ist eine stoffspezifische, milieu- und matrixabhängige Eigenschaft.

Die **Sorption** bezeichnet die physikalisch und chemisch bedingte Anlagerung von Wasserinhaltsstoffen an die Boden- und Aquifermatrix.

Die physikalischen Bindungsformen wie die Van-der-Waalschen- und Coulombschen Kräfte sind schwach und reversibel. Chemische Bindungen sind meist stärker.

Die Bindungsneigung und -stärke ist von der Adsorptionsfähigkeit der Matrix abhängig, welche wiederum vom Gehalt an Tonmineralen, Humusstoffen, Pflanzenwurzeln und Bakterien bestimmt wird.

Die Adsorptionsfähigkeit der Matrix ist auch von deren Oberflächengröße abhängig.

Daraus lässt sich ableiten, dass das Sorptionsvermögen in Kluftgrundwasserleitern (Festgestein) im Vergleich zu Porengrundwasserleitern (Lockergestein) aufgrund der kleineren benetzten Oberfläche wesentlich geringer ist.

Nach Berechnungen von Schwille [1984] hat im Lockergestein 1 m^3 Sand bezüglich des Schadstoffs "Per" dieselbe Adsorptionswirkung wie eine Kluftwandungsfläche von ca. 1000 m^2 im Festgestein.

Die Sorptionswirkung wird durch hohe Fließgeschwindigkeiten gehemmt, aufgrund der kürzeren Kontaktzeiten mit den sorptionsfähigen Substanzen.

Abbauprozesse sind chemischer und mikrobiell induzierter biochemischer Art. Wichtige chemi-

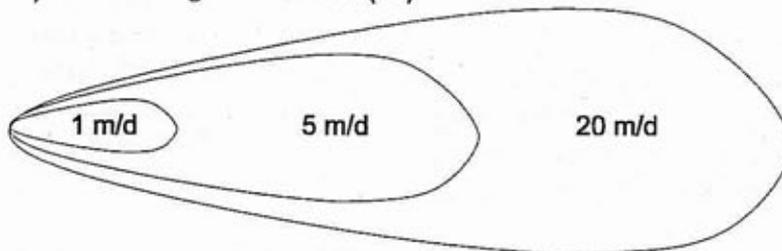
sche Abbauprozesse sind die stark pH-Wert abhängige, saure oder basische **Hydrolyse**, die **Oxidation und die Reduktion**.

Der Hydrolyse unterliegen sämtliche chlorierten Kohlenwasserstoffe, Phosphorsäureester und Pflanzenschutzwirkstoffe aus der Gruppe der Triazine.

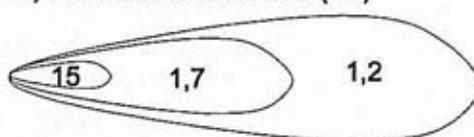
Phenole oder Benzole erweisen sich dahingehend eher als stabil.

Natürliche und anthropogene organische Verbindungen, also auch abwasserbürtige Belastungen, werden im Grundwasser über **mikrobielle Prozesse** und dadurch initiierte Redoxreaktionen abgebaut.

A) Geschwindigkeitsvariation (V_a)



B) Retardationsverhalten (R_d)

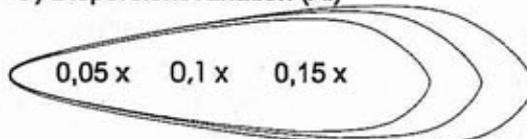


Konstant

A) $R_d = 1,2$
 $Al = 0,1 \times$

B) $V_a = 5 \text{ m/d}$
 $Al = 0,1 \times$

C) Dispersionsvariation (Al)



C) $R_d = 1,2$
 $V_a = 5 \text{ m/d}$

Abbildung 1: Berechnung einer Schadstoffausbreitung über die Variation verschiedener Transportprozesse [aus Diening 1995].

Entscheidende Faktoren für die Abbauprozesse sind die **Milieubedingungen**, welche hauptsächlich durch Sauerstoffgehalt, Temperatur, pH-Wert und das Angebot an gelöstem organischen Kohlenstoff gesteuert werden.

Prinzipiell gehen die Abbauvorgänge im Grundwasser langsamer voran als in der ungesättigten Bodenzone oder in Fließgewässern.

Stark sauerstoffzehrende, natürlich bedingte und anthropogene Prozesse führen im Lockergesteinsgrundwasser aufgrund der geringen Sauerstoffnachlieferung über das Sickerwasser zur Dominanz von anaeroben Prozessen.

Aus einem Vergleich nach Dienes [1995] geht hervor, dass der Einfluss auf die Stoffmobilität im Grundwasser in der Reihenfolge Advektion - Retardation - Dispersion abnimmt und somit bspw. im Festgestein bei überwiegender Advektionsprozess, d.h. bei hohen Fließgeschwindigkeiten, die Dispersion meist vernachlässigt werden kann.

Das in Abbildung 1 aufgeführte Beispiel zeigt qualitativ, dass die Variation der Fließgeschwindigkeit die gravierendste Auswirkung auf die Reichweite einer Schadstoffausbreitung mit sich bringt.

Die Advektion- und hydrodynamische Dispersionsvorgänge sind nahezu stoffunabhängig. Bei der Retardation spielt das stoffspezifische Verhalten eine wesentliche Rolle auf die Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasser, gerade bei Lockergesteinen mit geringen Fließgeschwindigkeiten, wo die Advektionsprozesse eine geringere Bedeutung als in Festgesteinen spielen.

Für das stoffspezifische Verhalten schlägt Dähne [1982] folgende Gruppen vor:

1. Chemisch und biochemisch beständige Stoffe

LCKW, Bor, Natrium, Kalium*, Chlorid, Lithium, Bromid, Magnesium (geringe Retardationswerte)

Kaum Wechsel der physikalischen Zustandsform bei Transportvorgängen; weitgehend unabhängig vom Redoxmilieu, von Säure-Base-Eigenschaften; Konzentrationsrückgänge im wesentlichen durch Verdünnung.

2. Ausgeprägte chemische Reaktivität

Oxide, Carbonate und Sulfide von Schwermetallen (mittlere Retardationswerte)

Oft Änderungen der physikalischen Zustandsformen; starke Abhängigkeit vom Redoxmilieu, von Säure-Base-Eigenschaften; die starke Reaktivität führt dazu, dass die Stoffe dieser Gruppe zumeist schon in den Deckschichten absorbiert werden.

3. Gute chemische Abbaubarkeit

Alkohole, Phenole, Ketone, Carbonsäuren, Ester, Fette, Aminoverbindungen, heterocyclische Verbindungen, Kohlenwasserstoffe (Benzin, Öl), Ammonium, Nitrit, Cyanid (hohe Retardationswerte); Vor allem abhängig vom Redoxmilieu, von Säure-Base-Eigenschaften.

Eine Einordnung von Nitrat und Sulfat findet bei Dähne nicht statt, da diese aufgrund des komplizierten Stickstoff- und Schwefelmetabolismus (Nitrifizierungs- und Denitrifizierungs-, Sulfurikations- und Desulfurikationsprozesse) in Boden und Grundwasser pauschal nicht möglich ist. Auch Pflanzenschutzmittel können aufgrund ihrer Vielfalt nicht einer Gruppe allein zugeordnet werden. So sind manche Einzelwirkstoffe aufgrund ihrer chemischen Struktur gut abbaubar (Gruppe 3), während andere äußerst beständig sind (Gruppe 1).

* Kalium wurde von Dähne in die Gruppe 1 eingeordnet, obwohl Kalium sehr gut mit den natürlichen Kationenaustauschern des Bodens reagieren kann.

3 Zur Beschaffenheit des Grundwassers in Stadtgebieten

Aus wasserrechtlicher Sicht ist das Grundwasser von "schädlichen Verunreinigungen" freizuhalten. Aus diesem Grund wird das Grund- und Trinkwasser überwacht, analysiert und beurteilt.

Jedoch ist die Beurteilung von Stoffkonzentrationen im Grundwasser mit vielen Schwierigkeiten verbunden. So gibt es kein Regelwerk für Grundwassergrenzwerte, die als Maßstab für die Bewertung beobachteter Konzentrationen gelten. Oft wird daher die Trinkwasserverordnung als Richtwerk herangezogen.

Weiterhin ist es in Stadtgebieten besonders problematisch die natürliche geogene Beschaffenheitskomponente von den eigentlichen oftmals vielfältigen Verunreinigungen zu trennen.

Zur allgemeinen Orientierung für Stoffkonzentrationen im Grundwasser unter Siedlungsräumen sind in Tabelle 4 Werte aus den Untersuchungen von Soetopo [1988] und Leuchs u. Römermann [1991] zusammengestellt.

In Tabelle 5 sind Stoffgruppen eingetragen, die für die Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit in Stadtgebieten von primärer Bedeutung sind.

In der dritten Spalte sind einige in Karlsruhe beobachtete Wertebereiche für die "urbane Hintergrundbelastung" wiedergegeben, welche beispielhaft eine Orientierung über die möglichen Konzentrationen im Grundwasser von Stadtgebieten geben.

Sie wurden aus den Messungen an 20 Projektmessstellen in Karlsruhe abgeleitet, welche durch keinen (erkennbaren) spezifischen Emittenten beeinflusst werden (z.B. keine Messung in der CKW-Fahne einer Altlast).

In der zweiten Spalte der Tabelle 5 sind die hier im Karlsruher Pilotprojekt festgestellten Spitzenwerte eingetragen.

Parameter	Dimension	Schwach besiedelter Raum	mäßig stark besiedelter Raum	dicht besiedelter Raum
Natrium	mg/l	28	30	48
Kalium	mg/l	4,3	5,5	7
Magnesium	mg/l	12	15	22
Calcium	mg/l	114	132	140
Ammonium	mg/l	0,03	0,03	0,075
Chlorid	mg/l	57	57	74
Hydrogencarbonat	mg/l	201	214	300
Nitrat	mg/l	44	33	30
Sulfat	mg/l	134	144	158
Leitfähigkeit	ms/m	87	93	101
AOX	µg/l	< 10	10	23

Tabelle 4: Mittlere Konzentrationen ausgewählter Bestandteile und der Leitfähigkeit im Grundwasser unter verschiedenen dicht besiedelten Räumen [Soetopo 1988; Leuchs u. Römermann 1991].

Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW, z.B. Tetrachlorethen und Trichlorethen) sind rein anthropogenen Ursprungs, persistent und sehr mobil.

Sie können noch in einigen Kilometern von der Schadensquelle nachweisbar sein [Dähne 1982].

Entsprechend stellt die Verdünnung den wesentlichen Mechanismus der Verringerung von CKW-Konzentrationen dar. Ihre Adsorption im Boden und im Aquifer hängt auch vom dortigen Anteil an organischem Material ab. Da die meisten CKW eine höhere Dichte als Wasser aufweisen, sinken sie im Aquifer ab.

Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind überwiegend anthropogenen Ursprungs. Sie sind persistent und sehr schwer löslich. Sie liegen vorwiegend am Boden adsorbiert vor.

Schwermetalle sind in der Umwelt bei bestimmten Milieubedingungen relativ immobil, z.B. bei hohem Sauerstoffgehalt. Sie sind leicht adsorbierbar, fäll- und filtrierbar.

Zahlreiche Untersuchungen zur Schwermetallmobilität [z.B. Pernak u. Leschber 1992; Dähne 1982] zeigen, dass die Ausbreitung des Hauptanteils der Schwermetalle im Grundwasser nur begrenzt ist. Aufgrund von derartigen Beobachtungen wird die Versickerung von schwermetallhaltigen Abflüssen oft als unbedenklich eingestuft [Mikkelsen et al. 1993].

Chlorid und Sulfat sind Bestandteile von natürlichen Salzen. Lokal hohe Konzentrationen deuten auf anthropogene Verschmutzungen hin, wenn eine natürliche Ursache nicht gegeben ist.

Chlorid ist sehr mobil und verhält sich im Grundwasser wie ein Tracer. Es wird nur in unerheblichem Maße durch Ionenaustausch adsorbiert.

Zur Verminderung von Sulfatkonzentrationen im Grundwasser tragen wesentlich Redoxvorgänge, Verdünnung und Ionenaustausch bei.

Anorganische Stickstoffverbindungen im Grundwasser sind Nitrat, Nitrit und Ammonium. Nitrat und Nitrit wirken ab bestimmten Mengen toxisch (Blausucht bei Säuglingen).

Nitrat kann unter bestimmten Randbedingungen z.B. bei sauerstoffhaltigem Grundwasser über Kilometer mobil sein, während Ammonium je nach Milieubedingungen meist weniger mobil ist.

Zur Verminderung von Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser tragen wesentlich Redoxvorgänge (Oxidation von Ammonium und Nitrit zu Nitrat, Reduktion von Nitrat zu gasförmigem Stickstoff) bei.

Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM): Bei der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft waren bis zum Jahre 1988 ca. 300 Wirkstoffe zugelassen.

Im Bereich von Bahnanlagen wurden für die Vegetationskontrolle Schutzmittel verwendet, die auf den Wirkstoffen Hexazinon, Bromacil und Diuron basierten. Aufgrund der hohen Durchlässigkeit der Gleisschotter gelangen diese Stoffe über das versickernde Regenwasser sehr schnell in den Boden und anschließend in das Grundwasser. Nach Bekanntwerden einiger Schadensfälle ist die Anwendung dieser Stoffe eingestellt worden.

Heute werden andere Wirkstoffe eingesetzt, z.B. Dalaphon oder Glyphosat, die wesentlich immobil und biologisch schneller abbaubar sein sollen.

Nitrat und Pestizide, die in der Regel in der Landwirtschaft zur Anwendung kommen, sind in Stadtgebieten meist in abgeminderten Konzentrationen festzustellen.

Ausnahmen können dabei begrenzte Flächen mit definierten Stoffeinträgen bilden (Gärtnereien, Zoos, Kleingartenanlagen, Gleisanlagen etc.) [LfU 1992-1].

	Spitzenkonzentrationen	orientierende Werte (Größenbereiche)
Chlorierte Kohlenwasserstoffe (z.B. Trichlorethen)	25 µg/l	0,1-0,3 µg/l
Polychlorierte Biphenyle	n.n.	n. n.
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe nach EPA)	n.n.	n.n.
Pflanzenschutz- und Behandlungsmittel z.B.		
Atrazin	0,36 µg/l	0,02-0,05 µg/l
Desethylatrazin	0,33 µg/l	0,02-0,05 µg/l
Schwermetalle (relevante Metalle)		
Chrom	5 µg/l	< 1 µg/l
Blei	7 µg/l	1-2 µg/l
Cadmium	1,1 µg/l	0,1-0,2 µg/l
Quecksilber	< 0,05 µg/l	< 0,05 µg/l
Nickel	14 µg/l	2-3 µg/l
Zink	340 µg/l	30-50 µg/l
Kupfer	< 10 µg/l	< 10 µg/l
Bor	130 µg/l	60-130 µg/l
Chlorid	134 mg/l	30-50 mg/l
Sulfat	163 mg/l	80-160 mg/l
Anorg. Stickstoffverbindungen		
Ammonium	0,93 mg/l	0,05-0,1 mg/l
Nitrat	67 mg/l	10-30 mg/l
Nitrit	0,28 mg/l	0,03-0,05 mg/l

- * teilweise im Bereich von Schadensfällen
- ** außerhalb des Einflussbereiches von Schadensfällen

Tabelle 5: Größenordnung der für Stadtgebiete relevanten Inhaltsstoffe "des Grundwassers", beispielhaft dargestellt anhand der Analysen aus dem Stadtgebiet Karlsruhe.

4 Das Untersuchungsgebiet Karlsruhe

4.1 Charakterisierung des Stadtgebiets

Karlsruhe, eine baden-württembergische Großstadt mit 290.000 Einwohner und ca. 54 km² Flächenausdehnung, liegt im nördlichen Teil der Oberrheinebene zwischen dem Rhein und den hier in den Kraichgau übergehenden Erhebungen des Schwarzwaldes.

Die Stadt wurde im Jahr 1715 im Bereich der Niederterrasse im damals noch flächendeckend existierenden Hardtwald gegründet.

Durch die Eingemeindung von Vororten, wie z.B. Durlach, entwickelte sich Karlsruhe zum heutigen Oberzentrum, mit einem typischen hoch verdichteten Innenstadtbereich, Betrieben der Verbrauchs- und Produktionsgüterindustrie, der Nahrungs- und Genussmittelindustrie sowie der Bauindustrie.

Im Westen der Stadt in der Rheinaue finden sich die meisten der ausgedehnten Industrie- und der Binnenhafen, im Norden schließen sich eine Raffinerie, ein Kraftwerk und eine Papierfabrik an: 39% der Gemarkungsfläche sind Siedlungsfläche.

Es gibt 1.427 aktive und 1.067 stillgelegte Betriebe (Stand: 1995).

4.1.1 Naturräumliche Lage

Die Stadt erstreckt sich von Westen nach Osten über die naturräumlichen Einheiten:

- Vorbergzone (Berg- und Hügelzone)
- Kinzig-Murg-Rinnenniederung
- Niederterrasse
- Rheinniederung und -aue

Östlich der Vorbergzone schließen sich das Kraichgauer Hügelland und der Nordschwarzwald an.

Die Rheinaue (104 - 106 m ü. NN.) wird durch eine Geländestufe (Hochgestade) von 2 m bis max. 12 m von der Niederterrasse (112 - 120 m ü. NN.) abgegrenzt.

Östlich der Niederterrasse schließt sich die Kinzig-Murg-Rinne an (112 m - 122 m), eine Niederung mit Flüssen und Gräben, die aus dem Kraichgau und aus dem Nordschwarzwald einmünden und z.T. das Stadtgebiet durchfließen (z.B. Pfalz und Alb).

4.1.2 Geologie, Pedologie, Hydrogeologie im Oberen Kieslager

Das Stadtgebiet liegt in der Grundwasserlandschaft der eiszeitlichen Kiese und Sande des Oberrheingrabens [GLA & LfU 1985]. Die Grabenfüllung besteht im oberen Bereich bis in ca. 60 m Tiefe aus quartären Kiesen und Sanden, im tieferen Bereich aus tertiärem Material.

Im **Quartär** wird zwischen Oberem, Mittlerem und Unterem Kieslager unterschieden. Beim Quartär wird im folgenden nur auf das hier relevante Obere Kieslager mit oberflächennahem Grundwasser Bezug genommen.

Zur geologischen und hydrogeologischen Situation im Großraum Karlsruhe liegen Beschreibungen in LfU-Publikationen, im geologischen Führer und in der Hydrogeologischen Karte vor [GLA 1985a, 1985b; Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg u. Ministerium für Umwelt u. Gesundheit Rheinland-Pfalz 1988; LfU 1991-1: LfU 1992-1].

Die oberflächennahe **Grundwasserfließrichtung** folgt der Geländemorphologie. Das Grundwasser fließt von Südost aus der Vorbergzone durch die Kinzig-Murg-Rinne nach Nordwest durch die Niederterrasse und durch die Rheinniederung dem Vorfluter Rhein zu.

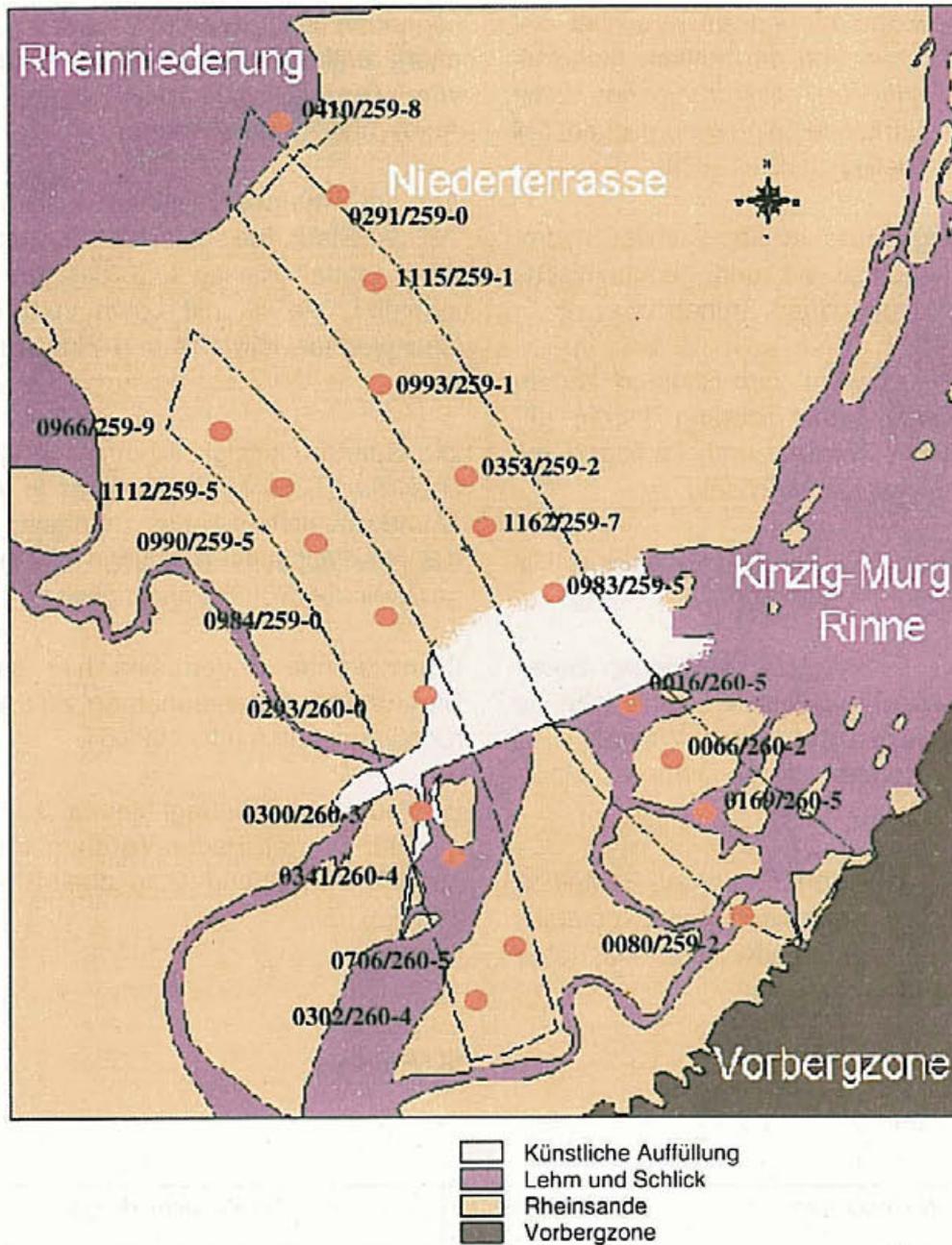


Abbildung 2: Schematisierte Darstellung der naturräumlichen Landschaftseinheiten mit den untersuchten Messstellen in den beiden Messstreifen.

Dabei nimmt das **Grundwasseroberflächengefälle** Werte zwischen 0,5 und 2 Promille an, am Übergang Niederterrasse/Rheinniederung bis zu 4 Promille.

In Teilen des Stadtgebiets existieren Versickerungen von Oberflächengewässern (Pfinz, Alb).

Die geologische Gliederung entspricht grob der naturräumlichen Einteilung.

Die Landschaftseinheiten prägen die Grundwassercharakteristik in individueller Weise und besitzen jeweils eine eigene geogene Hintergrundbeschaffenheit.

In der **Vorbergzone** stehen im Wechsel der Obere Buntsandstein und der mittlere Muschelkalk an. Im südlichen Teil der Vorbergzone dominiert der Obere Buntsandstein im nördlichen Teil der Mittlere Muschelkalk [GLA 1985a].

Die **Kinzig-Murg-Rinne** ist eine wichtige hydrogeologische, pedologische und geochemische Einheit im oberflächennahen Grundwasser.

Die Rinne ist eine parallel zum Rhein verlaufende alte anmoorige Flussniederung, in der undurchlässige Ton-, Schluff- und Torflagen mit durchlässigen Sandlagen wechseln.

In diesem Bereich steht das Grundwasser relativ oberflächennah an (Flurabstand: ca. 1 - 5 m).

Hier finden sich in den tiefer gelegenen Bereichen grundwasserbeeinflusste tonig-lehmige Gleyböden mit unterschiedlichen Wasser- und Humusanteilen (Humus-, Nass-, Auen-, Moor- gleye).

Der Humusanteil in diesen Böden und Gesteinen hat ein erhebliches Sauerstoffzehrungspotential auf Sickerwasser und Grundwasser. Auf höher

liegenden Terrassenresten und Schwemmfächern entlang des Vorbergzonenrandes liegen von Grundwasserschwankungen beeinflusste Auen- und Parabraunerden.

Auf der **Rheinniederterrasse** liegt der größte Teil der Stadt. Sie setzt sich aus weniger kalkhaltigen groben Kiesen und kiesigen Sanden zusammen, die oft mit Lehm vermischt und im Hochgestade teilweise von Flugsand überlagert sind.

Die Quartärmächtigkeit beträgt in einigen Bereichen bis zu 55 Meter, ist aber in verschiedene Grundwasserstockwerke unterteilt, wobei sich der oberflächennahe Aquifer im Oberen Kieslager befindet (Schichtmächtigkeit 10 - 30 m).

Dominierende Böden sind hier sandig-kiesige Braunerden, Parabraunerden z.T. mit Podsolierungsmerkmalen [LfU 1992-1].

Der Flurabstand beträgt hier ca. 3 - 8 m [Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg u. Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz 1988].

Wasserstrom	Wassermenge in Mio m ³ /Jahr	Quelle, Bemerkungen
Zuflüsse zum Grundwasser		
Grundwasserneubildung (260 mm/Jahr)	14	geschätzt aus TGU, 1991
Zufluss aus Festgestein	7,4	TGU, 1991
Kanalexfiltration	1,2	aus Literatur geschätzt
Gewässerinfiltration	63,6	TGU, 1991
Wiedereinleitung von Brauchwasser	15	geschätzt aus TGU, 1991
Abflüsse aus dem Grundwasser		
Brauch-, Kühl- und Rohwasserentnahme, davon 25 Mio. m ³ /Jahr öff. Wasserversorgung	75	TGU, 1991
Abfluss in tiefere Schichten	9,3	TGU, 1991
Fremdwasser in der Kanalisation	17	aus Messdaten abgeleitet

Tabelle 6: Geschätzte Wasserströme im Stadtgebiet Karlsruhe [in Anlehnung an TGU 1991].

4.1.3 Wasserströme im Stadtgebiet

Folgende Teilsysteme müssen bei einer Wassermengenbilanzierung für Karlsruhe berücksichtigt werden:

- der quartäre **Grundwasserleiter**, inkl.: Randzuflüsse aus dem Festgestein (Vorbergzone), Abflüsse in Richtung der tieferen Schichten, die Grundwasserneubildung aus Niederschlag und die Grundwasserentnahmen.
- die **Oberflächengewässer** (Rhein, Alb, Federbachsystem, Pfinz und Pfinz-Entlastungskanal); während die Alb und die Pfinz im Niederterrassenbereich vorwiegend infiltrieren, stellen sie im Bereich der Rheinniederung die Grundwasservorflut dar.
- das **Kanalisationssystem** des Stadtgebietes inkl. Kläranlage und Entlastungsbauwerke unter Berücksichtigung des Fremdwasserzuflusses und der Exfiltrationen aus dem Kanalisationssystem.

Die Gesamtfläche des Bilanzierungsgebietes beträgt ca. 54 km².

Dabei werden ca. 30 km² über eine Mischkanalisation entwässert, ca. 24 km² entwässern über Regenkanalisationen in etwa gleichgroßen Anteilen in die Alb (2,1 Mio. m³/Jahr) und in die Pfinz (2,2 Mio. m³/Jahr).

Für die Schätzung der Wasserströme in Tabelle 6 und in Abbildung 3 wurden im wesentlichen die Ergebnisse von Technologieberatung Grundwasser und Umwelt [TGU 1991] herangezogen. Aus Bilanzierungsrechnungen im Kanalisationssystem kann der Schmutzwasserabfluss zu 22 Mio. m³/Jahr und der Regenwasserabfluss im Kläranlagenzulauf zu 9 Mio. m³/Jahr abgeleitet werden. Aus den aufgeführten Angaben ist eine starke Dominanz der anthropogenen Ströme im urbanen Grundwasserkreislauf ersichtlich.

Unter den Annahmen der Literaturwerte [Härig 1991; Deckert u. Menzenbach 1995] ergeben sich für Karlsruhe Exfiltrationen aus dem Kanalisationssystem in Höhe von 1,2 Mio. m³/Jahr. Die eigentliche Messung oder die Berechnung der Exfiltrationen aus dem Kanalisationssystem war im Rahmen des Pilotprojektes nicht möglich.

