

**Einsatz geostatistischer Verfahren zur Charakterisierung der
Grundwasserbeschaffenheit im Bereich der Rieselfelder südlich Berlins**

**vorgelegt von
Diplom-Geologin
Susanne Grams
aus Einberg**

**Vom Fachbereich 9
Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades**

**Doktorin der Naturwissenschaften
- Dr. rer. nat. -
genehmigte Dissertation**

Promotionsausschuß:

Vorsitzender: Prof. Dr. U. Yaramanci

Berichter: Prof. Dr. U. Tröger

Berichter: Prof. Dr. D. Schenk

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 6. November 2000

Berlin 2000

D 83

Danksagung

Allen voran danke ich Herrn Prof. Dr. Uwe Tröger für die Möglichkeit, in seinem Fachgebiet eine Doktorarbeit anfertigen zu können. Er hatte für Probleme jedweder Art immer ein offenes Ohr und ein stetes Interesse am Fortschritt dieser Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Traugott Scheytt für die vielen hilfreichen Diskussionen, die Anregungen und die fachliche Durchsicht meines Manuskriptes.

Die Herren Andreas Kroll und Dipl.-Geol. Marcus Leidig unterstützten mich bei den Geländearbeiten im Herbst 1997. Herr Andreas Kroll stellte mir darüber hinaus die Ergebnisse seiner Stichtagsmessung vom Herbst 1997 zur Verfügung. Die Herren Dipl.-Geol. Alamgir Heim und Christian Kernbach führten im Rahmen ihrer Diplom- bzw. Studienarbeit verschiedene Tests zur Regionalisierung von hydrochemischen Daten durch, deren Ergebnisse meine Untersuchungen voran brachten.

Für die Durchsicht meines Manuskriptes auf orthographische Korrektheit danke ich Herrn Dr. habil. Ulf Thorweihe.

Zusammenfassung

Am Beispiel der Grundwasserbeschaffenheit im Bereich der Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf, südlich Berlins wird der Einsatz geostatistischer Verfahren in der Hydrochemie demonstriert. Die Grundwasserbeschaffenheit wurde durch die Rieselfeldwirtschaft und die landwirtschaftliche Nutzung von Flächen außerhalb der Rieselfelder stark beeinflusst. Bedingt durch die massiven anthropogenen Einflüsse ist die Grundwasserbeschaffenheit durch häufige Extremwerte, sehr große Spannweiten und eine insgesamt hohe Variabilität gekennzeichnet.

Anhand der Ergebnisse von Clusteranalysen konnten die Unterschiede zwischen den Einflüssen von Rieselfeld- und Landwirtschaft herausgestellt werden. Dabei zeigte sich, daß die Auswirkungen durchaus ähnlich sind: Beide Einflüsse führen zu einer deutlichen Erhöhung der Konzentrationen von Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Hydrogenkarbonat und Sulfat sowie der Nährstoffe Nitrat und Phosphat. Calcium und Sulfat werden allerdings, im Gegensatz zu den anderen Wasserinhaltsstoffen, durch die Landwirtschaft merklich stärker als durch die Rieselfeldwirtschaft erhöht. Natrium hingegen wird nur durch die Rieselfeldwirtschaft beeinflusst und eignet sich dadurch, im Zusammenhang mit seinem relativ konservativen Verhalten, gut als Leitparameter für eine Abwasserbeeinflussung.

Durch Vergleiche zwischen den beiden untersuchten Grundwasserleitern, einer Analyse der Abhängigkeit der Grundwasserbeschaffenheit von der Teufe innerhalb der Grundwasserleiter und durch die Ergebnisse von Faktorenanalysen konnten wesentliche, im Grundwasser stattfindende Prozesse erkannt werden. Im 1. Grundwasserleiter findet eine Reduktion von Nitrat durch organische Substanz statt. Die Oxidation der organischen Substanz wird begleitet von einer Zunahme der Konzentration an Hydrogenkarbonat und einem Anstieg des pH-Wertes. Begleitet wird dieser Prozeß von sinkenden Redoxpotentialen, in deren Folge Eisenoxide zu Fe^{2+} -Ionen reduziert werden und die Eisen-Gehalte im Grundwasser ansteigen. Im 2. Grundwasserleiter findet dieser Prozeß aufgrund der weitgehend im 1. Grundwasserleiter abgeschlossenen Denitrifikation nur noch untergeordnet statt. Statt dessen ist dort eine Reduktion von Sulfat zu beobachten. In beiden Grundwasserleitern wird Kalium und Phosphat dem Grundwasser durch Sorption an organischer Substanz und Tonmineralien entzogen. In Bereichen mit Geschiebemergel-Überdeckung kommt es zur Karbonatlösung und zu einer Anreicherung von Calcium, Hydrogenkarbonat und Sulfat im Grundwasser.

Obwohl die Grundwasserbeschaffenheit im 1. und 2. Grundwasserleiter sich im Mittel kaum unterscheidet, ist die räumliche Kontinuität im 2. Grundwasserleiter wesentlich höher. Bei der Berechnung von Variogrammen wurden für die physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe im 1. Grundwasserleiter zumeist nur sehr kleine bis mittlere Reichweiten oder reine Nugget-Modelle ermittelt. Im 2. Grundwasserleiter wurden hingegen vorwiegend mittlere bis sehr große Reichweiten und zumeist kein Nuggeteffekt gefunden. Dies wird darauf zurückgeführt, daß sich Diffusion und Dispersion im 2. Grundwasserleiter stärker auswirken. Als Ursachen für die geringe räumliche Kontinuität im 1. Grundwasserleiter können festgehalten werden:

- Der starke anthropogene Einfluß durch die Rieselfeld- und die Landwirtschaft. Beide Nutzungsformen überlagern sich zum Teil und wurden lokal mit unterschiedlicher Intensität betrieben. Dadurch ist ihr Einfluß nicht flächig homogen, sondern wechselt kleinräumig.
- Die große Variabilität des Bodens (BLUMENSTEIN et al., 1995), die eine hohe Variabilität der Beschaffenheit des Sickerwassers verursacht.

- Die dominante vertikale Strömung im 1. Grundwasserleiter, durch die die hydrodynamische Dispersion in horizontaler Richtung relativ gering ist.

Im 1. Grundwasserleiter ist der anthropogene Einfluß dominant aber stark unterschiedlich und daher von geringer räumlicher Kontinuität. Dahingegen hat der geogene Hintergrund relativ große Reichweiten, wird aber von anderen Prozessen überprägt, woraus ein relativ hoher Nugget resultiert. Im 2. Grundwasserleiter hat der geogene Hintergrund eine geringere Kontinuität als der Rieselfeldeinfluß.

Um die Eignung eines Datensatzes zur mathematisch korrekten Regionalisierung zu überprüfen, wurde das Konzept des K-Wertes entwickelt. Das Konzept des K-Wertes baut auf den Ergebnissen der explorativen Statistik und der Variographie auf. Der K-Wert kombiniert die für eine sinnvolle Regionalisierung notwendigen Faktoren "Anzahl der Stützstellen", "räumliche Verteilung der Stützstellen" und "räumliche Kontinuität der betrachteten Variable" zu einer Maßzahl. Diese Maßzahl ermöglicht eine schnelle, schematisierte und objektive Beurteilung einer großen Anzahl an Variablen. Zur allgemeinen Anwendung von geostatistischen Verfahren im Bereich der Hydrochemie kann festgehalten werden:

- Die häufigsten Probleme bei der Anwendung geostatistischer Verfahren an hydrochemischen Datensätzen sind die hohe räumliche Variabilität durch kleinräumige Prozesse, die bei einer zweidimensionalen Auswertung nicht erfaßte vertikale Schichtung im Grundwasser, das Vorkommen von Extremwerten und eine häufig fehlende Normalverteilung.
- Standardisierte Variogramme, die die Varianz der einzelnen Abstandsklassen berücksichtigen, haben sich als gutes Werkzeug zur Beschreibung der räumlichen Kontinuität von durch Extremwerte verzerrte Datensätze erwiesen. Als für hydrochemische Fragestellungen insgesamt sehr geeignet zeigte sich der Indikator-Ansatz. Durch dessen Unabhängigkeit von der Verteilungsform kann er zur Analyse aller Parameter der Grundwasserbeschaffenheit eingesetzt werden. Besonders interessant ist das auf dem Indikator-Variogramm aufbauende Indikator-Kriging, mit dessen Hilfe Wahrscheinlichkeitskarten zur Prognose der Grundwasserbeschaffenheit erstellt werden können.
- Bei der Präsentation der Ergebnisse einer Regionalisierung sollten immer die Stützstellen, auf denen die Schätzung basiert, dargestellt werden. Oftmals ist es sinnvoll, zusätzlich den Krigingfehler in Form der Standardabweichung in die graphische Darstellung mit aufzunehmen. Um Fehlinterpretationen vorzubeugen, ist es empfehlenswert, Bereiche mit unzureichender Meßstellendichte und/oder Krigingfehlern größer als der A Priori Varianz auszublenden.
- Bei mangelnder räumlicher Kontinuität sollte aufgrund der hohen Gefahr einer Fehlinterpretation auf eine Regionalisierung verzichtet werden. Für diesen Fall haben sich klassifizierte Punktkarten als sichere Alternative herausgestellt.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Arbeitsmethoden und deren Grundlagen.....	3
2.1 Grundlagen der Statistik.....	3
2.1.1 Explorative Statistik	3
2.1.2 Bivariate und multivariate Statistik.....	6
2.1.2.1 Korrelationskoeffizient.....	6
2.1.2.2 Faktorenanalyse.....	6
2.1.2.3 Clusteranalyse.....	8
2.2 Grundlagen der Geostatistik.....	9
2.2.1 Variographie.....	9
2.2.2 Regionalisierung mit Kriging-Verfahren.....	18
3 Die Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf.....	23
3.1 Geographie	23
3.2 Boden.....	25
3.3 Geologie	26
3.4 Hydrogeologie.....	27
3.4.1 Hydrogeologische Stockwerksgliederung.....	27
3.4.2 Grundwasserdynamik.....	31
3.5 Entstehung und Bewirtschaftung der Rieselfelder	32
3.6 Beschaffenheit des Beaufschlagungswassers.....	36
3.7 Auswirkungen der Rieselfeldwirtschaft auf den Boden.....	37
3.8 Auswirkungen der Rieselfeldwirtschaft auf das Grundwasser.....	38
3.9 Der hydrochemische Datensatz	40
4 Ergebnisse und Interpretationen.....	43
4.1 Vergleich der Grundwasserbeschaffenheit im 1. und 2. Grundwasserleiter	43
4.2 Vertikale Zonierung innerhalb der Grundwasserleiter.....	57
4.3 Zweidimensionale geostatistische Analyse der Grundwasserbeschaffenheit.....	62
4.3.1 Qualitative Einschätzung der räumlichen Variabilität	63
4.3.2 Variographie der Grundwasserbeschaffenheit.....	66
4.3.3 Eignungsprüfung mittels K-Wert	78
4.3.4 Wahrscheinlichkeitskarten der Grundwasserbeschaffenheit.....	82
4.4 Bi- und multivariate Statistik der Grundwasserbeschaffenheit.....	86
4.4.1 Ergebnisse der Korrelationsrechnungen.....	86
4.4.2 Ergebnisse der Clusteranalysen.....	90

4.4.3 Ergebnisse der Faktorenanalysen	94
4.5 Auswirkungen der Einstellung der Rieselfeldwirtschaft.....	106
4.5.1 Auswirkungen auf die Grundwasserdynamik.....	106
4.5.2 Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit.....	109
5 Diskussion der Ergebnisse.....	119
5.1 Methodik	119
5.2 Beurteilung des Informationsgewinns durch die raumbezogene Analyse.....	123
5.3 Grundwasserbeschaffenheit.....	126
6 Literatur.....	128
7 Anhang	136
7.1 Grundwassermeßstellen.....	136
7.2 Nachweisgrenzen der Wasserinhaltsstoffe.....	139
7.3 Grundwasseranalysen.....	140

1 Einleitung

Anlaß für diese Arbeit war die Notwendigkeit, vertrauenswürdige Verteilungskarten zur Grundwasserbeschaffenheit automatisiert zu erstellen. Mit der manuellen Konstruktion von Isolinienkarten durch Interpolation zwischen Meßpunkten ist, besonders bei umfangreichen Probenahmen, ein erhebliche Zeitaufwand verbunden. So stellte denn auch bereits DAVIS (1986, S. 287) fest, daß die traditionelle manuelle Methode der Kartenerstellung seit der Einführung von Personal Computern zunehmend von automatisierten Methoden verdrängt wird.

Heutzutage sind diverse Programmcodes zur Regionalisierung als eigenständige Computerprogramme oder als modularer Bestandteil von Geographischen Informationssystemen oder Grundwassermodellierungs-Programmen kommerziell erhältlich. Programme zur Regionalisierung von Punktdaten werden für die verschiedensten, naturwissenschaftlichen Fragestellungen eingesetzt.

Ein wesentlicher Nachteil der computergestützten Regionalisierung gegenüber der manuellen Konstruktion besteht darin, daß zusätzliches Wissen, z. B. über Störungszonen, bevorzugte Fließbahnen, geologische Anomalien oder ähnliches bei einfachen Programmcodes nicht berücksichtigt werden kann. Andererseits ergibt sich durch den Einsatz von Computern die Möglichkeit, wesentlich kompliziertere Berechnungsalgorithmen anzuwenden, als dies bei der manuellen Berechnung möglich ist. Zu diesen Algorithmen gehören u. a. die Kriging-Verfahren der Geostatistik, bei denen Informationen über die räumliche Struktur des betrachteten Datensatzes berücksichtigt werden können. Dabei setzt der sinnvolle Einsatz von Kriging-Verfahren eine eingehende Analyse des Datensatzes vor der eigentlichen Regionalisierung voraus.

In der Hydrogeologie hat die Regionalisierung hydraulischer Parameter in den letzten Jahren, vor allem im Rahmen der numerischen Grundwassermodellierung, an Bedeutung gewonnen. Durch die Diskretisierung der Modellgebiete in eine Vielzahl von Zellen besteht die Möglichkeit und die Notwendigkeit, jeder dieser Zellen einen eigenen Wert zuzuweisen (MARSILY et al., 1998). Hierfür hat sich vor allem der Einsatz geostatistischer Verfahren als nützlich erwiesen. Der Einsatz geostatistischer Verfahren zur Beschreibung der räumlichen Variabilität hydraulischer Parameter wurde mehrfach in der Literatur beschrieben (u. a. DELHOMME, 1979; AHMED & MARSILY, 1987; SCHAFMEISTER, 1990).

Auch in der Hydrochemie besteht häufig der Wunsch, die durch Wasserproben aus Brunnen und Quellen punktförmig erfaßte Grundwasserbeschaffenheit in zweidimensionaler Form darzustellen. Bei der Regionalisierung hydrochemischer Daten ergeben sich besondere Probleme durch die Vielzahl der im ungesättigten und gesättigten Bereich ablaufenden Prozesse, die häufig eine kleinräumige Variabilität zur Folge haben. Weitere Probleme werden durch die Ausbildung einer horizontalen Schichtung innerhalb der Grundwasserleiter, das Auftreten von Extremwerten und das häufige Fehlen einer Normalverteilung verursacht.

Aus den genannten Problemen ergeben sich Fragen zum Einsatz geostatistischer Verfahren in der Hydrochemie, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit behandelt werden:

- Welches sind die Voraussetzungen für den erfolgreichen Einsatz geostatistischer Verfahren im Bereich der Hydrochemie?
- Wie läßt sich prüfen ob eine Regionalisierung mathematisch korrekt möglich ist?
- In welchem Zusammenhang stehen Reichweite des Variogramms und Beprobungsdichte?

- Welche Aussagen zur Grundwasserbeschaffenheit können mittels geostatistischer Verfahren getroffen werden?
- Wo liegen die Grenzen der Aussagefähigkeit geostatistischer Ergebnisse in der Hydrochemie?
- Inwieweit bilden sich geologische Strukturen in der räumlichen Kontinuität der Grundwasserbeschaffenheit ab?
- Welchen Einfluß hat eine starke anthropogene Beeinflussung auf die räumliche Kontinuität der Grundwasserbeschaffenheit?