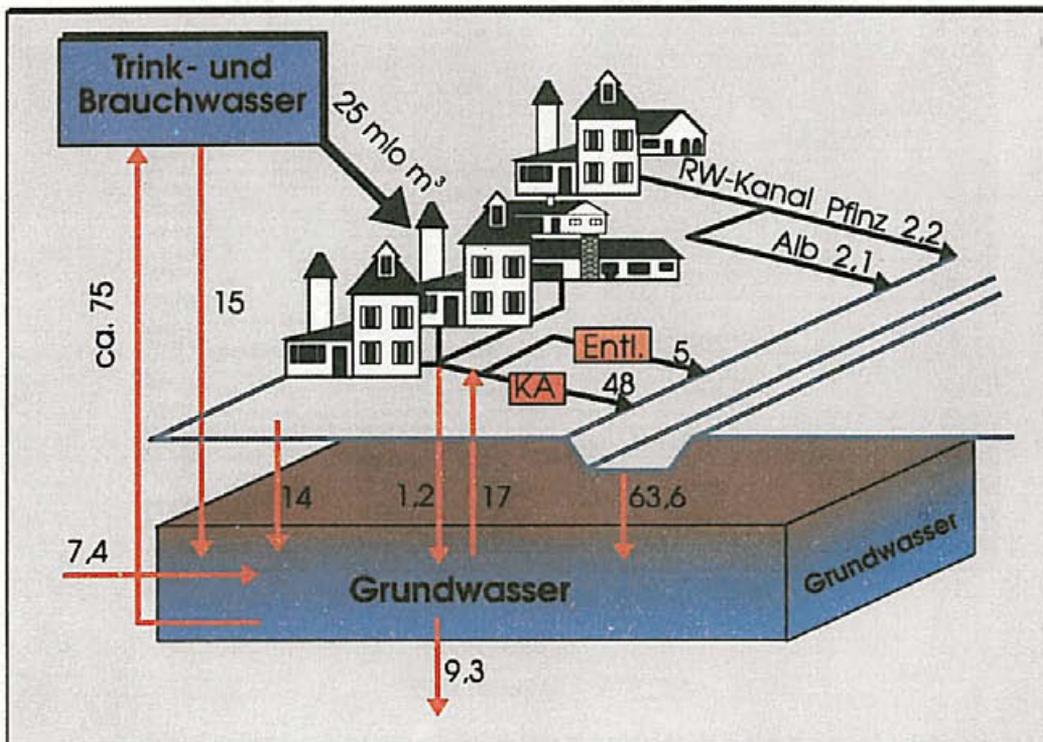


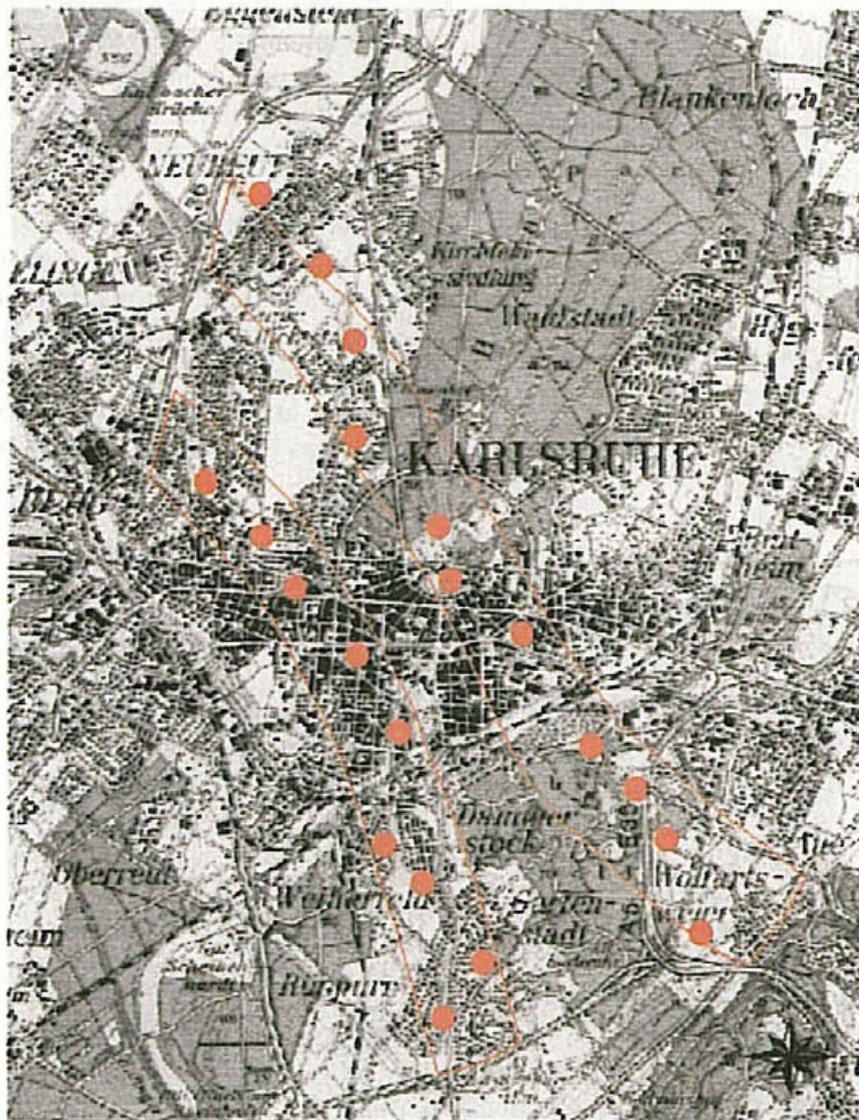
Abbildung 3: Geschätzte Wasserströme im Stadtgebiet Karlsruhe [in Anlehnung an TGU 1991].

4.2 Einrichtung des Messnetzes

4.2.1 Messstreifen

Für das Stadtgebiet von Karlsruhe wurden **zwei Messstreifen** im Lockergestein festgelegt, welche entlang der mittleren Grundwasserströmungsrichtung ausgerichtet sind (s. Abbildung 4). Beide Messstreifen sind jeweils ein Kilometer breit und 11 km bzw. 9 km lang (östlicher Streifen bzw. westlicher Streifen).

Der **östliche Messstreifen** beginnt auf der Höhe des Stadtteils Wolfartsweier im Übergangsbereich Vorbergzone (Festgestein) - Kinzig-Murg-Rinne/Niederterrasse (Lockergestein). Das Lockergestein stammt hier zum größten Teil aus der Vorbergzone mit Muschelkalk und Buntsandstein. Aufgrund des Muschelkalk- und des zusätzlichen Lössanteils ist es kalkreich.



- Messstellen
- Messstreifen

Abbildung 4: Anordnung der Messstellen in den Messstreifen im Stadtgebiet Karlsruhe.

Der **westliche Messstreifen** beginnt südwestlich des Stadtteils Rüppurr im Bereich von Niederterrasse/Kinzig-Murg-Rinne. Das Lockergestein stammt hier zum größten Teil aus der von Buntsandstein dominierten Vorbergzone und ist deshalb kalkärmer.

4.2.2 Messstellen und Messstellendichte

Bauer und Simon (1993) empfehlen für die kommunale Grundwasserüberwachung als Grundlage für Sanierungsmaßnahmen eine minimale Messnetzdicke von 2-3 Mst./km². Die Anzahl der in Karlsruhe benötigten Messstellen in den Messstreifen ergab sich aus der hier angestrebten Messstellendichte von ca. 1 Mst./km². Von den im Stadt- und Landkreis registrierten 663 Messstellen liegen 139 in den Messstreifen. Von diesen konnten 19 geeignete Messstellen ausgewählt werden.

Hauptauswahlkriterien waren:

- zentrale Lage in den jeweiligen Messstreifen

- gleichmäßige Verteilung in den Messstreifen
- Kostenfragen
- Vorhandensein von Stammdatenunterlagen (Ausbautiefe, Filtertiefe, Rohrdurchmesser)
- Vorhandensein von möglichst vielen Analyse-
daten (von städtischen Notbrunnen, von Messstellen aus UBA-Projekt [LfU 1991-1])
- möglichst oberflächennaher Ausbau
- Rohrdurchmesser größer 2 Zoll.

Da in einem Teilgebiet zur räumlichen Abdeckung geeignete Messstellen fehlten, wurde eine weitere, bisher unregistrierte, aber geeignete Messstelle durch eine gezielte Ortsbegehung gefunden und in das Messnetz aufgenommen. Innerhalb der beiden Streifen wurden **11 bzw. 9 Messstellen** ausgewählt (s. Abbildung 4). Alle Messstellen erfassen bei einer maximalen Lage der oberen Filterkante bei 12,5 Metern nur das Obere Kieslager. Die ausgewählten Messstellen haben die in Tabelle 7 angeführten Stammdaten.

LFU-Mst.-Nr.	DN [mm]	Ausbautiefe [m. u. MPH*]	Verfilterungstiefe [m. u. MPH]	Geländehöhe [m. ü. NN.]	Funktion
0302/260-4	200	14,1	6,0 - 14,0	117,20	Notbrunnen
0706/260-5	400	19,6	11,5 - 19,5	116,37	Notbrunnen
0341/260-4	500	14,0	5,0 - 13,0	114,89	Schwimmbeckenfüllung
0300/260-3	200	15,0	7,0 - 14,0	115,69	Notbrunnen
0293/260-0	400	21,8	11,0 - 21,0	115,42	Notbrunnen
0984/259-0	400	22,2	12,5 - 21,5	116,44	Notbrunnen
0990/259-5	400	22,2	12,5 - 21,5	116,61	Notbrunnen
1112/259-5	600	33,0	12,5 - 33	116,43	Feuerlöschbrunnen
0966/259-9	300	15,0	10,0 - 14,0	111,52	Bewässerung
0080/260-2	600	13,0	2,0 - 12,0	117,10	Bewässerung
0169/260-6	350	9,6	4,0 - 9,0	116,60	Bewässerung
0066/260-2	105	10,2	5,0 - 9,0	116,91	Beobachtung
0016/260-5	105	10,2	2,0 - 6,0	113,34	Beobachtung
0983/259-5	400	20,8	10,7 - 19,7	114,86	Notbrunnen
1162/259-7	400	13,5	4,0 - 13,5	114,86	Feuerlöschbrunnen
0353/259-2	200	15,0	6,0 - 14,0	111,38	Kühlung
0993/259-1	400	24,0	1,9 - 23,5	114,47	Notbrunnen
1115/259-1	300	11,0	6,0 - 10,3	109,32	Kühlung
0291/259-0	50	9,6	6,0 - 9,0	112,50	Beobachtung
0410/259-8	50	7,7	2,0 - 6,0	104,68	Beobachtung

*MPH = Messpunkthöhe

Tabelle 7: Stammdaten der Messstellen.

4.2.3 Probenahmen, Analytikprogramm

Die Beprobungen fanden statt:

1. Beprobung: 1993 (1 Mst.: 06/93, 19 Mst.: 09/10/1993)
2. Beprobung: 1994 (09/10/1994)
3. Beprobung: 1995 (05/06/1995)

Die Beprobung im Jahr 1995 wurde aus organisatorischen Gründen in die erste Jahreshälfte gelegt.

Die Probenahme selbst erfolgte nach den Anleitungen zur Probenahme von Grund-, Roh- und Trinkwasser [LfU 1993]. Dabei kamen in den Brunnen bzw. Pegel ohne stationäre Tauchpumpe, je nach Rohrdurchmesser, zwei verschiedene mobile Tauchpumpen zum Einsatz. Für Rohrdurchmesser kleiner 12,5 cm war eine Unterwasserpumpe mit 5 cm Durchmesser und einer Leistung von max. 30 $\frac{1}{s}$ ausreichend, während die größere Unterwasserpumpe, mit ca. 8-9 cm im Durchmesser und einer Leistung von ca. 36 $\frac{1}{s}$ bei größeren Querschnitten zum Einsatz kam. Für einige Notbrunnen ergaben sich dennoch Abpumpzeiten von über 2 Stunden.

Die Proben wurden am Technologiezentrum Wasser (TZW, ehemalige DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut, TU Karlsruhe) analysiert. Die Analytik bezog sich auf ein Grundmessprogramm, auf Untersuchungen zu Schwermetallen, auf Kohlenwasserstoffe sowie auf Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel.

Grundmessprogramm

Das Grundmessprogramm umfasste bei jeder Wasserprobe:

Farbe SAK-436 (SAK-436); Temperatur (Temp.); Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C (Leitfä.), Sauerstoff (O₂); pH-Wert (pH); Säurekapazität bis pH-4,3 (Ks. pH 4,3); Summe Erdalkalien GH (Sum. Erda.); Calcium (Ca); Magnesium (Mg); Natrium (Na); Kalium (K); Ammonium (NH₄); Eisen gesamt (Fe ges.); Mangan gesamt (Mn ges.); Chlorid (Chlorid); Nitrat (NO₃); Nitrit (NO₂); Sulfat (SO₄); ortho-Phosphat (o-PO₄); Cyanid

gesamt (Cn ges.); gelöster organischer Kohlenstoff (DOC); Spektraler Absorptionskoeffizient 254nm (SAK-254); Adsorbierbare organisch gebundene Halogenverbindungen (AOX); Bor (Bor).

Schwermetalle

Arsen (As); Blei (Pb); Cadmium (Cd); Chrom ges. (Cr ges.); Nickel (Ni); Quecksilber (Hg); Kupfer (Cu); Zink (Zn).

Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)

Trichlormethan (Trichl.met.); Dichlormethan (Dichl.met.); Tetrachlormethan (Tetrachl.met.); Trichlorethen (Tri); Tetrachlorethen (Per); 1,1,1-Trichlorethan (1,1,1-TCE); cis-1,2-Dichlorethen (Cis); gelöste u. emulgierte Kohlenwasserstoffe (KW).

Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)

Atrazin (Atrazin); Desethylatrazin (Desethylatra.); Propazin (Propa.); Simazin (Sima.); Desisopropylatrazin (Desisopropylatra.); Terbutylazin (Terbutyla.); Desethylterbutylazin (Desethylterb.); Bromacil (Bromacil); Hexazinon (Hexa.); Metazachlor (Metaza.); Metolachlor (Metola.); Metalaxyl (Metalaxyl).

Komplexbildner (nur 1995)

Nitrioltriessigsäure (NTA); Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA); Diethylentri-nitriolpentaessigsäure (DTPA).

4.3 Interpretationshilfen

Wichtige Interpretationshilfen waren die Ermittlung der **Eintragsflächen** für jede Meßstelle und die Ermittlung der **Flächennutzungstypen** und des **Grundwasserrisikopotentials** auf den Eintragsflächen (Abbildungen 5 und 6).

Die Eintragsflächen wurden mittels eines Rechenverfahrens mit dem DV-System ZEUS ermittelt. Für die Ermittlung der Flächennutzung und des Risikopotentials wurde der städtische Flächennutzungsplan in einem Geographischen



Abbildung 5: Flächennutzungskarte von Karlsruhe und 17 Messstelleneintragsgebiete ermittelt mit ZEUS (Öffnungswinkel 3°)

Informationssystem (GIS) aufbereitet und die einzelnen Flächennutzungstypen im Stadtgebiet ermittelt.

Durch Verschneidung der Messstelleintragsflächen mit dem Flächennutzungsplan ergaben sich die jeweiligen Flächennutzungen. Diese geben erste Hinweise auf potentielle Einwirkungen auf das Grundwasser.

In einem weiteren Schritt wurden die konkreten Risikopotentiale in den Eintragsflächen ermittelt (Altlasten, Verdachtsflächen, Betriebe, Kanalsanierungsabschnitte).

Zur Interpretationsvereinfachung wurden unmittelbar an den Messstellen die Hauptflächennutzungen und die Hauptrisikopotentiale ermittelt.

4.3.1 Messstelleneintragsflächen, Flächennutzungen, Risikopotentiale

Messstelleneintragsflächen

Die nicht immer eindeutige Bestimmbarkeit des Stoffeintragsortes (Emittentensuche) erschwert die Auswertung und Interpretation von Grundwasseranalysen. Da die Nutzungsarten (Stoffquellen) auf der Eintragsfläche die stoffliche Zusammensetzung eventueller Emissionen ins Sicker- und Grundwasser bestimmen, sollte zu jeder Messstelle das Eintragsgebiet bekannt sein. Die Abmessungen eines Eintragsgebietes einer Grundwassermessstelle können selbst bei oberflächennaher Verfilterung einige Kilometer Ausdehnung haben.

Zwischen dem Eintrag eines Schadstoffes in den Grundwasserkörper und der Erfassung desselben in einer Messstelle kann eine große örtliche und zeitliche Distanz liegen. In Siedlungsgebieten gestaltet sich die Emittentensuche aufgrund der eng nebeneinander liegenden, unterschiedlichen Flächennutzungen schwieriger als in weiträumigen, z.B. landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen.

Zur Bestimmung von hydraulischen Eintragsflächen gibt es verschiedene Modellansätze, welche über die Verfilterungstiefe Randstromlinien

(Bahnkurven) berechnen und damit die Eintragsgebiete begrenzen.

Der einfache Berechnungsansatz nach Leuchs [1988] ermöglicht eine erste Abschätzung von Eintragsgebieten. Dieses Modell ist jedoch nur in solchen Grundwasserleitern gültig, in denen das Gesetz nach Darcy gilt. Man benötigt neben den Brunnenstammdaten (Lage, Verfilterungstiefen, Geländeoberkante) auch hydrogeologische Karten, Isohypsenpläne und Angaben zu Grundwasserneubildungsraten.

Die Grundlagen dieses Modellansatzes basieren auf der natürlichen Grundwasserneubildung durch Versickerung. Es wird der vertikale Alterszuwachs im Grundwasserkörper berechnet. Über die Fließverhältnisse im Aquifer können dann die Grenzen des Eintragsgebietes abgeschätzt werden. Die Formel für die Berechnung des Grundwasseralters lautet folgendermaßen:

$$t = \frac{H \cdot n_f}{Q_G} \cdot \ln \frac{H}{z}$$

- t: Grundwasseralter in Jahren (a)
- H: Mächtigkeit des Grundwasserkörpers (m)
- n_f : Durchflusswirksame Porosität (-)
- Q_G : Grundwasserneubildungshöhe (m/a)
- z: Höhe über der undurchlässigen bzw. schlecht durchlässigen Bodenschicht

Aus dem Grundwasseralter t und der Abstandsgeschwindigkeit v_a ergeben sich die Bahnkurven des neugebildeten Grundwassers vom Versickerungsort zur Messstelle hin. Die Bahnkurven werden durch die Tiefenlage der Filterober- und -unterkante in der Messstelle, sowie durch den Schnitt der oberen und unteren Randstromlinie (Fließweg) mit der freien Grundwasseroberfläche begrenzt.

$$s = v_a \cdot t = \frac{I \cdot k_f}{n_f} \cdot t$$

- v_a : Abstandsgeschwindigkeit (m/s)
- k_f : Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)
- I: Hydraulisches Gefälle (-)
- s: zurückgelegter Fließweg

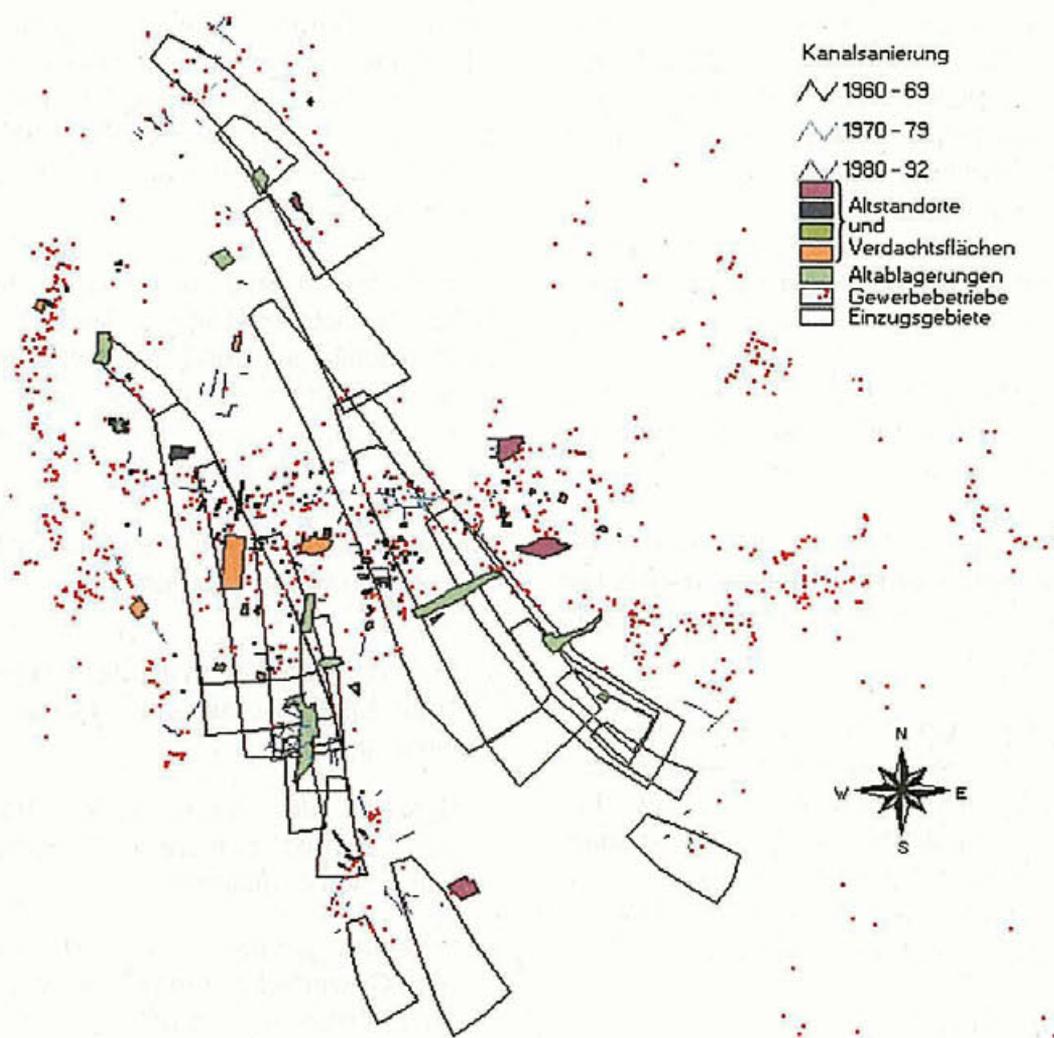


Abbildung 6: Risikopotentiale in den 20 Messstelleneintragsgebieten, ermittelt mit ZEUS und erweitert auf einen Öffnungswinkel von 5° (Quellennachweis s. Text).

Ein komplexeres Berechnungsmodell bietet das DV-GIS-Instrument "ZEUS", "Zentrales Umweltkompetenz System", Methodendatenbank zur Messnetzplanung und Auswertung. "ZEUS" wurde am FAW Ulm (Forschungsinstitut für anwendungsorientierte Wissensverarbeitung, Universität Ulm) in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU), dem Geologischen Landesamt (GLA) und den Firmen ESRI und Digital Equipment entwickelt.

Mit den beiden Berechnungsansätzen der "ZEUS-Version II" [ZEUS 1995] wurden für Karlsruhe die Eintragsgebiete (Eintragsflächen, Abk.: EFL) der ausgewählten Messstellen berechnet.

Das der Berechnung zugrundegelegte Strömungsmodell basierte auf den mittleren Grundwasserständen und auf den beiden Hydrogeologischen Kartierungen (HGK) Karlsruhe-Stadt und Karlsruhe-Speyer [Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg und Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz 1988].

Nach einem Ergebnisvergleich beider ZEUS-Berechnungen wurde der erste einfache Näherungsansatz in ZEUS zur Darstellung gewählt, da die im zweiten ZEUS-Ansatz berücksichtigten tiefspezifischen Einflüsse bei der Verfiltration der Messstellen im oberflächennahen Bereich bei den Ergebnissen kaum zur Geltung kommen.

Die Aquifergeometrie bleibt unberücksichtigt, womit die vertikale Filtergeschwindigkeit, die sich aus der ortsspezifischen Grundwasserneubildungsrate ermittelt, unabhängig von der Tiefenlage angesetzt wird.

Im Pilotprojekt erfolgte die EFL-Ermittlung in 50 m Integrationsschritten (kleinste programmtechnisch realisierbare Schrittweite).

Der Einfluss der Dispersivität auf die Größe der EFL wurde mit einem Öffnungswinkel von 3° berücksichtigt (Abbildung 5).

Die auf Grundlage der beiden HGK ermittelten ZEUS-Ergebnisse wurden einander gegenübergestellt und auf Übereinstimmung und Plausibilität überprüft.

Bei Unstimmigkeiten wurde die Lage der Eintragsgebiete mit dem einfachen Ansatz nach Leuchs (1988) neu abgeschätzt. Dies geschah ebenso für 3 Messstellen, deren Eintragsgebiete außerhalb der Modellgrenzen der Hydrogeologischen Kartierungen lagen und daher nicht von ZEUS berechnet werden konnten.

Flächennutzungen

Die Beschreibungen der Eintragsflächennutzungen sind für die Messstellen einander gegenübergestellt worden.

Teilweise sind große Abweichungen zwischen den Ergebnissen beider HGK's festzustellen. Sie dienen aber als Interpretationsgrundlage für die Auswertung der Grundwasseranalysen.

Risikopotentiale

Vor der eigentlichen Ermittlung der Risikopotentiale wurden die mittels ZEUS berechneten EFL zunächst aufbereitet.

Die Eintragsflächen wurden unter Berücksichtigung eines Sicherheitszuschlages für die Flächenänderungen durch schwankende Grundwasserstände mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) auf 5° verbreitert.

Weiterhin wurde eine auch im hochverdichteten Stadtgebiet existierende Grundwasserneubildung (ca. 0,5 - 2,0 $l_{(s.km^2)}$, offene Flächen, Kanalexfiltrationen) dadurch berücksichtigt, dass die EFL entlang des Stromlinienfadens bis nahe an die Messstelle herangeführt wurden.

Durch diese Maßnahmen konnten die Unsicherheiten bei der Festlegung der EFL durch den Zeus-Modellansatz und durch die jahreszeitlich unterschiedlichen Grundwasserfließverhältnisse verringert werden.

Als Datengrundlagen für die eigentliche Risikopotentialabschätzung in den Eintragsflächen der Messstellen wurden ausgewählt:

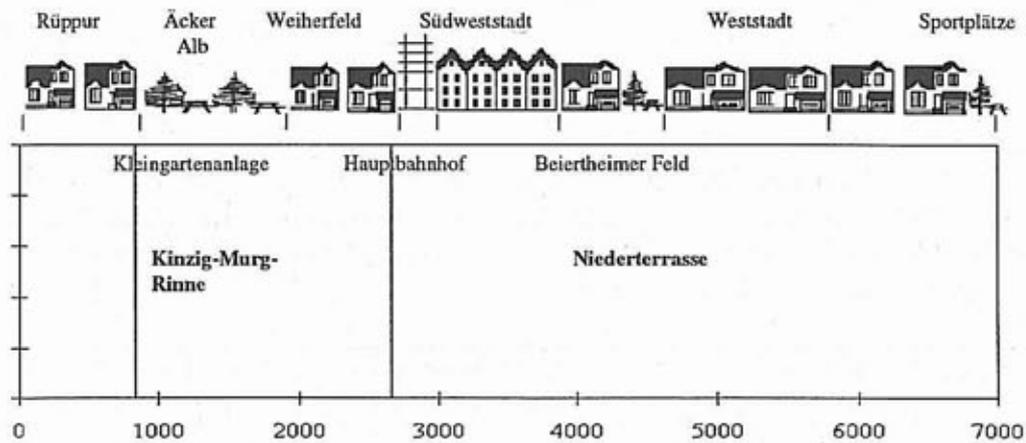
- **Plan der sanierten Kanalstrecken** der Jahre 1960-1992 (Tiefbauamt Karlsruhe, unveröffentlicht)
- **Kataster der Altstandorte, Altablagerungen, Verdachtsflächen** (Umweltamt Karlsruhe, unveröffentlicht)
- **Bewertungskataster des Risikopotentials von Gewerbebetrieben¹** (ehemaliges Wasserwirtschaftsamt Karlsruhe, unveröffentlicht).

Die einzelnen Eintragsflächen der Messstellen wurden mit den o.g. Datengrundlagen in einem Geographischen Informationssystem verschnitten (Abbildung 6) und ausgewertet, so dass sich die in Tabelle 8 aufgelisteten Risikopotentiale ergeben.

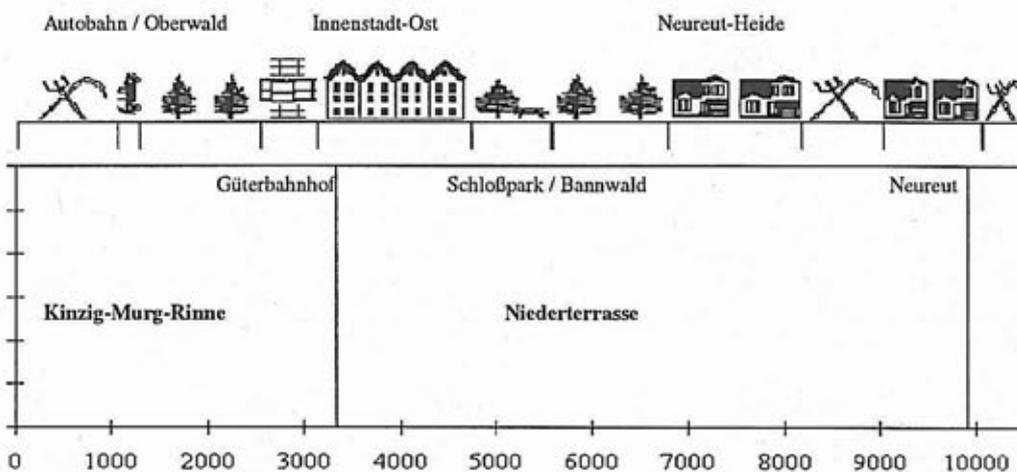
In Tabelle 8 sind für jede Messstelleneintragsfläche die Kanalsanierungslängen, die Anzahl der Altlasten und die Riskobewertungszahlen für die Gewerbebetriebe dargestellt.

¹Für das gesamte Karlsruher Stadtgebiet wurde in den Jahren 1992-95 im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Karlsruhe und des Ministeriums für Umwelt Ba-Wü eine Grundwasserrisikoerhebung und -bewertung für die von den Betrieben ausgehende mögliche Wassergefährdung durchgeführt.

Westlicher Meßstreifen



Östlicher Meßstreifen



Bedeutung der Symbole:

- | | | | |
|--|------------------------------------|--|-------------------------------|
| | dichte (geschlossene) Wohnbebauung | | lockere (offene) Wohnbebauung |
| | Autobahn | | Bahnlinie |
| | Wald | | Grünanlage |
| | | | Landwirtschaft |
| | | | Bahnanlagen (Güterbahnhof) |

Abbildung 7: Schematisierte Lage von Flächennutzungen, Grundwassergefährdungspotentialen und von naturräumlichen Landschaftseinheiten im westlichen und östlichen Meßstreifen (Entfernungsangabe auf x-Achse in Meter (m)).

Hauptrisikopotentiale

Zur Abschätzung eines Zusammenhangs zwischen einem Messwert an einer Messstelle und der Flächennutzung muss man die eventuellen Stoffquellen im oberstromigen Umfeld suchen (Ursachenabschätzung).

Daher wurde das oberstromige unmittelbare Umfeld jeder Messstelle untersucht und die darin befindlichen Flächennutzungen (z.B. Wald), die Hauptgefährdungspotentiale (z.B. dichte Wohnbebauung, Bahnanlagen) und die naturräumli-

chen Landschaftseinheiten (z.B. Kinzig-Murg-Rinne) ermittelt.

Dies ist für beide Messstreifen in Abbildung 7 schematisiert dargestellt.

Zur Orientierung sind weiterhin die einzelnen Stadtteile (z.B. Rüppur, Neureut) und wichtige Orientierungspunkte (Hauptbahnhof, Schlosspark etc.) namentlich aufgeführt.

LFU-Mst.-Nr.	Messstellen-Bezeichnung	Kanalsanierungslänge [m]	Altlasten [Anzahl]	Risikobewertungszahl der Betriebe [-]
0302/260-4	Notbrunnen 40	70	0	24
0706/260-5	Notbrunnen 22	600	0	11
0341/260-4	Freibad Rüppur	160	3	14
0300/260-3	Notbrunnen 38	1670	3	2
0293/260-0	Notbrunnen 6	900	3	0
0984/259-0	Notbrunnen 7	4020	32	46
0990/259-5	Notbrunnen 18	4250	46	157
1112/259-5	Notbrunnen 8	2310	40	307
0966/259-9	Karlsruher FV	1920	51	382
0080/260-2	Robert Hügel	250	0	4
0169/260-6	Oberwaldstadion	0	0	0
0066/260-2	Pegel 10 WW DW	0	2	0
0016/260-5	Pegel 21 WW DW	0	3	0
0983/259-5	Notbrunnen 5	230	5	71
1162/259-7	Feuerlöschbrunnen 30	2200	34	113
0353/259-2	Fernheizwerk	2200	42	201
0993/259-1	Notbrunnen 24	2980	75	226
1115/259-1	Eislaufhalle Neureut	0	0	28
0291/259-0	Pegel F8.1	0	1	2
0410/259-8	Pegel E7.1	180	6	48

Tabelle 8: Bewertung der Gefährdungspotentiale durch Kanäle, Altlasten und Gewerbe in den Messstelleneintragsflächen (ermittelt nach Datenlage ehemaliges Wasserwirtschaftsamt, Tiefbauamt, Umweltamt Karlsruhe).

4.3.2 Geogene Hintergrundbeschaffenheit (Quartär) und diffuse Hintergrundbelastung der Grundwasserrandzuströme (Vorbergzone)

Grundwasser ist bei weitem kein homogenes Gut. Die hydrogeologische und hydrochemische Typisierung von verschiedenen Grundwässern kann durch "Grundwasserlandschaften" beschrieben werden [DVWK1982, GLA & LfU 1985].