Der Einsatz geostatistischer Verfahren wird am Beispiel des Datensatzes zur Grundwasserbeschaffenheit in der Region der Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf, südlich Berlins demonstriert. Die Daten wurden im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser und Oberflächengewässer“ (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997) zur Beschreibung des Ist-Zustandes erhoben. Hierzu wurden in den Jahren von 1992 bis 1995 von Mitarbeitern des Fachgebietes Hydrogeologie der Technischen Universität Berlin acht Probenahmekampagnen durchgeführt. Für die vorliegende Arbeit wurde dieser Datensatz um eine weitere Probenahmekampagne im Herbst 1997 erweitert, damit die Auswirkungen der Einstellung der Rieselfeldwirtschaft über einen längeren Zeitraum beurteilt werden können.

Der Datensatz ist gekennzeichnet durch die massive anthropogene Beeinflussung des Grundwassers, welche sich in dem häufigen Vorkommen von Extremwerten, sehr großen Spannweiten und einer insgesamt hohen Variabilität widerspiegelt. Die Untersuchungsichte des Datensatzes ist für eine hydrochemische Bestandsaufnahme relativ hoch, und vielfache Wiederholungsmessungen sowie Analysenwerte aus Mehrfachmeßstellen bieten umfangreiche Auswertemöglichkeiten. Dennoch sind, aufgrund der hohen räumlichen Variabilität, viele Fragen zur Grundwasserbeschaffenheit ungeklärt.

Zur Charakterisierung dieses durch Rieselfeld- und Landwirtschaft stark anthropogen überprägten Grundwassers werden auf der Grundlage einer explorativen Statistik, geostatistische Verfahren und Verfahren der multivariaten Statistik angewandt. Durch die Kombination dieser Verfahren und die räumliche Darstellung der Ergebnisse sollen die die Grundwasserbeschaffenheit bestimmenden Prozesse erkannt und ihre räumliche Kontinuität erfaßt werden. Des weiteren sollen die charakteristischen Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit aufgrund der anthropogenen Beeinflussung herausgestellt und mögliche Leitparameter erkannt werden.

Daneben wird die zeitliche Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit nach Einstellung der Rieselfeldwirtschaft dargestellt. Die Veränderungen in ausgewählten Meßstellengruppen werden über die Jahre verglichen, um eine Prognose für die Grundwasserbeschaffenheit geben zu können.

2 Arbeitsmethoden und deren Grundlagen

2.1 Grundlagen der Statistik

2.1.1 Explorative Statistik

Unter der Überschrift explorative Statistik werden hier Maßzahlen, Verfahren und graphische Darstellungen zusammengefaßt, die eine Übersicht über die Größenordnung, Varianz und Häufigkeitsverteilung der Daten geben.

Der arithmetische Mittelwert, der Modus und der Median sind sogenannte Mittelungsmaße, die eine Zusammenfassung der Daten orientiert an den mittleren bzw. häufigsten Werten geben. Die Einheit dieser Mittelungsmaße entspricht der Einheit der untersuchten Stichproben.

- Der arithmetische Mittelwert (m) ist das bekannteste Mittelungsmaß.

$$m = \frac{1}{n} \sum x_i = \frac{1}{n} (x_1 + x_2 + \dots + x_n) \quad (1)$$

mit x_i = Merkmalswert (Meßwert)

n = Stichprobenumfang (Anzahl der Meßwerte)

Der arithmetische Mittelwert eignet sich vor allem zur Beschreibung von normalverteilten Datensätzen. Bei stark ungleichförmigen Verteilungen ist er als Mittelungsmaß ungeeignet.

- Der Modus (Mod) gibt den häufigsten Wert bzw. den Gipfelwert der Verteilungsfunktion ($f(x)$) an.

$$Mod = f(x)_{\max} \quad (2)$$

- Der Median (Med) auch Zentralwert genannt, teilt die nach Rangfolge sortierten Meßwerte in zwei gleich große Fraktionen.

Betrachtet man den arithmetischen Mittelwert, den Modus und den Median gemeinsam, können bereits Aussagen zur Symmetrie der zugrunde liegenden Verteilungsfunktion getroffen werden. Bei einer streng symmetrisch eingipfeligen Verteilung gilt:

$$m = Mod = Med$$

Unterscheiden sich die drei Mittelungsmaße voneinander ist die Verteilung hingegen unsymmetrisch.

Die Variationsmaße Spannweite, Standardabweichung, Varianz und Variabilität dienen zur Kennzeichnung der Datenvariation:

- Das einfachste Variationsmaß ist die Spannweite (b) bei der nur der Maximal- (x_{\max}) und der Minimalwert (x_{\min}) in die Berechnung eingehen.

$$b = x_{\max} - x_{\min} \quad (3)$$

- Die Standardabweichung (σ) ist das am meisten benutzte Variationsmaß, sie gibt die quadratische Abweichung der Daten vom arithmetischen Mittelwert an.

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum x_i'^2} = \sqrt{\frac{n \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2}{n(n-1)}} \quad (4)$$

mit x_i' = Abweichung vom arithmetischen Mittelwert

- Das Quadrat der Standardabweichung ist die Varianz (σ^2).

$$\sigma^2 = \frac{1}{n-1} \sum x_i'^2 = \frac{n \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2}{n(n-1)} \quad (5)$$

Die Einheiten der Spannweite und der Standardabweichung entsprechen der Einheit der untersuchten Stichproben, wohingegen die Einheit der Varianz gleich der quadrierten Einheit der Stichproben ist.

- Der Variationskoeffizient (v), auch Variabilität genannt, ist der Quotient aus Standardabweichung und arithmetischen Mittelwert.

$$v = \frac{\sigma}{m} \quad (6)$$

Ein Quotient größer eins ist ein Anzeichen für das Auftreten von einigen, möglicherweise erratischen Extremwerten, die einen signifikanten Einfluß auf die statistische Auswertung haben können (ISAACS & SRIVASTAVA, 1989, S. 21).

Der dimensionslose Variationskoeffizient multipliziert mit 100 % entspricht der relativen Standardabweichung in Prozent.

Die Verteilung einer Datenmenge kann sehr anschaulich durch ein Histogramm dargestellt werden. In einem Histogramm werden die Meßwerte zu Klassen zusammengefaßt und die Häufigkeit des Auftretens einer Meßwertklasse über die Meßwertklassen aufgetragen (Abb. 1).

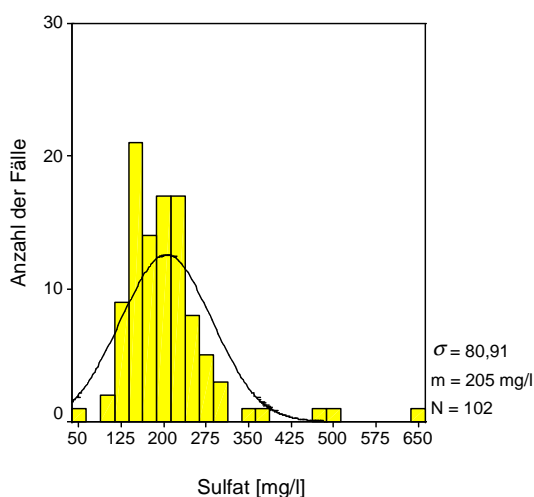


Abb. 1: Histogramm mit Normalverteilungskurve für Sulfat im 1. Grundwasserleiter, Daten der Beprobung vom Herbst 1994

Mit Hilfe des Histogramms kann die den Meßwerten zugrunde liegende Verteilungsform, wie z. B. Normalverteilung oder lognormale Verteilung abgeschätzt werden. Hilfreich ist dabei die zusätzliche Darstellung der Normalverteilungskurve im Histogramm. Die Lage und Form der Normalverteilungskurve ergibt sich durch den Mittelwert und die Varianz der betrachteten Meßwerte.

Mitunter gibt die Form des Histogramms erste Hinweise darauf, daß die Meßwerte möglicherweise aus verschiedenen Populationen stammen, ein Anzeichen hierfür wäre eine mehrgipflige Verteilung. Des weiteren gibt das Histogramm die Lage und Anzahl von möglichen Extremwerten wieder.

Ein weiteres Diagramm zur Darstellung der Verteilungsform von Meßwerten sind Boxplots (Abb. 2). Boxplots sind besonders geeignet, mehrerer Datengruppen miteinander zu vergleichen.

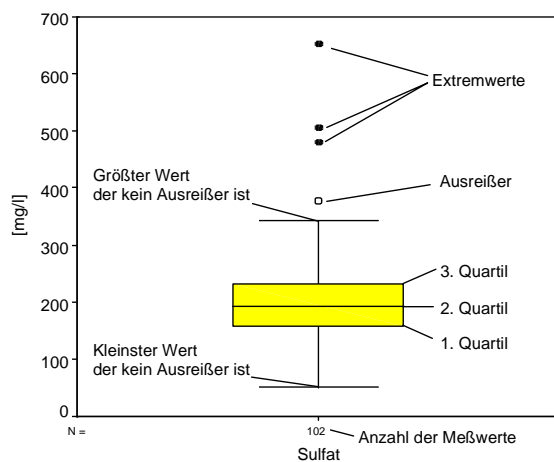


Abb. 2: Boxplot mit Erläuterung der einzelnen Symbole, Bsp.: Sulfat im 1. Grundwasserleiter, Daten der Beprobung vom Herbst 1994

Die "Box" in einem Boxplot stellt den Bereich zwischen dem 1. Quartil und dem 3. Quartil dar. In ihr liegt durch einen Balken markiert der Medianwert (2. Quartil). Die horizontalen Striche über bzw. unter der Box stellen den größten bzw. kleinsten Wert der Verteilung dar, der kein Ausreißer ist. Ein Ausreißer ist definiert als ein Wert, dessen Abstand vom 1. Quartil nach unten bzw. vom 3. Quartil nach oben zwischen dem 1,5fachen und dem 3fachen der Boxhöhe liegt. Bei Extremwerten beträgt der Abstand vom 1. oder 3. Quartil mehr als das Dreifache der Boxhöhe (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 656f). Ausreißer werden durch offene Kreise und Extremwerte durch volle Kreise markiert.

Viele statistische Untersuchungsmethoden setzen voraus, daß die zu untersuchenden Daten in der Grundgesamtheit normalverteilt sind. Bevor man solche Methoden anwendet, muß also geprüft werden, ob dies zumindest annähernd der Fall ist bzw. ob eine Normalverteilung plausibel angenommen werden kann. In der explorativen Datenanalyse können hierzu Normalverteilungsplots erstellt werden, in denen die beobachteten Werte mit den theoretischen Werten, die sich unter der Annahme einer Normalverteilung ergäben, verglichen werden. Sind die empirischen Werte in etwa normalverteilt, so müssen die Punkte des Diagramms eine Gerade bilden.

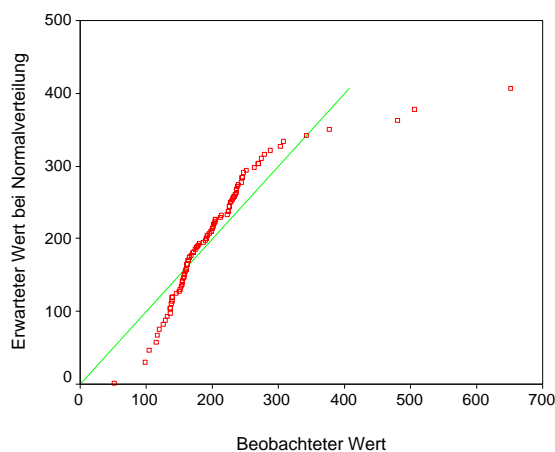


Abb. 3: Normalverteilungsplot einer Meßwertreihe, der keine Normalverteilung zugrunde liegt. Bsp.: Sulfat im 1. Grundwasserleiter, Daten der Beprobung vom Herbst 1994.

Abweichungen zwischen der theoretischen Normalverteilung und der empirischen Verteilung werden durch das Abweichen der Werte von der Geraden deutlich (Abb. 3). Sind die Meßwerte nicht normalverteilt, zeigt die Abweichung der empirischen Verteilung von der Normalverteilung häufig ein Muster, so daß die Abweichungen nicht rein zufällig um die Gerade zu streuen scheinen (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 334).

Nach dem gleichen Prinzip können auch Diagramme erzeugt werden, mit denen das Vorliegen anderer Verteilungsformen z. B. einer lognormalen Verteilung, überprüft werden kann.

2.1.2 Bivariate und multivariate Statistik

2.1.2.1 Korrelationskoeffizient

Die Differenz zwischen dem Wert einer Variablen und ihrem Mittelwert wird als Residuum bezeichnet. Den Zusammenhang zweier Variablen (z_1 und z_2) beschreibt die Kovarianz (C), welche das mittlere Produkt der Residuen der beiden Variablen ist:

$$C(z_1, z_2) = \frac{1}{n} \sum_{\alpha=1}^n (z_1^\alpha - m_1)(z_2^\alpha - m_2) \quad (7)$$

Die Kovarianz dividiert durch das Produkt der Standardabweichung (σ) der beiden Variablen ist gleich dem Korrelationskoeffizient (ρ).

$$\rho_{12} = \frac{C(z_1, z_2)}{\sqrt{\sigma_1^2 \cdot \sigma_2^2}} \quad (8)$$

Der Korrelationskoeffizient ist eine Maßzahl für die Güte des Zusammenhanges zwischen zwei Variablen.

Die korrekte Berechnung von Korrelationskoeffizienten aus zwei Stichproben-Kollektiven setzt voraus, daß:

- der Zusammenhang zwischen den beiden Stichproben-Kollektiven linear ist,
- die Stichproben-Kollektive und die dazu gehörigen Grundgesamtheiten normalverteilt sind
- und eine gegenseitige Datenunabhängigkeit zwischen den beiden Stichproben-Kollektiven besteht (SCHÖNWIESE, 1992, S. 130).

Weiterhin ist bei der Interpretation zu beachten, daß die zwei Stichproben-Kollektive durch weitere Größen beeinflußt sein können und daß der errechnete Korrelationskoeffizient zunächst nur für die Stichproben-Kollektive gilt. Nach SCHÖNWIESE (1992, S. 130) werden wenige statistische Methoden so häufig und so gründlich fehlinterpretiert wie die Korrelationsanalyse.

Die Rangkorrelation nach SPEARMAN (zitiert in SCHÖNWIESE, 1992, S. 141) hat den Vorteil, daß es sich um ein verteilungsfreies Verfahren handelt, d. h. die Berechnung ist unabhängig von der Verteilungsform der Stichproben. Außerdem liefert das Verfahren auch bei nicht linearem Zusammenhang brauchbare Abschätzungen für die Korrelation.

Für die Berechnung des Rangkorrelationskoeffizienten werden die Stichproben in aufsteigender Rangfolge sortiert und die Rangplatzdifferenzen (D_i) berechnet. Der Rangkorrelationskoeffizient (ρ_R) nach SPEARMAN lautet:

$$\rho_R = 1 - \frac{6 \sum D_i^2}{n^3 - n} \quad (9)$$

2.1.2.2 Faktorenanalyse

Eine Grundwasseranalyse besteht je nach Untersuchungsumfang aus wenigen bis sehr vielen Variablen (analysierte Parameter), die die Grundwasserbeschaffenheit charakterisieren. Die Gründe für Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit sind zumeist sehr komplexe Vorgänge, wie z. B. die Wechselwirkung zwischen Gestein und Wasser oder anthropogener Schadstoffeintrag. Diese Prozesse wirken sich oft auf mehrere Variablen gleichzeitig aus. In

der Hydrochemie wird die Faktorenanalyse eingesetzt, um aus der Vielzahl der gemessenen Variablen Gruppen zu ermitteln, denen jeweils ein Vorgang zugrunde liegt.

Nach BROWN (1998, S. 37) wird die Faktorenanalyse eingesetzt, um aus einer Gruppe von Variablen eine Untergruppe nicht korrelierender, theoretischer Variablen zu ermitteln, welche die Varianz der Gesamtgruppe erklären. Die ermittelten, theoretischen Variablen werden Faktoren genannt. Ähnlich einer multiplen Regression erklären die gefundenen Faktoren die Variablen. Dies läßt sich z. B. für die Variable Z_1 und zwei Faktoren (F_1 und F_2) in folgenden mathematischen Zusammenhang ausdrücken:

$$Z_1 = a_1 \cdot F_1 + a_2 \cdot F_2 + U_{Z_1} \quad (10)$$

Dabei entsprechen die Koeffizienten a_1 und a_2 den Regressionskoeffizienten einer multiplen Regressionsgleichung. Der Term U_{Z_1} ist der Fehler der Regressionsschätzung. Im allgemeinen ist nicht zu erwarten, daß die Variable durch die gefundenen Faktoren vollständig erklärt wird. U wird als Einzelrestfaktor bezeichnet.

Eine Faktorenanalyse ist vom mathematischen Standpunkt aus erfolgreich, wenn die Vielzahl der Variablen durch wenige Faktoren repräsentiert wird. Aus hydrochemischer Sicht muß dazu noch die Interpretierbarkeit der gefundenen Faktoren kommen. Nur wenn den gefundenen Faktoren auch ein entsprechender Vorgang zugeordnet werden kann, ist die Faktorenanalyse letztlich sinnvoll gewesen.

Die Faktorenanalyse setzt sich aus vier Schritten zusammen:

1) Die **Berechnung von Korrelationsmatrizen** dient dazu, die für eine Faktorenanalyse geeigneten Variablen zu finden. Bereits durch die Bestimmung der Korrelationskoeffizienten können ungeeignete Variablen erkannt werden. Ungeeignet sind Variablen, die nicht oder nur sehr gering mit anderen Variablen korrelieren. Weiterhin werden die partiellen Korrelationskoeffizienten berechnet. Diese geben die Korrelation der Einzelrestfaktoren an, welche nach Definition der Einzelrestfaktoren sehr gering sein sollte (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 818).

Ob eine Auswahl von Variablen für eine Faktorenanalyse geeignet ist, läßt sich durch das Kaiser-Meyer-Olkin-Maß (KMO) bestimmen:

$$KMO = \frac{\sum \sum \rho_{ij}^2}{\sum \sum \rho_{ij}^2 + \sum \sum a_{ij}^2}, \quad i \neq j \quad (11)$$

Dabei ist ρ_{ij} gleich dem einfachen Korrelationskoeffizienten zwischen den Variablen i und j und a_{ij} steht für den partiellen Korrelationskoeffizienten. Das KMO-Maß kann höchstens den Wert 1 annehmen. Ein Wert nahe 1 wird erreicht, wenn die partiellen Korrelationskoeffizienten sehr gering sind und zeigt somit an, daß die getroffene Auswahl an Variablen für eine Faktorenanalyse geeignet ist.

2) Die **Faktorextraktion** erfolgt nach dem Verfahren der Hauptkomponentenanalyse. Beim Verfahren der Hauptkomponentenanalyse werden lineare Kombinationen der Variablen gebildet. Als erste Hauptkomponente (= Faktor) wird diejenige ausgewiesen, die den größten Teil der Gesamtstreuung aller Variablen im statistischen Sinne erklärt, als zweite diejenige, die den zweitgrößten Teil erklärt usw. (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 819).

Bei der Hauptkomponentenanalyse wird der Eigenwert der Faktoren und die Kommunalität der Variablen berechnet. Der Eigenwert eines Faktors gibt an, welcher Betrag der Gesamtstreuung aller Variablen des Faktorenmodells durch diesen Faktor erklärt wird. Die

Kommunalität gibt an, welchen Betrag der Streuung einer Variablen alle Faktoren zusammen erklären (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 825).

3) Zur leichteren Interpretation der Faktoren wird die Faktorladungsmatrix einer Transformation, der sogenannten **Rotation**, unterzogen. Bei der Varimax-Methode werden die Achsen des Koordinatensystems, in dem die Faktorladungen dargestellt sind, so gedreht, daß die Anzahl von Variablen mit hoher Faktorladung minimiert wird.

4) **Berechnung der Faktorenwerte** für die einzelnen Datensätze. Für jede Grundwasseranalyse wird der Faktorenwert für die gefundenen Faktoren berechnet. Je nach Höhe des Faktorenwertes ist der Einfluß des dem Faktor zugrunde liegenden Prozesses groß oder gering.

2.1.2.3 Clusteranalyse

Im Unterschied zur Faktorenanalyse werden bei der Clusteranalyse nicht die Variablen, sondern die Fälle, also die Grundwasseranalysen, zu Gruppen zusammengefaßt. Im Bereich der Hydrochemie wird mit der Clusteranalyse das Ziel verfolgt, Grundwasserproben so in Gruppen (Cluster) zusammenzufassen, daß die Proben innerhalb eines Clusters eine möglichst homogene Beschaffenheit haben, die Cluster untereinander aber möglichst verschieden sind.

Ob zwei Fälle in ein gemeinsames Cluster gehören, ist folglich davon abhängig, wie ähnlich sie einander sind. Dabei wird als Maß für die Einteilung häufig nicht die Ähnlichkeit, sondern die Unähnlichkeit verwendet. Diese Maße werden als Distanzmaße bezeichnet, wobei die am wenigsten unähnlichen Fälle zu einem Cluster vereinigt werden (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 865).

Die quadrierte euklidische Distanz ist ein häufig verwendetes Distanzmaß. Sie mißt die Unähnlichkeit zweier Fälle durch die Summe der quadrierten Differenzen der Variablenwerte dieser beiden Fälle. Für die beiden Fälle X und Y ergibt sich die quadrierte euklidische Distanz (D^2) für n Variablen aus:

$$D^2 = \sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2 \quad (12)$$

Da die Größe der Distanz wesentlich von den Dimensionen der Variablen abhängt, ist es notwendig, die Variablenwerte vor der Berechnung zu standardisieren. Zumeist werden hierfür aus den Variablen die sogenannten Z-Variablen berechnet. Dabei werden die ursprünglichen Variablenwerte so transformiert, daß die neuen Werte einen Mittelwert von 0 und eine Standardabweichung von 1 aufweisen. Nachteil der Z-Variablen ist, daß die Information zur absoluten Streuung der Variablen verloren geht (BROSIUS & BROSIUS, 1995, S. 866).

Nach der Berechnung der Distanzmaße erfolgt die Clusterbildung durch hierarchische Agglomeration. Dabei wird zunächst jeder Fall als ein Cluster betrachtet. Im ersten Schritt werden dann die beiden am wenigsten unähnlichen Cluster, also die beiden Fälle mit der geringsten Distanz, zu einem Cluster zusammengefaßt. Von den nun vorhandenen Clustern werden wieder die beiden am wenigsten unähnlichen Cluster zu einem zusammengefaßt usw. Als Distanz zwischen den Clustern wird der Durchschnitt der Distanzen aller Fallpaare mit jeweils einem Fall aus jedem der beiden Cluster angesehen. Das Verfahren kann solange fortgesetzt werden bis die gewünschte Anzahl von Clustern erreicht ist bzw. bis die Distanzmaße zwischen den Clustern so hoch sind, daß eine weitere Zusammenfassung nicht sinnvoll ist.

2.2 Grundlagen der Geostatistik

Die Geostatistik ist ein sich rapide entwickelnder Zweig der angewandten Mathematik, der sich mit der Beschreibung und Schätzung von natürlichen Phänomenen beschäftigt (AKIN & SIEMES, 1988, S.1). Ihren Ursprung hatte die Geostatistik in den frühen 50er Jahren im Bergbau Südafrikas, wo der Bergbauingenieur KRIGE (1951) zur Berechnung der Vorräte der Goldlagerstätte Witwatersrand den Probenwerten Einflußzonen zuordnete. Die Ansätze von KRIGE wurden Ende der 50er Jahre von dem Franzosen MATHERON aufgegriffen und zu der Theorie der ortsabhängigen (regionalisierten) Variablen weiterentwickelt (MATHERON, 1963, 1971).

Über viele Jahre wurde die Geostatistik vor allem im Bereich der Lagerstättenkunde eingesetzt und weiterentwickelt. Davon zeugen auch die klassischen Standardwerke zur Geostatistik (AKIN & SIEMES, 1988; ISAACS & SRIVASTAVA, 1989), die mit Beispielen aus dem Bereich der Lagerstättenkunde arbeiten. Inzwischen hat die Geostatistik aber auch Eingang in andere naturwissenschaftliche Bereiche gefunden. So werden z. B. in den Lehrbüchern von WACKERNAGEL (1995) und GOOVAERTS (1997) verschiedene Beispielprobleme aus dem Umweltbereich bearbeitet. Mit dem Einsatz von geostatistischen Methoden in der Hydrogeologie beschäftigen sich die aktuellen Bücher von KITANIDIS (1997) und SCHAFMEISTER (1999).

2.2.1 Variographie

Als ortsabhängige Variable gelten alle natürlichen Phänomene deren Wert sich mit der Lage im Raum ändert, wie z. B. die Konzentration eines Schadstoffs im Grundwasser oder der Durchlässigkeitsbeiwert. Grundsätzlich kann jede meßbare ortsbezogene Größe als ortsabhängige Variable $z(x)$ interpretiert werden.

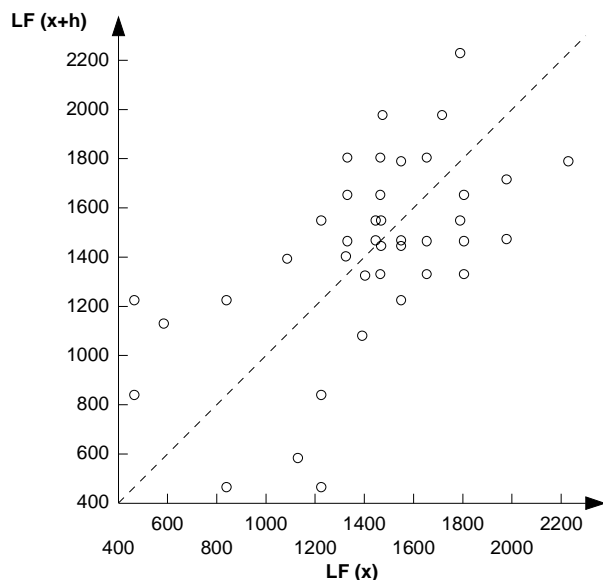


Abb. 4: h-Streudiagramm der elektrischen Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] im 1. Grundwasserleiter (Frühjahr 1994) für Abstand $h = 300$ m mit einer Toleranz von $\Delta h = 300$ m

Die räumliche Varianz einer ortsabhängigen Variablen kann mit Hilfe von h-Streudiagrammen dargestellt werden. Ein h-Streudiagramm ist ein X-Y-Diagramm aller Wertepaare $(z(x), z(x+h))$ einer ortsabhängigen Variablen z , die durch einen festgelegten Abstand h voneinander entfernt sind (Abb. 4).

Je größer die räumliche Varianz der Variablen ist, desto größer wird die Streuung um die 45° Achse des Diagramms.

Üblicherweise werden die Daten in Abstandsklassen ($h \pm \Delta h$) aufgeteilt, damit ausreichend Daten zur Verfügung stehen. Ein h-Streudiagramm gibt Auskunft über eine Abstandsklasse, zur Beschreibung der gesamten räumlichen Varianz müssen mehrere h-Streudiagramme gezeichnet werden.

Die Kovarianz-Funktion und das Korrelogramm sind Funktionen zur Beschreibung des räumlichen Zusammenhangs einer ortsabhängigen Variablen, vergleichbar der Kovarianz und dem Korrelationskoeffizienten zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen zwei

Variablen (Kapitel 2.1.2.1). Die Kovarianz $C(h)$ der Wertepaare $(z(x), z(x+h))$ einer Abstandsklasse h berechnet sich aus:

$$C(h) = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z(x_i) \cdot z(x_i + h) - m_x \cdot m_{x+h}$$

(13)

mit

$$m_x = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z(x_i) \quad \text{und} \quad m_{x+h} = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z(x_i + h)$$

Dabei ist $n(h)$ die Anzahl der Wertepaare in der Abstandsklasse h und $z(x)$ der Wert der ortsabhängigen Variablen am Punkt x sowie $z(x+h)$ der Wert der Variablen am Punkt $x+h$. Berechnet man die Kovarianz für verschiedene Abstandsklassen h_1, h_2, \dots usw. dann bezeichnet man die Folge der geordneten Kovarianzen $C(h_1), C(h_2)$ usw. als experimentelle Kovarianz-Funktion (GOOVAERTS, 1997, S. 27f).

Das Korrelogramm ist die standardisierte Form der experimentellen Kovarianz-Funktion, sie ergibt sich aus den geordneten Korrelationskoeffizienten $\rho(h_1), \rho(h_2)$ usw. Die Berechnung von $\rho(h)$ erfolgt nach der Formel:

$$\rho(h) = \frac{C(h)}{\sqrt{\sigma_x^2 \cdot \sigma_{x+h}^2}}$$

(14)

mit

$$\sigma_x^2 = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i) - m_x]^2 \quad \text{und} \quad \sigma_{x+h}^2 = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i + h) - m_{x+h}]^2$$

Anders als bei der Kovarianz-Funktion und dem Korrelogramm wird beim experimentellen Semivariogramm nicht die Ähnlichkeit zwischen den Wertepaaren einer Abstandsklasse, sondern deren "Unähnlichkeit" gemessen. Das experimentelle Semivariogramm $\gamma(h)$ ist die halbe, mittlere quadratische Euklidische Distanz (Kapitel 2.1.2.3) zwischen den Komponenten jedes Wertepaares $(z(x_i); z(x_i+h))$ der Abstandsklasse h :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2$$

(15)

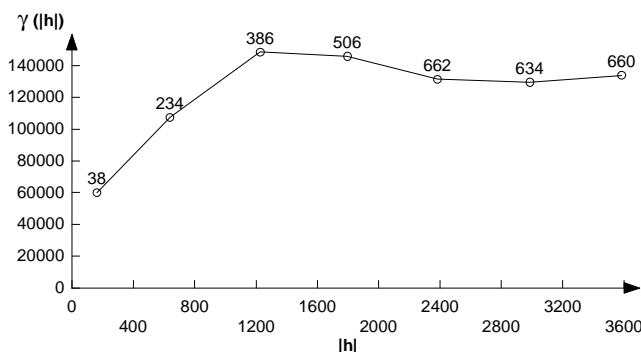


Abb. 5: Experimentelles Semivariogramm für die elektrische Leitfähigkeit im 1. Grundwasserleiter (Frühjahr 1994). Die Schrittweite der Abstände h ist 600 m. Über der Markierung der einzelnen Abstandsklassen steht die Anzahl der Wertepaare in dieser Klasse.

Der Wert des experimentellen Semivariogramms für einen vorgegebenen Abstand h wird als Semivarianz bezeichnet (GOOVAERTS, 1997, S. 28f). Das experimentelle Semivariogramm (Abb. 5) ist die häufigste Form der Beschreibung der räumlichen Varianz einer ortsbezogenen Variablen in der Geostatistik.

Die Veränderung der Variablen $z(x)$ von Ort zu Ort kann vollständig erratisch, unstetig, aber auch mehr oder weniger kontinuierlich sein. Die Gesamtheit der Veränderungen ist deshalb weder statistisch vollständig erfassbar noch

mathematisch-deterministisch durch exakte Formeln beschreibbar. Dennoch steckt hinter dieser Variabilität oft eine Struktur derart, daß z. B. im Mittel Werte von nahe benachbarten Punkten ähnlicher sind als von weiter entfernten. Diese mittlere Struktur verlangt in der Beschreibung einer ortsabhängigen Variablen nach einer gewissen funktionalen Darstellung, so daß man insgesamt unter Berücksichtigung der beiden Aspekte Zufälligkeit und Strukturabhängigkeit, die ortsabhängige Variable $z(x)$ als Realisierung einer bestimmten Zufallsfunktion ansehen kann. Hierbei wird der Wert der ortsabhängigen Variablen $z(x)$ am Punkt x_i als eine Realisierung einer bestimmten Zufallsvariablen $Z(x_i)$ interpretiert, die am Punkt x_i definiert ist. Dementsprechend kann auch die ortsabhängige Variable, die aus einem Satz von Werten $z(x)$ besteht, in einem beschränkten Raum D als eine Realisierung des Satzes von Zufallsvariablen $\{Z(x), x \in D\}$ interpretiert werden. Dieser Satz von Zufallsvariablen stellt die Zufallsfunktion $Z(x)$ dar (AKIN & SIEMENS, 1988, S. 26f). Mit Hilfe der Zufallsfunktion können Aussagen zu Punkten im Raum D getroffen werden, für die keine Realisierung (Meßwerte) existieren.