Der typische Chemismus eines unbeeinflussten Grundwassers wird durch die im Wasser gelösten natürlichen Bestandteile bestimmt.

Die unterschiedlichen Wassertypen spiegeln die spezifische Verwitterbarkeit und Löslichkeit der durchströmten Gesteinsformationen im jeweiligen Aquifer wider.

Die chemische Zusammensetzung von Grundwässern kann sich sowohl in horizontaler als auch vertikaler Richtung voneinander unterscheiden [Vierhuff 1987].

So sind Grundwässer aus kristallinen oder basenarmen Gesteinen - wie bspw. Schwarzwaldgesteine oder kalkarme Sande - wesentlich saurer als Grundwässer aus Kalk- oder Dolomitgestein. Spezielle Parameter können bei einer weiteren Typbestimmung gute Hinweise geben. Z.B. weisen Grundwässer, die durch Kalk- oder Dolomitgestein geprägt sind, in der Regel pH-Werte deutlich >7 auf, begleitet von hohen Erdalkali- und Carbonatgehalten. Der Einfluss der umgebenden Gesteine ist dabei umso stärker, je löslicher die gesteinsbildenden Minerale sind (z.B. Gips, Salz) und je größer die Kontaktfläche (z.B. Schluff) respektive die Kontaktzeit ist.

Die für einen Aquifer oder eine Grundwasserlandschaft charakteristische natürliche hydrochemische Zusammensetzung kann als "geogene Hintergrundbeschaffenheit" beschrieben werden [LfU 1994-1]. Bei der Charak-

terisierung der geogenen Hintergrundbeschaffenheit einer Grundwasserlandschaft werden Konzentrationsbandbreiten von Wasserinhaltsstoffen beschrieben. Die geogene Hintergrundbeschaffenheit wird als Vergleichsmaßstab für menschliche Eingriffe herangezogen.

Da ein derartiger Urzustand in intensiv genutzten Kultur- und Industrielandschaften aufgrund der regionübergreifenden Umwelteinflüsse an keiner Stelle vorausgesetzt werden kann, definiert man auch eine "allgemeine diffus vorbelastete Hintergrundbeschaffenheit", die neben der rein geogenen Hintergrundbeschaffenheit auch die Summe aller durch den Menschen verursachten großräumigen diffusen Einflüsse erfasst.

In Tabelle 9 sind einige aus Wasserwerksanalysen abgeleiteten Werte der allgemeinen diffus vorbelasteten Hintergrundbeschaffenheit aus der Vorbergzone den durch die LfU [1994-1] ermittelten geogenen Hintergrundwerten (HGB) in den quartären Schichten des nördlichen Rheingrabens gegenübergestellt.

Parameter	Dimension	HGB (nördl. Rheingraben) (Quartär)	HGB (Vorbergzone)
Natrium	mg/l	6,6	6,5
Kalium	mg/l	1,5	1,6
Magnesium	mg/l	6	26,7
Calcium	mg/l	100,8	129,9
Chrom	mg/l	0,0002	0,0002
Mangan	mg/l	0,11	0,001
Eisen	mg/l	2,178	0,015
Nickel	mg/l	0,0025	0,001
Zink	mg/l	0,016	0,007
Bor	mg/l	0,02	0,013
Cyanid	mg/l	-	0,003
Ammonium	mg/l	0,19	0,01
Nitrit	mg/l	-	0,01
Nitrat	mg/l	9,3	30,2
Sulfat	mg/l	66,3	46,4
Chlorid	mg/l	13	24,9
Phosphat	mg/l	0,12	0,07

Tabelle 9: Geogene Hintergrundbeschaffenheit (HGB) des Grundwassers im nördlichen Rheingraben (Quartär) [LfU 1994-1] und diffus vorbelastete Hintergrundbeschaffenheit in der Vorbergzone von Karlsruhe [ermittelt anhand von Analysen von Wasserfassungen in der Vorbergzone von Karlsruhe].

Die Gegenüberstellung soll grob den hydrochemischen Unterschied zwischen dem Grundwasser aus dem hier unbelasteten Quartär und aus der diffus belasteten Vorbergzone aufzeigen und Interpretationshilfen für den evtl. hydrochemischen Einfluss des Vorbergzonengrundwassers (Randzufluss) auf das Grundwasser im Lockergestein geben.

Die größenordnungsmäßig auffallenden **Wertebereichsunterschiede** sind festzustellen bei:

1) Werte der Vorbergzone > Quartär

bei den Erdalkalien **Magnesium, Calcium** und bei **Nitrat** und **Chlorid**

Die Unterschiede bei den Erdalkalien erklären sich aus dem größeren Kalkreichtum der Vorbergzone verbunden mit salzreicheren auch Chlorid führenden Schichten des Muschelkalks und aus wahrscheinlichen anthropogenen Beeinflussungen, wie es sich über die hohen Nitratwerte andeutet (bei gleichzeitig größeren Sauerstoffwerten).

Ein weiterer Grund für die im Quartär geringeren Nitratgehalte liegt in der dortigen Sauerstoffarmut, welche die Redoxbedingungen für die mikrobiologischen Denitrifikationsvorgänge schafft (Nitratabbau - Freiwerden von gasförmigem Stickstoff).

5 Analysergebnisse

5.1 Auswertung, Darstellung und Interpretation der Analysergebnisse

Allgemeines

Der im weiteren beschriebene Einfluss des Karlsruher Stadtgebietes auf die Grundwasserbeschaffenheit ist prinzipiell auf drei verschiedene Ursachen zurückzuführen:

Einen direkten Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit haben die **primären Verschmut-**

2) Werte der Vorbergzone < Quartär

bei den Schwermetallen **Mangan, Eisen, Zink** und bei **Ammonium, Sulfat, ortho-Phosphat**

Die Unterschiede bei den Schwermetallen, bei Ammonium und dem gelösten ortho-Phosphat erklären sich aus dem in der Oberrheinebene geringeren Sauerstoffgehalt. Dieser verursacht, dass Schwermetalle hier besser löslich sind und aus den hier in der Aquifermatrix liegenden Kiesen und auch aus der organischen Substanz freierwerden. Auch Ammonium und Phosphat werden aus der organischen Substanz gelöst. Die Sauerstoffarmut lässt hier keine weitere Oxidation dieser Verbindungen zu, so dass diese Stoffe hier in ihren reduzierten Formen vorliegen.

Der Sulfatreichtum der Oberrheinebene ist auf die in der Oberrheinebene versickernden sulfatreichen Wasserzuflüsse zurückzuführen, wie Grundwasserrandzuflüsse, Bäche und Flüsse aus dem Kraichgau (Muschelkalk und Keuper) und evtl. auf aufsteigendes Tiefengrundwasser aus dem Bereich von Erdöllagerstätten z.B. bei Bruchsal. Ein weiterer Grund ist die primär aus der landwirtschaftlichen Nitratbelastung resultierende und die Denitrifikation begleitende Oxidation von schwefelhaltigem Kies aus dem Grundwasserleiter zu Sulfat. Dieser Vorgang läuft im sauerstofffreien Grundwasser ab.

zungen, wie sie bspw. durch Direktversickerungen von Abwasser hervorgerufen werden.

Sekundäre Verschmutzungen ergeben sich in Folge einer Beeinflussung anderer Wasserinhaltsstoffe durch die primären Verschmutzungen. So sorgen bspw. fäkalische Abwasserversickerungen für eine Erhöhung der Stoffumsetzungsprozesse im Grundwasser, was mit Sauerstoffzehrung und Kohlenstoffdioxidanreicherungen verbunden ist. Auf diese Weise entsteht z.B. ein Sauerstoffmangel, der als sekundäre

Verschmutzung betrachtet werden kann. Dieser Vorgang muss selbstverständlich nicht immer anthropogen bedingt sein, sondern kann auch, so wie in den torf- und humusreichen Schichten der Kinzig-Murg-Rinne im Untersuchungsgebiet beobachtet, natürlichen Ursprungs sein.

Die sekundären Verschmutzungen ziehen **tertiäre Verschmutzungen** nach sich. Die Wechselwirkungen sind nicht immer eindeutig nachvollziehbar. Tertiäre Verschmutzungen sind z.B. Anreicherungen von Schwermetallen, Sulfaten und Härtebildnern als Folge der durch Sauerstoffmangel hervorgerufenen Redox-Reaktionen und verstärkten Lösungsvorgänge aus dem Grundwasserleiter. Ein reduzierendes Milieu kann bspw. eine Nitratreduktion (Denitrifikation) mit gleichzeitiger Sulfatkonzentrationserhöhung (Sulfurikation) einleiten. Veränderungen des Kalkkohlenstoffgleichgewichts, wie o.g. Kohlenstoffdioxidanreicherungen aus Abwasserversickerungen, können im Grundwasser zur vermehrten Lösung von Härtebildnern führen, welche sich dann in höheren Calcium-, Magnesium- und Hydrogencarbonatkonzentrationen bemerkbar machen (Aufhärtung).

Übersichtstabelle

In Tabelle 10 wurde versucht, die Einflüsse des Stadtgebiets Karlsruhe auf die Beschaffenheit des Grundwassers für jeden Einzelparameter übersichtlich darzustellen. Hierzu wurden die Mittelwerte jeweils zu **Beginn** der Messstreifen, im **Stadtzentrum** und am **Ende** des Untersuchungsgebietes über alle drei Beprobungen getrennt für beide Messstreifen hinweg berechnet. Auf diese Tabelle wird im nächsten Kapitel bei jeder Diskussion der Einzelstoffe in den Ganglienverläufen Bezug genommen. Die Grundwasserzuströme in beiden Messstreifen sind offenbar landwirtschaftlich vorbelastet (s. hohe Nitratwerte am Messstreifenbeginn).

Die Tabelle 10 ist dazu geeignet, die prinzipiellen Konzentrationsentwicklungen verschiedener Parameter im Karlsruher Grundwasser in Form einer Zu- oder Abnahme respektive eines konstanten Verlaufes zu dokumentieren. Inwieweit diese Vorgänge auf anthropogene Einflüsse pri-

märer, sekundärer oder tertiärer Art zurückgeführt werden können, oder ob es sich bei vorhandenen Konzentrationssprüngen um rein geogene Vorgänge handelt, geht aus dieser Darstellung nicht hervor. Dazu werden im nächsten Kapitel detailliertere Ganglinienauswertungen und Interpretationen vorgenommen.

Ganglinien in den Messstreifen

Im Folgenden werden für ausgewählte **Einzelparameter** die Analysenwerte beider Messstreifen aus den Jahren 1993, 1994, 1995 mit je einem Marker und je einer Linie pro Jahr und Messstelle **entsprechend dem Grundwasserfließprofil** unter den Hauptrisikopotentialen der Stadt - wie in Abbildung 7 - übersichtlich dargestellt. Die im Kopf der Diagramme dargestellten Abbildungen symbolisieren die jeweilige Flächennutzung mit den Hauptrisikopotentialen im beprobten Abschnitt. Die vergleichende Darstellung der Analysen aus den drei Jahren ließ sich am deutlichsten durch das Auftragen der **drei Jahresmessreihen** in einer Abbildung verwirklichen. Die Darstellungen sind dazu geeignet, die prinzipiellen Konzentrationsentwicklungen verschiedener Parameter im Karlsruher Grundwasser in Form einer Zu- oder Abnahme respektive eines konstanten Verlaufes zu dokumentieren. Inwieweit diese Vorgänge auf anthropogene Einflüsse primärer, sekundärer oder tertiärer Art zurückgeführt werden können, oder ob es sich bei vorhandenen Konzentrationssprüngen um rein geogene Vorgänge handelt, geht aus den Darstellungen nicht hervor. Dies ist Sache der fundierten **Interpretation mit den in den vorigen Kapiteln erarbeiteten Hilfen**.

Konzentrationswerte kleiner der Bestimmungsgrenze (BG)

Konzentrationswerte kleiner der Bestimmungsgrenze (BG) - also analytisch nicht nachweisbare Werte - gingen vereinbarungsgemäß mit dem Zwei-Drittel-Wert der analytisch machbaren Bestimmungsgrenze in die Abbildungen ein. Einige Parameter wurden nicht dargestellt, da sie im Verlauf der Untersuchungen generell analytisch nicht nachweisbar waren. Dies betraf vor allem die Gruppe der Schwermetalle wie

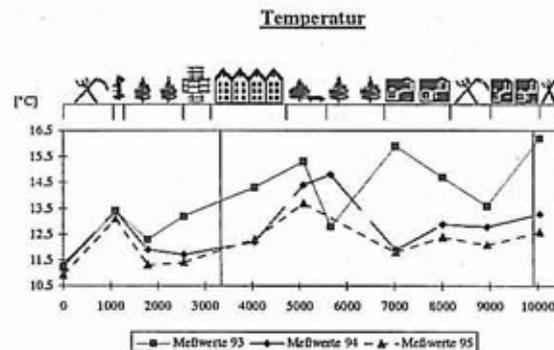
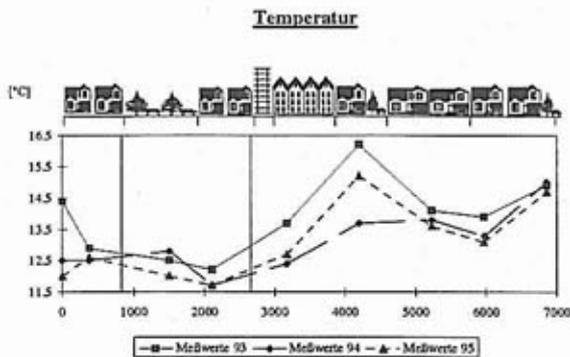
bspw. Quecksilber oder Kupfer aber auch diverse Stoffe aus dem Bereich der Pflanzenschutzmittel (z.B. Propazin), die gelöst und emul-

gierten Kohlenwasserstoffe und die CKW Dichlormethan und Tetrachlormethan.

		Westlicher Messstreifen			Östlicher Messstreifen		
		Beginn	Stadtzentrum	Ende	Beginn	Stadtzentrum	Ende
SAK-436	1/m	0,037	0,033	0,063	0,033	0,137	0,090
Temperatur	°C	13,0	13,8	14,9	11,1	14,5	14,0
Leitfähigkeit	mS/m	87,5	70,4	81,5	112,3	97,1	91,7
Sauerstoff	mg/l	5,0	0,9	0,5	7,7	0,5	0,5
pH-Wert	-	7,08	7,29	7,06	6,97	6,99	7,07
Säurekap.	mmol/l	6,60	4,84	5,11	6,40	6,59	5,47
Sum. Erdalkalien	mmol/l	4,07	3,20	3,65	5,18	4,31	4,43
Calcium	mg/l	136,4	108,2	125,2	167,9	150,5	155,6
Magnesium	mg/l	16,2	12,2	12,8	24,2	13,5	13,2
Natrium	mg/l	25,0	21,4	27,5	27,7	33,3	21,1
Kalium	mg/l	2,17	5,4	3,77	1,17	13,43	4,2
Ammonium	mg/l	0,027	0,027	0,023	0,023	0,023	0,027
Eisen ges.	mg/l	< 0,01	< 0,01	0,013	0,037	0,123	< 0,01
Mangan ges.	mg/l	< 0,01	0,163	< 0,01	< 0,01	0,747	0,013
Chlorid	mg/l	38,5	31,5	43,8	118,1	42,9	35,4
Nitrat	mg/l	39,33	8,13	16,20	63,17	7,57	19,87
Nitrit	mg/l	< 0,01	0,067	< 0,01	< 0,01	0,033	0,033
Sulfat	mg/l	53,4	79,7	103,3	54,5	131,8	154,0
ortho-Phosphat	mg/l	0,030	0,017	0,040	0,023	0,043	0,030
Cyanid ges.	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
DOC	mg/l	1,07	1,00	1,23	0,77	2,60	1,80
SAK-254	1/m	1,43	1,37	2,13	1,20	5,73	3,7
AOX	mg/l	0,006	0,020	0,017	0,006	0,014	0,008
Kohlenwasserstoffe	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Arsen	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Blei	mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cadmium	mg/l	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Chrom ges.	mg/l	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Nickel	mg/l	< 0,001	< 0,001	0,003	< 0,001	0,006	< 0,001
Quecksilber	mg/l	< 0,00005	< 0,00005	< 0,00005	< 0,00005	< 0,00005	< 0,00005
Bor	mg/l	0,027	0,06	0,063	0,02	0,113	0,083
Kupfer	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zink	mg/l	< 0,02	< 0,02	0,06	0,07	0,18	< 0,02
Trichlormethan	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Dichlormethan	µg/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Trichlorethen	µg/l	< 0,1	21,3	3,8	< 0,1	1,6	< 0,1
Tetrachlorethen	µg/l	< 0,1	9,7	11,4	< 0,1	9,4	0,3
1,1,1-Trichlorethan	µg/l	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
cis-1,2-Dichlorethen	µg/l	< 10	< 10	< 10	< 10	24	< 10
Atrazin	µg/l	0,310	< 0,01	< 0,01	0,013	0,013	< 0,01
Desethylatrazin	µg/l	0,29	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Propazin	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Simazin	µg/l	0,10	< 0,01	< 0,01	0,03	0,04	< 0,01
Desisopropylatrazin	µg/l	0,25	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Terbutylazin	µg/l	0,12	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01
Desethylterbutylazin	µg/l	0,10	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Bromacil	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Hexazinon	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,28	< 0,05
Metazachlor	µg/l	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Metolachlor	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metalaxyl	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
EDTA	µg/l	0,8	2,8	1,4	< 0,5	11	3,4
NTA	µg/l	0,6	1,3	1,1	< 0,5	1,3	0,5
DTPA	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2

Tabelle 10: Verlauf der Stoffkonzentrationen im Grundwasser unter dem Karlsruher Stadtgebiet in beiden Messstreifen (Mittelwerte der Messungen von der ersten und letzten Messstelle und den Messstellen im Stadtzentrum in beiden Messstreifen).

5.2 Temperatur



Allgemeines

Natürlicherweise wird dem Boden und dem Grundwasser Wärmeenergie durch Sonnenstrahlung zugeführt (Wärmeaustauschprozesse), z.B. über die relevante Grundwasserneubildung im Herbst.

Dadurch steigt die Grundwassertemperatur an. Im Gegensatz dazu kann die im Anschluss an den Winter im Frühjahr stattfindende Grundwasserneubildung (Schneesmelze) dem Grundwasser kälteres Sickerwasser zuführen.

Siedlungsflächen verursachen meist wesentliche Temperaturerhöhungen. Die anthropogenen Grundwassererwärmungen sind primär durch diffuse und punktuelle Wärmequellen verursacht, wie z.B.: Heizaktivitäten im häuslichen und industriellen Bereich, Fernwärmeleitungen, Abwasserkanäle, Kühlwassereinleitungen in den Untergrund, evtl. Kanalexfiltrationen.

Weiterhin reduzieren versiegelte Flächen durch verminderte Grundwasserneubildung den Zufluss kälteren Sickerwassers, so dass unter Siedlungen die anthropogene Grundwassererwärmung deutlich wird.

Für Köln beschreibt Balke [1974] eine Erwärmung bis zu 4°C.

Stadtgebiet Karlsruhe

In allen Untersuchungsjahren existiert eine Grundwassererwärmung im Verlauf der Fließstrecke durch das Stadtgebiet. Diese beträgt im Mittel aller Untersuchungsjahre etwa 2 bis 3°C.

Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet mit Temperaturen von 11-14,5 °C.

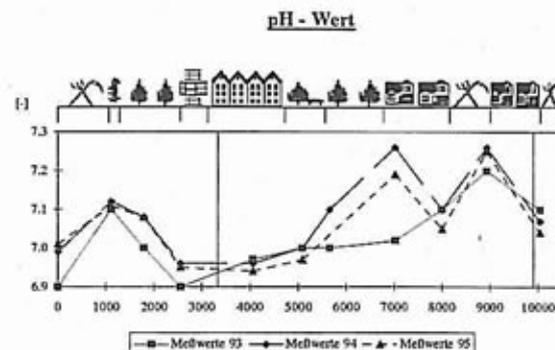
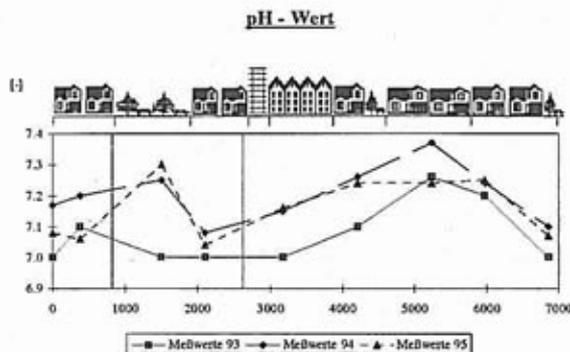
Im Fließverlauf steigt die Temperatur in beiden Messstreifen auf maximal 16,2 °C (Stadtmitte) mit einem Erwärmungsmaximum im östlichen Messstreifen (ca. 5 °C, 1993), welches auf eine hier vermutete Abwasserkanalundichtigkeit zurückzuführen ist.

Die Temperaturen in 1993 sind deutlich höher als in 1994, 1995. Es ist anzunehmen, dass die gegenüber 1993 ergiebigeren Niederschläge im Jahr 1994 (1994: ca. 730 mm; 1993: ca. 650 mm) verbunden mit einer größeren Grundwasserneubildung zu einer Abkühlung führten.

Die Temperaturunterschiede im Verlauf der beiden Messstreifen West (W) und Ost (O) können primär auf die unterschiedlichen Versiegelungsdichten und damit auf die unterschiedlichen Grundwasserneubildungsraten im Stadtgebiet zurückgeführt werden.

Auch vereinzelte Einleitungen von warmem Kühlwasser können zu Erwärmungen geführt haben. Temperaturanstiege finden sich direkt nach Passage von Südweststadt/Innenstadt-Ost mit dichter Bebauung. Nach Passage unversiegelter Flächen und der Alb sinken die Temperaturen (W: Äcker/Alb Rüppur/Weiherfeld, Beierheimer Feld; O: Oberwald, Schlosspark/ Bannwald), um wieder nach der locker bebauten Weststadt und Neureut zu steigen.

5.3 pH-Wert



Allgemeines

Der pH-Wert (pH) ist der negativ-dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration (H^+) im Wasser. Er ist eine wichtige Größe für das Korrosionsverhalten von Wasserleitungen und wird deshalb bei der Wasserversorgung kontrolliert. pH-Wert-Änderungen beeinflussen u.a. das Kalkkohlenstoffgleichgewicht und die Intensität von Redoxprozessen, auch die Löslichkeit/Toxizität von Metallen insbesondere im sauren Bereich von unter pH 6,5.

Eine pH-Abnahme von pH 7 auf pH 6 bedeutet eine Verzehnfachung der H^+ -Ionenkonzentration, jedoch gibt es im Wasser Puffersubstanzen, wie z.B. das Hydrogencarbonat oder das Phosphat, die diese pH-Schwankungen abpuffern können.

Die TrinkwV sieht einen oberen und unteren Grenzwert vor: pH 9,5 und pH 6,5.

Stadtgebiet Karlsruhe

Die für alle drei Jahre erhobenen Werte liegen in beiden Messstreifen zwischen ca. pH 6,9 und pH 7,4 und sind in beiden Messstreifen größenordnungsmäßig gleich. Es gibt keine TrinkwV-Grenzwertüber- oder unterschreitungen.

Die Unterschiede zwischen den Jahren sind in den Messstreifen nicht allzu groß. Alle pH-Werte liegen im zulässigen Bereich der TrinkwV-Grenzwerte.

Bei Passage unter der Stadt sind gleichzeitig ablaufende mikrobielle und chemische Prozesse

indirekt nachweisbar (s. Kapitel Sauerstoff, Nitrat, Säurekapazität), welche natürlichen und anthropogenen Ursprungs sind und das Grundwasser verändern (Sauerstoffverbrauch, Denitrifikation und Nitrifikation, Sulfurifikation, Veränderungen des Kalkkohlenstoffgleichgewichts). Diese Prozesse können den pH-Wert erhöhen oder erniedrigen.

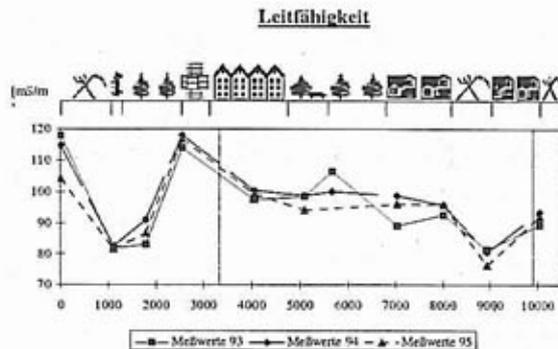
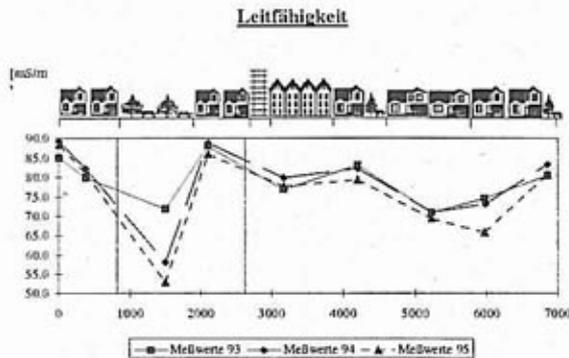
In Karlsruhe ist offenbar keiner dieser Prozesse im gesamten Fließverlauf so dominant, als dass er den pH-Wert entscheidend in eine Richtung prägen kann, auch weil im Fließverlauf die natürliche und anthropogene Pufferkapazität wechselt.

Das Stadtgebiet verursacht damit keine generelle signifikante pH-Erhöhung oder Erniedrigung.

Die pH-Werte in 1993 sind an den meisten Messstellen niedriger als in den anderen Jahren. An den Messstellen nach Passage von unversiegelten Flächen (Alb/Äcker, Schlosspark/ Bannwald) kommt es in beiden Messstreifen zu den größten Unterschieden zwischen den Jahren, da sich hier Änderungen der Grundwasserneubildungsraten am stärksten bemerkbar machen.

Im Bereich der Kinzig-Murg-Rinne machen sich in beiden Messstreifen an einzelnen Messstellen die pH-Wert erniedrigenden Einflüsse der Kohlenstoffbildung aus der Mineralisierung des anmoorigen, torfigen Rinnenuntergrundes bemerkbar.

5.4 Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C)



Allgemeines

Die auf 25°C normierte Elektrische Leitfähigkeit gibt als Summenparameter Aufschluss über die Menge der vorhandenen Kationen und Anionen (Gesamtelektrolytgehalt). Die Höhe des natürlichen Gesamtelektrolytgehaltes wird von den Eigenschaften der Gesteine und Böden des Einzugsgebietes bestimmt. In Abhängigkeit von der Löslichkeit der Minerale und der organischen Substanz, von der Kontaktzeit mit dem Wasser und von den physikalisch-chemischen Bedingungen in Boden und Aquifer entstehen Grundwässer mit hoher oder niedriger Leitfähigkeit [LfU, 1994-1].

Meist bestimmen die Konzentrationshöhen der im Grundwasser gelösten Hauptionen Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Hydrogencarbonat, Chlorid und Sulfat die Höhe der Leitfähigkeitswerte. Für "normale" Grundwässer sind Leitfähigkeiten zwischen 3 - 200 mS/m (bei 25°C) üblich. Grundwasserverunreinigungen gehen meist mit einer Erhöhung der natürlich vorhandenen Leitfähigkeit einher. Stark belastete Grundwässer im Abstrom von Altdeponien weisen häufig erhöhte Leitfähigkeiten von 900 mS/m und mehr auf [Kerndorf, 1985]. Der TrinkwV-Grenzwert beträgt 200 mS/m (bei 25°C).

Stadtgebiet Karlsruhe

Leitfähigkeitswerte liegen für alle drei Jahre vor. Die Messwerte von 50 - 120 mS/m liegen alle unter dem Trinkwassergrenzwert von 200 mS/m . Sie zeigen an den Messstellen meist nur geringe Unterschiede zwischen den Jahren, aber große Schwankungen im Fließverlauf um ca. 40 mS/m .

Die im Fließverlauf von Messstelle zu Messstelle in allen Jahren zu beobachtenden Wertezu- oder -abnahmen sind tendentiell nahezu gleich. Die Tendenzen korrespondieren offensichtlich mit den Ganglinien der Hauptionen Calcium, Magnesium, Natrium, Hydrogencarbonat (Anm.: Säurekapazität als Vertreter für das Anion Hydrogencarbonat), z.T. mit Chlorid im westlichen Messstreifen.

Die o.g. Zusammenhänge zu den Hauptionen sind z.T. statistisch deutlich signifikant: auf der Kationenseite zur Summe der Erdalkalien (Calcium und Magnesium) mit einem Korrelationskoeffizienten von $R=0,975$ (Abb. 8). Etwas weniger deutlich ist der Zusammenhang zur Säurekapazität bis pH 4,3 auf der Anionenseite ($R=0,794$). Mit anderen Kationen und Anionen bestehen weniger ausgeprägte Zusammenhänge.

Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet im östlichen Messstreifen mit wesentlich höheren Werten als im westlichen Messstreifen (Tab. 10).

Gründe dafür liegen in der natürlichen Herkunft des Wassers aus der hier im Osten kalkreicheren Vorbergzone (s. Kap. Naturräumliche Lage, Geogene Hintergrundbeschaffenheit) und in der hier vor der Stadt liegenden Autobahn, welche aufgrund ihrer Steigung in den Schwarzwald/Kraichgau im Winter stark mit Salz gestreut wird (s. Kap. Chlorid). Die niedrigeren Leitfähigkeiten am Beginn des westlichen Messstreifens sind mit der hier kalkärmeren Vorbergzone

Buntsandstein) und dem fehlenden Streusalzeinfluss der Autobahn zu erklären.

Das Stadtgebiet bewirkt keine deutliche Gesamterhöhung der Leitfähigkeit, da die Maximalwerte von ca. 90 - 120 mS/m schon im östlichen und westlichen Zustrombereich vor der eigentlichen Stadtfläche gemessen werden.

Im Verlauf der Fließstrecke unter der Stadt schwanken die Leitfähigkeiten stark aufgrund von naturräumlichen und siedlungsbedingten Gegebenheiten, um nach der Stadtpassage ein gemeinsames Wertenniveau von 80 bis 90 mS/m zu erreichen. Die einzelnen größeren Zunahmen im Stadtgebiet beruhen meist auf Bau-

schuttaltablagerungen (s. Kap. Calcium, Sulfat). Im ersten Drittel beider Messstrecken sind die auf maximal 1 km Fließweg sehr starken Abnahmen und die anschließenden starken Zunahmen um jeweils ca. 40 mS/m auffällig.

Die Abnahmen sind auf die größere Grundwassererneubildung auf den im Westen und Osten unversiegelten Flächen in der Kinzig-Murg-Rinne zurückzuführen. Hier führen Niederschlags- und Flusswasserinfiltration (Alb) zu einer Konzentrationsverdünnung der Hauptionen Calcium, Magnesium, Natrium, Chlorid, Hydrogencarbonat in beiden Messstreifen an den abstromigen Messstellen, auch von Sulfat im Westen.

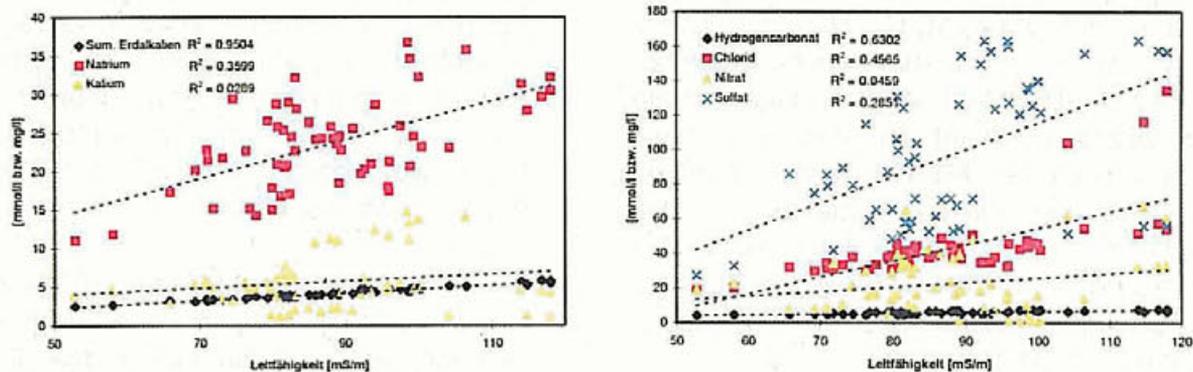


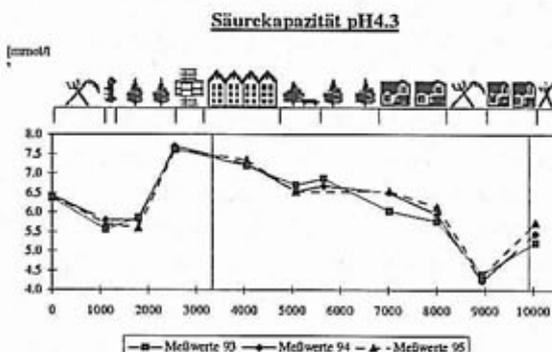
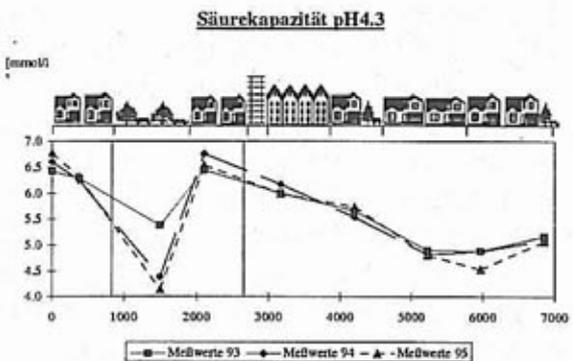
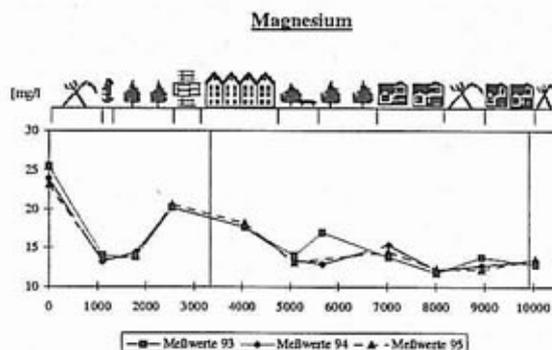
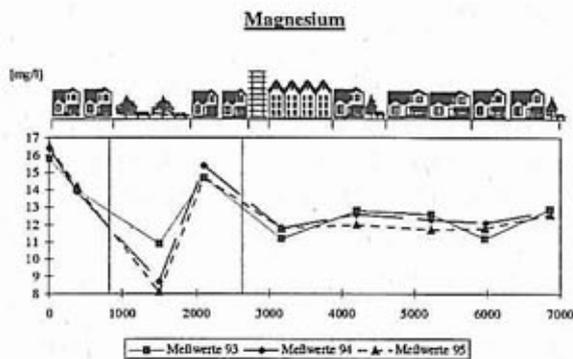
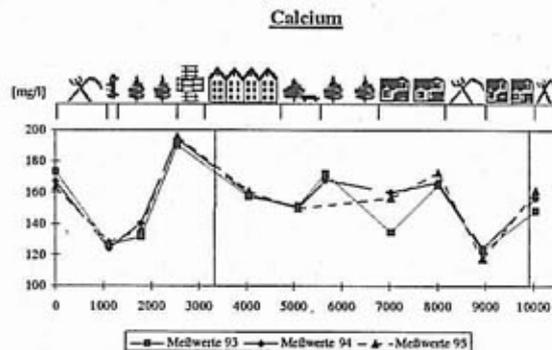
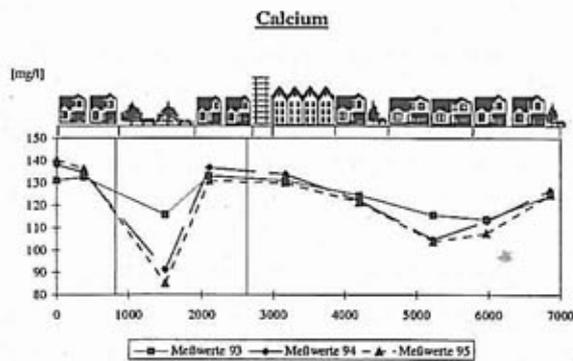
Abbildung 8: Korrelationen zwischen den Einzelmesswerten der Elektrischen Leitfähigkeit und den Hauptkationen und -anionen mit Angabe des einzelstoffbezogenen Korrelationskoeffizienten R.

Die kurz darauf folgenden Zunahmen in beiden Messstreifen sind hauptsächlich auf die Konzentrationszunahmen der meisten Hauptionen zurückzuführen. Die während der Passage der Kinzig-Murg-Rinne offenbar veränderten Kalkkohlenstoffgleichgewichte führen durch die dort vermehrt freiwerdende Kohlensäure aus dem Zersatz der organischen Substanz zu einer vermehrten Kalklösung beim Übergang des Grundwassers in die kalk- und sulfatreicheren Bauschuttaltablagerungen (Altablagerungen, Kriegsschutt, "Künstliche Auffüllungen" in Abb. 2) am nordwestlichen Rande der Kinzig-Murg-Rinne, vor Passage in die Niederterrasse im Bereich Oberwald und Albäcker/Weiherfeld (s. Kap. Naturräumliche Lage). Hier wird die Kalklösung von den niedrigen Grundwasserflurabständen begünstigt, dies führt zu einer Aufhärtung des Grundwassers und zur Leitfähigkeits-

erhöhung auch durch Sulfat. Ein Teil dieser Erhöhungen ist auch auf die - die Nitratreduktion (Denitrifikation) begleitenden - Erhöhungen der Sulfat- und Säurekapazitätswerte (Sulfurikation) zurückzuführen (s. Kap. Calcium, Sauerstoff, Nitrat, Sulfat).

Der darauf folgende relative Rückgang der Leitfähigkeiten im Stadtgebiet ist auf das dortige Fehlen von aufhärtenden Bauschuttaltablagerungen, den mangelnden Kontakt der Gebäudefundamente mit dem Grundwasser bei hier großen Flurabständen sowie auf die Verdünnung nach Passage unversiegelter Flächen mit größerer Grundwassererneubildung zurückzuführen (Beierheimer Feld, Schlosspark, Äcker Neureutheide). Am Ende des westlichen Messstreifens führt eine Altablagerung im Bereich der Sportplätze wieder zu einer Aufhärtung bzw. zu einem Leitfähigkeitsanstieg.

5.5 Calcium, Magnesium, Säurekapazität bis pH 4,3



Allgemeines

Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) gehören zur Gruppe der weit verbreiteten Erdalkalimetalle, z.B. als natürliche Bestandteile der Kalkgesteine. Calcium kommt auch als Gips vor (Calciumsulfat). Die Summe ihrer Konzentrationen wird als Gesamthärte bezeichnet.

Die Säurekapazität bis pH 4,3 (früher benutzte äquivalente Begriffe (Säurebindungsvermögen, Carbonathärte) gibt im wesentlichen Aufschluss über die je nach pH-Wert im Wasser vorhandenen Hydrogencarbonat-, Carbonat- und Hydroxylionen.

In den meisten Wässern ist der Gehalt der Calci-

um- und Magnesiumionen dem über die Säurekapazität angezeigten Hydrogencarbonatgehalt äquivalent.

Grundwässer aus Kalkgesteinen (z.B. Muschelkalk) enthalten natürlicherweise mehr Calcium, Magnesium und Hydrogencarbonat als kalkarme Gesteine (Buntsandstein). Die Konzentrationen können auch in Abhängigkeit von der Mischung von Wässern mit hohen und niedrigen Kohlen säuregehalten stark schwanken.

Primäre anthropogene Aufhärungen des Wassers resultieren aus der Kalkung von landwirtschaftlichen Flächen und aus der Kalklösung von

kalk- und gipshaltigen Bauschuttalagerungen und Gebäudefundamenten, welche bei Gipsablagerungen auch von einem Sulfatanstieg begleitet sind.

Zu weiteren Aufhärtungen aus kohlenstoffdioxidproduzierenden mikrobiologischen Prozessen kann es im Abstrom von Aquiferbereichen mit hohem organischem Substratgehalt, auch als Folge von Denitrifikationsvorgängen kommen (Moore oder Mülldeponien, Abwassereinleitungen). Daher fällt es sehr schwer, gerade in kalkreichen Grundwasserlandschaften anthropogene Beeinflussungen allein anhand der Ca-, Mg-Konzentrationen oder den Werten der Säurekapazität festzustellen.

Die TrinkwV sieht folgende Grenzwerte vor: Calcium 400 mg/l , Magnesium 50 mg/l . Für die Säurekapazität gibt es keinen Grenzwert.

Stadtgebiet Karlsruhe

Die maximalen Messwerte (Ca 196 mg/l , Mg 26 mg/l) liegen unter den Trinkwassergrenzwerten.

Die für alle drei Jahre vorliegenden Werte zeigen an den Messstellen meist nur geringe Unterschiede zwischen den Jahren, aber große Schwankungen im Fließverlauf. Die im Fließverlauf von Messstelle zu Messstelle in allen Jahren zu beobachtenden Konzentrationszu- oder -abnahmen sind für jeden Parameter tendentiell nahezu gleich, vergleichbar den Leitfähigkeitsschwankungen und auch untereinander (s. Kap. Leitfähigkeit).

Bei der Betrachtung der Konzentrationsverläufe ist auffällig, dass das Grundwasser das Stadtgebiet im östlichen Messstreifen mit wesentlich höheren Calcium- und Magnesiumwerten erreicht als im westlichen Messstreifen (Tab. 10). Die Gründe dafür liegen in der natürlichen Herkunft des Wassers aus der im Osten kalkreicheren Vorbergzone.

Im Verlauf der Fließstrecke unter der Stadt schwanken die Konzentrationen stark - aufgrund

von naturräumlichen und siedlungsbedingten Gegebenheiten.

Die einzelnen größeren Zunahmen im Stadtgebiet beruhen hauptsächlich auf Bauschuttalagerungen, welche das Grundwasser im östlichen Messstreifen auf einer längeren Strecke durchquert als im Westen (s. Abb. 2).

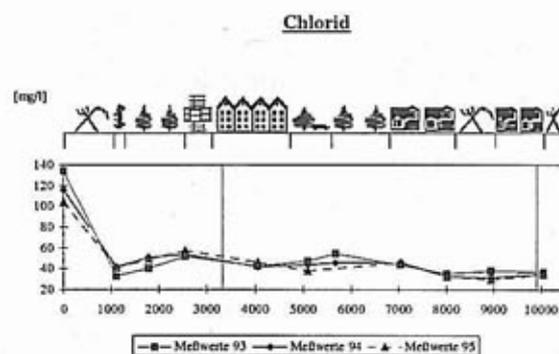
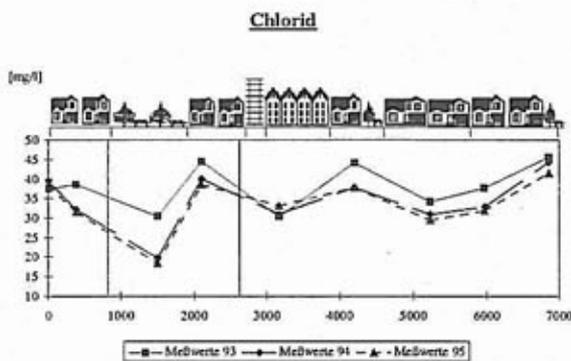
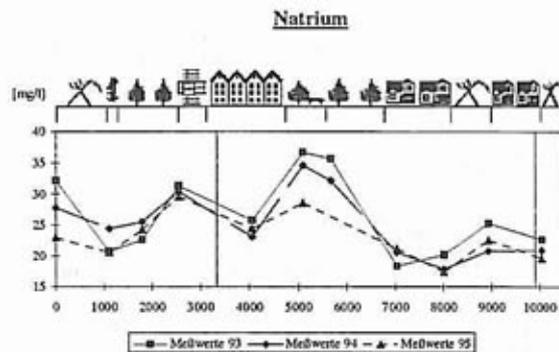
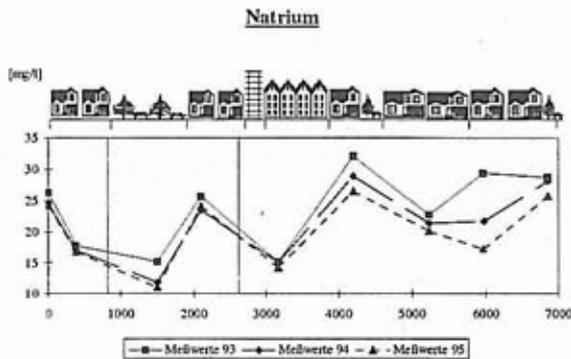
Im ersten Drittel beider Messstrecken sind die auf maximal 1 km Fließweg sehr starken Abnahmen und die anschließenden starken Zunahmen auffällig.

Die Abnahmen sind auf die größere Grundwassererneubildung auf den im Westen und Osten unversiegelten Flächen in der Kinzig-Murg-Rinne zurückzuführen. Hier führen Niederschlags- und Flusswasserinfiltration (Alb) zu einer Konzentrationsverdünnung.

Die kurz darauf folgenden Zunahmen in beiden Messstreifen (Oberwald und Albäcker/Weiherfeld) sind auf den Übergang des Grundwassers in die durch Bauschuttalagerungen (Kriegsschutt) und Altablagerungen kalkreicheren Bereiche am nordwestlichen Rande der Kinzig-Murg-Rinne zurückzuführen. Hier wird die Kalklösung (Aufhärtung) von geringen Grundwasserflurabständen begünstigt. Das aus der Zersetzung der organischen Substanz natürlicherweise mit Kohlensäure angereicherte Grundwasser und die hier existierenden Denitrifikationsvorgänge verstärken den Prozess (s. Kapitel Sauerstoff, Nitrat).

Die darauf folgenden relativen Konzentrationsrückgänge und Schwankungen im Stadtgebiet sind auf den dort selteneren Kontakt der aufhärtenden Bauschuttalagerungen und der Gebäudefundamente mit dem Grundwasser bei hier großen Flurabständen zurückzuführen sowie auf die Verdünnung nach Passage unversiegelter Flächen (Schlosspark, Äcker Neureut-Heide, Beiertheimer Feld). Am Ende des westlichen Messstreifens führt eine Altablagerung im Bereich der Sportplätze wieder zu einer Aufhärtung.

5.6 Natrium und Chlorid



Allgemeines

Natrium (Na) gehört zu der Alkalimetallgruppe und kommt sehr häufig natürlicherweise chemisch gebunden in Mineralien vor: z.B. Kalknatronfeldspäte, Natriumchloridsalze in Lagerstätten auch in der Oberrheinebene (zit. n. LfU, 1994-1). Chlorid (Cl) kann aber auch aus Kalium- und Calciumchloridverbindungen stammen.

Meist treten hohe Natriumkonzentrationen in Verbindung mit auch hohen Chloridkonzentrationen auf. In sogenannten Austauschwässern ist dies jedoch nicht der Fall, da die Natriumionen des Wassers gegen Calcium- und Magnesiumionen aus der Boden- und Aquifermatrix getauscht werden.

Natriumchloridsalze sind gut löslich. Natrium- und Chloridionen werden in Boden und Aquifermatrix kaum zurückgehalten, sind mit dem Sickerwasser leicht verlagerbar und sehr mobil.

Natrium und Chlorid kommen daher natürlicherweise sehr häufig im Grundwasser vor. Nur Verdünnungseffekte sind für Konzentrationsab-

nahmen maßgebend. Somit stellen Natrium und Chlorid ideale Tracer dar, deren Konzentrationen Rückschlüsse auch auf anthropogene Einflüsse zulassen.

Anthropogene Grundwasserbelastungen resultieren aus der vielfältigen Anwendung von Salzen in Industrie, Haushalt (Seifen, Reinigungsmittel, Waschmittelenthärter, Lebensmittel) und insbesondere durch den winterlichen Straßendienst durch Salzstreuung auf den Fahrbahnen.

Auch Abwasser enthält daher große Natrium- und Chloridmengen. Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich z.B. mittlere Chloridkonzentrationen von ca. 100 mg/l (24 Stunden-Mischproben im Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

In vielen Städten war in den letzten Jahrzehnten eine Chloridbelastung durch die Straßensalzstreuung festzustellen. Seitdem aber zu Beginn der 80er Jahre die Aufbringungsmengen verringert wurden, konnte mancherorts bereits ein Rückgang dieser Entwicklung beob-

achtet werden [Pielke, 1992]. Weitere NaCl-Quellen sind Deponien.

Die TrinkwV sieht folgende Grenzwerte vor: Natrium 150 mg/l , Chlorid 250 mg/l . Chloridkonzentrationen ab 100 mg/l verstärken die Korrosion und sind geschmacksbeeinträchtigend.

Stadtgebiet Karlsruhe

Natrium- und Chloridanalysen liegen für alle Jahre vor. Es sind keine Grenzwertüberschreitungen vorhanden.

Die Konzentrationstendenzen im Grundwasserfließverlauf zwischen den einzelnen Messstellen sind eindeutig und in allen Jahren gleich. Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet mit Konzentrationen von ca. 25 - 27 mg/l Na in beiden Messstreifen.

Im westlichen Messstreifen verlässt das Grundwasser die Stadt mit etwas höheren Na- und Cl-Konzentrationen als zu Beginn (Tab. 10).

Im östlichen Messstreifen verlässt das Grundwasser die Stadt mit geringeren Na- und Cl-Konzentrationen als im stark chloridbelasteten Zustrom mit dem Cl-Maximum beider Messstreifen (Wolfartsweier: ca. 130 mg/l Cl).

Im östlichen Messstreifenzustrombereich - am Fuße der Pforzheimer Steige (Vorbergzone) - verläuft die in den Schwarzwald aufsteigende Autobahn Karlsruhe - Stuttgart. Diese Autobahn wird aufgrund des großen Fahrbahngefälles offenbar sehr stark mit Salz bestreut.

Auffällig ist dort aber, dass Natrium nicht im gleichen Maße wie Chlorid stark erhöht ist. Als Grund wird hier der o.g. Austausch von eingebrachten Natriumionen gegen Calciumionen vermutet.

Auch nach der Querung der Autobahn im Messstreifen (O) steigen die Na- und Cl-Konzentrationen.

Im westlichen Messstreifen sind die Cl-Konzentrationen aufgrund der hier fehlenden Autobahn wesentlich geringer (ca. 40 mg/l Cl).

Über den gesamten Fließweg betrachtet, dokumentieren die jeweiligen Na- und Cl-Konzentrationszunahmen nach Passage der bebauten Gebiete den Einfluss der Stadt auf das Grundwasser, trotz der bei Messstreifenbeginn hohen Ausgangskonzentrationen und trotz der an einzelnen Messstellen oft stark abnehmenden Konzentrationen.

Die maximale Zunahme zwischen zwei Messstellen beträgt ca. 15 mg/l Cl und ca. 18 mg/l Na (W).

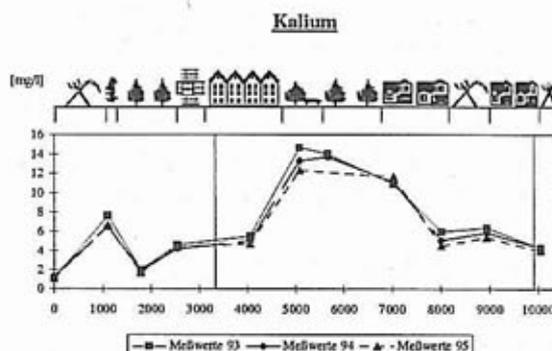
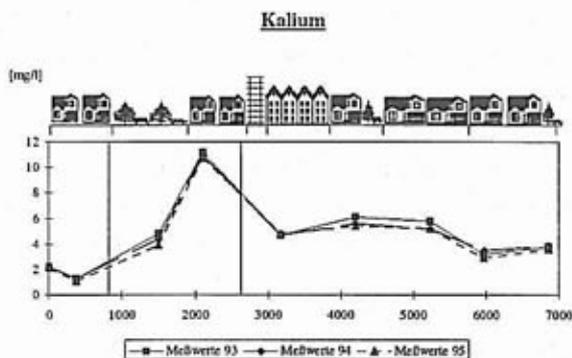
Die auffälligen Na- und Cl-Konzentrationszunahmen können beruhen auf: Straßensalzstreuungen nach Passage der dicht bebauten Gebiete (W, O), auf den Beginn der Bauschuttauuffüllungen zwischen Weiherfeld und Südweststadt (W) und zwischen Güterbahnhof und Innenstadt-Ost (O), auf evtl. Kanalexfiltrationen in Weiherfeld (W), nach Passage der Südweststadt (W) und der Innenstadt-Ost (Na-Maximum!, s. Kap. Bor, CKW, Kalium) und auf Altablagerungen z.B. am Ende des westlichen Messstreifens.

Die auffälligen Na- und Cl-Konzentrationsabnahmen (W und O) im Bereich der Kinzig-Murg-Rinne korrelieren mit den dort auch abnehmenden Werten von Leitfähigkeit, Calcium, Magnesium (s. entsprechende Kap.).

Die Abnahmen beruhen auf der dort z.T. durch die Abflusswasserversickerung geförderten größeren Grundwasserneubildung auf den unbebauten Albäckern (W) und im Oberwald (O).

Auch nach Passage des Schlossparks/ Bannwalds (O) deutet sich im folgenden locker bebauten Gebiet ein entsprechender Prozess an.

5.7 Kalium



Allgemeines

Kalium (K) gehört zu der Stoffgruppe der Alkalimetalle und kommt natürlicherweise chemisch gebunden in Mineralien und in pflanzlichen Organismen vor: Kalifeldspäte und -glimmer; moorige Böden, Torfvorkommen und andere Lagerstätten (Salz, Kohle, Bitumen, Erdöl) (zit. n. LfU, 1994-1).

Kalium kommt daher auch natürlicherweise in geringen Konzentrationen im Grundwasser vor.

Anthropogene Kaliumquellen sind die Landwirtschaft (Kalidünger), die Kalisalzförderung und die chemische Industrie, wo es z.B. als Kalilauge, Ätzkali oder Pottasche verwendet wird.

Weitere Einsatzgebiete von Kalisalzen sind Akkumulatoren, Waschmittel und Seifen. Deshalb findet sich Kalium im kommunalen Abwasser wieder, im Mittel in Konzentrationen von ca. 19 mg/l [Koppe u. Stozek 1993]. Höhere Kaliumgehalte weisen meist auf o.g. Emissionsquellen hin.

Im Gegensatz zum anderen Alkalimetall Natrium sind Kaliumionen nicht so mobil und werden von den natürlichen Kationenaustauschern im Boden und Aquifermatrix (z.B. von Tonmineralen) verstärkt zurückgehalten und von Pflanzen bevorzugt aufgenommen (arab. al kaja = Pflanzenasche, Pottasche). Punktuelle anthropogene Kaliumeinträge werden daher in stark tonmineralhaltigen Böden und Aquiferen - im Gegensatz zu sandigen Böden - im weiteren Fließverlauf schnell reduziert.

Die TrinkwV sieht einen Grenzwert von 12 mg/l vor.

Stadtgebiet Karlsruhe

Die Konzentrationsunterschiede zwischen den drei Untersuchungsjahren sind sehr gering. Die Konzentrationen zeigen alle gleiche Tendenzen im Fließverlauf.

Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet in beiden Messstreifen mit niedrigen Konzentrationen von ca. 1-2 mg/l, hier liegen offenbar natürliche Konzentrationsbereiche vor (Tab. 10). Im Westen kann auch ein geringer Anteil aus der vorgelagerten Landwirtschaft stammen.

Im Stadtgebiet steigen die Konzentrationen deutlich bis auf das 6-fache im Westen (max. 11,2 mg/l) und bis auf das 13-fache im Osten (max. 14,7 mg/l). Das Grundwasser verlässt das Stadtgebiet mit höheren Konzentrationen (ca. 3 - 4 mg/l mehr) als vor dem Stadtgebiet.

Die Konzentrationen steigen im Westen insbesondere unter/nach den Äckern und Kleingärten im Bereich der Alb, dem Stadtteil Weiherfeld und im Osten insbesondere nach den Äckern vor der Autobahn, nach dem Stadtteil Innenstadt-Ost unter dem Schlosspark an.

Überschreitungen des TrinkwV-Grenzwertes von 12 mg/l finden sich an zwei Messstellen im Osten unter dem Schlosspark/Bannwald.

Gründe für die Konzentrationszunahmen im Westen (W) und Osten (O) können sein: die gedüngten Äcker (W, O) und Kleingärten (W) im Bereich der Alb zwischen Rüppur und Weiherfeld, Altlasten generell z.B. in Weiherfeld, die vermuteten Abwasserkanalundichtigkeiten Wei-

herfeld (W) und Innenstadt-Ost (O) (s. Kap. Bor, EDTA, NTA, ortho-Phosphat) und die Düngungen im Schlosspark (O), verbunden mit einer natürlichen Komponente aus der Mineralisierung des anmoorigen Bodenmaterials aus der Kinzig-Murg-Rinne (W, O). Ein Zusammenhang mit einer Kaliumemission aus den künstlichen Bauschuttauffüllungen ist wenig wahrscheinlich.

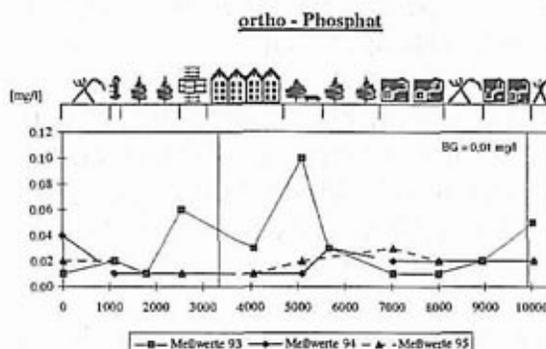
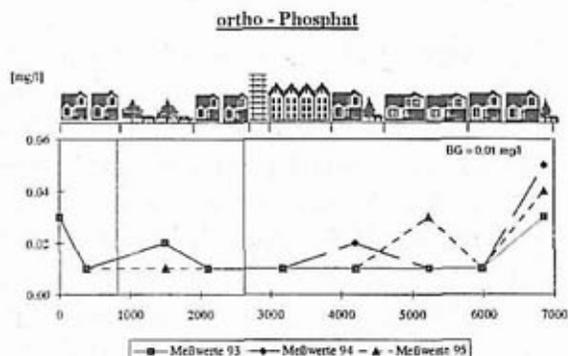
Im weiteren Fließverlauf in beiden Messstreifen finden sich keine Konzentrationszunahmen mehr. Dies ist ein Indiz dafür, dass keine relevanten Einträge über das Kanalnetz stattfinden,

so dass sich im östlichen Messstreifen die vermehrte Grundwasserneubildung aus den unversiegelten Flächen (Schlosspark/Bannwald) Konzentrationsverdünnend bemerkbar macht.

Vor Passage der Äcker vor Neureut (O) bestätigt sich in jedem Jahr eine kleine relative Konzentrationserhöhung, dies zeigt den hier stattfindenden Kaliumeintrag aus der Landwirtschaft an.

Auch weitere diffuse Kaliumquellen innerhalb des Stadtgebietes kommen als Ursache in Betracht, z.B. auch Altlasten.

5.8 Ortho-Phosphat



Allgemeines

Natürlicherweise finden sich Phosphate in Mineralien (z.B. Apatit) und Gesteinen und können daher auch natürlicherweise in geringen Konzentrationen im Grundwasser vorkommen. Vulkanische und tonige Gesteine enthalten mehr Phosphate als Sand- und Carbonatgesteine.

Phosphate werden im Boden i.a. gut adsorbiert. Adsorbentien sind organische Substanzen, Tonminerale und Schwermetalloxide. Bei sauerstofffreien Verhältnissen geht Phosphat in Lösung.

In der Industrie werden Polyphosphatverbindungen z.B. bei der Behandlung von Metallen eingesetzt, in der Lebensmittelherstellung zur dispergierenden und geschmacksverstärkenden Wirkung z.B. bei Käse, Fleischwaren, Getränken und insbesondere bei der Wasch- und Reinigungsmittelherstellung.

Daher finden sich Phosphate auch im Abwasser wieder, dort jedoch seit dem Inkrafttreten der Phosphathöchstmengenverordnung für Waschmittel (1980) in rückläufigen Konzentrationen.

Aufgrund der vielfältigen Anwendungen in Haushalt und Industrie kann somit eine undichte Abwasserkanalisation eine Quelle für den Phosphateintrag in das Grundwasser darstellen.

Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich z.B. mittlere Phosphatkonzentrationen von ca. $5,5 \text{ mg/l}$ o- PO_4 (24 Stunden-Mischprobe im Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

Bei der Abwasserreinigung wird die Phosphatbelastung vermindert, insbesondere bei Existenz einer dritten Reinigungsstufe (Phosphatfällung). Dennoch weisen Oberflächengewässer mit gereinigtem Abwasser eine höhere Phosphorkonzentration als Grundwasser auf und können daher bei Infiltration ins Grundwasser dort höhere Phosphatgehalte hervorrufen.

Großräumige Anwendung finden Phosphate als Düngemittel in Landwirtschaft und Gartenbau. Weitere Belastungsquellen sind Deponien und Altlasten. Organisch gebundener Phosphor (z.B. Gülle) ist mit dem Sickerwasser leichter verlagerbar als anorganisches Phosphat (z.B. anorg. Düngemittel Kaliumphosphat).

Die TrinkwV sieht einen Grenzwert von $6,7 \text{ mg/l}$ o- PO_4 vor.

Stadtgebiet Karlsruhe

Phosphat wurde als gelöstes ortho-Phosphat (o- PO_4) analysiert und wird auch als solches bei den Konzentrationen angegeben.

Ortho-Phosphat-Daten liegen für alle drei Jahre vor. Die Variabilität der Messwerte an den Messstellen ist in den drei Untersuchungsjahren z.T. groß. Der TrinkwV-Grenzwert wird nirgendwo erreicht.

Im Grundwasser vor der Stadt ist Phosphat meist nachweisbar (Tab. 10). Es erreicht das Stadtgebiet in beiden Messstreifen mit Konzentrationen bis zu $0,04 \text{ mg/l}$. Offenbar stammt das Phosphat im Zustrom beider Messstreifen aus der der

Stadt vorgelagerten Landwirtschaft verbunden mit einer natürlichen Komponente aus der Mineralisierung des anmoorigen Bodenmaterials aus der Kinzig-Murg-Rinne (W, O).

Bei den im Westen nachweisbaren Befunden im Zustrom kommt als Ursache eine Abwasserbelastung im Bereich von Rüppur hinzu, wie es anhand der Bor-, EDTA-, NTA-Befunde dokumentiert wird (s. Kapitel Bor).