Um von den bekannten Realisierungen $z(x)$ auf die zugrunde liegende Zufallsfunktion $Z(x)$ schließen zu können, müssen bezüglich der Wahrscheinlichkeitsstruktur der Zufallsfunktion Annahmen getroffen werden. Diese Annahmen betreffen die Stationarität der Zufallsfunktion, d. h. die räumliche Homogenität der Zufallsvariablen.

In der Geostatistik wird die Stationarität durch die Momente erster und zweiter Ordnung der Zufallsfunktion definiert. Der Grad der Stationarität ist davon abhängig, welche dieser Momente über das gesamte Untersuchungsgebiet unveränderlich sind.

Der Erwartungswert der Verteilungsfunktion, der dem arithmetischen Mittelwert entspricht, ist der Moment erster Ordnung. Die Verteilungsfunktion einer am Punkt x gemessenen Zufallsvariable $Z(x)$ hat folgenden Erwartungswert:

$$E\{Z(x)\} = m(x) \quad (16)$$

Die Momente zweiter Ordnung sind:

1) Die Varianz der Zufallsvariablen $Z(x)$

$$\text{VAR}\{Z(x)\} = E\{[Z(x) - m(x)]^2\} \quad (17)$$

2) Die Kovarianz

$$C(x_1, x_2) = E\{[Z(x_1) - m(x_1)][Z(x_2) - m(x_2)]\} \quad (18)$$

mit $Z(x_1)$ und $Z(x_2)$ Zufallsvariablen gemessen an den Punkten x_1 und x_2 .

3) Die Semivariogramm-Funktion

$$\gamma(x_1, x_2) = \frac{\text{VAR}\{Z(x_1) - Z(x_2)\}}{2} \quad (19)$$

bzw.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E\{[Z(x_1) - Z(x_2)]^2\} \quad (20)$$

Die Bedingungen für eine strikte Stationarität sind erfüllt, wenn das räumliche Verteilungsgesetz invariant gegenüber Translation ist, dies bedeutet: Jede Gruppe von n ausgewählten Zufallsvariablen $\{Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_n)\}$ weist die gleiche Verteilung wie

$\{Z(x+h_1), Z(x+h_2), \dots, Z(x+h_n)\}$ auf für beliebige Werte von h und n (DUTTER, 1985). In der Geostatistik arbeitet man jedoch meistens nur mit den ersten zwei Momenten, so daß die Annahme einer Stationarität 2. Ordnung oder je nach Verfahren auch nur die Erfüllung der intrinsischen Hypothese (s. u.) genügt.

Eine Zufallsfunktion erfüllt die Bedingungen der Stationarität 2. Ordnung, wenn:

- Der Erwartungswert unabhängig von x ist, d. h. der Erwartungswert ist unveränderlich über das gesamte Untersuchungsgebiet. Es gilt:

$$E[z(x)] = m \quad (21)$$

- Und die Kovarianz nur abhängig von der Distanz h aber nicht von x ist. Es gilt:

$$C(h) = \sum \{Z(x) \cdot Z(x+h)\} - m^2 \quad \text{für alle } x \quad (22)$$

Nach GOOVAERTS (1997, S. 71) sind die Kovarianz-Funktion $C(h)$, das Korrelogramm $\rho(h)$ und das Semivariogramm $\gamma(h)$ einer Zufallsfunktion, die die Bedingung der Stationarität 2. Ordnung erfüllt, verbunden über die Beziehungen:

$$\gamma(h) = C(0) - C(h) \quad (23)$$

$$\rho(h) = 1 - \frac{\gamma(h)}{C(0)} \quad (24)$$

wobei $C(0)$ die A Priori Varianz ist:

$$C(0) = E\{[Z(x) - m]^2\} = \text{VAR}\{Z(x)\} \quad (25)$$

Wenn die Bedingungen der Stationarität 2. Ordnung erfüllt sind, sind das Semivariogramm und die Kovarianz-Funktion alternative Methoden zur Messung der räumlichen Autokorrelation.

Die intrinsische Hypothese verlangt, daß der Erwartungswert des ersten Moments und das Semivariogramm unabhängig von x sind. Es wird keine Stationarität für die Kovarianz benötigt und damit nicht die Existenz einer endlichen Varianz $C(0)$, somit ist die intrinsische Hypothese eine vereinfachte Form der Stationarität 2. Ordnung. Die intrinsische Hypothese ist ausreichend für die meisten geostatistischen Probleme.

Eine Zufallsfunktion genügt der intrinsischen Hypothese:

- Wenn der Erwartungswert der Differenzen zwischen $Z(x+h)$ und $Z(x)$ gleich Null ist, d. h.:

$$E[Z(x+h) - Z(x)] = m(h) = 0 \quad (26)$$

- Und wenn für alle Abstandsvektoren das Inkrement $(Z(x+h) - Z(x))$ eine endliche Varianz unabhängig von x aufweist, d. h.:

$$\text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] = E[(Z(x+h) - Z(x))^2] = 2\gamma(h) \quad (27)$$

Arbeitet man unter den Bedingungen der intrinsischen Hypothese mit linearen geostatistischen Methoden, dann braucht man nur das Semivariogramm zu kennen (AKIN & SIEMES, 1988, S. 29).

Variogramm-Modelle

Das experimentelle Semivariogramm und die experimentelle Kovarianz-Funktion liefern für eine begrenzte Anzahl von Abstandsklassen h experimentelle Werte für die Semivarianz $\gamma(h)$ bzw. die Kovarianz $C(h)$. Um für jeden beliebigen Abstand h Werte für die Semivarianz und die Kovarianz ableiten zu können, ist es notwendig an die experimentellen Werte ein Modell anzupassen. Die Anpassung eines Modells (Abb. 6) hat weiterhin den Vorteil, daß durch die Probenahme bedingte Schwankungen geglättet werden (GOOVAERTS, 1997, S. 87).

Um eine, und nur eine, d. h. eine eindeutige mathematisch stabile Lösung der Kriging-Matrix (Kapitel 2.2.2) zu gewährleisten, müssen die angepaßten Variogramm-Modelle positiv definit sein (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 370). Um nicht für jedes Modell prüfen zu müssen, ob es positiv definit ist, beschränkt man sich in der Geostatistik üblicherweise auf einige bekannte Modelle, welche nachgewiesen positiv definit sind (AKIN & SIEMES, 1988, S. 43). Durch die lineare Kombination dieser Modelle (verschachtelte Strukturen) kann der Umfang der möglichen Modelle beträchtlich erweitert werden (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 373).

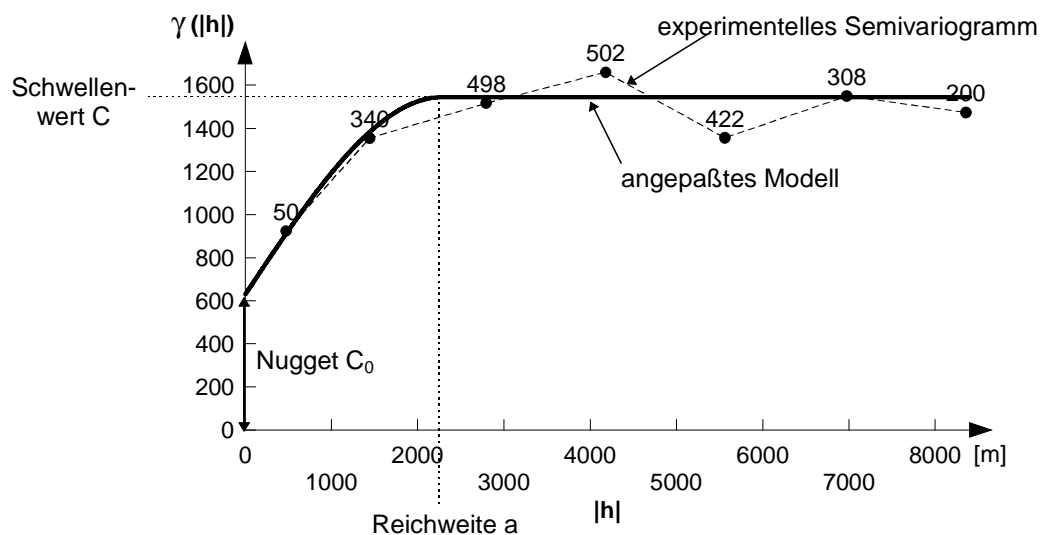


Abb. 6: Experimentelles Semivariogramm für Natrium im 1. Grundwasserleiter (Herbst 1997) mit angepaßtem Modell. Das Modell ist zusammengesetzt aus einem sphärischen Modell mit einer Reichweite a von 2275 m und einem Schwellenwert C von 915 (mg/l)^2 sowie einem Nugget-Modell mit C_0 gleich 630 (mg/l)^2 . $|h|$ ist der Abstand zwischen den Wertepaaren.

Die häufigsten Variogramm-Modelle sind:

- Das Nugget-Modell

Das Nugget-Modell charakterisiert Variablen deren Variabilität kleinräumiger als die geringsten Probenabstände ist. Der sogenannte Nuggeteffekt kann aber auch durch Fehler im Datensatz, entstanden bei der Probenahme oder der Analyse, verursacht werden.

$$\gamma(h) = \begin{cases} 0 & \text{wenn } h = 0 \\ C_0 & \text{wenn } h \neq 0 \end{cases} \quad (28)$$

- Das sphärische Modell

Das sphärische Modell ist nach BROOKER (1986) das am häufigsten genutzte Variogramm-Modell. Das Modell ist gekennzeichnet durch sein lineares Verhalten bei geringen Abständen und einen allmählichen Übergang zum Plateau bei Erreichen des Schwellenwertes C (Abb. 6).

$$\gamma(h) = Sph\left(\frac{h}{a}\right) = \begin{cases} 1,5 \cdot \frac{|h|}{a} - 0,5 \cdot \left(\frac{|h|}{a}\right)^3 & \text{wenn } h \leq a \\ C & \text{wenn } h > a \end{cases} \quad (29)$$

Dabei ist a die Reichweite, d. h. der Abstand h bei dem das Variogramm-Modell den Schwellenwert C erreicht.

- Das exponentielle Modell

Dieses Modell hat bereits in der Nähe des Ursprungs einen gekrümmten Verlauf und erreicht den Schwellenwert nur asymptotisch. Als praktische Reichweite a wird der Abstand gewählt, bei dem 95 % des Schwellenwertes erreicht werden (PANNATIER, 1996, S. 49).

$$\gamma(h) = C \cdot \left(1 - e^{-\frac{3h}{a}}\right) \quad (30)$$

- Das Gauß'sche Modell

Das Gauß'sche Modell hat einen parabolischen Verlauf und erreicht den Schwellenwert nur asymptotisch. Wie beim exponentiellen Modell wird als praktische Reichweite der Abstand gewählt bei dem 95 % des Schwellenwertes erreicht werden. Das Gauß'sche Modell beschreibt Zufallsfunktionen von Variablen mit extrem hohen räumlichen Zusammenhang.

$$\gamma(h) = C \cdot \left(1 - e^{-\frac{3h^2}{a^2}}\right) \quad (31)$$

- Das Potenzmodell

Das Potenzmodell unterscheidet sich von den vorangegangenen Modellen, insofern, daß es keinen Schwellenwert erreicht. Das Potenzmodell beschreibt einen selbstähnlichen, fraktalen Prozeß: Das Abbild dieses Prozesses ist in jeder Maßstabsebene gleich (KITANIDIS, 1997, S. 61).

$$\gamma(h) = c \cdot h^\omega \quad (32)$$

Der Exponent ω kann Werte zwischen $0 < \omega < 2$ annehmen. Für $\omega = 1$ ergibt sich das lineare Modell als ein Sonderfall des Potenzmodells:

$$\gamma(h) = c \cdot h \quad (33)$$

Die Konstante c gibt die Steigung der Geraden an. Dieses Modell eignet sich nur für Zufallsfunktionen, die keinen Schwellenwert erreichen. Für Zufallsfunktionen mit einer endlichen Varianz (Stationarität 2. Ordnung) sollte dieser Modelltyp nicht verwendet werden (PANNATIER, 1996, S. 51).

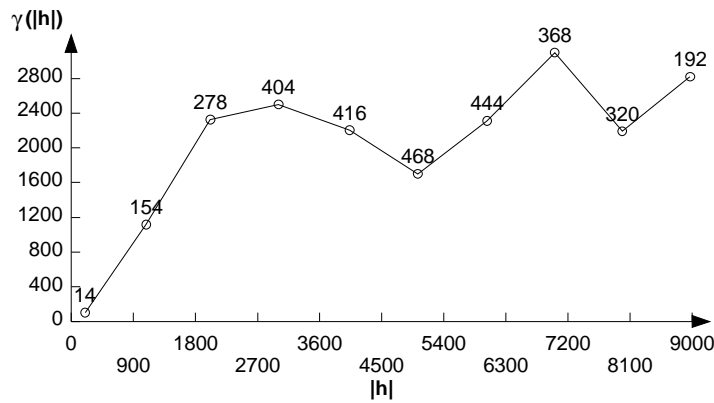


Abb. 7: Beispiel für ein experimentelles Semivariogramm mit Locheffekt. Bsp.: Natrium im 2. Grundwasserleiter (gemeinsame Auswertung aller Kampagnen)

Häufig zeigen die experimentellen Semivariogramme Strukturen, die eine Modellanpassung erschweren, dazu gehört z. B. der sogenannte Locheffekt. Beim Vorliegen eines Locheffektes fällt das experimentelle Semivariogramm nach Erreichen eines Maximums mit zunehmender Schrittweite wieder deutlich ab, anstatt bei diesem Maximalwert zu bleiben (Abb. 7). Der Maximalwert ist höher als die A Priori Varianz (AKIN & SIEMES, 1988, S. 60).

Ursache von Locheffekten ist das

Nebeneinander von Bereichen mit sehr hohen und sehr niedrigen Werten, z. B. das lokal begrenzte Vorkommen eines Schadstoffs in ansonsten unbelastetem Grundwasser.

AKIN & SIEMES (1988, S. 61) schlagen vor, ein experimentelles Semivariogramm mit Locheffekt durch ein sphärisches Modell zu beschreiben, indem der Maximalwert von $\gamma(h)$ gleich dem Schwellenwert gesetzt wird. Dieses Variogramm darf jedoch nur für Abstände $h \leq$ der Reichweite a verwendet werden.

Wenn experimentelle Semivariogramme nach dem Erreichen eines Schwellenwertes mit zunehmendem Abstand h parabolisch ansteigen, kann dies ein Hinweis auf das Vorliegen einer Drift sein (Abb. 8). Das bedeutet, daß die ortsabhängige Variable bzw. die ihr zugrunde liegende Zufallsfunktion bei großen Abständen nicht mehr stationär ist, der erwartete Wert der Differenzen der Variablenpaare ist nicht mehr Null, er hängt vom Abstand h ab (AKIN & SIEMES, 1988, S. 61).

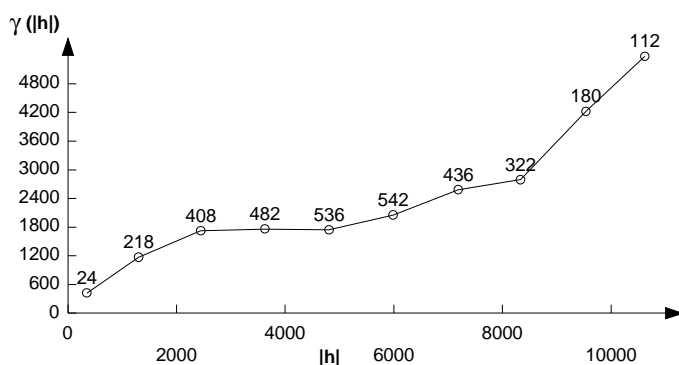


Abb. 8: Beispiel für ein experimentelles Semivariogramm mit Drift. Bsp.: Calcium im 2. Grundwasserleiter (gemeinsame Auswertung aller Kampagnen)

Eine Drift liegt dann vor, wenn eine richtungsgebundene, systematische Zu- oder Abnahme der Probenwerte erkennbar ist. In diesem Fall besitzen weder die Hypothese der Stationarität 2. Ordnung noch die intrinsische Hypothese Gültigkeit, so daß die klassischen Verfahren der Geostatistik (insbesondere das Normalkrigeverfahren) theoretisch nicht mehr eingesetzt werden dürften (AKIN & SIEMES, 1988, S.190). Allerdings wird unter Anwendung der Hypothese der Quasistationarität

trotz des Vorliegens einer Drift häufig das Normalkrigeverfahren angewandt. Bei der Hypothese der Quasistationarität wird angenommen, daß die intrinsische Hypothese lediglich innerhalb einer großemäßig definierten Zone, z. B. ein Kreis mit Radius r , gültig ist. Unter Annahme einer Quasistationarität können Variogrammwerte für Abstände $h \leq r$ zur Berechnung der Schätzwerte (Kapitel 2.2.2) herangezogen werden (AKIN & SIEMES, 1988, S. 190).

Bislang wurde davon ausgegangen, daß die Zufallsvariablen sich isotrop verhalten. Oftmals ist dies aber nicht der Fall und eine Anisotropie muß bei der Berechnung des Semivariogramms und der späteren Modellanpassung berücksichtigt werden.

Ob eine Anisotropie vorliegt, kann durch den Vergleich von experimentellen Semivariogrammen für verschiedene Richtungen erkannt werden. Haben die richtungsabhängigen, experimentellen Semivariogramme den gleichen Verlauf, so ist die Zufallsfunktion isotrop. Ändert sich hingegen die Form der experimentellen Semivariogramme mit der Ausrichtung von h , so liegt eine Anisotropie vor.

In der Geostatistik werden zwei Formen der Anisotropie unterschieden: Eine geometrische Anisotropie liegt vor, wenn die Variogramme der verschiedenen Richtungen den gleichen Schwellenwert, aber verschiedene Reichweiten aufweisen. Bei einer zonalen Anisotropie haben die Variogramme für verschiedene Richtungen unterschiedliche Schwellenwerte und unterschiedliche Reichweiten (AKIN & SIEMES, 1988, S. 55f).

Wie die meisten statistischen Methoden profitiert die Variographie stark von einem möglichst umfangreichen, homogenen, normalverteilten Datensatz. Je mehr der Datensatz von diesen Idealbedingungen abweicht, also z. B. starke Clusterbildungen, Extremwerte oder eine lognormale Verteilung aufweist, desto schwieriger ist eine sinnvolle Modellanpassung. Je nach Problematik kann versucht werden den Datensatz durch z. B. Transformation oder das Löschen von Extremwerten in seiner Struktur den Idealbedingungen anzupassen. Nach ISAAKS & SRIVASTAVA (1989, S. 162) ist das klassische Semivariogramm zur Beschreibung der räumlichen Kontinuität für viele Datensätze allerdings schlicht ungeeignet.

Mögliche Alternativen können standardisierte Variogramme oder Indikator-Variogramme sein. Standardisierte Variogramme $\gamma_s(h)$ berücksichtigen die Varianz der Abstandsklassen und sind deshalb relativ stabil gegen Extremwerte (Abb. 9). Die Berechnung von $\gamma_s(h)$ erfolgt nach:

$$\gamma_s(h) = \frac{\gamma(h)}{\sigma_{-h} \cdot \sigma_{+h}} \quad \text{mit}$$

$$\sigma_{-h}^2 = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z^2(x_i) - m_{-h}^2, \quad m_{-h} = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z(x_i)$$

$$\sigma_{+h}^2 = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z^2(x_i + h) - m_{+h}^2, \quad m_{+h} = \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} z(x_i + h)$$
(34)

Standardisierte Variogramme eignen sich ebenfalls gut zum Vergleich verschiedener experimenteller Variogramme.

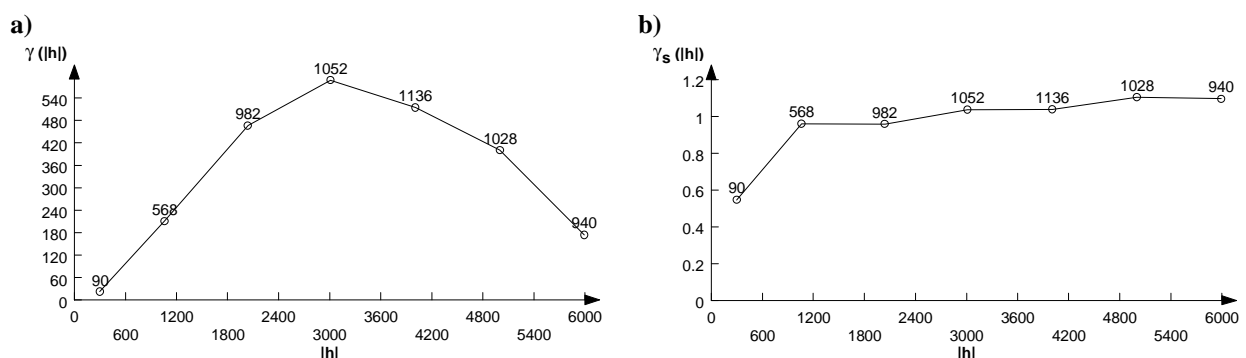


Abb. 9: Vergleich zwischen normalem Semivariogramm (a) und standardisiertem Semivariogramm (b) für einen Datensatz mit Extremwerten. Bsp.: Kalium im 1. Grundwasserleiter, Probenahme vom Herbst 1994

Ein verteilungsfreies Verfahren zur Schätzung der räumlichen Kontinuität ist der Indikator-Ansatz (JOURNAL, 1983; SURO-PÉREZ & JOURNEL, 1991; GOOVAERTS, 1997, S. 284ff). Hierbei wird nicht mehr die räumliche Kontinuität der absoluten Werte betrachtet, sondern die räumliche Kontinuität der Variablenwerte in bezug zu einem Grenzwert z_k . Dazu wird jedem Wert $z(x_i)$ der Variable z ein Indikatorwert $l(x_i; z_k)$ wie nachfolgend definiert zugeordnet:

$$l(x_i; z_k) = \begin{cases} 1 & \text{wenn } z(x_i) \leq z_k \\ 0 & \text{wenn } z(x_i) > z_k \end{cases} \quad (35)$$

Das Indikator-Semivariogramm $\gamma_I(h, z_k)$ berechnet sich für den Grenzwert z_k dann aus:

$$\gamma_I(h; z_k) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [l(x_i; z_k) - l(x_i + h; z_k)]^2 \quad (36)$$

Der Wert des Indikator-Variogramms $2\gamma_I(h; z_k)$ mißt, wie oft zwei Variablenwerte $z(x)$ und $z(x+h)$, die durch einen Abstand h voneinander getrennt sind, sich auf gegenüberliegenden Seiten des Grenzwertes z_k befinden. Indikator-Variogramme eignen sich zur Beschreibung der räumlichen Kontinuität von heteroskedastischen Datensätzen.

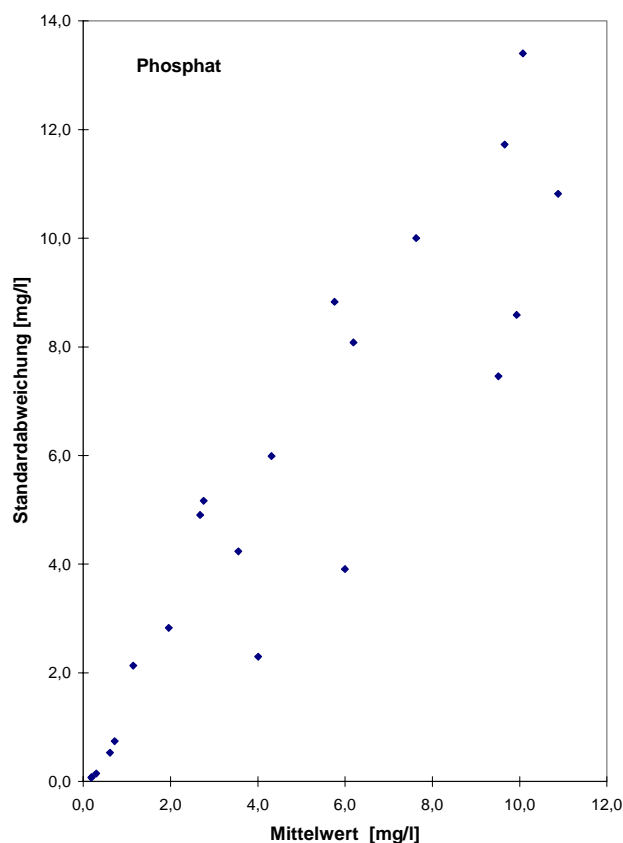


Abb. 10: Beispiel für einen Proportionalitätseffekt bei vorliegender lognormaler Verteilung, Datenwerte aus der Moving Window-Statistik für den Datensatz des 1. Grundwasserleiter vom Herbst 1994

Die Varianz eines Datensatzes ist homoskedastisch, wenn sie unabhängig von der Größe der gemessenen Werte ist. Anderenfalls ist sie heteroskedastisch, d. h. es besteht eine Abhängigkeit zwischen der Varianz und der Größe der gemessenen Werte, der sogenannte Proportionalitätseffekt.

Während normalverteilte Datensätze fast immer homoskedastisch sind, haben lognormalverteilte Datensätze ganz überwiegend einen deutlichen Proportionalitätseffekt (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 50). In Abb. 10 ist dies am Beispiel des Phosphats dargestellt, bei welchem proportional zu den Mittelwerten auch die Varianz ansteigt.

Prinzipiell gilt, daß alle Methoden zur Schätzung von Werten aus einer Stichprobe von einheitlichen Datenwerten und konstanter Varianz profitieren und unter zunehmender Heteroskedazität leiden (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 49).

Ob die Varianz eines Datensatzes homoskedastisch oder heteroskedastisch ist, läßt sich mit Hilfe der Moving Window-Statistik überprüfen. Hierzu wird eine Karte mit lagegetreuer Positionierung der Meßwerte in gleich große Felder, zumeist Quadrate, unterteilt. Für die Meßwerte werden, getrennt nach den Feldern in denen sie liegen, die statistischen Kennzahlen berechnet. Ein Vergleich der Mittelwerte und/oder Varianzen der einzelnen Felder kann lokale Anomalien aufdecken.

2.2.2 Regionalisierung mit Kriging-Verfahren

Der Begriff Regionalisierung wird hier als Sammelbegriff für Methoden verwendet, die dazu dienen, eindimensionale Daten in die Fläche zu übertragen. Er ist vergleichbar dem "surface modelling" (Flächenmodellierung) in der englischen Literatur, welches nach BONHAM-CARTER (1996, S. 150) definiert ist als Prozeß der Konvertierung von Punktdaten zu Datenstrukturen, die zusammenhängende Flächen repräsentieren. Um die vorhandenen eindimensionalen Meßwerte in Kartenform darzustellen, wurde das Ordinary-Kriging (gewöhnliches Kriging) verwendet, da es gegenüber anderen Interpolationsverfahren über folgende Vorteile verfügt (SCHAFMEISTER, 1997, S. 28):

- Kriging liefert den "besten" Schätzwert (B.L.U.E. = Best Linear Unbiased Estimator)
- Kriging bezieht in Form des Variogramms die räumliche Struktur der Variablen in die Schätzung mit ein.
- Die Zuverlässigkeit der Ergebnisse wird für jeden Schätzpunkt in Form des Krigingfehlers (Fehlervarianz) angegeben.

Bei Kriging-Verfahren handelt es sich um lineare Regressions-Algorithmen, die nach der Methode der kleinsten Quadratsumme arbeiten (GOOVAERTS, 1997, S. 125).

Alle Kriging Schätzer sind Variationen des allgemeinen linearen Regressionsschätzers $Z^*(x)$:

$$Z^*(x) - m(x) = \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i(x) \cdot [Z(x_i) - m(x_i)] \quad (37)$$

mit: $\lambda_i(x)$ = Gewicht, das dem Wert $z(x_i)$ zugeordnet wurde, wobei $z(x_i)$ eine Realisation der Zufallsfunktion $Z(x_i)$ ist.

$m(x)$ = Erwartungswert der Zufallsfunktion $Z(x)$

$m(x_i)$ = Erwartungswert der Zufallsfunktion $Z(x_i)$

$n(x)$ = Anzahl der berücksichtigten Realisationen (Datenwerte)

Die Anzahl der berücksichtigten Datenwerte beschränkt sich zumeist auf die Werte in einem definierten, den Schätzpunkt umgebenden, Nachbarschaftsraum $W(x)$.

Da die unbekanntenen Werte $z(x)$ sowie die bekannten Werte $z(x_i)$ als Realisationen der Zufallsfunktionen $Z(x)$ bzw. $Z(x_i)$ interpretiert werden, kann der Schätzfehler als die Zufallsvariable $Z^*(x) - Z(x)$ definiert werden. Ziel aller Kriging-Verfahren ist es, die Fehlervarianz $\sigma_E^2(x)$ unter der Bedingung, daß die Schätzwerte unverzerrt sind, zu minimieren (GOOVAERTS, 1997, S. 126). Das bedeutet:

$$\begin{aligned} \sigma_E^2(x) &= \text{Var}\{Z^*(x) - Z(x)\} \\ \text{unter der Bedingung das:} & \\ E\{Z^*(x) - Z(x)\} &= 0 \end{aligned} \quad (38)$$

Die Zufallsfunktion $Z(x)$ wird für gewöhnlich unterteilt in die Residuen-Komponente $R(x)$ und die Trendkomponente $m(x)$:

$$Z(x) = R(x) + m(x) \quad (39)$$

Die Residuen-Komponente wird modelliert in Form einer stationären Zufallsfunktion mit einem Mittelwert von Null und einer Kovarianz $C_R(h)$:

$$\begin{aligned} E\{R(x)\} &= 0 \\ C_R(h) &= Cov\{R(x), R(x+h)\} = E\{R(x) \cdot R(x+h)\} \end{aligned} \quad (40)$$

Der Erwartungswert der Zufallsfunktion Z an der Stelle x ist folglich gleich dem Wert der Trendkomponente an dieser Stelle:

$$E\{Z(x)\} = m(x) \quad (41)$$

In der Praxis variiert der Mittelwert im Untersuchungsgebiet allerdings häufig. Das Verfahren des Ordinary-Krigings nimmt darauf Rücksicht, indem es den Bereich der Stationarität für den Mittelwert auf den Bereich des Nachbarschaftsraumes $W(x)$ begrenzt. Der lineare Schätzer (Gleichung 37) ist dann eine lineare Kombination aus $n(x)$ Zufallsvariablen $Z(x_i)$ und dem konstanten lokalen Mittelwert $m(x)$:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i(x) \cdot Z(x_i) + \left[1 - \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i(x) \right] \cdot m(x) \quad (42)$$

Durch die Bedingung, daß die Summe der Kriging-Gewichte gleich 1 sein muß, entfällt der Term für den unbekanntem lokalen Mittelwert. Der Ordinary-Kriging Schätzer Z_{OK}^* ist dann nur noch eine lineare Kombination von $n(x)$ Zufallsvariablen $Z(x_i)$:

$$Z_{OK}^*(x) = \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i^{OK}(x) \cdot Z(x_i) \quad \text{mit} \quad \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i^{OK}(x) = 1 \quad (43)$$

Um die Fehlervarianz σ_{OK}^2 des Ordinary-Krigingsystems unter der Nebenbedingung $\sum \lambda = 1$ (Gleichung 43) zu minimieren, wird ein Lagrange-Multiplikator μ eingeführt (SCHAFMEISTER, 1997, S. 30):

$$\sigma_{OK}^2(x) = C(0) - \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i^{OK}(x) \cdot C(x_i - x) - \mu_{OK}(x) \quad (44)$$

Zu beachten ist, daß die Fehlervarianz ein Maß für unterschiedliche geometrische Anordnungen der Stützstellen ist, d. h. die Fehlervarianz hängt von der Entfernung und Anordnung der Stützstellen um den Schätzwert ab. Sie ist aber unabhängig von den Datenwerten und liefert somit keine Information zur lokalen Varianz der Stützstellen (DEUTSCH & JOURNAL, 1998, S. 15).