Im östlichen Messstreifen wird in 1993 eine deutliche Konzentrationserhöhung durch das Stadtgebiet offensichtlich.

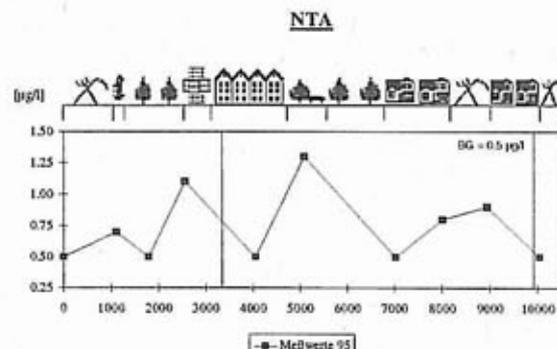
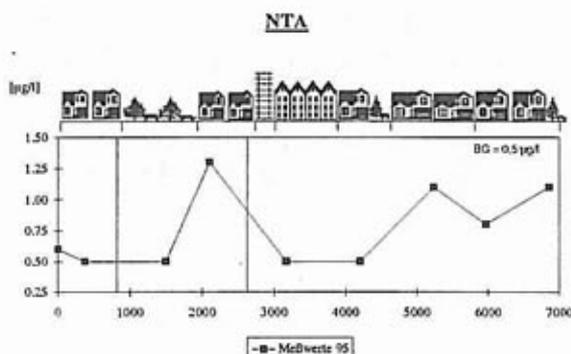
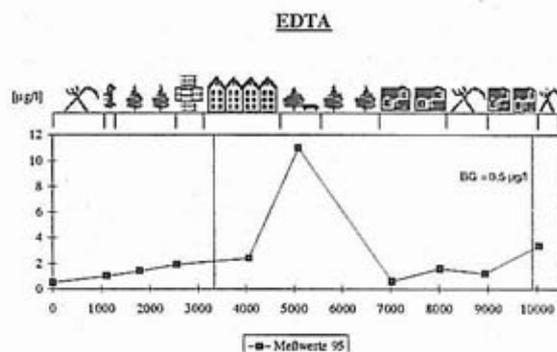
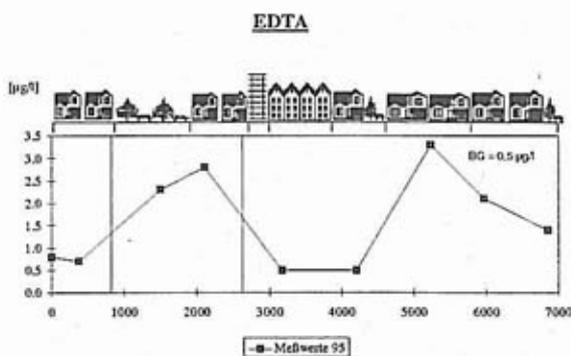
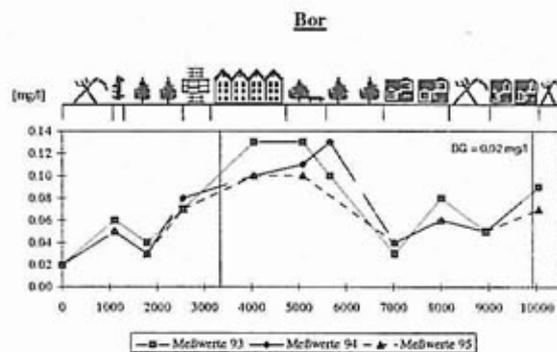
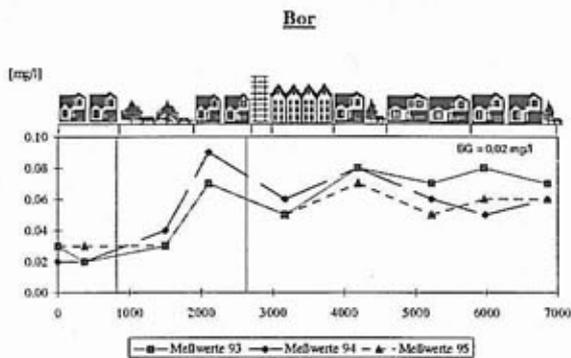
Im Schlossparkbereich wird in 1993 das Maximum von $0,1 \text{ mg/l}$ erreicht. Gründe für diese Erhöhung liegen in der vor/beim Schlosspark befindlichen Abwasserkanalundichtigkeit (s. Kap.

Bor, EDTA, NTA) und evtl. in der Düngung der Parkflächen.

Die Maxima im Westen werden immer am Messstreifenende im Bereich der Rasensportplätze, welche im Abstrom einer Altablagerung liegen, erreicht. Hier machen sich offenbar in allen drei Jahren der Düngemiteleinsatz auf den Sportplätzen und die Emissionen aus der Ablagerung bemerkbar, welche auch zu den hier vorhandenen Aufhärtingen führen (s. Kap. Calcium, Magnesium, Säurekapazität). Hier sind die maximalen Konzentrationen jedoch geringer als das abwasserbürtige Maximum im Osten.

Auch weitere diffuse Quellen innerhalb des Stadtgebietes kommen als Ursache in Betracht, z.B. auch Altablagerungen und Auffüllungen mit Bauschutt.

5.9 Bor, EDTA und NTA (Ethylendiamintetraacetat, Nitrilotriacetat)



Allgemeines

Bor (B) findet sich natürlicherweise in Mineralen (z.B. Glimmer, Tongesteine) und kann daher auch in geringen Konzentrationen im Grundwasser vorkommen. In Mineralwässern können die Konzentrationen hoch sein.

Ethylendiamintetraacetat (EDTA) und Nitrilotriacetat (NTA) sind Salze der Essigsäure und kommen natürlicherweise nicht vor. Sie werden industriell hergestellt. Künstlich wird Bor in Düngemitteln und bei der Glas-, Emaille-, Flammenschutzmittel- und Kosmetikherstellung verwendet. Bor wird wie EDTA und NTA häuslichen und industriellen Wasch- und Reinigungsmitteln zugesetzt, Bor als Bleichmittel (Natriumperborat),

EDTA und NTA als Phosphatersatzstoff zur Enthärtung des Waschwassers.

EDTA und NTA werden darüber hinaus zur Komplexierung von bei technischen Prozessen störenden Schwermetallen eingesetzt, z.B. in der Galvanotechnik bei der Metallverarbeitung, Photo-, Kosmetik-, Lebensmittel-, Textilfärbungs- und Papierindustrie. Alle drei Stoffe sind gut wasserlöslich und gelangen hauptsächlich über die Abwässer in die Umwelt. Nach Koppe u. Stozek [1993] erreichen die EDTA- und NTA-Konzentrationen im kommunalen Abwasser bis zu 1 mg/l. EDTA besitzt im Vergleich zu NTA eine deutlich größere Persistenz [Römpf, 1993].

EDTA und NTA fördern durch ihre komplexbildenden Eigenschaften die Schwermetallmobilität, auch die Rücklösung von bereits festgelegten Schwermetallen. Nach Schätzungen von Gerike werden etwa $\frac{2}{3}$ des Bors anthropogen in die aquatische Umwelt eingetragen [zit. in Wiecken u. Wubbold-Weber, 1995].

Bei der Abwasserreinigung und Trinkwasseraufbereitung wird die Borkonzentration nur unwesentlich vermindert [Koppe u. Stozek, 1993]. Das im Grundwasser sehr mobile Bor stammt oft auch aus Hausmülldeponien oder aus undichten Abwasserkanälen. Deshalb eignet sich Bor gut als Indikator für die Belastung von Gewässern mit Abwässern.

Nach einem Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes (BGA) ist eine Konzentration von größer $0,05 \text{ mg/l}$ Bor im Wasser ein Hinweis auf eine direkte anthropogene Verunreinigung.

Der Trinkwassergrenzwert für Bor beträgt 1 mg/l B, für EDTA und NTA gibt es keine Grenzwerte.

Stadtgebiet Karlsruhe

Bor-Daten liegen für drei Jahre vor, für NTA und EDTA nur für 1995.

Die gemessenen Bor-Werte liegen alle weit unter dem Trinkwassergrenzwert von 1 mg/l , aber meist deutlich über dem BGA-Orientierungswert für eine anthropogene Belastung mit Bor ($0,05 \text{ mg/l}$). Die Borkonzentrationsunterschiede zwischen den drei Untersuchungsjahren sind sehr gering, die Konzentrationen zeigen nahezu immer gleiche Tendenzen im Fließverlauf.

Im östlichen Messtreifen erreicht das Grundwasser das Stadtgebiet ohne nachweisbare EDTA-NTA-Konzentrationen (Tab. 10).

Im westlichen Messtreifen dagegen ist an der ersten Messstelle die Borkonzentration leicht erhöht ($0,027 \text{ mg/l}$) und EDTA und NTA sind nachweisbar. Die Befunde dokumentieren den hier schon hauptsächlich abwasserbedingten Eintragspfad für Bor im Bereich von Rüppur.

Ein geringer Boranteil kann auch aus der im Westen vorgelagerten Landwirtschaft stammen.

Das Stadtgebiet bewirkt eine deutliche Erhöhung der Konzentrationen von Bor, NTA und EDTA (Tab. 10). Sehr deutlich wird dies nach Passage bzw. in den Bereichen mit vermuteten Kanalexfiltrationen (West: Weiherfeld, Weststadt; Ost: Innenstadt-Ost, Neureut).

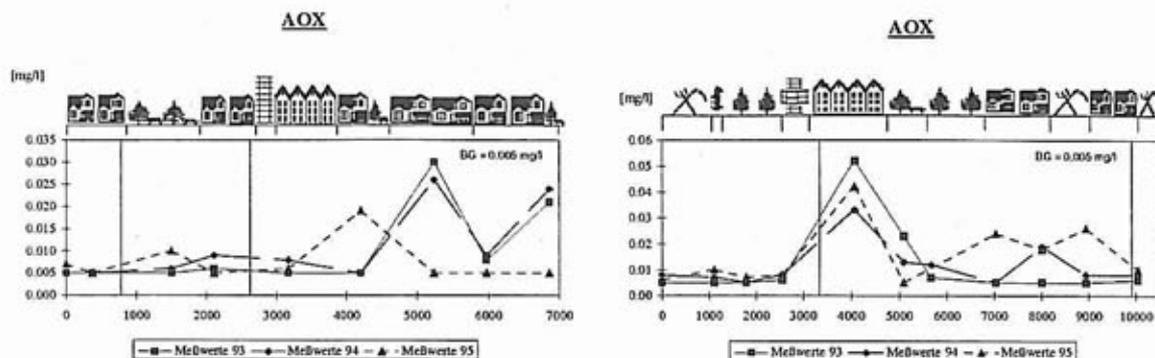
Die maximalen Konzentrationen aller drei Parameter finden sich im östlichen Messtreifen mit dichterem Bebauung: $0,13 \text{ mg/l}$ Bor, 11 µg/l EDTA, $1,3 \text{ µg/l}$ NTA. Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich z.B. mittlere Bor-Konzentrationen von ca. $0,7 \text{ mg/l}$ Bor (24 Stunden-Mischproben im Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

Im westlichen Messtreifen ist als Grund auch ein Einfluss des hier in das Grundwasser infiltrierenden Oberflächengewässers "Alb" denkbar. Im Oberlauf der Alb liegt eine Kläranlage. Auch weitere diffuse Quellen innerhalb des Stadtgebietes kommen als Ursache in Betracht, z.B. auch Altlasten, wie in Weiherfeld. Ein Zusammenhang mit Emissionen aus den künstlichen Auffüllungen ist wenig wahrscheinlich.

Die gegenüber NTA höheren EDTA-Konzentrationen sind über die größere Persistenz von EDTA erklärbar.

Im östlichen Messtreifen ist der sprunghafte gleichzeitige Rückgang der Bor-, EDTA-NTA-Konzentrationen nach Passage des unbebauten Bereichs von Schlosspark und Bannwald auffällig. Grund dafür ist die hier offenbar aus der größeren Grundwasserneubildung resultierende Grundwasserverdünnung bei gleichzeitig hier nicht vorhandener Kanalisation. Unter den nachfolgenden Stadtteilen Neureut-Heide und Neureut folgen dann wieder Bor-, EDTA-Konzentrationszunahmen und unter/nach den Feldern vor Neureut mit größerer Grundwasserneubildung wieder Bor- und EDTA-Konzentrationsabnahmen.

5.10 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)



Allgemeines

Ein Summenparameter zur Bestimmung anthropogener Verunreinigungen ist der Gehalt an adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX). Mit dieser Methode werden summarisch organische chlorhaltige Verbindungen erfasst (z.B. CKW).

Es gibt keinen Grenzwert in der TrinkwV.

Emissionsquellen im städtischen Bereich sind der Bleichmitteleinsatz im häuslichen und industriellen Bereich (z.B. Putz- und Reinigungsmittel, Bleichereien, Textilreinigungen, Zellstoffindustrie (Papierbleiche)), Müllaltlagerungen, chlorhaltige Abwasserversickerungen, Desinfektions- oder Lösemittel (Krankenhäuser, Lackierereien, Kfz-Werkstätten [Koppe, 1993]). Durch die weit verbreitete Anwendung dieser Stoffe sowie deren Leichtflüchtigkeit, Löslichkeit und Mobilität können sowohl diffuse als auch punktuelle und linienförmige Belastungen auftreten, insbesondere bei undichter Abwasserkanalisation.

In Karlsruhe ermittelte man im Jahr 1995 auf der Kläranlage im Mischwasserzulauf ca. $0,09 \text{ mg/l}$ AOX (24 Stunden-Mischprobe, Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe). Obwohl kein Abwasserkataster vorliegt, kann man davon ausgehen, dass dieser Wert in Teilbereichen des Kanalnetzes von Karlsruhe, bei einem höheren gewerblichen oder industriellen Anschlussgrad, noch wesentlich höher sein kann.

Stadtgebiet Karlsruhe

AOX-Daten liegen für alle drei Jahre vor. Die Variabilität der Messwerte an den Messstellen ist in den drei Untersuchungsjahren z.T. groß.

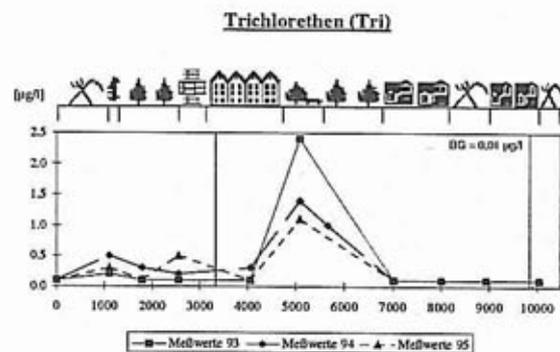
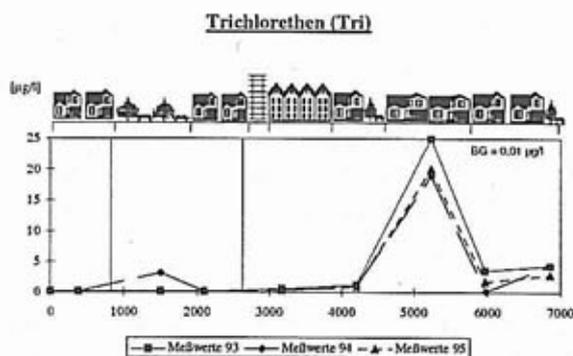
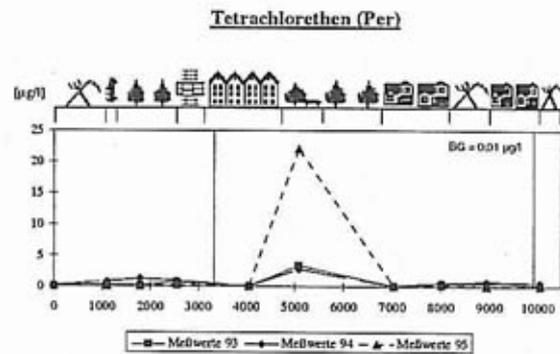
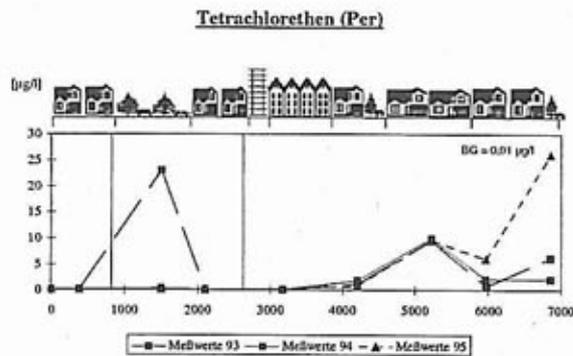
Im Grundwasser vor der Stadt ist AOX in beiden Messstreifen in sehr geringen Konzentrationen schon nachweisbar (Tab. 10), aber nur in zwei von drei Jahren (bis zu $0,008 \text{ mg/l}$).

Das Grundwasser verlässt das Stadtgebiet mit geringeren AOX-Konzentrationen als im Stadtzentrum, aber mit höheren als im Zustrom.

Das Stadtgebiet trägt zu eindeutigen AOX-Konzentrationszunahmen bei, insbesondere im östlichen Messstreifen im Stadtzentrum (Innenstadt-Ost, Kanalexfiltrationen, Schadensfall) mit der maximalen Konzentration von $0,052 \text{ mg/l}$ und im westlichen Messstreifen in der Weststadt (Abwasserexfiltration) und im Bereich der Altablagerung bei den Sportplätzen am Ende des westlichen Messstreifens (s. Kap. Bor, EDTA, NTA, KW, CKW).

Mit Ausnahme einer Messstelle war AOX an allen anderen Messstellen in je zumindest einem Untersuchungsjahr nachzuweisen. Dies bestätigt die zusätzlichen diffusen Emissionen im gesamten Stadtgebiet.

5.11 Kohlenwasserstoffe (KW) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)



Allgemeines

Der Gehalt an Kohlenwasserstoffen (**KW**) im Grundwasser ist nicht nur anthropogen, sondern kann in Nähe von Kohle-, Erdöl- und Erdgaslagerstätten auch natürlich sein.

Nachweisbare Befunde von chlorierten Kohlenwasserstoffen (**CKW**) im Grundwasser weisen eindeutig auf eine anthropogene Einflussnahme hin.

Die wassergefährdenden CKW finden seit den 20er Jahren vielfältigen Einsatz als Lösemittel in Lacken, Farben, Abbeiz- und Reinigungsmitteln in Haushalt und Industrie (z.B. Imprägniermittel bei Textil, Holz, Pestizide, Desinfektionsmittel, Teerreiniger). Bei der Metallverarbeitung werden CKW bei der Entfettung von Metallen eingesetzt.

Trotz der Verbesserung im CKW-Gebrauch und der Entwicklung von CKW-freien Ersatzprodukten, z.B. Lacken, hat die Verwendung dieser Stoffe zu beachtlichen diffusen und lokalen Verunreinigungen geführt, z.B. Grundwasserverunreinigungen bei chemischen Textilreinigungen und Wäschereien.

Die CKW-Vorkommen in natürlichen Gewässern stehen in direktem Zusammenhang mit der Wohn-, Gewerbe oder Industriedichte.

Nach Aman [1988] muss in städtischen Ballungsräumen oder industriellen/gewerblichen Verdichtungsgebieten im oberflächennahen Grundwasser mit diffusen CKW-Belastungskonzentrationen von etwa $10 \mu\text{g/l}$ gerechnet werden.

Höhere Konzentrationen finden sich an punktuellen Schadensfällen. In Baden-Württemberg finden sich CKW an bis zu 62% aller Messstellen unterhalb von Industriestandorten (LfU, 1995).

Vergleichbar den Pestiziden, treten auch die CKW's in vielfältigen Formen und Verbindungen auf. Die Mobilität von CKW ist sehr hoch, meist sinken CKW im Grundwasser ab.

Sie bauen sich schlecht ab, weshalb sie oder ihre Abbauprodukte oft lange Jahre nachweisbar sind.

Insbesondere Trichlorethen ("Tri"), Tetrachlorethen ("Per"), 1,1,1-Trichlorethan und Dichlormethan werden in erhöhten Konzentrationen im Grundwasser nachgewiesen, da sie am häufigsten hergestellt und angewandt wurden.

Im Trinkwasser gilt ein Grenzwert von 10 µg/l für die Konzentrationssumme von insgesamt 5 CKW: 1,1,1 Trichlorethan, Trichlorethen ("Tri"), Tetrachlorethen ("Per"), Dichlormethan und Tetrachlormethan.

Für den einzelnen Wirkstoff gilt ein Grenzwert von 3 µg/l.

Stadtgebiet Karlsruhe

Für Karlsruhe wurde eine deutliche **KW**-Beeinträchtigung im Stadtgebiet erwartet, da potentielle Emissionsquellen wie Tankstellen, Waschanlagen, KFZ-Reparaturwerkstätten oder die Heim- und Hobbywerkerbereiche allgegenwärtig sind.

Jedoch wurde nicht ein Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Dies liegt wohl an der starken Sorptionsneigung der KW an Pflanzen, im Humus und Boden.

Die Nicht-Nachweisbarkeit von KW ist aber kein Hinweis, dass keine KW-Emissionen stattfinden.

Die Altlastenerkundung in Karlsruhe hat gezeigt, dass ein großes KW-Gefährdungspotential und auch einzelne KW-Grundwasserverunreinigungen vorhanden sind (unterirdisch gelegene Tanks, z.B. US-Kaserne Neureut). Bei den hier ausreichend großen Grundwasserflurabständen (2 - 4 m) und den schluffig-sandigen-humosen Ablagerungen geht von den KW aber offenbar keine relevante Grundwassergefährdung aus.

Solange der Schutzmechanismus des Bodens ausreicht, wird sich eine vorhandene KW-Bodenbelastung nicht im Grundwasser bemerkbar machen.

Im Gegensatz zu den KW sind die **CKW** häufig und z.T. in hohen Konzentrationen nachweisbar. Exemplarisch sind die am häufigsten nachweis-

baren CKW "Tri" und "Per" in den Abbildungen dargestellt. Auch cis-1,2-Dichlorethen (ein CKW-Abbauprodukt) und 1,1,1-Trichlorethan sind häufiger nachweisbar. Trichlormethan war an einer Messstelle in einem Jahr nachweisbar.

Nie nachweisbar waren Tetrachlormethan und Dichlormethan.

Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet in beiden Messstreifen ohne eine nachweisbare Belastung mit den untersuchten CKW (Tab. 10).

Unter dem **Stadtgebiet** sind CKW dann nachweisbar. Vereinzelt sind hohe Konzentrationen festzustellen, welche teilweise Schadstoffahnen von bekannten Schadensfällen und Altlasten zuzuordnen sind.

Überschreitungen des TrinkwV-Einzelstoffgrenzwerts und des Summengrenzwertes finden sich an mehreren Messstellen im Westen und Osten.

Im **östlichen Messstreifen** sind die immer gleichzeitig höchsten Tri- und Per-Konzentrationen vor/beim Schlosspark abstromig vom Güterbahnhof auffällig. Diese Schadstoffahne verläuft von den Bahnbetriebsanlagen bis zum Karlsruher Schlosspark.

Ältere Untersuchungen [Schöttler, 1984] mutmaßten zunächst die Ursache in durch Kriegsbombardierung geborstene CKW-haltige Behälter am Güterbahnhof. Demnach wäre selbst nach 50 Jahren, noch eine Tri- und Per-Belastung festzustellen.

Jedoch führen neuere Untersuchungen der Stadt Karlsruhe die Belastung auf eine oberstromige Altlast zurück.

Am direkt nach dem Güterbahnhof liegenden Notbrunnen 5 ist Tri und Per nur in geringeren Konzentrationen bzw. nicht mehr nachweisbar. Jedoch deutet das dort nachweisbare CKW-Abbauprodukt cis-1,2-Dichlorethen noch auf die Verunreinigung hin.

Eine gleichzeitige Beteiligung von Abwasserver-sickerungen im Innenstadt-Ost-Bereich an den o.g. Maxima vor/beim Schlosspark kann nicht ausgeschlossen werden, da sich hier über die Analysen von Bor, EDTA, NTA, ortho-Phosphat eine solche Kanalexfiltration andeutet.

Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich z.B. Tri-Konzentrationen von $5,4 \mu\text{g/l}$ (24 Stunden-Mischprobe im November 1991, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

Im **westlichen Messstreifen** sind an der Messstelle Freibad Rüppur in 1994 ein einzelner sehr hoher Per-Wert und ein erhöhter Tri-Wert auffällig, auch wie die permanenten Konzentrationserhöhungen an mehreren Messstellen in der Weststadt abstromig der Südwest-Stadt.

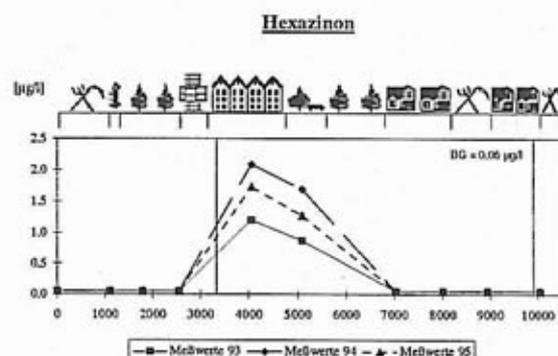
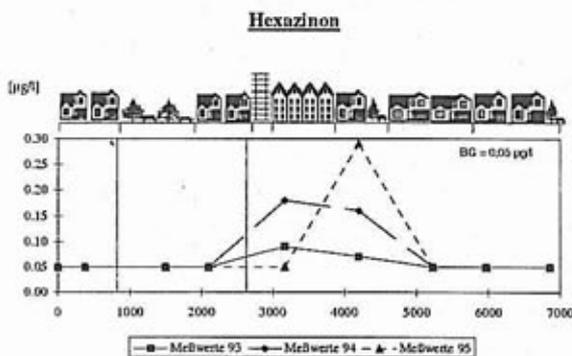
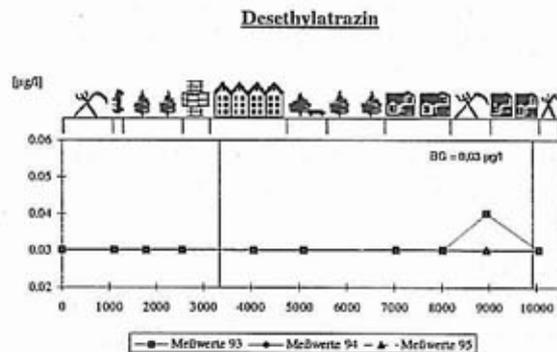
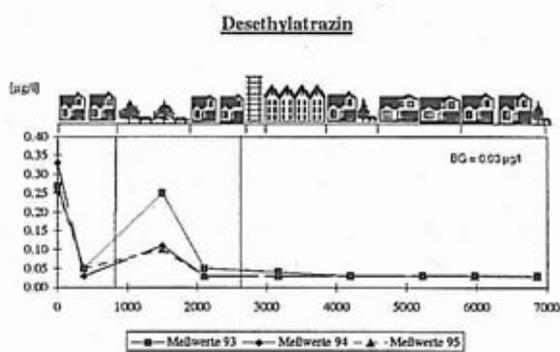
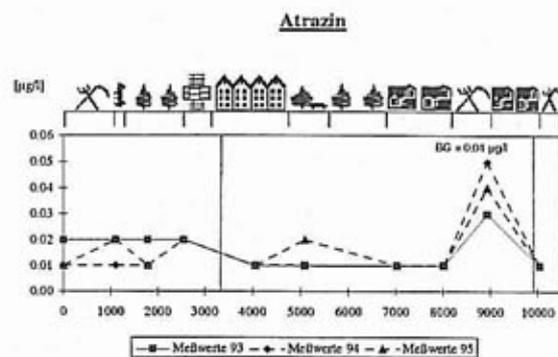
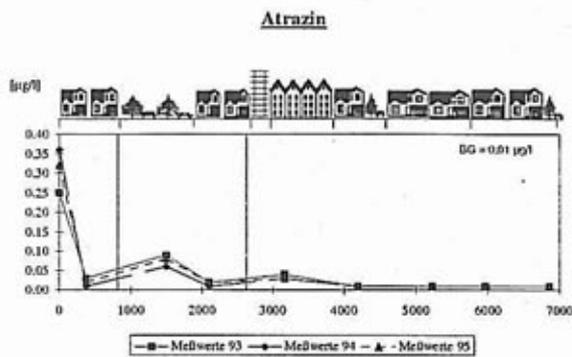
Da die Einzelwerte in Rüppur sich nicht wiederholt bestätigten sind sie nicht - wie in der Südwest-Stadt - auf einen Schadensfall zurückzuführen.

Dagegen befindet sich in der Südwest-Stadt eine großflächige - mittlerweile sanierte - Altlast, deren Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit noch heute ersichtlich sind (Schadstoffahne). Da CKW sehr mobil sind, findet sich diese Belastung noch in den folgenden abstromigen Messstellen in der Weststadt wieder.

Eine gleichzeitige Beteiligung von Abwasserver-sickerungen im Weststadtbereich an den o.g. Maxima kann nicht ausgeschlossen werden, da sich hier über die Analysen von Bor, EDTA, NTA, ortho-Phosphat eine solche Kanalexfiltration andeutet.

Die im Bereich der Sportplätze am Ende des westlichen Messstreifens erhöhten Werte sind auf die dort vorhandene Altablagerung zurückzuführen (s. Kap. Calcium, Magnesium, ortho-Phosphat).

5.12 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)



Allgemeines

Nachweisbare Befunde von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Grundwasser weisen eindeutig auf eine anthropogene Einflussnahme hin. Je nach Wirkstoff ist die Mobilität unterschiedlich.

Die Zahl und auch die Anwendungsgebiete der zugelassenen Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) sind vielfältig. Herbizide dienen in erster Linie der selektiven oder totalen Bekämpfung von Wildkräutern auf landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen. In der Landwirtschaft waren bisher Aufbringungsmengen von 2-4 $\text{kg}/\text{ha}/\text{Jahr}$ üblich [Deutscher Bundestag, 1989].

Im städtischen Bereich finden sich Anwendungsgebiete auf Brachflächen, Kleingarten-, Grün-, Park-, Friedhofs- und Sportanlagen sowie auf versiegelten Gewerbe- und Verkehrsflächen (Straßenränder, Gehwege, Parkplätze, Bahngleisen). Obwohl die dort aufgebrauchten Gesamt mengen nur einen geringen Teil der Gesamtverkaufsmenge an Pflanzenschutzmitteln ausmachen (1988: knapp 0,7 % für Bahngleise), so sind die Aufbringungsmengen meist höher als in der Landwirtschaft, z.B. 11,8 - 13,1 $\text{kg}/\text{ha}/\text{Jahr}$ bei der Vegetationskontrolle auf Bahnanlagen [Deutscher Bundestag, 1989]. Im Grundwasserabstrom von Gleisanlagen werden z.T. positive und hohe Konzentrationen gefunden [LfU, 1995];

1996], obwohl die bahnspezifischen Wirkstoffe Hexazinon und Bromacil bereits vor einigen Jahren verboten bzw. durch andere Wirkstoffe wie z.B. Glyphosat ersetzt wurden. Auf dem durchlässigen Gleisschotter aufgebrauchte Pflanzenschutzmittel können über das Sickerwasser relativ leicht in das Grundwasser gelangen. In den Einzelgärten sind es meist Hobbygärtner, die teils unwissend oder unsachgemäß PBSM einsetzen, was zusammen mit einer oft intensiven Bewässerung zu hohen Austragsmengen führt. Die Summe aller PBSM-Anwendungsflächen in Siedlungen führt z.T. zu hohen PBSM-Konzentrationen im Grundwasser, wie z.B. in Hannover [Pielke, 1992].