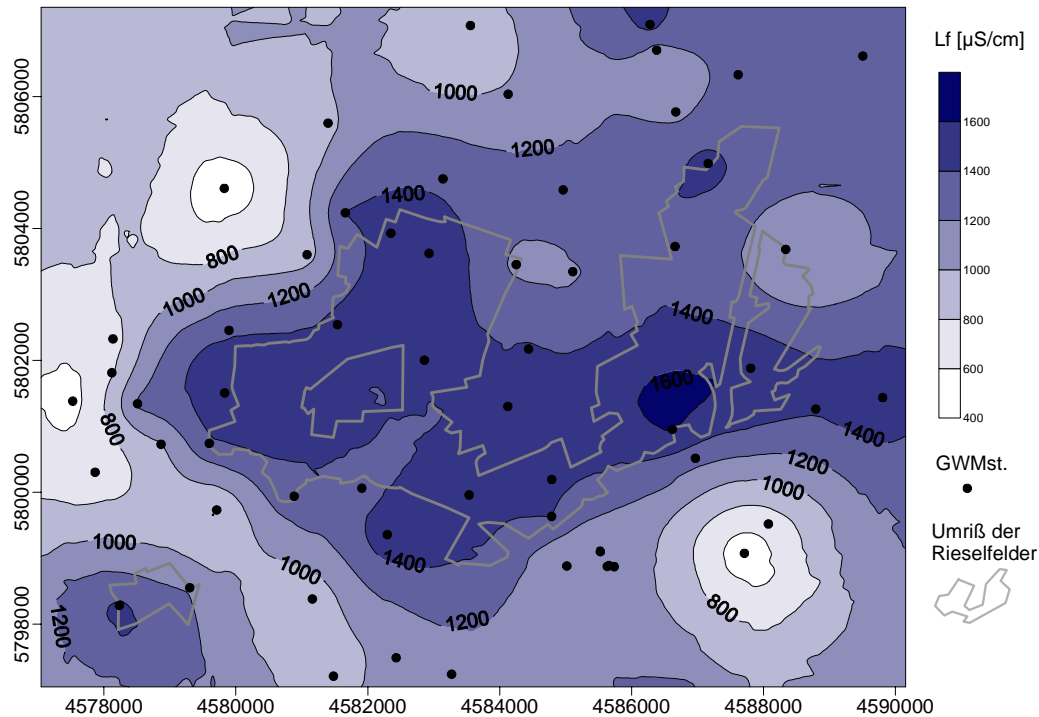


Abb. 11: Isolinienkarte der Schätzwerte, Methode: Ordinary-Kriging mit sphärischen Variogramm-Modell (Reichweite = 2830 m und Schwellenwert = $90.000 (\mu\text{S}/\text{cm})^2$), zugehörige Fehlervarianz in Abb. 12, Bsp.: elektrische Leitfähigkeit im 2. Grundwasserleiter, GW.Mst. = Grundwassermeßstelle

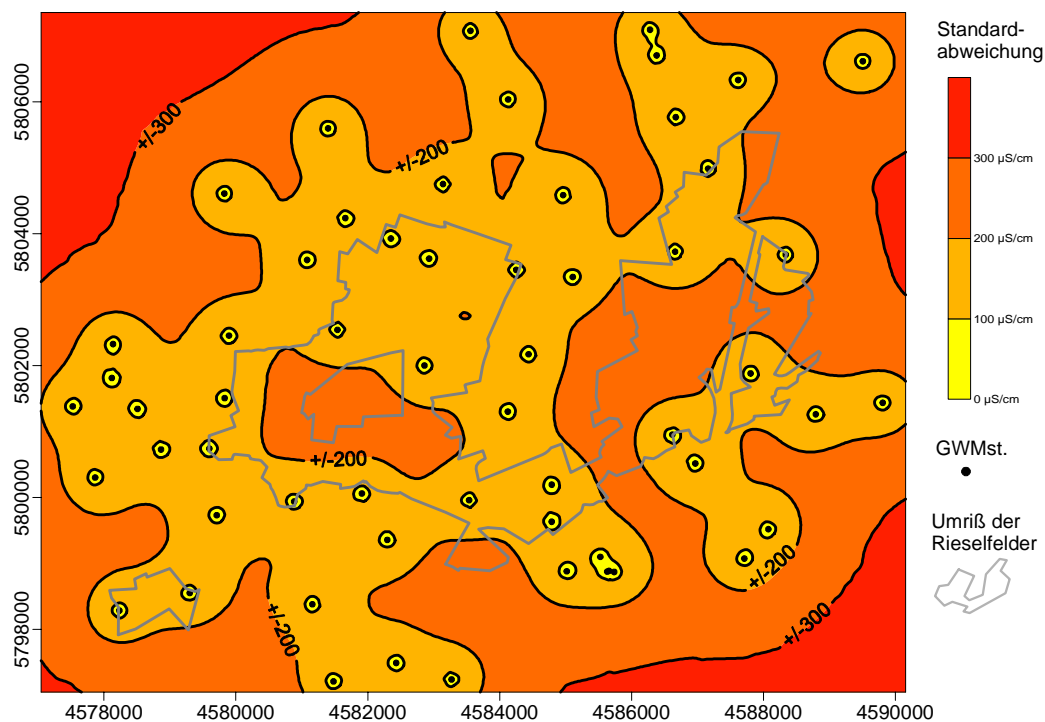


Abb. 12: Isolinienkarte der Fehlervarianz, dargestellt als Standardabweichung. Methode: Ordinary-Kriging mit sphärischen Variogramm-Modell (Reichweite = 2830 m und Schwellenwert = $90.000 (\mu\text{S}/\text{cm})^2$) zugehörige Schätzwerte in Abb. 11. Bsp.: elektrische Leitfähigkeit im 2. Grundwasserleiter, GW.Mst. = Grundwassermeßstelle

Eine Kombination der Karten von Schätzwerten und Standardabweichung (Abb. 13) ermöglicht es, Problembereiche aufzuzeigen und jedem Schätzwert eine Standardabweichung zuzuordnen.

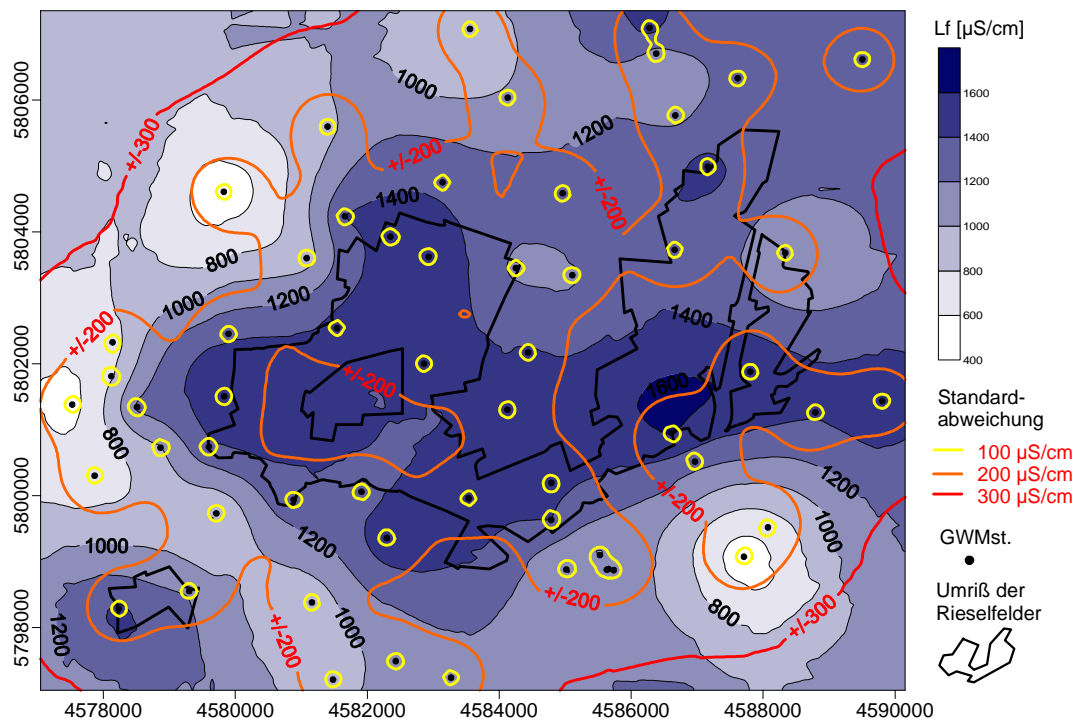


Abb. 13: Kombination der Isolinienkarten der Schätzwerte (Abb. 11) und der Fehlerstandardabweichung (Abb. 12). Bsp. Elektrische Leitfähigkeit im 2. Grundwasserleiter

Für eine sinnvolle Regionalisierung sollten zur Berechnung eines Schätzwertes drei oder mehr, mindestens jedoch zwei, Stützstellen herangezogen werden. Bei nicht ausreichender Beprobungsdichte, wird beim Kriging für Flächen ohne Stützstellen ein annähernd dem Mittelwert entsprechender Wert eingesetzt und im Bereich um isolierte Meßstellen kommt es zur Ausbildung von konzentrischen Kreisen um die Meßstelle, den sogenannten "bull eyes" (Abb. 15). Nach ISAACS & SRIVASTAVA (1989, S. 308) führt bei Variogramm-Modellen eine Erniedrigung der Reichweite dazu, daß sich beim Kriging der Einfluß der Entfernung der Stützstellen auf den Wichtungsfaktor verringert. Bei sehr kleinen Reichweiten kann dies dazu führen, daß alle Stützstellen gleich gewichtet werden und die berechneten Schätzwerte dem arithmetischen Mittelwert entsprechen.

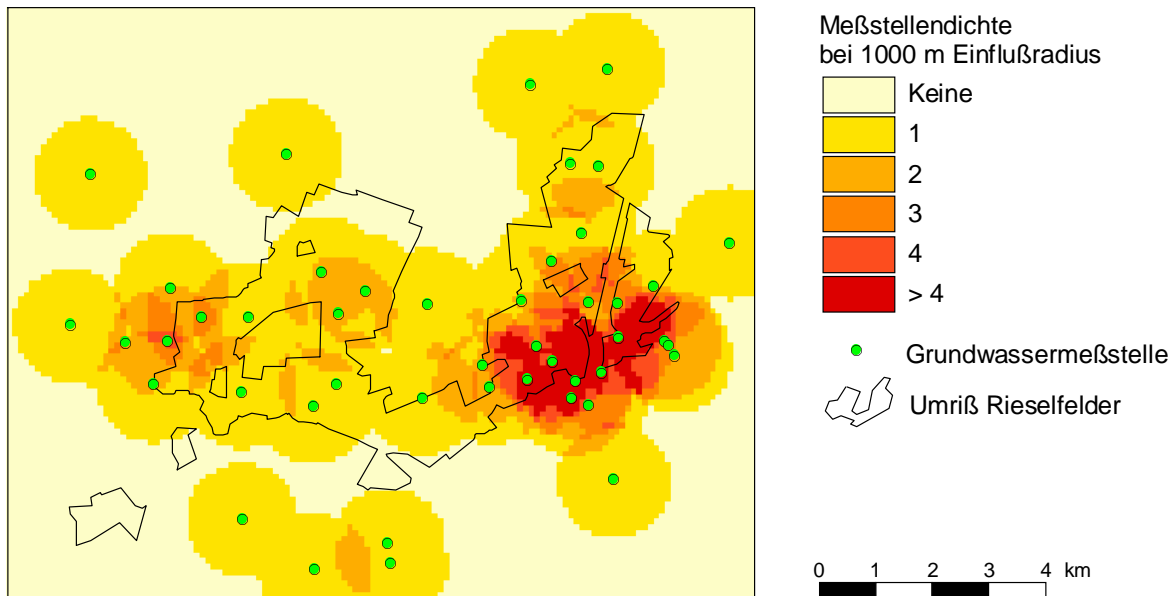


Abb. 14: Meßstellendichte im 1. Grundwasserleiter bei der Probenahmekampagne im Sommer 1993 bei einem Einflußradius von 1000 m um die Grundwassermeßstellen

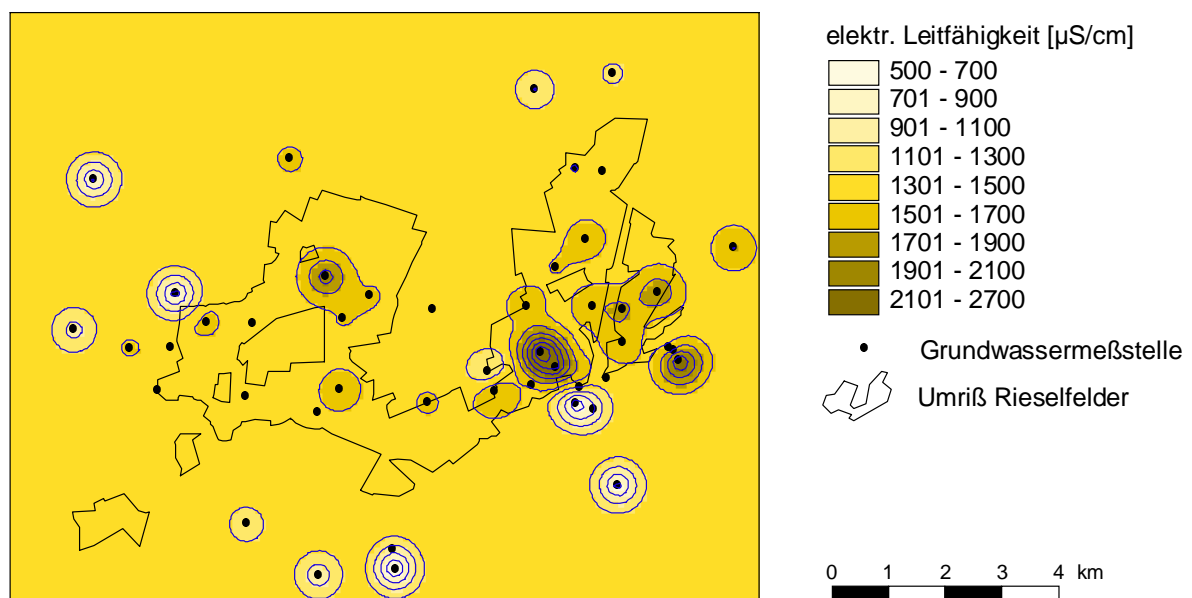


Abb. 15: Fehlerhafte Regionalisierung aufgrund zu geringer Beprobungsdichte im Verhältnis zur Reichweite des dazugehörigen Variogramms (Bsp.: 1. Grundwasserleiter, Sommer 1993, elektrische Leitfähigkeit), siehe auch Abb. 14 mit Meßstellendichte

3 Die Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf

Die Rieselfeldbezirke Sputendorf und Großbeeren (Abb. 16) waren Gegenstand des vom Landesumweltamt Brandenburg finanzierten Projektes „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser und Oberflächengewässer“.