Im Trinkwasser gilt ein Grenzwert von 0,1 µg/l für den einzelnen Wirkstoff.

Stadtgebiet Karlsruhe

Exemplarisch sind die Ergebnisse der Totalherbizide Atrazin und Hexazinon (Anwendungsgebiete: Landwirtschaft, Garten, Gleisanlagen) und für das Atrazinabbauprodukt Desethylatrazin (DEA) dargestellt. Trotz Anwendungsverbot sind diese PBSM häufig an mehreren Messstellen nachweisbar und zeigen die charakteristischen Beeinflussungen und Eintragsorte.

Andere Wirkstoffe wie Simazin, Terbutylazin, Desethylterbutylazin, Desisopropylatrazin sind auch nachweisbar, zeigen einen ähnlichen Verlauf wie Atrazin und DEA und sind deshalb nicht dargestellt.

Bromacil ist an einer auch mit Hexazinon belasteten Messstelle nachweisbar. Metolachlor und Metalaxyl waren einmal an zwei Messstellen in drei Jahren nachweisbar, Metazachlor an einer Messstelle in nur einem Jahr. Nie nachweisbar war nur Propazin.

Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet mit einer nachweisbaren Gesamtgrundbelastung von mehreren PBSM-Wirkstoffen (Tab. 10), welche im Westen auf die Anwendungen auf den vorgelagerten landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen ist.

Die Eingangsbelastung überschreitet im Westen den TrinkwV-Grenzwert und ist um etwa 10-fach höher als im Osten.

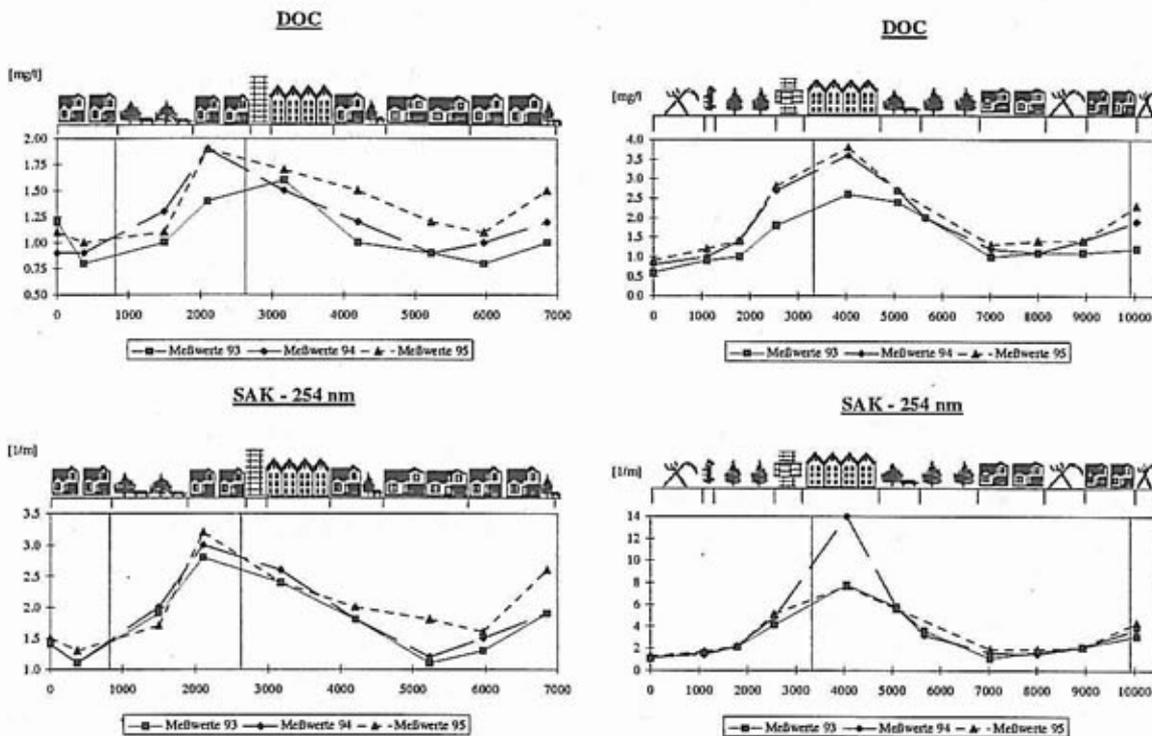
Unter dem bebauten Stadtgebiet sinken die **Atrazin- und DEA-Konzentrationen**, z.T. sind beide Wirkstoffe nicht mehr nachweisbar. Zwischengeschaltete Konzentrationsanstiege lokalisieren die PBSM-Anwendungsgebiete im Stadtgebiet. Es sind die unversiegelten Acker- und Grünflächen (West: Äcker bei der Alb, Kleingartenanlage zwischen Rüppur und Weiherfeld; Ost: Schlosspark, Äcker zwischen Neureut-Heide und Neureut).

Auch **Simazin** ist in jedem Jahr unter dem Schlosspark nachweisbar. Unter den Äckern vor Neureut überschreiten die Simazin- und Desisopropylatrazinkonzentrationen sogar den Grenzwert.

Das "Bahnherbizid" **Hexazinon** ist vor dem Stadtgebiet nicht nachweisbar. Erst nach Passage der beiden Messstreifen durchschneidenden Bahnanlagen ist Hexazinon in allen Jahren nachweisbar, meist in hohen Konzentrationen über dem Grenzwert. Die Belastungsquelle "Bahn" ist eindeutig, da nach den Gleisen die meisten der höchsten Konzentrationen gemessen werden, diese mit zunehmender Entfernung abnehmen und mit Ausnahme eines Wertes in 1995 nicht wieder ansteigen. Im östlichen Messstreifen sind die maximalen Hexazinonkonzentrationen von ca. 2 µg/l, wesentlich höher als bei allen anderen Wirkstoffen, mindestens Faktor 5.

Gründe dafür sind offenbar größeren Hexazinonanwendungsmengen, die große Durchlässigkeit der Gleisschotterkörper und die im östlichen Messstreifen größere Gleisdichte im Bereich zweier Bahnhöfe (Rangier- und Güterbahnhof). Im westlichen Messstreifen finden sich nur die Zufahrtsgleise in den Hauptbahnhof. Die im westlichen Messstreifen in 1994 und 1995 positiven Befunde des anderen "Bahnherbizids" Bromacil an der ersten Messstelle nach der Bahnlinie bestätigen den Eintragsort Bahnanlagen.

5.13 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Spektraler Absorptionskoeffizient bei Wellenlänge 254 nm (SAK-254)



Allgemeines

Die Summenparameter DOC und SAK-254 beschreiben den Gesamtgehalt an gelösten organischen kohlenstoffhaltigen Substanzen. Diese können anthropogener und natürlicher Herkunft sein (Abwässer, Huminstoffe aus Mooren).

Sowohl im Abwasser als auch in humusreichen Boden- und Aquiferschichten werden organische Makropartikel abgebaut und der enthaltene organische Kohlenstoff gelöst. Die begleitende Sauerstoffzehrung kann bei ungünstiger Sauerstoffnachlieferung das Redoxmilieu verändern und diverse Reaktionen nach sich ziehen. Die TrinkwV sieht keine Grenzwerte vor.

Stadtgebiet Karlsruhe

Die Werte der beiden Parameter zeigen ortsgleiche Zu- und Abnahmen. Das Grundwasser erreicht das Stadtgebiet schon im Zustrom mit relativ hohen Werten. Dies ist auf die Mineralisierung des anmoorigen Bodenmaterials in der vorgelagerten Kinzig-Murg-Rinne zurückzuführen.

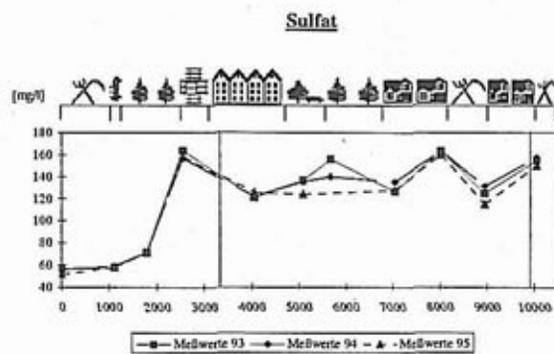
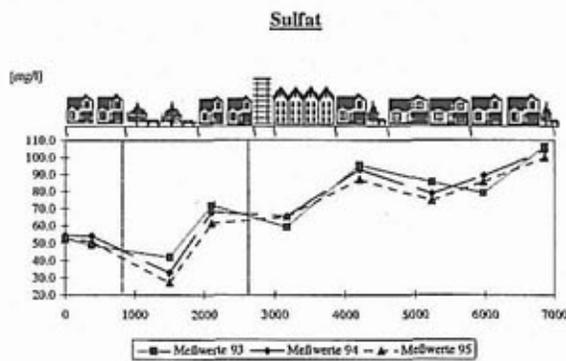
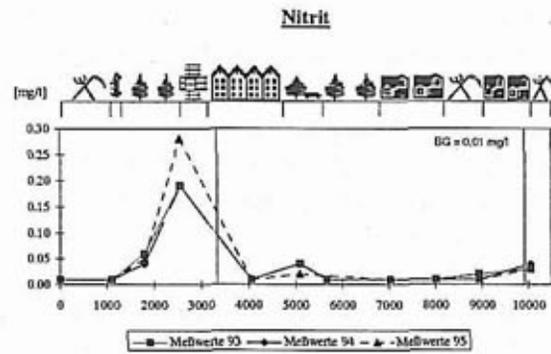
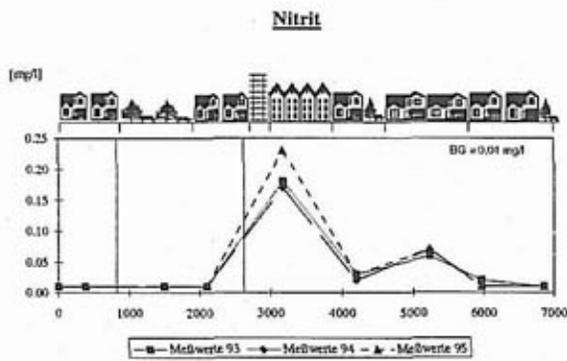
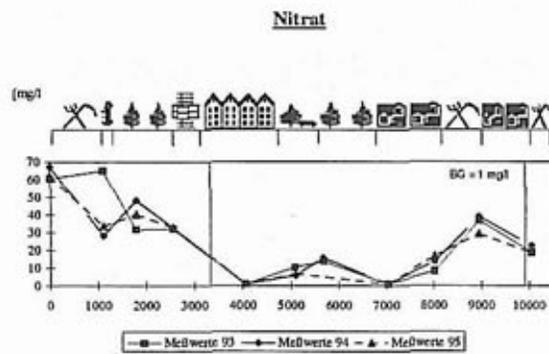
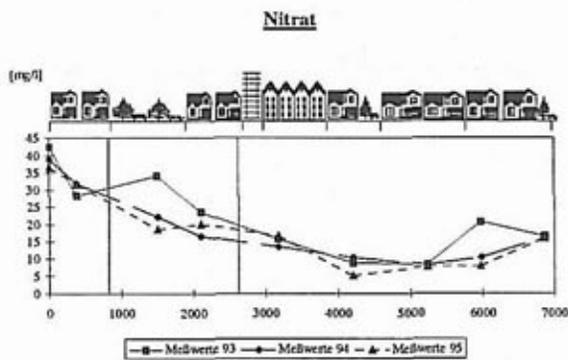
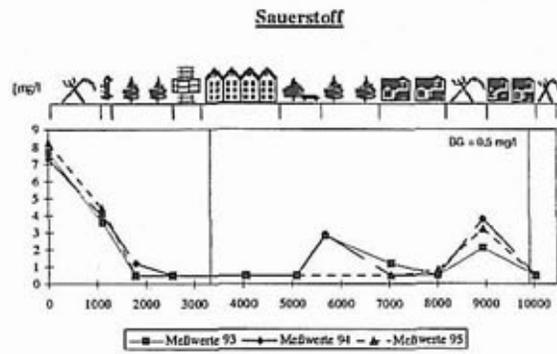
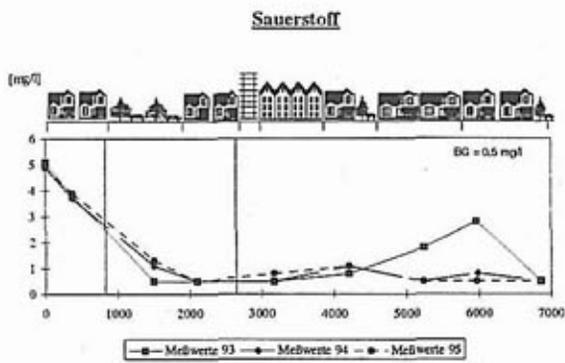
Im Westen kann auch ein geringer Anteil aus der vorgelagerten Landwirtschaft bzw. aus der im Bereich Rüppur vermuteten Kanalexfiltration stammen.

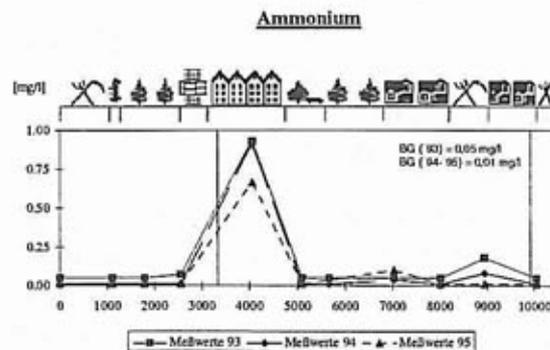
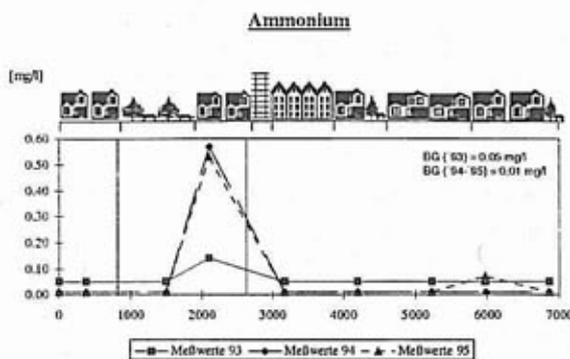
Nach Querung des Stadtgebiets sind aber um etwa 50 bis 100% höhere Werte festzustellen, da offenbar die Kinzig-Murg-Rinne und die im Stadtgebiet vermuteten Kanalexfiltrationen im Bereich Weiherfeld (W) und Innenstadt-Ost (O) zu einer summarischen Kohlenstoffanreicherung bis in die Stadtmitte führen.

Im Bereich der Kanalexfiltrationen sind die auffälligen Wertemaxima festzustellen (s. Kap. Bor, EDTA, NTA).

Im Osten werden weit höhere Werte registriert als im Westen (O max.: ca. 4 mg/l DOC, ca. 14 1/m SAK-254). Ein Zusammenhang mit Emissionen aus den Bauschuttauffüllungen und aus Altlasten ist weniger wahrscheinlich.

5.14 Sauerstoff, Nitrat, Nitrit, Sulfat, Ammonium





Allgemeines

Aufgrund der vielfältigen Abhängigkeiten der Erscheinungsformen und der Konzentrationen des Stickstoffs und des Schwefels untereinander und vom Sauerstoffgehalt sollen die o.g. ausgewählten "redoxsensiblen" Stoffe gemeinsam beschrieben werden. Die oxidierten Formen sind Nitrat, Nitrit, Sulfat und Sulfid. Die reduzierten Formen sind Ammonium, Stickstoffgas und Schwefelwasserstoffgas. Nitrit und Sulfid sind sowohl Zwischenprodukte von reduzierenden als auch von oxidierenden Prozessen.

Natürliche und anthropogene Herkunft

Sauerstoff

Der Gehalt an Sauerstoff (O_2) im Wasser besitzt grundlegende Bedeutung für die Löslichkeit und Erscheinungsform von vielen Wasserinhaltsstoffen. Sauerstoffmangel verringert die Redoxspannung, wodurch die Löslichkeit von redoxabhängigen Stoffen (z.B. von Metallen) erhöht wird. In stark sauerstoffarmen bzw. sauerstofffreien Grundwässern sind die reduzierten Spezies von redoxabhängigen Wasserinhaltsstoffen oft in größeren Mengen vorhanden als die oxidierten Spezies. Das den Metabolismus von Wasserinhaltsstoffen bestimmende Redoxpotential ist aber nicht nur vom O_2 -Gehalt sondern auch vom NO_3^- - und SO_4^- -Gehalt abhängig [zit. nach LfU, 1994-1].

Der Sauerstoffgehalt des Grundwassers ist einerseits abhängig von der Menge von sauerstoffreichem Sickerwasser aus der Grundwasserneubildung und andererseits vom O_2 -Verbrauch der

geochemischen und mikrobiellen, sauerstoffzehrenden Umsetzungen während der Sickerbewegung durch Boden und Gestein und während des Aufenthalts im Grundwasserleiter (Kontakt des Wassers mit der Aquifermatrix). Beim Abbau von organischen Substanzen in Boden und Aquifer (z.B. Humus) und bei der Oxidation von anorganischen Stoffen (z.B. schwefelhaltiges Pyritmineral im Kies) wird Sauerstoff verbraucht.

Beim Fehlen von Sauerstoff im Grundwasser ist nicht gleich auf eine anthropogene Belastung zu schließen, da die natürliche Sauerstoffzehrung in moorigen Böden beachtlich sein kann.

Anthropogene Grundwasserverunreinigungen, wie z.B. Abwasserinfiltrationen mit oxidierbaren organischen Stoffen, führen zu Sauerstoffschwund. Theoretisch kann auch eine großflächige Versiegelung - wie eine Stadt - durch die hier geringere Grundwasserneubildung zu einer Sauerstoffgehaltsabnahme führen, wenn im Grundwasser natürliche oder anthropogene sauerstoffzehrende Prozesse existieren.

Ein geringer O_2 -Gehalt beeinträchtigt den Geschmack des Trinkwassers, da viele Inhaltstoffe dann nur unzureichend oxidiert vorliegen. Deshalb wird sauerstoffarmes Grundwasser aufbereitet. Sowohl ein hoher wie auch ein geringer O_2 -Gehalt beeinflusst im Zusammenspiel mit dem pH-Wert die Korrosion von Wasserleitungen.

In der TrinkwV ist kein Grenzwert für Sauerstoff vorgesehen.

Nitrat, Nitrit, Ammonium, Stickstoff

Stickstoff (N) kommt in der Natur anorganisch gebunden im Natronsalpeter (NaNO_3), Kalisalpeter (KNO_3), Ammonsalpeter (NH_4NO_3) und im Kalksalpeter ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) vor.

Organisch gebunden liegt Stickstoff in allen Organismen vor (z.B. Eiweiß), so dass beim mikrobiellen Abbau von organischen Substanzen Stickstoff zunächst in organischer Form frei wird und später in seine anorganische Formen oxidiert werden kann. Humus ist stark stickstoffhaltig.

Der organisch gebundene Stickstoff wird bei der mikrobiellen Mineralisation zunächst in Ammonium (NH_4) überführt (Ammonifikation). Bei Vorhandensein von Sauerstoff und von nitrifizierenden Bakterien kann NH_4 dann zu Nitrit (NO_2) und zu Nitrat (NO_3) oxidiert werden (Nitrifikation). Im sauerstoffreichen Milieu dominiert dann Nitrat.

Schon bei Sauerstoffarmut (etwa ab 3-4 mg/l O_2) und genügend vorliegendem biologisch abbaubarem und kohlenstoffhaltigem Material kann Nitrat zu gasförmigem Stickstoff (N_2) reduziert werden (heterotrophe Denitrifizierung). Bei sauerstofffreien Verhältnissen kann NO_3 auch zu NH_4 reduziert werden (Nitratammonifikation), was zu einer Sekundärbelastung mit Ammonium führt.

Bei Sauerstoffarmut kann auch ein anderer nitratreduzierender Prozess ablaufen, nämlich die autotrophe Denitrifikation. Hier wird Nitrat zu gasförmigem Stickstoff (N_2) reduziert und gleichzeitig der im Kies vorliegende Eisenschwefel (Pyrit) oxidiert, so dass Sulfat entsteht. Die Reduktion von 50 mg/l NO_3 kann rein rechnerisch zur Entstehung von ca. 250 mg/l SO_4 beitragen.

Unbelastete Grundwässer weisen oft nur 10 mg/l NO_3 und bis zu 0,1 mg/l NH_4 auf.

Nitrit ist ein nicht lange beständiges Zwischenprodukt der oxidierenden wie auch der reduzierenden Prozesse im Stickstoffkreislauf und ist im unbelasteten Grundwasser normalerweise nicht nachweisbar.

Moore und Einlagerungen von Bitumen, Kohle und Öl in die Gesteine erhöhen den Stickstoffgehalt des Grundwassers [zit. nach LfU, 1994-1]. Bei Mooren und anmoorigen Böden, z.B. in Talauen, kann der Ammoniumgehalt im unmittelbaren Abstrom und bei der Anwesenheit von Sauerstoff im mittelbaren Abstrom auch der Nitratgehalt natürlich höher sein.

Großflächige Einträge aus der Landwirtschaft (Gülle, Jauche und anorganischer Dünger) sowie in geringerem Maße Einträge aus der Luft (z.B. Verkehrsbelastungen NO_x) können den Nitratgehalt im Grundwasser erhöhen.

Städtische Haupteintragsursachen sind meist Kanalisationsexfiltrationen, Hausmülldeponien und Düngungen auf Grünanlagen und in den Haus- und Kleingärten. Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich mittlere Ammoniumkonzentrationen von ca. 21 mg/l (24 Stunden-Mischproben im Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

Die TrinkwV sieht folgende Stickstoffgrenzwerte vor: 0,5 mg/l NH_4 , 0,1 mg/l NO_2 , 50 mg/l NO_3 .

Sulfat, Schwefel

Eine oxidierte Form des Schwefels (S) ist das Sulfat (SO_4). Es kommt natürlicherweise als Bestandteil des leicht löslichen Gipses ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) vor, auch in Natrium- und Kalisalzlagern. Karbonatgesteine enthalten mehr Schwefel als Tongesteine, Sandsteine und Magmatite. Sulfat oder die reduzierte Form des Schwefels, das Sulfid (S^{2-}), begleiten die Schwermetalle in Erzvorkommen und Mineralien. z.B. im Pyrit (Schwefelkies, Eisenkies, FeS_2).

Schwefel ist auch elementarer Bestandteil des Eiweißes von Pflanzen und Tieren. Deshalb sind organische Substanzen wie Humus, Kohle, Bitumen und Öl schwefelhaltig [zit. nach LfU, 1994-1].

Auch in anthropogen unbeeinflussten Wässern laufen in Abhängigkeit vom Redoxpotential (z.B. Sauerstoffgehalt) komplexe Reaktionen ab, die

den SO_4 -Gehalt erhöhen oder erniedrigen können und auch in den Stickstoffkreislauf eingreifen.

Im sauerstoffhaltigen Milieu können sulfidhaltige Substanzen aus dem Kiesaquifer (Pyrit (FeS_2), Schwefelkies) zu Sulfat oxidiert werden (Sulfurikation). Dabei werden die ursprünglichen Sulfatgehalte erhöht und die Sauerstoffgehalte reduziert.

Im sauerstoff- und nitratfreien Milieu dominiert der SO_4 -reduzierende Prozess (Desulfurikation), wodurch die Sulfatgehalte verringert werden. Dies kann die Sulfidgehalte im Wasser erhöhen.

Ist das Grundwasser sauerstofffrei aber nitrat-haltig, so können bestimmte Bakterien - unter gleichzeitiger Reduktion des Nitrats - vorhandene sulfidische Verbindungen (z.B. Schwefelkies) unter Nutzung des Nitrats als "Sauerstoffspender" oxidieren, was zu einer Erhöhung des Sulfatgehaltes und zu einer Verringerung des Nitratgehaltes führt, da Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert wird, welcher aus dem Wasser entweichen kann (autotrophe Denitrifikation).

So kann die Reduktion von 50 mg/l Nitrat rein rechnerisch einen Sulfatanstieg von ca. 250 mg/l Sulfat erwirken.

Im allgemeinen findet man in Grundwässern 10 - 50 mg/l SO_4 . Aufgrund der guten Löslichkeit von Gips sind auch Grundwässer mit bis zu 100 mg/l SO_4 anzutreffen.

In Baden-Württemberg sind aus Trinkwassersanalysen im Bereich der Muschelkalk- und Keuperlandschaften Konzentrationswerte von über 120 mg/l bekannt. Im Bereich aufsteigender Tiefenwässer und in Nähe von Salz- und Öllagerstätten werden z.T. höhere Konzentrationen gemessen.

Derartig sulfatreiche aufsteigende Tiefengrundwässer befinden sich nach derzeitigem Kenntnisstand nicht im Karlsruher Untersuchungsgebiet, sind aber auch hier denkbar.

Im Grundwasser des oberrheinischen Quartärs sind die natürlichen Sulfatgehalte primär auf den Schwefelgehalt der Kiese und Sande (Schwefelkies, Pyrit) und von eingelagerter schwefelhaltiger organischer Substanz mit anschließender Oxidation zu Sulfat zurückzuführen. Diese oxidativen Prozesse tragen zu relativ geringen Sauerstoffgehalten bei.

Die natürliche Auslaugung von in der Schwarzwaldvorbergzone anstehenden mesozoischen und tertiären Gesteinen erhöht über Grundwasserrandzufluss und über versickernde Oberflächengewässer die SO_4 -Gehalte in der Oberrheinebene [zit. nach LfU, 1994-1]. Aus Trinkwasseranalysen in der Oberrheinebene nördlich von Karlsruhe ergeben sich örtlich Gehalte bis zu 150 mg/l SO_4 . Dies kann auch auf die dortigen natürlichen Öllagerstätten zurückzuführen sein.

Anthropogen kann Sulfat über verschiedene Ursachen und Prozesse - primärer und sekundärer Art - in das Grundwasser eingetragen werden:

Für ein Stadtgebiet weniger entscheidend sind die direkten Eintragspfade über die Luftdeposition und über die landwirtschaftliche Düngung (schwefelhaltige Dünger und Fungizide). Schwefelhaltige Rauchgasimmissionen und Niederschläge können bei nicht ausreichender Pufferung von Böden und Wasser eine Versauerung verursachen, die die Freisetzung von toxischen Kationen (z.B. auch Aluminium, Schwermetalle) bewirkt.

Dagegen kann der direkte landwirtschaftliche Nitratreintrag (Primärbelastung) wg. der o.g. vielfältigen Stoffkoppelungen des Stickstoffhaushalts mit dem Sauerstoff- und Schwefelhaushalt zu einer indirekten nachhaltigen Sekundärbelastung führen.

Bei anthropogen stark erhöhten Nitratgehalten (landwirtschaftliche Primärbelastung) läuft der o.g. Kombinationsprozess der Denitrifikation/Sulfurikation intensiver ab als bei natürlicherweise geringen Nitratgehalten und kann als Sekundärverschmutzung zu hohen Sulfatgehalten füh-

ren. Insbesondere auch Grünlandumbruch und die Entwässerung von moorigen Böden setzen aus der organischen Bodensubstanz Schwefel frei, der zu Sulfat oxidiert werden kann.

Städtische Haupteintragsursachen sind meist Kanalisationsexfiltrationen, gipshaltige Baufundamente und Untergrundauffüllungen mit Bauschutt.

Gerade alte Bauwerke enthalten viel gipshaltiges Baumaterial, mehr als heutzutage. Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich z.B. mittlere Sulfatkonzentrationen von ca. 100 mg/l (24 Stunden-Mischproben im Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

Die TrinkwV sieht einen Grenzwert von 240 mg/l SO₄ vor. Geologisch bedingte Überschreitungen bis zu einem Grenzwert von 500 mg/l bleiben unberücksichtigt. Sulfatgehalte ab etwa 25 mg/l fördern die Korrosion, ab 200 mg/l SO₄ kann Schwefelsäure Beton nachhaltig angreifen [zit. nach LfU, 1994-1].

Stadtgebiet Karlsruhe

Unter dem Stadtgebiet Karlsruhe prägen alle o.g. möglichen direkten Ursachen im Stadtgebiet und im landwirtschaftlich belasteten Zustrombereich die Grundwasserbeschaffenheit. In ihrer Summe führen sie in beiden Messstreifen zu folgenden im Fließverlauf feststellbaren Belastungen und Prozessen:

- **generell starke Sauerstoffzehrung** und abnehmende Sauerstoffgehalte von 5-8 mg/l auf 0 mg/l **mit auffälligen zwischengeschalteten Sauerstoffanreicherungsbereichen**.

Dies beruht einerseits offenbar auf dem Übergang der sauerstoffreichen Grundwässer aus der Vorbergzone (höhere Durchlässigkeiten, geringere Aufenthaltszeiten) in die geringer durchlässige Lockergesteinsebene, auf der Karlsruhe liegt.

Die hier in der Niederterrasse größeren Aufenthaltszeiten bedingen eine längere Kontaktzeit mit hier vorliegendem organischen Boden- und Aquif

fermaterial. Dieses zehrt natürlicherweise den Sauerstoff durch die Mineralisierung der organischen Substanz, insbesondere in der Kinzig-Murg-Rinne. Die Existenz dieses Prozesses wird durch die hier erhöhten Gehalte an organischem Kohlenstoff (s. Kapitel DOC, SAK-254) und durch die Sauerstoffzehrung angezeigt.

Im folgenden Fließverlauf unter der Stadt verhindert die Versiegelung eine Sauerstoffnachlieferung und trägt mit den über Kanalexfiltrationen eingebrachten organischen Substanzen zur weiteren Sauerstoffzehrung bei, so dass sich auf weiten Fließstrecken Sauerstoffarmut und -freiheit (anaerobes Milieu) einstellt.

Vereinzelt sind unter unversiegelten Flächen auffällige Sauerstoffanreicherungsgebiete mit Gehalten von 2-4 mg/l dazwischengeschaltet (Schlossparkgrünflächen, Felder von Neureut). Dieser Konzentrationsbereich kann als der potentiell natürliche Sauerstoffgehalt angesehen werden.

- **nur vereinzelt nachweisbare, aber hohe Ammoniumgehalte** (Maxima: 0,50 - 1,00 mg/l NH₄).

Die Maxima beruhen offenbar nicht auf Nitratammonifikationsvorgängen sondern auf direkten Ammoniumemissionen aus den Kanalexfiltrationen (W: Weiherfeld, O: Innenstadt-Ost), welche sich auch bei anderen Stoffen an den gleichen Messstellen angedeutet haben (s. Kap. Kalium, DOC, Bor, EDTA) und auch aus Altablagerungen. Im weiteren Fließverlauf sind die Ammoniumkonzentrationen durch Verdünnungsprozesse im wesentlichen rückläufig.

Das Stadtgebiet übt keinen großflächigen Einfluss auf die Ammoniumgehalte aus, sondern nur lokal im Bereich von Kanalexfiltrationen. Über den Fließweg gesehen, sind aber die Kanalexfiltrationen wichtige Stickstoffnachlieferungsquellen für Folgebelastungen von Nitrat und Sulfat.