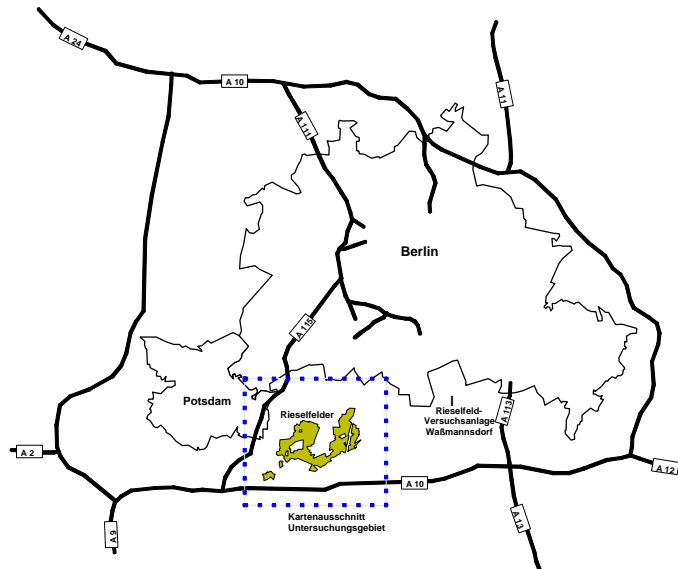


Abb. 16: Lage der Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf (aus ASBRAND, 1997), Kartenausschnitt in Abb. 17

Das Forschungsprojekt lief über einen Zeitraum von vier Jahren (1992 bis 1996) und umfaßte drei Teilprojekte:

- Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone, bearbeitet durch die Arbeitsgruppe „Stoffdynamik in Geosystemen“ an der Universität Potsdam.
- Teilprojekt II: Hydrogeologie, bearbeitet durch das Fachgebiet Hydrogeologie an der Technischen Universität Berlin.
- Teilprojekt III: Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf, bearbeitet durch das Referat Boden- und Abfalluntersuchungen des Landesumweltamts Brandenburg.

Die Ergebnisse der drei Teilprojekte sind 1996 in einem gemeinsamen Abschlußbericht zusammengefaßt worden (ASBRAND et al., 1996). Dieser Bericht wurde 1997 vollständig vom Landesumweltamt Brandenburg im Rahmen der Reihe "Studien und Tagungsberichte" veröffentlicht (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997). Der gemeinsame Abschlußbericht ist die Zusammenfassung der umfangreichen Einzelberichte der drei Teilprojekte (ARBEITSGRUPPE "STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN" DER UNI POTSDAM, 1995; TRÖGER et al., 1995; PORTMANN et al., 1995), die nicht veröffentlicht wurden.

3.1 Geographie

Die Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf liegen südlich des Teltow Kanals und nördlich des Berliner Autobahnringes A 10. Östlich der Rieselfelder fließt der Nuthegraben und im Südwesten die Nuthe, nordwestlich liegt die Autobahn A 115. Im folgendem ist zu unterscheiden zwischen dem Untersuchungsgebiet des Rieselfeldprojektes und dem eigentlichen Bearbeitungsgebiet der vorliegenden Arbeit, dem sogenannten Modellgebiet. Das für die Regionalisierungen betrachtete Modellgebiet hat eine Größe von ca. 130 km² und umschließt die ehemaligen Rieselfeldflächen, welche eine Fläche von 19,3 km² einnehmen (Abb. 17).

Das Modellgebiet liegt am Westrand der Teltow-Platte, einer Grundmoränenplatte, die eine morphologische Hochfläche bildet. Im Bereich des Modellgebietes hat die Teltow-Platte eine relativ ebene Relief, die durchschnittlichen Geländehöhen liegen bei 40 bis 45 m über NN.

Die Teltow-Hochfläche und das sie im Westen begrenzende Nuthetal sind das Ergebnis von Gletscherdynamik und glazialen Erosions- und Akkumulationsprozessen zur Zeit des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit sowie nachfolgender periglazialer Überprägung und spätglazialer bis holozäner Talentwicklung (HERMSDORF, 1994).

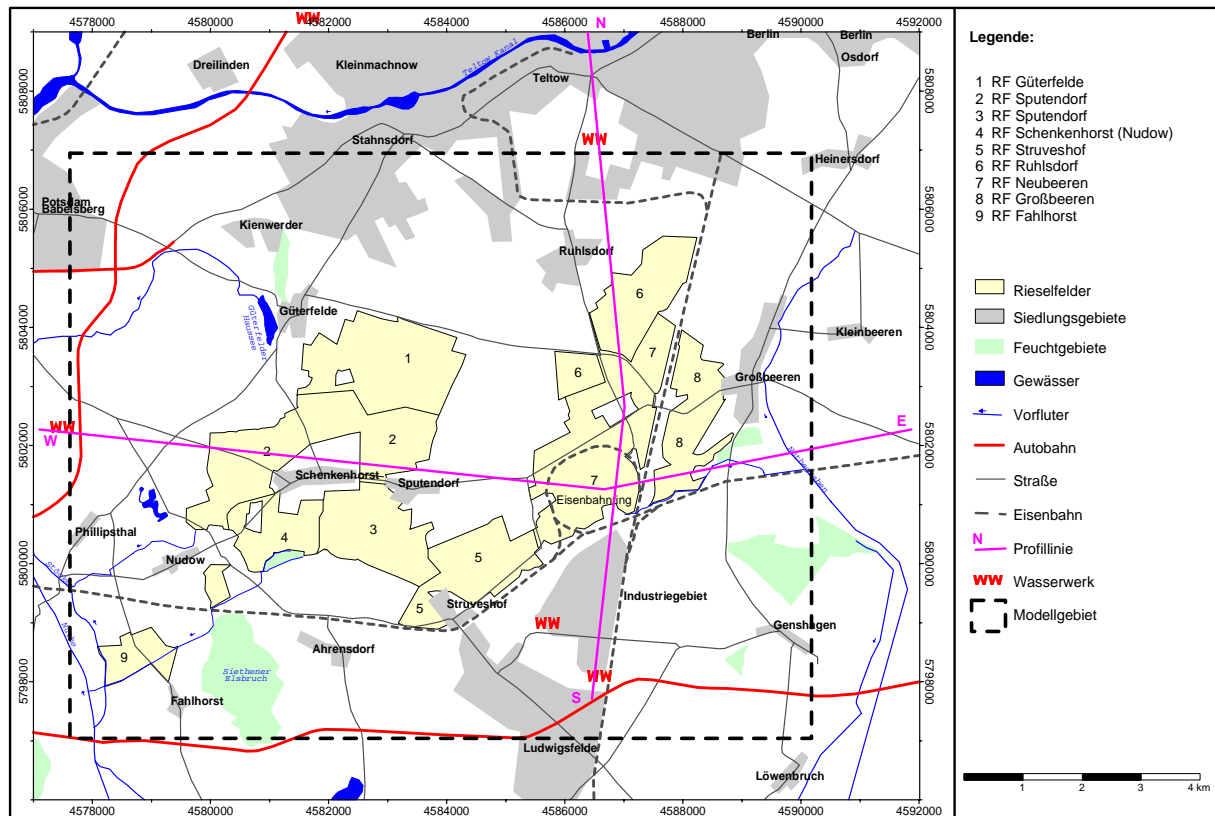


Abb. 17: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes des Rieselfeldprojektes mit dem für die vorliegende Arbeit ausgewählten Modellgebiet (verändert nach LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997)

Klima

Das Gebiet der Rieselfeldbezirke Großbeeren und Sputendorf gehört zur Zone des gemäßigten Kontinentalklimas, seine mittlere klimatische Wasserbilanz ist leicht negativ. Nach GÖRITZ (1995a) betragen die mittleren jährlichen Klimagrößen für das Gebiet:

- Niederschlag: 641 mm,
- relative Luftfeuchtigkeit: 80 %,
- Lufttemperatur: 8,6 °C und
- pot. Evapotranspiration: 664 mm.

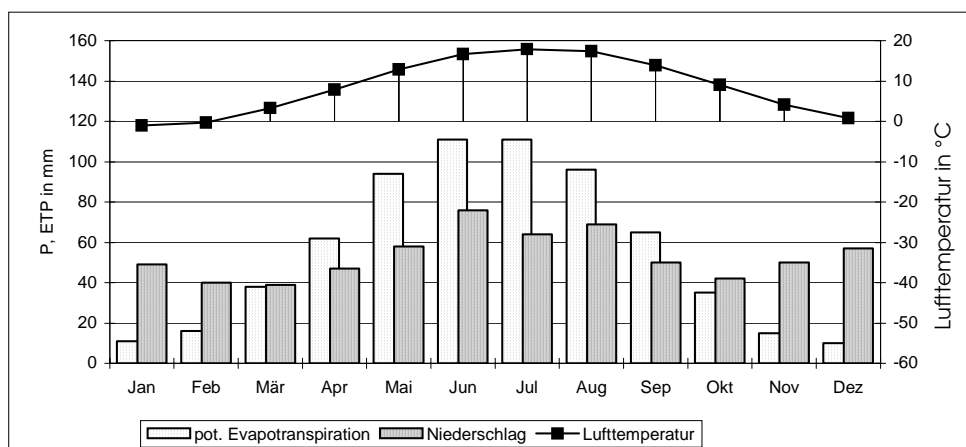


Abb. 18: Jahresgang (langjähriges Mittel von 1951 bis 1980) der wichtigsten Klimagrößen der Hauptstation Potsdam (aus GÖRITZ, 1995a)

Das langjährige Mittel (1951 - 1980) der monatlichen Niederschläge variiert von 39 mm im März bis 76 mm im Juni. Während des Winterhalbjahres von Oktober bis März liegt die Niederschlagsmenge über der potentiellen Evapotranspiration, im Sommerhalbjahr steigt die Temperatur und damit die potentielle Evapotranspiration deutlich an und während der Monate April bis September übersteigt die potentielle Evapotranspiration die Niederschlagsmengen zum Teil erheblich.

3.2 Boden

Die nachfolgenden Ausführungen sind eine gekürzte Wiedergabe der einführenden Erläuterungen zum Boden im Abschlußbericht des Rieselfeldprojektes (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997).

Dominierende Substrate sind Sande und anlehmgige Sande, seltener sind stärker lehmige Sande bzw. Moore anzutreffen. Untersuchungen von GRUNEWALD (1993) zur Substratzusammensetzung zeigen, daß der Oberboden weitgehend sandig ist. Mehr als 80 % der untersuchten Proben enthalten nur einen geringen Ton- oder Schluffgehalt (< 10 %). Im Unterboden haben nur noch 44,5 % der Proben geringe Ton- und Schluffgehalte.

Betrachtet man die Schichtung der Substrate, sind im wesentlichen drei Typen für das Untersuchungsgebiet erkennbar, welche die genetischen Prozesse widerspiegeln:

- Einschichtsubstrat Sand (Typ a)

Bei diesem Typ werden über 80 % der Korngrößenfraktionen im Ober- und Unterboden von Mittel- und Feinsanden ausgemacht. Der Ton- und Schluffgehalt ist mit durchschnittlich 3,2 % im Oberboden und 2,1 % im Unterboden sehr gering. Räumlich ist dieser Typ vor allem südlich der Ortschaften Sputendorf-Schenkenhorst sowie in Mulden und Senken anzutreffen.

- Sand über schluffig-lehmigem Sand (Typ b)

Die Zusammensetzung der Korngrößenfraktionen im Oberboden entspricht weitgehend der des Typs a, wobei der Ton- und Schluffgehalt mit 5 % geringfügig höher ist. Der Unterboden wird hingegen von schluffigen Sanden gebildet, mit über 35 % Ton- und Schluffgehalt. Sandüberdeckte schluffig-lehmige Standorte konzentrieren sich besonders auf die Gebiete nördlich der Linie Sputendorf-Schenkenhorst bzw. auf gekappte Rücken oder Kuppen.

- Einschichtsubstrat schluffiger Sand (Typ c)

Die mittlere Zusammensetzung des Ober- und Unterbodens differiert wenig und unterscheidet sich kaum von der des Unterbodens des Typs b. Der Typ c ist zwar im gesamten Untersuchungsgebiet verteilt vertreten, ist aber insgesamt seltener als die Schichtungstypen a und b anzutreffen.

Die Substrate sind entsprechend ihrem glazialen Ursprung wenig sortiert. Äolisch abgelagerte Sande wurden auf den Untersuchungsstandorten nicht gefunden. Decksande konnten von den Schmelzwassersanden kaum unterschieden werden.

Das seit dem letzten Glazial dominierende semihumide bis humide Klima führte durch Ein- und Auswaschungsprozesse zur Profilbildung des Bodens mit Illuvial- und Eluvialhorizonten. Der eigentliche Bodenbildungsprozeß wurde durch niedere Pflanzen wie Moose, Farne und Flechten eingeleitet. Die weitere Besiedlung durch Bäume schritt durch Klimaoptimierung voran. Dadurch wurde die Stoffverlagerung gebremst und die biogene

Landschaftsentwicklung eingeleitet. Damit setzte im Holozän eine verstärkte Humifizierung, Verbraunung und Podsolierung im Untersuchungsgebiet ein.

Auf Hochflächen mit Grundmoränenoberfläche und geringer Sanddecke dominieren anhydromorphe und schwach hydromorphe Böden. Leitbodenformen sind Tieflehm-Fahlerden und Sand-Braunerde; daneben treten Braunerde-Podsol-Böden und Staugleyböden auf. Bei mächtigen Sanddeckenauflagen sind Sand-Rosterde und Sand-Braunerde-Podsol vorherrschend. Die anthropogene Bodenbearbeitung führte zu einer Vermischung der oberen Bodenhorizonte.

3.3 Geologie

Das Untersuchungsgebiet wird im wesentlichen durch die oberflächennah anstehenden quartären Schichten geprägt. Die quartären Schichten werden aus einer Folge von bindigen (Geschiebemergel, glaziolimnische Schluffe und interglaziale limnische Schluffe und Tone) und rolligen Sedimenten (fluviatile und glaziofluviatile Sande und Kiese) aufgebaut. Die Mächtigkeit des Quartärs schwankt zwischen über 300 m in Rinnen und weniger als 50 m auf einer Hochlage im zentralen Untersuchungsgebiet bei Schenkenhorst.

Im Liegenden des Quartärs werden tertiäre Schichten angetroffen. Meistens folgen dem Quartär Braunkohleschluffe oder aber Feinsande mit schluffigen und braunkohlehaltigen Einlagerungen. Diese gehören zum Formsandhorizont des Untermiozäns (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997).

Die feinklastischen tertiären Sedimente werden von quarzreichen Mittelsanden unterlagert. Diesen folgen nach einer Übergangsfazies stark glimmerhaltige Feinsande. Stratigraphisch sind diese Sande ins Oberoligozän zu stellen (Quarzsandhorizont / Cottbuser Schichten) (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997).

Der mitteloligozäne Septarienton wurde im Süden des Untersuchungsgebietes in Tiefen von 260 - 290 m unter NN nachgewiesen.

Quartärgeologisches Modell

Von HERMSDORF (1994) wurde im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins“ ein quartärgeologisches Modell entwickelt (siehe hierzu auch Tab. 1 und Profilschnitte in Abb. 19 und Abb. 20), welches im folgenden verkürzt beschrieben wird.

Die erste das Gebiet erreichende Inlandeisstransgression (1. Elstereisvorstoß - qe1) führte zur Anlage von zwei mehr oder weniger NE-SW verlaufenden tief in das Tertiär eingeschnittenen Rinnen, die das Untersuchungsgebiet im Nordwesten sowie im Südosten begrenzen.

In der Zeit bis zum 2. Elstereisvorstoß (qe2) kam es zur teilweisen Verfüllung der Rinnen mit Sanden, Kiesen, Beckenschluffen und -feinsanden mit z. T. hohen tertiären Anteilen. In dieses wenig ausgeglichene Relief schob sich der nächste Inlandeisvorstoß und floß bevorzugt in die Rinnenbereiche ein. Tertiäre Sedimente der Rinnenzwischengebiete wurden hierbei erfaßt, teilweise abgeschert und verfrachtet. Der erste elsterzeitliche Geschiebemergel wurde zumeist weitflächig abgetragen. Im Westteil des Untersuchungsgebietes ist er jedoch in großen Mächtigkeiten erhalten, in einer isolierten Erosionshohlfom bei Schenkenhorst wies HERMSDORF (1994) Mächtigkeiten von über 100 m nach. Den Abschluß der elsterzeitlichen Ablagerungen bilden glaziofluviatile Sande und Kiese sowie Beckenbildungen, die die Rinnenfüllungen fortsetzen und auch auf die Zwischengebiete übergreifen.