- **nur vereinzelt nachweisbare, aber hohe Nitritgehalte** (Maxima: 0,15 - 0,30 mg/l NO₂). Die Maxima beruhen auf Denitrifikations- oder Nitrifikationsvorgängen.

- **generell abnehmende Nitratgehalte** von 35 - 70 mg/l auf teilweise bis 0 mg/l im östlichen Messstreifen (wg. starker landwirtschaftlicher Vorbelastung, wg. Denitrifikationsvorgängen, wg. Sauerstoffarmut) **mit einzelnen zwischengeschalteten Nitratanreicherungen** unter unversiegelten Flächen mit gleichzeitigen Sauerstoffanreicherungen (Schlossparkgrünflächen, Felder von Neureut).

Im westlichen Messstreifen wird der Nitratgehalt nur auf ca. 5 - 10 mg/l reduziert.

Im östlichen Messstreifen ist die Nitratbelastung im Zustrom um etwa ein Drittel höher als im westlichen. Auch ein Teil der in den Kapiteln Leitfähigkeit, Calcium, Magnesium und Säurekapazität beschriebenen Konzentrationserhöhungen (Aufhärtingen) unter dem bebauten Gebiet sind auf heterotrophe und autotrophe Denitrifikationsvorgänge zurückzuführen.

Vereinzelte sind unter unversiegelten Flächen mit gleichzeitigen Sauerstoffanreicherungen auffällige Nitratanreicherungsbereiche mit Gehalten von 10 - 40 ^{mg/l} dazwischengeschaltet (Schlossparkgrünflächen, Felder von Neureut). Dies beruht einerseits direkt auf den hier vorgenommenen Düngungen und indirekt auf der hier durch die Sauerstoffanreicherung wieder möglichen Oxidation von abwasserbütigem Ammonium aus der vorausgegangenen Strecke durch bebaute Stadtgebiete, z.B. aus der Kanalexfiltration vor dem Schlosspark im Bereich Innenstadt-Ost.

Die statistische Auswertung ergab zwischen Nitrat und Sauerstoff einen Regressionskoeffizienten von 0,73 bei einem P-Wert kleiner als 0,001. Dies spricht für einen signifikanten Zusammenhang beider Größen, was aufgrund der vielen anderen, komplexen, zeitverzögerten und sich überlagernden Prozesse im Grundwasser in dieser Schärfe nicht unbedingt zu erwarten war.

- **generell sehr stark zunehmende und sehr hohe Sulfatkonzentrationen** 50-60 mg/l bis auf 100 mg/l bzw. auf 160 mg/l **mit einzelnen zwischengeschalteten Bereichen mit Konzentrationserniedrigungen und -erhöhungen.**

Primäre Konzentrationserhöhende Ursache ist die Gipslösung aus Bauschutt und Baufundamenten (s. Kapitel Calcium, Magnesium) und aus Altablagerungen, weniger aus den Kanalexfiltrationen. Die Bauschutteinträge erklären einen großen Teil der hier großen Sulfatkonzentrationszunahmen, nach Schätzungen von Schulz [in: LfU, 1992-1] etwa die Hälfte.

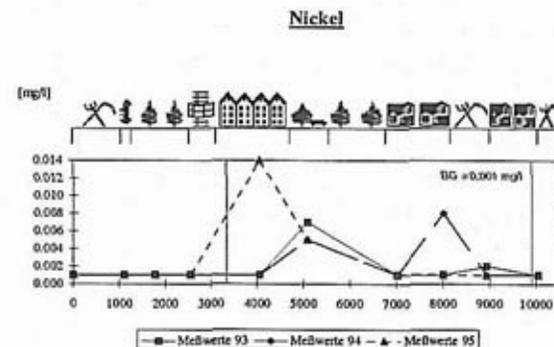
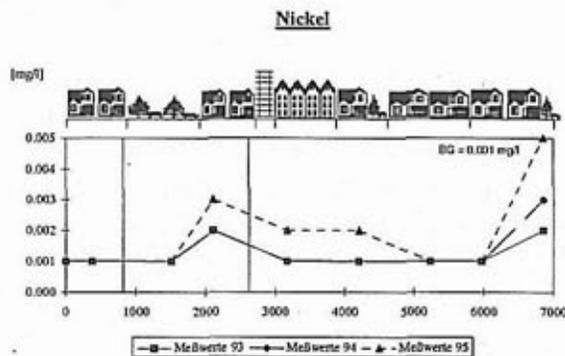
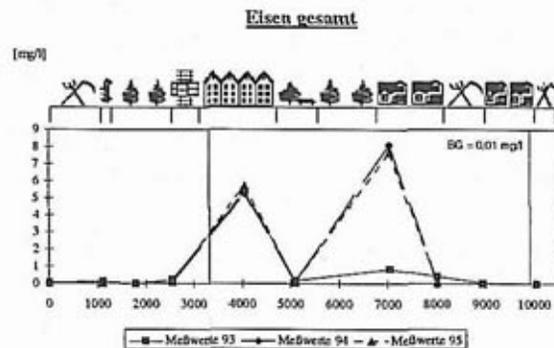
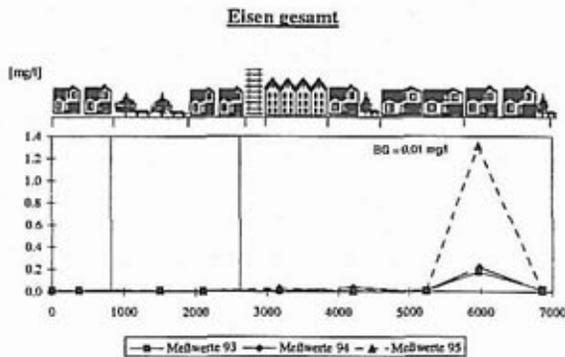
Sekundäre Ursache ist die hier offenbar ablaufende autotrophe Denitrifikation mit gleichzeitiger Sulfatbildung aus Oxidation der natürlichen bzw. anthropogenen schwefelhaltigen Substanzen in Kies bzw. in Bauschutt und Altablagerungen, bei gleichzeitig niedrigen Grundwasserflurabständen.

Erst wenn wie im östlichen Messstreifen bei mittlerweile erreichter Sauerstofffreiheit kein Sauerstoff mehr zur Verfügung steht (Bereich Innenstadt-Ost), müssen die nitratreduzierenden Bakterien Nitrat als "Sauerstoffspender" nutzen. Wenn kein Nitrat mehr da ist, sinken in der Folge auch streckenweise die Sulfatgehalte, weil zur Aufrechterhaltung des schwefeloxidierenden Prozesses keine "Sauerstoffnachlieferung" aus dem Nitrat mehr möglich ist.

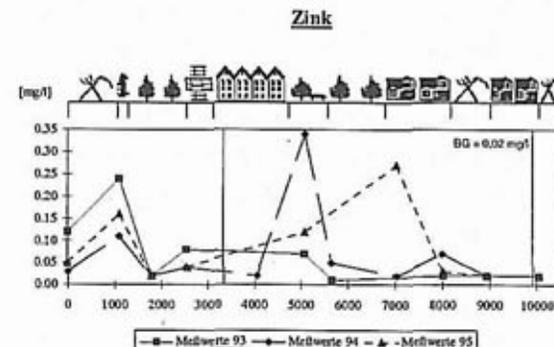
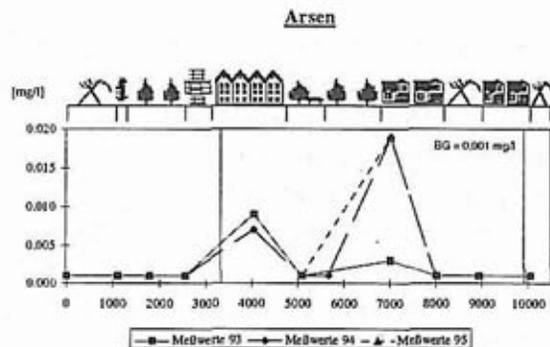
Die Sulfatgehalte sind im östlichen Messstreifen wesentlich größer. Dies resultiert aus der hier längeren Durchquerung der künstlichen Auffüllungen und offenbar aus der hier höheren landwirtschaftlichen Nitratbelastung aus dem Vorland, des hier stärkeren Sauerstoffmangels und der hier geringeren Sauerstoffnachlieferung durch die stärker versiegelte Innenstadt und aus der hier größeren Stickstoffnachlieferung aus den Nitratdüngungen im Schlosspark und auf den Feldern von Neureut und durch Kanalexfiltrationen, welche Stickstoff nachliefern, wie es der im östlichen Messstreifen höhere Ammoniumwert andeutet.

Bis zur Einstellung eines Lösungsgleichgewichtes zwischen diesen Prozessen muss mit einer weiteren Zunahme der Sulfatkonzentrationen über einen längeren Zeitraum hinweg gerechnet werden.

5.15 Schwermetalle, Eisen und Mangan



Nur östlicher Messstreifen:



Allgemeines

Natürlicherweise sind Schwermetalle in meist geringen Konzentrationen Bestandteile vieler Minerale (z.B. Braunstein (MnO_2), Eisenschwefelkies (FeS_2) und organischer Substanzen (Humus). Eisen ist nach Aluminium das zweithäufigste Metall der Erdkruste. Im Grundwasser kommen daher Schwermetalle in Spuren vor.

In natürlichen, unbelasteten oder anthropogen verunreinigten sauerstoffarmen bis -freien Wässern sind die Konzentrationen meist höher als in sauerstoffreichen, da die Schwermetalllöslichkeit hauptsächlich vom Sauerstoffgehalt (Redoxpotential) abhängt, aber selbstverständlich auch vom natürlichen Nachlieferungspotential des Bodens und der Aquifermatrix und vom pH-Wert. In

heissen und sauerstoffarmen Thermal- und Mineralwässern können die Konzentrationen einzelner Schwermetalle bis zu 1 mg/l erreichen.

In Industrie und Haushalt finden sich in vielen Produkten Schwermetalle jeglicher Art. Eisen ist gegenwärtig immer noch das wichtigste Gebrauchsmetall in Haushalt, Gewerbe und Industrie. Anthropogen erhöhte Schwermetallkonzentrationen im Boden, Sickerwasser und im Grundwasser sind oft nur von lokaler Ausdehnung. Sie sind meist auf Schadensfälle, Deponien und Altablagerungen zurückzuführen. Die Schadensfälle betreffen im wesentlichen nur den direkt kontaminierten Boden sowie den unmittelbar angrenzenden Grundwasserbereich.

Auch in der Nähe von metallverarbeitenden Werken und Beizereien, Galvanisierbetrieben, Gerbereien, Färbereien, Großfeuerungsanlagen und von Straßen (schwermetallhaltige Kraftstoffe, Reifen- und Bremsenabrieb) können die Schwermetallgehalte erhöht sein. Einige Schwermetalle sind auch Insektenvernichtungsmitteln beigegeben, wie z.B. Arsen. Verunreinigungen mit Komplexbildnern (EDTA, NTA) verbessern die Schwermetalllöslichkeit. Dies führt zu höheren Schwermetallkonzentrationen.

Im Abwasser finden sich Schwermetalle aufgrund des universellen Gebrauchs in meist geringen Mengen wieder. So liegen die mittleren Mangankonzentrationen im Abwasser im Ruhr-einzugsgebiet (Nordrhein-Westfalen) mit vielen metallverarbeitenden Betrieben mit $0,15 \text{ mg/l}$ Mn [Koppe, 1993] verständlicherweise um ein vieles höher als bspw. in Rastatt (Baden-Württemberg) mit wenigen metallverarbeitenden Betrieben, wo nur $0,028 \text{ mg/l}$ Mn gemessen wurden [Eiswirth, 1993]. Vergleichskonzentrationen von Arsen im Karlsruher Abwasser lagen nicht vor, werden aber von Koppe [1993] für häusliches Schmutzwasser allgemein mit $1 - 5 \text{ } \mu\text{g/l}$ As angegeben. Kupfer findet man im Abwasser aufgrund seiner weitverbreiteten Anwendung (z.B. Kupferdächer, -leitungen, etc.) in erhöhten Konzentrationen von ca. $0,078 \text{ mg/l}$ Cu wieder. Quecksilber ist nur sehr schwer wasserlöslich und ist deshalb im Abwasser meist nicht nachweisbar (Bestimmungsgren-

ze: $0,001 \text{ mg/l}$ Hg). Im Karlsruher Abwasser (Mischwasserzulauf zur Kläranlage) finden sich mittlere Konzentrationen von ca. $0,025 \text{ mg/l}$ Blei, von $0,370 \text{ mg/l}$ Zink und von $0,033 \text{ mg/l}$ Nickel (24 Stunden-Mischproben im Juni 1995, n. Tiefbauamt Karlsruhe).

Ein positiver Schwermetallbefund im Grundwasser kann auch durch die Probenahmematerialien und durch den Messstellenausbau mit Metallmaterialien (Korrosion) verursacht sein.

Es ist daher schwer, gemessene Schwermetallkonzentrationen auf anthropogene Quellen zurückzuführen, insbesondere dann, wenn sich die Werte nur im Bereich der natürlich vorhandenen Hintergrundbeschaffenheit bewegen.

Die Trinkwassergrenzwerte sind: $0,010 \text{ mg/l}$ Arsen, $0,040 \text{ mg/l}$ Blei, $0,040 \text{ mg/l}$ Chrom, $0,200 \text{ mg/l}$ Eisen, $0,050 \text{ mg/l}$ Mangan, $0,050 \text{ mg/l}$ Nickel, $0,001 \text{ mg/l}$ Quecksilber. Für Kupfer und Zink sind anstelle von Grenzwerten, Richtwerte festgelegt: 3 mg/l Kupfer, 5 mg/l Zink.

Stadtgebiet Karlsruhe

Die Auswirkungen des Stadtgebiet Karlsruhe auf die Schwermetallgehalte des Grundwassers sind für die meisten Schwermetalle nicht messbar. Dies liegt offenbar im wesentlichen an der Immobilität der meisten Schwermetallverbindungen durch oxidative Ausfällung bei gleichzeitigem Sauerstoffreichtum, was aber eine möglicherweise trotzdem vorhandene Emission dieser Stoffe in Boden und Grundwasserleiter nicht ausschließt.

Einzelne erhöhte Konzentrationen von Arsen, Blei, Cadmium, Eisen, Mangan, Nickel, Zink werden nur bei gleichzeitiger Sauerstofffreiheit sichtbar und sind auf Messstellenkorrosion und auf Kanalexfiltrationen zurückzuführen.

Für Chrom (Cr, ges.), Kupfer (Cu) und Quecksilber (Hg) - und auch für das oft Schwermetallschadensfälle begleitende Cyanid (Cn) - gab es nirgendwo positive Befunde. Für Quecksilber scheint dies verständlich, da es als Hydroxid nur sehr schwer wasserlöslich ist. Für Kupfer war

dies, aufgrund der guten Wasserlöslichkeit, seiner weitverbreiteten Anwendung und der Kanalexfiltrationen in bestimmten Stadtteilen nicht zu erwarten.

Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Eisen (Fe, ges.), Mangan (Mn, ges.), Nickel (Ni) und Zink (Zn) waren an einzelnen Messstellen nachweisbar.

Diese positiven Schwermetallbefunde wurden im Fließverlauf erst mit und nach Beginn der Innenstadtbebauung verzeichnet. Hier dominieren Bereiche mit Grundwasserflurabständen bis zu 7 Metern, mit hohem Versiegelungsgrad, mit geringer Grundwasserneubildung und mit zunehmender Sauerstoffarmut/Sauerstofffreiheit und mit zunehmenden EDTA- und NTA-Konzentrationen.

Da die Kanalisation in einer Tiefe von ca. 5 - 6 Metern unter der Geländeoberfläche verläuft und sich damit zum Teil schon im Grundwasserspiegelbereich befindet, ist eine Ursache für die positiven Befunde im Eintrag über das Abwasser zu suchen.

Eine andere Ursache ist aber die mit zunehmender Sauerstoffarmut und zunehmenden EDTA- und NTA-Konzentrationen verbesserte Löslichkeit von Schwermetallen aus natürlichem Material und aus anthropogen eingebrachten Stoffen.

Die wesentlichste Rolle für nachweisbare Konzentrationshöhen und für den Ort der Befunde spielt offenbar der natürlicherweise und anthropogen bedingt im Fließverlauf abnehmende Sauerstoffgehalt.

So sind zu Beginn der Messstreifen bei noch nachweisbarem Sauerstoff, die meisten Schwermetalle wie Arsen, Mangan, Eisen und Nickel nicht nachweisbar bzw. deren Konzentrationen sehr gering. Offenbar werden hier evtl. aus natürlichen oder anthropogenen Quellen eingebrachte Schwermetalle durch den Sauerstoff als oxidierte Formen in Boden und Grundwasserleiter ausgefällt, so dass evtl. Kontaminationen im Grundwasser nicht sichtbar werden.

Erst mit auf nahezu 0 mg/l abnehmenden Sauerstoffgehalten unter dem Innenstadtbereich werden Arsen, Mangan, Eisen und Nickel nachweisbar, da die dortige Sauerstofffreiheit die oxidative Ausfällung der aus natürlichen oder anthropogenen Quellen eingebrachten Schwermetalle nicht zulässt.

Ein entsprechend negatives Redoxpotential steigert dort die Schwermetalllöslichkeit. So korrelieren die Messpunkte mit Sauerstoffgehalten von fast Null mit einem Anstieg der Konzentrationen des besonders "sauerstoffsensiblen" Mangans bis auf nahezu 1 mg/l Mn (Mangan nicht dargestellt).

Für die Mangangehalte im Bereich um den Bahnhof (W) und im Durlacher Wald (O) ist als Ursache eine Reduktion des dort natürlich vorliegenden Braunstein anzunehmen.

Die Bedeutung des Sauerstoffhaushalts unter der Stadt für die Ausprägung der Schwermetallgehalte wird besonders bei/nach Passage der nicht versiegelten "belüftend wirkenden" Flächen mit vermehrter Grundwasserneubildung und damit auch vermehrter Nachlieferung von Sauerstoff über das Sickerwasser deutlich.

Aus der zwischenzeitlichen Wiederbelüftung des Grundwassers unter dem Schlosspark/ Bannwald - bis zu 3 mg/l Sauerstoff - resultieren hier dann Konzentrationsabnahmen bei Arsen, Eisen, Mangan, Nickel und Zink, da hier offenbar die noch oberstromig vorhandenen Schwermetalle ausgefällt werden. Dieser Belüftungsprozess deutet sich auch unter den Neureuter Feldern (O) an.

Bei Eisen, Mangan, Zink, Arsen lagen die Konzentrationen vereinzelt über den Grenz- und Richtwerten der Trinkwasserverordnung.

Als zunächst theoretisch mögliche Ursachen sind zu nennen: Kanalexfiltrationen; Bauschuttablagerungen; Schadensfälle; Erhöhung der Schwermetalllösung: aus dem organischen Kinzig-Murg-Rinnenmaterial, aus der unter der Stadt im Fließverlauf zunehmenden Sauerstoffarmut und den

zunehmenden EDTA-, NTA-Konzentrationen; Eisenfreisetzung aus der mit der Denitrifikation/Sulfurifikation einhergehenden Eisenschwefelkiesverwitterung und letztendlich die Korrosion der Messstellen.

Messstellenkorrosion

Im östlichen Messstreifen sind die Eisen- und Zinkgehalte höher als im westlichen. Am "Notbrunnen 24" (O: Neureut-Heide) wird im Fließverlauf das Maximum aller Schwermetallgehalte mit über 8 mg/l Fe, also im Milligrammbereich gemessen. Auch für Zink wurde hier im Jahr 1993 ein enormer Ausreisser in Höhe von knapp 34 mg/l Zn festgestellt. Dieser sehr hohe Zinkwert konnte aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt werden.

An der gleichen Messstelle wurde auch je zweimal der höchste Arsengehalt mit ca. 0,020 mg/l As festgestellt. Weiterhin sind hier auch Blei und Cadmium nachweisbar. Der Eisengehalt ist das zweite von insgesamt zwei auffälligen Maxima im östlichen Fließverlauf.

Bei der Ursachenforschung überwiegt die Vermutung, dass die Zink-, Eisen-, Blei- Cadmium- und Arsengehalte auf den Einfluss einer korrodierten verzinkten Messstelle zurückzuführen sind, der sich hier bei einer gleichzeitig nicht korrekt eingehaltenen Abpumpzeit vor der Probenahme äußert.

Die weit geringeren Zinkkonzentration der Beprobungen 1994 und 1995 und die weit niedrigeren o.g. Abwasserkonzentrationen lassen den Schluss auf eine Kanalexfiltration nicht zu. Auch lassen die Konzentrationen der anderen eher abwasserbürtigen Stoffe in diesem Bereich keinen Schluss auf Kanalexfiltrationen zu (s. Kap. EDTA, NTA, Bor, Phosphat, CKW etc.).

Die Korrosion von verzinkten Messstellenrohren äußert sich i.d.R. zuerst in steigenden Zinkgehalten. Weiterhin darf für technische Zwecke verwendetes Zink - auch laut DIN - geringe Beimengungen von Blei, Cadmium, Arsen, Kupfer enthalten, so dass auch die anderen Schwermetall-

befunde an o.g. Messstelle verständlich erscheinen.

Ein Zusammenhang mit Schadensfällen, mit Bauschuttalagerungen und mit der Anwendung von arsenhaltigen Schädlingsbekämpfungsmitteln bei der Zierpflanzenpflege im Schlosspark und in den Hausgärten ist wenig wahrscheinlich.

Der "Notbrunnen 24" ist offenbar stark korrodiert. Hier werden vermehrt Schwermetalle aus der Messstelle gelöst, gefördert durch die Sauerstoffarmut und die im östlichen Messstreifen höheren Konzentrationen der Komplexbildner EDTA und NTA vor und im Bereich Neureut-Heide (s. Kap. Sauerstoff, EDTA, NTA) und sollte bei zukünftigen Schwermetallmessungen ausgeschlossen werden bzw. gesondert betrachtet werden.

Kanalexfiltration

Dagegen können die sich immer wieder bestätigenden anderen Eisen- und Arsenmaxima im östlichen Messstreifen unter der Innenstadt-Ost am "Notbrunnen 5" z.T. auf die sich dort andeutende Kanalexfiltration zurückgeführt werden (s. Kap. Bor, Ammonium, DOC, AOX, Kalium, EDTA, NTA, CKW).

Dies gilt wahrscheinlich auch für das am "Notbrunnen 5" in 1995 existierende Nickelmaximum und für die an der nächsten Messstelle nach Passage der Innenstadt-Ost erkennbar höheren Zink- und Nickelgehalte.

Zumindest die Eisengehalte sind aber auch verursacht durch die vor diesem Bereich verstärkt einsetzenden nitratreduktions- und schwefeloxidierenden Vorgänge (s. Kap. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat) mit offenbar begleitender Eisenfreisetzung durch die Beteiligung von Eisenschwefelkies oder des Bauschutts an diesen Prozessen.

Auch ist ein direkter Eintrag aus den hier beginnenden Bauschuttalagerungen mit bekanntem Eisenanteil denkbar. Nach Aussage eines Mitarbeiters der Stadtwerke kann die hier bekannte Vergrabung von vielen eisernen Gegenständen nach Kriegsende eine Ursache sein.

6 Projektkurzbeschreibung, Ergebnissüberblick, Bewertung, Empfehlung

6.1 Projektkurzbeschreibung

Von 1993 bis 1995 wurde im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogramms Baden-Württemberg - Teilmessnetz Siedlungen - im Stadtgebiet von Karlsruhe ein Pilotprojekt zur Erfassung der urbanen Einflussnahme auf die Grundwasserbeschaffenheit durchgeführt. Mit der Durchführung wurde das Institut für Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Karlsruhe (TH) beauftragt.

Das Projekt wurde finanziert, getragen und begleitet von der Landesanstalt für Umweltschutz, der Stadt Karlsruhe – vertreten durch Umweltamt und Tiefbauamt - und den Stadtwerken Karlsruhe.

Aufgabenstellung war es, die unterschiedlichen urbanen Nutzungen auf der Landoberfläche (Belastungspotentiale) zu recherchieren, darzustellen und diese exemplarisch mit den gemessenen Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit auf dem Fließweg durch das Siedlungsgebiet in Bezug zu bringen. Auswärtige, in die Stadt über das Grundwasser hineingebrachte Grundwasser-Verunreinigungen, finden als "andersweitige Vorbelastungen" ihre Berücksichtigung, wie z.B. solche aus der Landwirtschaft.

Lage des Untersuchungsgebiets

Karlsruhe liegt in der Grundwasserlandschaft der eiszeitlichen Kiese und Sande des nördlichen Oberrheingrabens. Das Grundwasser fließt hier von Südost aus den Festgesteinszonen des Schwarzwaldes und des Kraichgaus über die Vorbergzone durch die quartären Ablagerungen dem Vorfluter Rhein zu. Dabei werden die hydrochemisch relevanten naturräumlichen Einheiten der Kinzig-Murg-Rinne mit mehr humosen Ablagerungen und der Rheinniederterrasse mit mehr mineralischen, kiesig-sandigen Ablagerungen bis zur Rheinniederung durchquert.

Messnetz

Anhand von im Stadtgebiet schon vorhandenen Messstellen wurden zwei ca. 10 km lange parallel verlaufende Messstreifen durch das Stadtgebiet konzipiert. Jeder Messstreifen enthielt 11 bzw. 9 Messstellen. Die Messstreifen führen aus dem landwirtschaftlich genutzten Vorland heraus durch die Stadt hindurch und queren dabei die unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten und unterschiedlich genutzte urbane Bereiche mit versiegelten und auch unversiegelten Flächen.

Flächennutzungsrecherche

Als Basis zur Interpretation der hydrochemischen Analysen hinsichtlich der Emittenten- oder Ursachensuche wurde für jede Messstelle eine Grundwassergefährdungsanalyse durchgeführt. Dazu wurden umfangreiche Recherchen zur urbanen Flächennutzung, zu bekannten Altablagerungen, zu Kanalsanierungslängen und zur Anzahl und Lage von Betrieben in Gewerbegebieten durchgeführt, eine Flächennutzungskarte erstellt und die Hauptrisikopotentiale ermittelt. Ein konkreter Bezug zu jeder Messstelle wurde erreicht über Eintragsflächenberechnungen für jede Messstelle und letztendlich über die Verschneidung der einzelnen Messstelleneintragsflächenabgrenzung mit der Flächennutzungskarte in einem Geographischen Informationssystem.

Weitgehend versiegelte Bereiche mit geringer Grundwasserneubildung, mit großer Abwasserkanalichte und hohem Grundwassergefährdungspotential sind Stadtteile mit dichter und lockerer Bebauung in Innenstadt und Außenbezirken. Dazwischengeschaltet sind unversiegelte Bereiche mit größerer Grundwasserneubildung und theoretisch anders gartetem Emissionspotential, wie gartenbaulich oder landwirtschaftlich genutzte Flächen, Sportanlagen, Bahngleisanlagen, Park- und Grünanlagen z.T. mit Fließgewässern. Die Messstreifen durchqueren auch Bauschutt-, Altablagerungen und Autobahnen.

Untersuchungsumfang

Die 20 Messstellen wurden drei Jahre lang einmal jährlich beprobt und auf eine Vielzahl von physikalisch-chemischen Stoffen analysiert.

Zur Erfassung der siedlungsbürtigen Primärbelastung enthielt die Stoffpalette einerseits rein anthropogene Stoffe, wie z.B. chlorierte Kohlenwasserstoffe, Waschmittelinhaltsstoffe und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel.

Andererseits wurden auch natürliche - aber durch die Siedlung in ihrer Konzentration möglicherweise veränderte - Stoffe analysiert, wie z.B. Sauerstoff, Calcium, auch Natrium, Chlorid, Kalium etc. Deren natürliches Konzentrationsverhalten kann durch direkte Emissionen (Primärbelastungen) zu Konzentrationserhöhungen führen oder durch chemische Sekundär- und Tertiärreaktionen mit den emittierten Stoffen nachhaltig sowohl in Richtung Konzentrationserhöhung oder -erniedrigung geändert werden. Ein nicht gemessener Parameter, der bei der späteren Auswertung als argumentative Basis für Folgebelastrungen fehlte, war die Basekapazität, als Stellvertreter für das sich aus vielen Abbauprozessen bildende Kohlenstoffdioxid. Dieser Parameter sollte bei zukünftigen oder ähnlichen Untersuchungen gemessen werden.

Interpretation

Eine interpretatorische Ursachenbeurteilung war nur möglich aufgrund der vorausgegangenen Flächennutzungsrecherche und aufgrund des großen Analytikprogramms mit vielen Parametern. Erst durch die argumentative Verknüpfung der ermittelten Hauptrisikopotentiale, durch die Herausarbeitung von charakteristischen Konzentrationsänderungen verschiedener Stoffe und durch die Berücksichtigung möglicher chemischer Wechselbeziehungen und Umwandlungsprozesse der Stoffe untereinander war es möglich, ein Gesamtbild des Einflusses des Stadtgebiets von Karlsruhe auf das Grundwasser darzustellen. So konnte im Pilotprojekt mit der analytischen Verfolgung der Grundwasserbeschaffenheitsänderungen mit

dem Fließweg unter der Stadt, der Einfluss einzelner urbaner Landnutzungen aufgezeigt und verfolgt werden.

Die gewonnenen Stoffkonzentrationsverläufe unter der Stadt werden für alle drei Jahre in Karten und in Graphiken gemeinsam mit den ermittelten Hauptrisikopotentialen und den naturräumlichen Einheiten längs des Grundwasserfließweges in beiden Messstreifen dargestellt, so dass nachvollziehbare Interpretationsbezüge hergestellt werden können.

6.2 Ergebnisüberblick

Die Untersuchungen wurden über drei Jahre durchgeführt, damit evtl. hydrologisch bedingte Konzentrationsschwankungen an den einzelnen Messstellen berücksichtigt werden konnten. Solche wurden überraschenderweise kaum registriert. Die im Fließverlauf signifikant erkennbaren Konzentrationsänderungen sind in allen drei Jahren meist messorttreu und geben damit einen offenbar längere Zeit konstanten Zustand wieder. Unter unversiegelten Flächen gab es aufgrund der hier höheren Grundwasserneubildung aber größere Konzentrationsunterschiede zwischen den Jahren als unter versiegelten Bereichen. Wichtige städtische Emissionsquellen waren in allen drei Jahren in meist gleichem Ausmaß zu erkennen, z.B. Bauschuttablagerungen, Autobahnen, Altablagerungen, Kanalexfiltrationen, Gleisanlagen, Äcker, Felder, Kleingartenanlagen.

Die festgestellten Beschaffenheitsänderungen im Fließweg unter der Stadt sind sowohl natürlicher als auch anthropogener Herkunft, meist städtischen Ursprungs, aber auch Folgebelastrungen der der Stadt zufließenden landwirtschaftlichen Vorbelastung.

Natürliche Beschaffenheitsänderungen

Erkennbare natürliche Beschaffenheitsänderungen im Stadtgebiet Karlsruhe resultieren aus dem Fließweg des Grundwassers aus der Festgesteinsvorbergzone heraus. Dort hat das Grundwasser noch einen hohen Sauerstoffgehalt, welcher bei Passage in die Lockerge-

steinsebene aufgrund der dortigen geringeren Durchlässigkeiten und der längeren Aufenthalts- und Kontaktzeiten mit sauerstoffzehrendem Boden- und Aquifermaterial gezehrt wird. Dieser Vorgang findet insbesondere in der Kinzig-Murg-Rinne statt, wo rapider Sauerstoffschwund und gleichzeitig erhöhte Gehalte an organischem Kohlenstoff (DOC, SAK-254), die dort stattfindende sauerstoffzehrende Mineralisierung der anmoorigen Böden und Humussubstanzen im Aquifer indirekt, aber eindeutig anzeigen.

Landwirtschaftliche und gartenbauliche Beschaffenheitsänderungen

Die unter der Stadt stark steigenden Sulfatkonzentrationswerte sind nicht nur Resultat der städtischen Emissionen, sondern teilweise Resultat der landwirtschaftlichen Nitratvorbelastung aus den der Stadt vorgelagerten landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen. So verursacht die in die Stadt fließende Nitratbelastung bei der vom versiegelten Stadtgebiet mithervorgehobenen Sauerstoffarmut, zumindest einen Teil der hier steigenden Sulfatgehalte, offenbar durch autotrophe Denitrifikation d.h. Nitratreduktion bei gleichzeitiger Oxidation des Schwefels (Sulfatbildung) aus dem Grundwasserleiter (Kiesschwefel) und aus anthropogenen Ablagerungen. Die ersichtliche Nitratdüngung auf im Stadtgebiet zwischengeschalteten Grünanlagen, Äckern und Feldern führen zu einer immer wiederkehrenden Verstärkung der Sulfatbildung unter den nachfolgenden sauerstoffarmen bis -freien Fließstrecken und damit zu immer wieder steigenden Sulfatkonzentrationen.

Städtische Beschaffenheitsänderungen

Der Einfluss des Stadtgebietes Karlsruhe auf die Grundwasserbeschaffenheit konnte auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden, welche anhand von drei Belastungsebenen beschrieben werden können.

Einen direkten Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit haben die **primären Beschaffenheitsänderungsursachen**, wie bspw. Alt- und Bauschuttdeponierungen, CKW-Altlasten, Baufundamente, gipshaltige Bauschuttdeponierungen, Kanal-

exfiltrationen, Bahn-, Grünanlagen, Kleingärten, Äcker, Felder etc.

CKW-Altlasten-Schadensfälle in Karlsruhe äußern sich durch steigende Konzentrationen der chlorierten Kohlenwasserstoffe.

Emissionen von Baufundamenten und von Bauschuttdeponierungen sind in Karlsruhe durch z.T. gravierende Konzentrationsanstiege von Calcium, Magnesium, der Säurekapazität bis pH 4,3 (als Stellvertreter für das Hydrogencarbonation) und von Sulfat gekennzeichnet. Neben den drei o.g. Parametern zur Identifikation der Aufhärtung ist auch die Leitfähigkeit für die Erkennung von Bauschuttdeponierungen geeignet.

Kanalexfiltrationen sind in Karlsruhe mit teilweise vorhandenen Emissionen von wärmerem Wasser, CKW, Chlorid, Natrium, Kalium, EDTA, NTA, Bor, Phosphat, DOC verbunden. Für die Erkennung von Kanalexfiltrationen erweisen sich in Karlsruhe Bor, EDTA, NTA, Kalium, z.T. auch Natrium, AOX und CKW als besonders geeignet. Ammonium und Phosphat sind nur bei gleichzeitiger Sauerstofffreiheit geeignet. Diese Parameter zeigen dann auch indirekt die Exfiltrationsorte von organischen, reduziert vorliegenden, sauerstoffzehrenden Abwasserinhaltsstoffen an. Für die Erkennung von Infiltrationsstrecken von Fließgewässern mit gereinigtem Abwasser aus oberstromigen Kläranlagen sind Bor und EDTA geeignet.

Bahnanlagen, Grünanlagen, Kleingärten und in den Außenbezirken zwischengeschaltete Äcker und Felder äußern sich hauptsächlich durch steigende Pflanzenschutzmittel- und Nitratgehalte mit gleichzeitig auch ansteigenden Sauerstoffgehalten. Die Vielzahl der untersuchten Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel lässt eine differenzierte Ursachen- und Indikatorbetrachtung zu. Atrazin und sein Abbauprodukt Desethylatrazin sind auf den Einsatz in Kleingartenanlagen, Grünanlagen und Äckern zurückzuführen und daher für die Erkennung dieser Herkunft geeignet. Das gleiche gilt für Hexazinon und Bromacil für die Anwendung auf den Gleisanlagen.

Sekundäre Beschaffenheitsänderungen ergeben sich in Folge einer Beeinflussung anderer Wasserinhaltsstoffe durch die primären Belastungen.

So sorgen bspw. fäkalische Abwasserverluste für eine Erhöhung der Stoffumsetzungsprozesse im Grundwasser, was mit einer starken Sauerstoffzehrung und Kohlenstoffdioxidbildung verbunden ist. Auf diese Weise entsteht ein Sauerstoffmangel, der als sekundäre Verschmutzung betrachtet werden kann. Dieser Vorgang muss selbstverständlich nicht immer anthropogen bedingt sein, sondern kann auch, so wie hier in den torf und humusreichen Schichten der Kinzig-Murg-Rinne im Untersuchungsgebiet beobachtet, natürlichen Ursprungs sein.

Sekundärbelastungen in Form eines Sauerstoffmangels ergeben sich in Karlsruhe aus der durch die Versiegelung anthropogen verhinderten Zufuhr von Sauerstoff ins Grundwasser und aus den Kanalexfiltrationen. Der Sauerstoffmangel ist aber offenbar größtenteils vorher durch die Passage der der Stadt vorgelagerten Kinzig-Murg-Rinne mit humosen Ablagerungen verursacht, also natürlicher Herkunft.

Bei Passage der versiegelten Innenstadt ergibt sich keine Sauerstoffnachlieferungsmöglichkeit. Dass hier eine solche unter den unversiegelten Stadtplächen möglich wäre, zeigen die der Innenstadt nachfolgenden Sauerstoffanstiege bis auf 2-4 mg/l bei Passage der unversiegelten Flächen mit größerer Grundwasserneubildung und größerer Sauerstoffzufuhr, wie z.B. im Schlosspark. Dieser Konzentrationsbereich ist für die auf der Niederterrasse gelegenen Karlsruher Stadtteile als der hier potentiell natürliche Sauerstoffkonzentrationsbereich anzusehen.

Die sekundären Belastungen ziehen als letzte der hier betrachteten Stufen der Reaktionskette die **tertiären Beschaffenheitsänderungen** nach sich. So kann ein durch Sauerstoffmangel reduziertes Redoxmilieu bspw. eine Mobilisierung von Schwermetallen einleiten oder einen Anstieg der Sulfatgehalte verursachen, letzte-

res als Folge der mit der Nitratreduktion (Denitrifikation) verbundenen Pyritoxidation. Diese Wechselwirkungen sind nicht immer eindeutig nachvollziehbar, aber machen sich bei der Gesamtbetrachtung vieler Stoffe über viele Indizien bemerkbar.

In Karlsruhe machen sich auf Fließstrecken mit Sauerstoffmangel einzelne positive Eisen-, Mangan- und Schwermetallbefunde, offenbar aus Messstellenausbau und Kanalexfiltrationen resultierend, bemerkbar. Die Metallkonzentrationen verringern sich aber z.T. wieder bei Passage der zwischengeschalteten unversiegelten Flächen mit Sauerstoffkonzentrationen bis zu 4 mg/l, offenbar aufgrund der hier wieder stattfindenden oxidativen Schwermetallausfällungen in den Grundwasserleiter.

Weitere in Karlsruhe feststellbare Tertiärbelastungen sind: die Nitritbildung aus Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen an einzelnen Messstellen, die aus der Denitrifikation resultierende Nitratreduktion auf teilweise 0 mg/l und die aus der autotrophen Denitrifikation resultierende Sulfatbildung. Auf die Denitrifikationsprozesse sind Teile der Aufhärtungen zurückzuführen, d.h. die Konzentrationsanstiege von Calcium, Magnesium und der Säurekapazität bis 4,3 (als Stellvertreter für das Hydrogencarbonation).

Die hohen Sulfatkonzentrationen sind also neben der sicher gravierenderen Ursache Bauschutt, auch auf das Zusammentreffen des von der Stadt induzierten Sauerstoffmangels und der landwirtschaftlichen Nitratvorbelastung zurückzuführen.

Insgesamt ist die Beschaffenheit des Grundwassers unter dem Stadtgebiet von Karlsruhe im Hinblick auf die Richtlinien und Grenzwerte der Trinkwasserverordnung in einem akzeptablen Zustand.

Auffällig sind meist die rein anthropogen eingebrachten Stoffe wie Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, Waschmittelinhaltsstoffe (EDTA, NTA, Bor) und chlorierte

Kohlenwasserstoffe. Nur wenige Stoffkonzentrationen an nur wenigen Messstellen überschreiten die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (Ammonium, Nitrit, Kalium, Eisen, Mangan, Zink, Arsen, Pflanzenschutzmittel: Hexazinon, Atrazin, Desethylatrazin; Chlorierte Kohlenwasserstoffe: Tetrachlorethen ("Per"), Trichlorethen ("Tri")).

Der Einfluss der Stadt ist im östlichen Messstreifen gravierender als im westlichen. Dies ist bei nahezu allen untersuchten Stoffen festzustellen. Hier liegen die meisten maximalen Konzentrationen, außer bei den chlorierten Kohlenwasserstoffen. Dies ist offenbar auf die hier liegende Karlsruher Innenstadt mit einem hohen Risikopotential zurückzuführen. Die hier auch weit höheren Sulfatkonzentrationen sind teilweise Resultat der hier dem Stadtgebiet zufließenden größeren Nitratbelastung aus dem landwirtschaftlich- und gartenbaulich genutzten Vorland. Der erklärende Prozess ist die Nitratreduktion bei gleichzeitiger Sulfatbildung unter Sauerstoffmangel.

Einige Parameter wiesen im Verlauf der Untersuchungen keinen Konzentrationswert oberhalb der Bestimmungsgrenze auf, waren also nicht nachweisbar: Quecksilber, Kupfer, Chrom, Cyanid, PBSM: Propazin, CKW: Dichlormethan, Tetrachlormethan, Kohlenwasserstoffe (gelöst und emulgiert).

Eine Belastung mit Natriumchloridsalz existiert zwar im Stadtgebiet und erhöht die Natrium- und Chloridwerte um ca. 100%, ist aber hauptsächlich im westlichen Messstreifen augenfällig, da die Chloridvorbelastung im östlichen Messstreifen von der vorgelagerten Autobahn schon hoch ist.

Einzelne erhöhte Eisen-, Mangan- und Schwermetallbefunde (Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Zink) resultieren aus dem Messstellenausbau (verzinkte Eisenrohre) und aus Kanalexfiltrationen. Die Konzentrationserhöhungen finden aber nur unter den versiegelten Flächen mit gleichzeitiger Sauerstofffreiheit und damit mit einem höheren Schwermetalllöslichkeitspoten-

tial statt. Unter den auf der Fließstrecke zwischengeschalteten unversiegelten Flächen sind die Konzentrationen gering oder die Schwermetalle nicht nachweisbar, da die Sauerstoffzufuhr mit der hier erhöhten Grundwasserneubildung offenbar die Schwermetalle in eine oxidative Form überführt, in der die Metalle im Grundwasserleiter ausgefällt werden.

Die in die städtische Bebauung eingestreuten unversiegelten landwirtschaftlichen, gartenbaulichen oder landschaftsgärtnerisch genutzten Flächen, wie Felder, Parks oder Brachflächen - z.T. mit durchquerenden ins Grundwasser infiltrierenden Oberflächengewässern - reduzieren die abwasserbürtigen und aus der Versiegelung in Karlsruhe resultierenden Grundwasserbelastungen. Diese Flächen mit höherer Grundwasserneubildung und nachweisbar größerer Sauerstoffzufuhr bis ins Grundwasser können städtische Emissionen von persistenten oder oxidierbaren Stoffen verdünnen und/oder in meist unschädlichere Formen oxidieren. So führt gerade die Infiltrationsstrecke des Flusses Alb zu gravierenden Verdünnungen bei Stoffen wie Calcium, Magnesium, der Säurekapazität bis pH 4,3 und der Leitfähigkeit. Andererseits sind aber aufgrund der Flussvorbelastung mit gereinigtem Abwasser aus oberstromigen Kläranlagen offenbar auch Konzentrationserhöhungen bei Bor, EDTA, NTA festzustellen. Auch die unter dem versiegelten Stadtgebiet stattfindende Erwärmung um ca. 2-3 °C bis auf etwa 16 °C wird durch offene Flächen in den Außenbezirken reduziert. Andererseits führt die landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzung auf diesen Flächen (Grünanlagen, Äcker) zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und von Nitrat.

6.3 Bewertung und Empfehlung

Der vorbeugende Grundwasserschutz in Stadtgebieten erfordert ein Bündel verschiedener Maßnahmen. Seitens der Stadt Karlsruhe werden folgende Maßnahmen durchgeführt bzw. angestrebt (Grimm-Strele & Issel 1998), die auch für andere Siedlungsgebiete beispielhaft sein können:

- Sicherstellung einer ausgewogenen Grundwasserbilanz (Begrenzung der Erlaubnisse für größere Grundwasserentnahmen, Begrenzung von Flächenversiegelungen),
 - Verbesserung der Qualität der Oberflächengewässer (regelmäßige Gewässer-schauen, konventionelle und alternative Regenwasserbewirtschaftung, Regenwasserbehandlung),
 - Bodenschutz (Bodennetz, Bodendauerbeobachtungsflächen, Waldkalkungen in gefährdeten Wasserschutzgebieten),
 - ordnungsgemäße Landbewirtschaftung nach Düngeverordnung,
 - Reinhaltung der Luft (freiwillige Vereinbarung zwischen RP und Großindustrie zur Minderung von Emissionen, Verkehrskonzept Karlsruhe, Energiekonzept Karlsruhe, Klimakonzept Karlsruhe),
 - Überwachung von Lagerstätten wassergefährdender Stoffe (Umsetzung der VAWS, regelmäßige Vorortüberprüfungen, verstärkte Kontrollen in Wasserschutzgebieten),
 - Begrenzung des Einsatzes von Agrochemikalien (verstärkte Aufklärungsarbeit)
- sowie
- Einrichtung eines Messnetzes zur kontinuierlichen und langfristigen Überwachung des Grundwassers im Stadtgebiet.

Neben diesen vorbeugenden Aktivitäten ist auch die Weiterführung von sanierenden Maßnahmen erforderlich. Dazu gehören:

- Altlastenbearbeitung (Erhebung, Erkundung, ggfs. Sanierung),
- Schadensfallsanierungen,
- weiterhin unverminderte Sanierungsmaßnahmen nicht nur bei öffentlichen Kanälen, sondern auch bei privaten Abwasserhausanschlüssen.

Ergebnis des Projektes zur Flächenversiegelung: Aus den Ergebnissen des Projektes ergeben sich besondere Hinweise auf Einflüsse der Flächenversiegelung, die die städtebauliche Planung von zwischengeschalteten unversiegelten und un bebauten, aber unbelasteten Flächen betreffen. Dies betrifft z. B. nicht die Versickerung von Niederschlagswasser von Hof- und Wegeflächen bei Industrie- und Gewerbebetrieben.

Unter den naturräumlichen Bedingungen des Raumes Karlsruhe tragen unversiegelte und unbelastete Flächen einerseits wegen der erhöhten Sickerwassermengen zur Konzentrationsverdünnung und damit zur Verringerung der Belastung bei.

Da die potentiell natürlichen Sauerstoffgehalte in Karlsruhe offenbar höher wären (ca. 2-4 mg/l), als hier unter der versiegelten Fläche gemessen, könnten unversiegelte Flächen helfen, den natürlichen Sauerstoffzustand wieder annähernd herzustellen. Die mit dem Sickerwasser stattfindende Sauerstoffzufuhr würde zu zumindest streckenweise höheren Sauerstoffgehalten beitragen. Dadurch würde auch eine zweite wesentliche Belastungsverminderung erreicht werden, denn die wieder oxidativen Redoxverhältnisse würden zur oxidativen Mineralisierung oder zur Fällung von eingebrachten reduziert vorliegenden Substanzen beitragen.

Eine Planung von unversiegelten Flächen - z.B. von Grünflächen, Regenwasserversickerungsanlagen, Entsiegelungsvorhaben usw. muss generell eine Abschätzung und eine Beurteilung der Auswirkungen auf das Grundwasser beinhalten.

Es sollte abgeschätzt werden:

- ob das versickernde Wasser aufgrund seiner Herkunft schädliche Inhaltsstoffe enthält oder in das Grundwasser transportiert,
- ob die Sauerstoffanreicherung den natürlichen Verhältnissen entsprechen wird,
- ob die Oxidation des Grundwasserleiters andere oxidative Gefährdungen, z.B. eine Nitratbildung, hervorrufen kann,

- ob der steigende Grundwasserspiegel die Stoffauswaschung aus den dann evtl. wieder im Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels liegenden Baufundamenten und Altablagerungen vergrößern kann.

Empfehlung: Das Pilotprojekt hat gezeigt, dass eine systematische und langfristige Erfassung und Überwachung der Grundwassermengen und -beschaffenheit unter Stadtgebieten notwendig ist.

Unter den Verhältnissen des Kerngebiets der Stadt Karlsruhe (rd. 290.000 Einwohner, Lokergesteinsaquifer) und auf der Grundlage der

sehr umfangreichen Vorkenntnisse aus Vorgängerprojekten waren dafür 20 Messstellen, mit etwas reduzierten Anforderungen auch 10 Messstellen ausreichend.

Diese relativ geringe Messstellenanzahl ermöglicht keinen räumlichen Gesamtüberblick, bei kontinuierlichem Betrieb aber frühzeitige Erkenntnisse bei langfristigen Beschaffenheitsveränderungen (Trends).

Zur Erarbeitung entsprechender Grundlagen wird die Durchführung von weiteren Pilotprojekten im Festgesteinsbereich und in einem sauerstoffreichen Aquifer empfohlen.

7 Literaturverzeichnis

Aman, W. (1988):

Gefahren für das Grundwasser durch Agro- und Industriechemikalien sowie Übersicht über Sanierungsmöglichkeiten. - 12. Wassertechnisches Seminar, Schadstoffe im Grundwasser, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der TU München Nr. 79, S. 29-73, München, 1988.

ATV - Abwassertechnische Vereinigung e.V. (1990):

Arbeitsblatt A 138 - Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser.- Abwasser-Abfall, St. Augustin, Januar 1990.

ATV (1994):

Presseinformation 22/1994. - Hennef, 1994.

ATV (1998):

Der Zustand der Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland. - ATV-Information. - Hennef, 1998.

Balke, K. - D. (1974):

Der thermische Einfluss besiedelter Gebiete auf das Grundwasser, dargestellt am Beispiel der Stadt Köln. - gwf-Wasser Abwasser, Jahrgang 115, Heft 3: 117-124, 1974.

Bauer, U.; Simon, K.F. (1993):

Kommunale Grundwasserüberwachung als Grundlage für Sanierungsmaßnahmen. - Grundwassersanierung 1993, Schriftenreihe des Instituts für wassergefährdende Stoffe e.V. TU Berlin, Nr. 18: 117 - 142. 1993.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1988):

Pflanzenschutzmittel - Verzeichnis 1988 - Teil 1: Ackerbau, Wiesen und Weiden, Hopfenbau, Sonderkulturen, Nichtkulturland, Gewässer. - 1988.

Blasy, L. (1988):

Grundwasserbelastungen durch Altdeponien und ihre Bedeutung für die Grundwassernutzung. - 12. Wassertechnisches Seminar: Schadstoffe im Grundwasser - Auswirkungen und Maßnahmen zur Entfernung. - Berichte aus der Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der TU München, Nr. 79: 441 - 460, 1988.

Dähne, M. (1982):

Grundwasserkontamination durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe - Vergleich mit anderen Stoffgruppen - Schadensfälle. - Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 34, 1982.

Decker, J.; Menzenbach, B. (1995):

Belastung von Boden, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle. - awt - Abwassertechnik, 46. Jahrgang, Heft 4: 46 - 54, 1995.

Deutscher Bundestag (1989):

Einsatz von Pestiziden auf dem Gelände der Deutschen Bundesbahn. - Bundestagsdrucksache 11/5016 vom 28.7.1989, Bonn, 1989.

Diening, H. (1995):

Anthropogen bedingte Grundwasserbelastung im Festgesteinaquifer. - Vertiefungsarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht, 1995.

DVWK (1982):

Ermittlung des nutzbaren Grundwasserangebotes - 2. Teilband. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasser und Kulturbau e.V., Heft 58/2, Hamburg und Berlin, 1982.

- DVWK (1993):
Stoffeintrag und Grundwasserbewirtschaftung. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasser und Kulturbau e.V., Heft 104, Hamburg und Berlin, 1993.
- Eiswirth, M. (1993):
Detektion der Schadensausbreitung aus Abwasserkanälen. - wwt - Wasserwirtschaft-Wassertechnik (43), Heft 8: 24 - 30, 1993.
- Förster, J. (1998):
Wasser aus Dachabflüssen: saubere Ressource oder belastetes Abwasser? - In: Wilderer, P.A. et al (Hrsg.): Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete. - Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, H. 138: 173-193, München, 1998.
- Freeze, R. A.; Cherry, J. A. (1979):
Groundwater. - New Jersey, Prentice Hall, 1979.
- GLA - Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (1985a):
Geologische Karte von Baden-Württemberg - Erläuterungen zu Blatt 7016 Karlsruhe-Süd. - Stuttgart, 1985.
- GLA - Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (1985b):
Geologische Karte von Baden-Württemberg - Erläuterungen zu Blatt 6915 Wörth am Rhein und 6916 Karlsruhe-Nord. - Stuttgart, 1985.
- GLA & LfU - Geologisches Landesamt Baden-Württemberg & Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1985):
Grundwasserlandschaften. - In: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten & Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie Baden-Württemberg (Hrsg.): Hydrogeologische Karte Baden-Württemberg. - Freiburg, 1985.
- Golwer, A.; Schneider, W. (1982):
Belastung des unterirdischen Wassers mit organischen Spurenstoffen im Gebiet von Straßen. - gwf Wasser/Abwasser, Jahrgang 123, Nr. 7: 329-342, 1982.
- Grimm-Strele, J.; Issel, W. (1998):
Grundwasserüberwachung in urbanen Gebieten. - In: Conradin, F. et al. (Hrsg.): Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik, Vulkan - Verlag, Essen, Bd. 2: 293 - 306, 1998.
- Hahn, H.; Xanthopoulos, C. (1992):
Schadstoffe im Regenabfluss II. - 2. Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, Band 64, Karlsruhe, 1992.
- Härig, F. (1991):
Auswirkungen des Wasseraustausches zwischen undichten Kanalisationssystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser. - Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 76: 153-273, 1991.
- Herrmann, R.; Robin, A. (1991):
Gutachten über die Versickerbarkeit von Dach- und Strassenabflüssen im Stadtgebiet Bayreuth. - Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, im Auftrag der Stadt Bayreuth, unveröffentlicht, 1991.
- Hölscher, J.; Walther, W. (1986):
Belastung von Wasser und Boden in der Bundesrepublik Deutschland durch Luftverunreinigungen - Literaturstudie - Stand 1985. - Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim, 1986.
- Hütter, U.; Remmler, F.; Schöttler, U. (1999):
Niederschlagsversickerung unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes. - In: Dohmann, M. (Hrsg.): Gewässerschutz - Wasser - Abwasser. - 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 17.03.-19.03.1999 in Aachen: Schwerpunkte: Gewässerschutz, Trinkwasser, Abwasser, Bd. 172: 36/1 - 36/15, Aachen, 1999.

- Kerndorf, H. (1985):
Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen - Ergebnisse hydrogeochemischer Untersuchungen. - Institut für Wasser, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, WaBoLu-Heft 5, Berlin, 1985.
- Koppe, P.; Stozek, A. (1993):
Kommunales Abwasser. - 3. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen, 1993.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1991-1):
Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergüte-Messnetzes in einer ausgewählten Region (Modellmessnetz Karlsruhe). - Umweltforschungsplan des Bundesministers des Inneren, Wasserwirtschaft, Forschungsbericht Wasser 102 04 214, April 1991.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1991-2):
Grundwasserüberwachungsprogramm - Projektbericht. - Reihe Wasser - Karlsruhe, Oktober 1991.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1992-1):
Grundwasserüberwachungsprogramm - Pilotprojekt Karlsruhe. - Reihe Wasser - Karlsruhe, März 1992.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1992-2):
Grundwasserüberwachungsprogramm - Ergebnisse der Beprobung 1991. - Karlsruhe, 1992.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1993):
Grundwasserüberwachungsprogramm Baden-Württemberg: Anleitung zur Probenahme von Grund-, Roh- und Trinkwasser. - Entwurf Stand Juni 1993.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994-1):
Grundwasserüberwachungsprogramm - Geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit - Ergebnisse aus dem Basismessnetz. - Reihe Wasser - LfU Karlsruhe, 1994.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994-2):
Auswirkungen saurer Niederschläge auf Böden und Gewässer - Kurzbericht. - Karlsruhe, 1994.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995):
Grundwasserüberwachungsprogramm - Ergebnisse der Beprobung 1994. - Karlsruhe, 1995.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996):
Grundwasserüberwachungsprogramm - Ergebnisse der Beprobung 1995. - Karlsruhe, 1996.
- LfU - Landesamt für Umweltschutz Saarland (1998):
Wasserschutzgebiete in urbanen Regionen - Abschlussbericht - Kurzfassung. - Saarbrücken, 1998.
- Leuchs, W. (1988):
Vorkommen, Abfolge und Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasserleiter. - Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Nr. 52, Düsseldorf, 1988.
- Leuchs, W.; Römermann, H. (1991):
Auswirkung stadtökologischer Gestaltungsmaßnahmen auf die Grundwassersituation. - Reihe Ökologie - Urbane Gewässer, H. 4: 427-445, Essen, 1991.
- Lohaus, J. (1999):
Zustandsbericht der Kanalisation in Deutschland. - In: Dohmann, M. (Hrsg.): Gewässerschutz - Wasser - Abwasser. - 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 17.03.-19.03.1999 in Aachen: Schwerpunkte: Gewässerschutz, Trinkwasser, Abwasser, Bd. 172: 30/1 - 30/10, Aachen, 1999.
- Mikkelsen, P.S.; Weyer, G.; Berry, C.; Walden, Y.; Colandini, V.; Poulsen, S.; Groteshusmann, D.; Rohlfing, R. (1993):
Pollution from Urban Stormwater Infiltration. - In: Proceedings of the Sixth International Conference on Urban Storm Drainage - Volume II: 1187-1194, 1993.

- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (1988):
Altlasten-Handbuch - Teil 1: Altlastenbewertung. - Karlsruhe, 1988.
- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg und Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland -Pfalz (1988): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum - Karlsruhe - Speyer. - 1988.
- Pernak, D.; Leschber, R. (1992):
Tiefenverteilung persistenter Schadstoffe im Sediment einer Regenwasserversickerungsanlage. - Vom Wasser, Band 79: 323 - 31, 1992.
- Pielke, M. (1992):
Bewirtschaftung des Grundwassers urbaner Räume. - Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 78, Hannover, 1992.
- Rimek, M. (1995):
Regionalisierung des Niederschlags in Stadtgebieten. - Vertieferarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, unveröffentlicht, 1995.
- Römpp (1993):
Römpps's Chemielexikon. - Bd. 1-8. O.-A. Neumüller (Hrsg.), Frankh-Verlag, Stuttgart, 1993.
- Rohmann, U.; Sontheimer, H. (1985):
Nitrat im Grundwasser - Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. - Karlsruhe, 1985.
- Schleyer, R. (1993):
Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene Schadstoffeinträge. - Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 90: 131 - 144, Stuttgart, 1993.
- Schöttler, U. (1984):
Behandlung von kontaminiertem Grundwasser bei der Sanierung von Altlasten. - Beitrag zur NATO-CCMS-Studie, 1984.
- Schwille, F. (1984):
Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in porösen und klüftigen Medien. - Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Bd. 46, Koblenz, 1984.
- Soetopo, R. (1988):
Vergleichende Untersuchung der Grundwasserbeeinflussung in verschieden dicht besiedelten Räumen. - GH Duisburg, 74 S., unveröffentlicht, 1988.
- Stotz, G.; Krauth, K. (1998):
Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotential. - Korrespondenz Abwasser Nr. 9: 1689-1699, 1998.
- TGU - Technologieberatung Grundwasser und Umwelt GmbH (1991):
Aktualisierung und Erweiterung der Grundwasserbilanzen im Stadtgebiet Karlsruhe. - im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe, Koblenz, unveröffentlicht, 1991.
- Umweltamt Karlsruhe (1994):
Umweltbericht - Bereich Grund- und Trinkwasser 1994. - Stadt Karlsruhe, 144 S., 1994.
- Umweltministerium Baden-Württemberg (1993):
Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Stand: 12.08.1993. - Stuttgart, 1993.
- Vierhuff, H. (1987):
Die Situation der Grundwasserbeschaffenheit in der Bundesrepublik Deutschland. - 1. Boden/ Grundwasserforum Berlin, 12.-13. Oktober, 1987.

- Wubbold-Weber, S. (1995):
Bor in Trinkwässern der Bundesrepublik Deutschland. - Journal Seifen, Öle, Fette, Wachse, Nr. 121, 1995.
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H. (1993):
Anthropogene Schadstoffe auf Strassenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss, Schlussbericht des Verbundprojektes Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen. - Institut für Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, Karlsruhe, 1993.
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H. (1994):
Diffuse Schadstoffbelastung des Grundwassers in Siedlungsgebieten. - Vom Wasser, Jahrgang 83: 81-94, 1994.
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H. (Hrsg) (1995):
Schadstoffe im Regenabfluss III. - 3. Präsentation des BMBF Verbundprojektes "Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen - 24. und 25.10.1995". - Institut für Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, Karlsruhe.
- Xanthopoulos, C.; R. Trauth (1996):
Abschlussbericht zum Pilotprojekt Karlsruhe - Verdichtungsmessnetz Siedlungen. - Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, unveröffentlicht, 144 S., März 1996.
- ZEUS (1995):
Methodendatenbank zur Auswertung von Grundwasseranalysen. - Forschungsinstitut für anwendungsorientierte Wissensverarbeitung der Universität Ulm im Auftrag des Land Baden-Württemberg (Umwelt- und Wirtschaftsministerium) sowie den Firmen Digital Equipment GmbH und ESRI Gesellschaft für Systemforschung und Umweltplanung mbH, 1995.

Reihe**ISSN 0941-780X****ISSN 0946-0264****Handbuch Wasser 3****Grundwasserüberwachungsprogramm Baden-Württemberg**

Nr.	Titel	Herausgabejahr	Preis
1	Rahmenkonzept Grundwasser- meßnetz	1996	,-,-
2	Ergebnisse der Beprobung 1996	1997	24,00 DM
3	Grundwasserüberwachungspro- gramm - Einfluß der Probennahme auf die Ergebnisse von LHKW-Befunden	1997	15,00 DM
4	Grundwasserversauerung in Baden-Württemberg	1998	33,00 DM
5	Ergebnisse der Beprobung 1997	1998	24,00 DM

**Die Reihe
„Handbuch Wasser 3“**

**geht über in
die Reihe**

**„Grundwasserschutz“
ISSN 1437-0131**

6	Ergebnisse der Beprobung 1998	1999	24,00 DM
---	-------------------------------	------	----------



LANDESANSTALT FÜR
UMWELTSCHUTZ
BADEN-WÜRTTEMBERG