Nach dem endgültigen Ausschmelzen des Eises verblieb das Gesamtgebiet als flachwelliges Niederungsgebiet mit ausgedehnten Seenflächen. Von Süden kommend bildeten sich im

Holstein breite fluviatile Schwemmfächer (qeo-qhol). Die eigentliche Warmzeit war von minimaler Flußaktivität geprägt, so daß sich ein limnisches Milieu einstellen konnte. Sehr homogene Ton- und Schluffmudden (qhol/l) belegen diese Sedimentationsbedingungen. Unter den sich verschlechternden Klimabedingungen im beginnenden Saale-Frühglazial (qsu) setzte eine kräftige fluviatile Sedimentation ein. Im südöstlichen Bereich treten erneut limnische Bildungen auf, die möglicherweise der Dömnitz-Warmzeit (qsDZ) zuzuordnen sind. Die fluviatilen Sande zwischen den beiden limnischen Ablagerungen müßten demnach der Fuhne-Kaltzeit (qsFN) zugeordnet werden.

Die Schmelzwasserbildungen der Vorschüttphase der Saale-Kaltzeit (qsD//vs) wurden flächendeckend abgelagert. Der erste Saaleeisvorstoß (qsD) erfolgte über ein weitgehend eingebnetes Relief und konnte so relativ schnell seine Maximalausdehnung erreichen. Mit dem Zerfall des Inlandees blieb ein weitflächiges Toteisareal zurück. Beim erneuten (zweiten) Saaleeisvorstoß (qsWA) wurde eine große Menge vom Toteis des ersten Vorstoßes mit in die Eisfront eingearbeitet, was zu einem Verzahnen des Grundmoränenmaterials beider Vorstöße führte. Dies erklärt die scheinbare Einphasigkeit der vorgefundenen Saalesukzession.

Schmelzwasserbildungen der Nachschüttphase treten nur lückenhaft mit geringen Mächtigkeiten auf, da nach dem Abschmelzen des Saaleeises das Untersuchungsgebiet in einer Hochflächenposition der Verwitterung und Denudation unterlag. Nur in dem westlich vorgelagerten Schmelzwassertal im Bereich des heutigen Nuthetals existierten in der folgenden Eem-Warmzeit (qee) einzelne räumlich isolierte Sedimentationsbereiche.

In dem anschließenden Weichsel-Frühglazial (qwu) und der Vorschüttphase des ersten Weichselglazials (qw1) wurden weitflächig sandig-schluffige und sandig-kiesige Sedimente abgelagert. Der erste Vorstoß des Weichselglazials reichte nur bis wenige Kilometer südlich des betrachteten Raumes. Die an der Oberfläche anstehenden weichselkaltzeitlichen Geschiebelehne werden lokal von periglazialen Fließerden und anderen Verlagerungssedimenten sowie holozänen Dünen überdeckt. Die Geschiebemergelaufagerungen wurden periglazial inselartig aufgelöst, so daß liegende Sande der weichselzeitlichen Vorschüttphase an der Oberfläche austreichen und lediglich von geringmächtigen Geschiebemergelresidualen, Decksanden und/oder Steinbestreuungen bedeckt werden (HERMSDORF, 1994).

3.4 Hydrogeologie

3.4.1 Hydrogeologische Stockwerksgliederung

Im Rieselfeldareal sind in der Regel zwei quartäre Grundwasserstockwerke zu unterscheiden. Das obere Grundwasserstockwerk (1. GWL, qsWA//ns-qw1//vs) ist in der Regel unbedeckt und zwischen 6 und 12 m mächtig (ASBRAND, 1997). Nach der allgemeinen Gliederung der Grundwasserleiterkomplexe im Land Brandenburg (MANHENKE et al., 1995) entspricht der 1. Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet dem GWL 1.2 im GWLK 1.

Der 1. Grundwasserleiter wird durch den im Rieselfeldareal weitgehend aushaltenden, 3 bis 12 m mächtigen Saalegeschiebemergel (1. GWNL, qsD-qsWA) vom unteren quartären Grundwasserstockwerk getrennt. Der Saalegeschiebemergel hat dabei meist die Eigenschaft eines Grundwasserhemmers, selten die eines Grundwassernichtleiters. Das untere quartäre Grundwasserstockwerk (2. GWL und 3. GWL, qe2//ns-qs//vs) erreicht Mächtigkeiten zwischen 20 und 50 m, wobei die Mächtigkeiten über 30 m vor allem in den Randbereichen des Untersuchungsgebietes außerhalb der Rieselfelder auftreten. Dieses Grundwasserstockwerk entspricht dem GWLK 2 der allgemeinen Gliederung der Grundwasserleiterkomplexe im Land Brandenburg (MANHENKE et al., 1995).

Tab. 1: Stratigraphische Zuordnung der Grundwasserleiter (GWL) und Grundwassernichtleiter bzw. Grundwasserhemmer (beide GWNL), verändert nach ASBRAND (1997)

Stratigraphie		Genese	Lithologie	Nomen- klatur	Allg. Klassifikation (MANHENKE et al., 1995)	GWL/GWNL Unter- suchungs- gebiet	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]		
							ges. Untersuchungsgebiet (engeres Rieselfeldareal)	k_f min.	k_f max.
Holozän		Dünen Talbildungen	Sand Torf, etc.	qh					
Weichsel	Branden- burger Stadium	glazial	Geschiebelehm Geschiebemergel	qw1	GWLK 1		(8,4E-8)	(1,0E-5)	(2,8E-6)
		glaziofluviatil	Sande	qw1//vs	GWL 1.2	1.GWL	3,7E-5 (8,0E-5)	7,0E-3 (7,0E-4)	1,2E-3 (3,9E-4)
Saale	Warthe	glaziofluviatil vereinzelt glaziolimnisch	Sande (Schluff/Feinsand)	qsWA//ns					
		glazial	Geschiebemergel	qsWA (qs2)		1.GWNL	(2,3E-8)	(1,3E-5)	(2,2E-6)
Drenthe		fluviatil, glaziofluviatil	Sande	qsu		2.GWL	5,4E-5 (4,2E-4)	8,7E-3 (9,2E-4)	1,6E-3 (6,7E-4)
		Holstein- Dömnitz Komplex	Dömnitz	limnisch	Schluff/Ton	qs DZ			
		Fuhne	fluviatil	Sande	qs FN				
		Holstein	fluviatil	Sande	qhol				
			limnisch	Schluff		2.GWNL			
		fluviatil	Sande						
Elster		fluviatil glaziofluviatil, glaziolimnisch	Sande	qeo qe2//ns	GWLK 2	3.GWL	2,3E-4 (3,1E-4)	4,2E-3 (1,5E-3)	1,3E-3 (7,8E-4)
			Schluff						
		glazial	Geschiebemergel	qe2		3.GWNL	(8,7E-8)	(1,7E-7)	(1,3E-7)
		glaziofluviatil	Sand	qe2//vs		4.GWL	3,6E-5 (2,8E-4)	2,5E-3 (8,7E-4)	6,4E-4 (6,7E-4)
		glaziolimnisch	Schluff	qe1//ns					
		glazial	Geschiebemergel	qe1		4.GWNL			
glaziofluviatil, glaziolimnisch	Sand Schluff	qe1//vs							
Tertiär	Unter- miozän		Braunkohleschluff	tmi		4.GWNL			
			Feinsand		GWLK 3	5.GWL	1E-4	6E-4	

Das zweite Grundwasserstockwerk wird durch die nicht immer auftretenden limnischen Bildungen des Holsteininterglazials (2. GWNL, qhol/l) in einen oberen (2. GWL) und unteren Bereich (3. GWL) getrennt. In den Bereichen hoher Mächtigkeiten ist häufig noch ein weiteres quartäres Grundwasserstockwerk (4. GWL, qe1//ns-qe2//vs) ausgebildet (Tab. 1) (ASBRAND, 1997). Einen Überblick über den Stockwerksaufbau geben die von ASBRAND (1997) erstellten Profilschnitte (Abb. 19, Abb. 20).

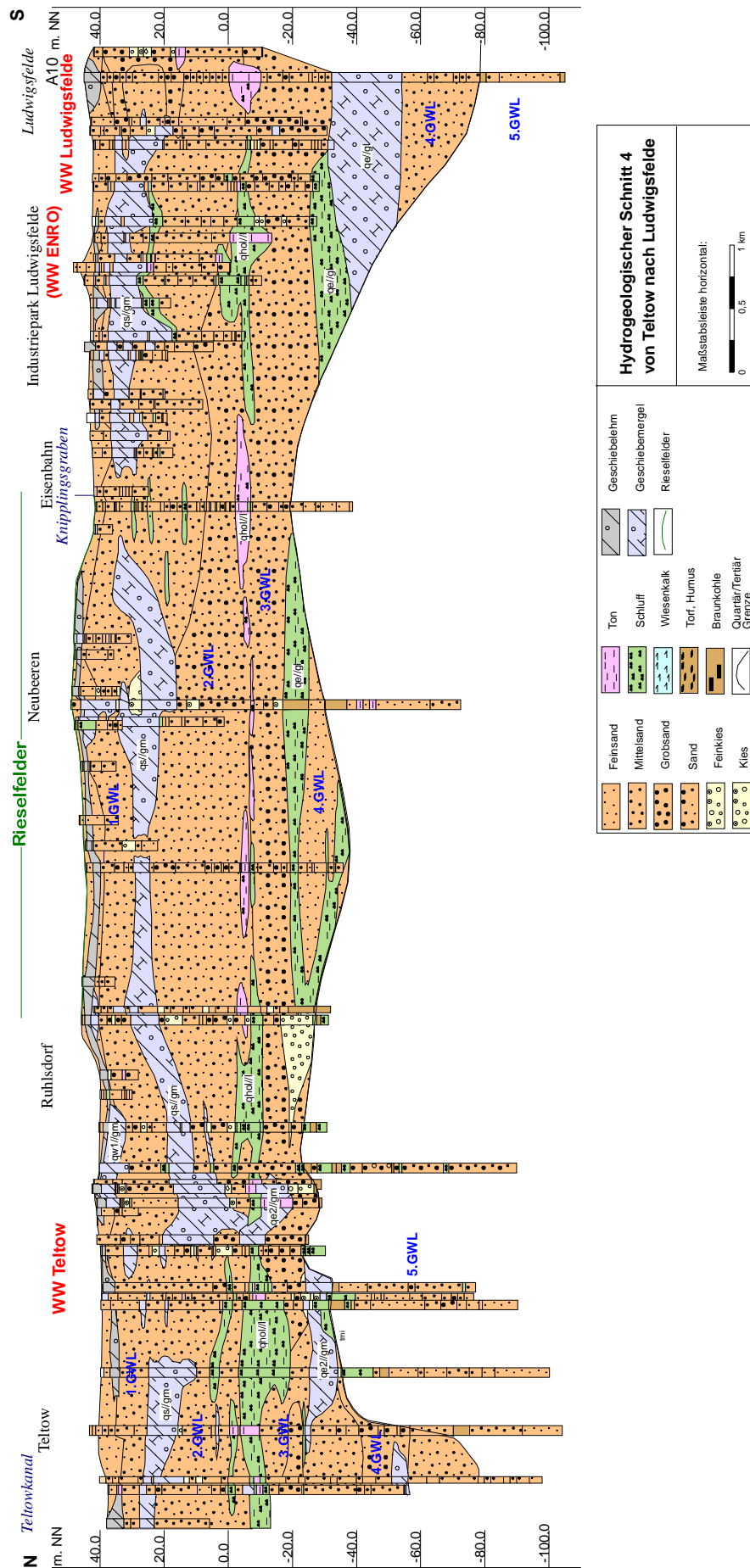


Abb. 19: Hydrogeologischer Schnitt von Teltow nach Ludwigsfelde (aus Asbrand, 1997), Lage siehe Abb. 17 (Profilinie N - S)

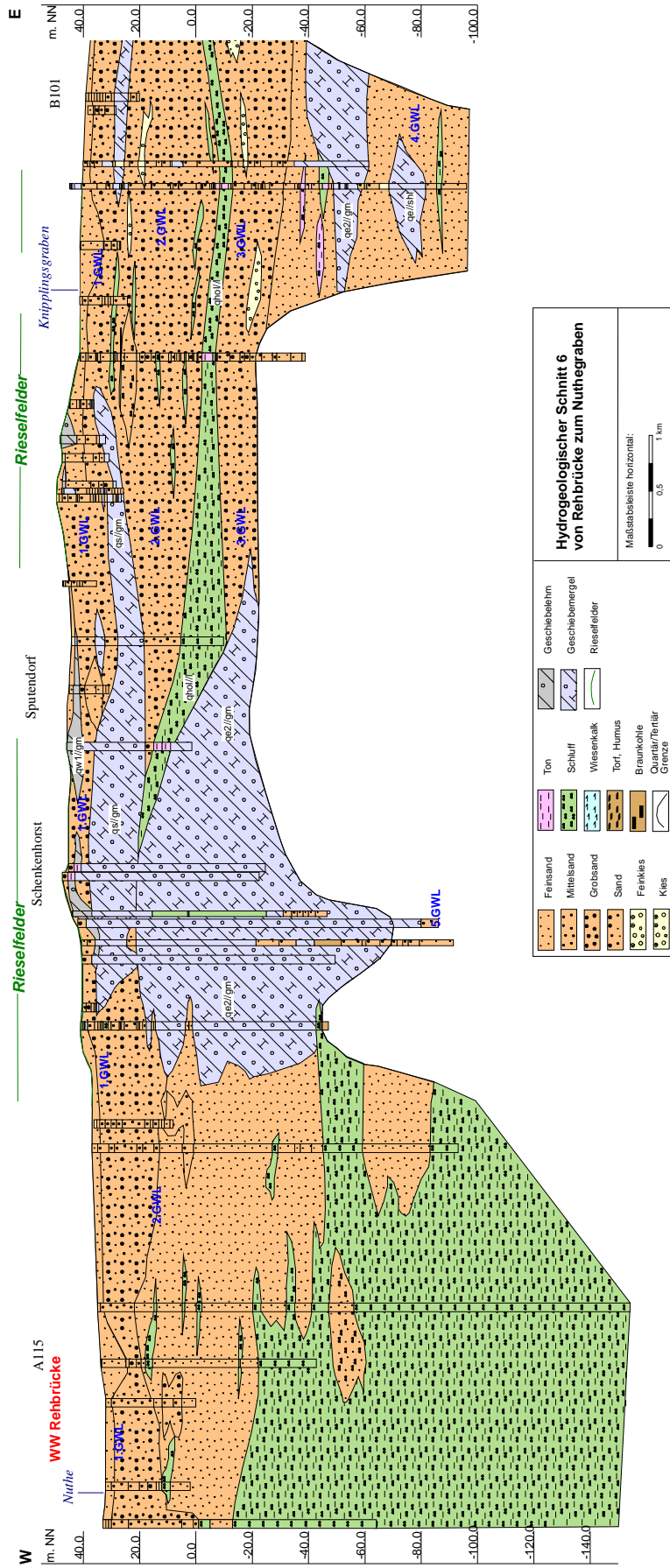


Abb. 20: Hydrogeologischer Schnitt von Rehrücke zum Nuthegraben (aus Asbrand, 1997), Lage siehe Abb. 17 (Profilinie W - E)

Im W-E Profilschnitt von Rehbrücke zum Nuthegraben (Abb. 20) ist gut die Teilung des Modellgebietes, durch einen mächtigen Geschiebemergelkomplex unter Schenkenhorst, in ein westlichen und einen östlichen Bereich zu erkennen. Im Westen sind nur der 1. und 2. Grundwasserleiter ausgebildet. Abgesehen vom 1. Grundwasserleiter treten nur sehr feinkörnige teilweise schluffige Sande und sehr mächtige Schluffe auf. Im östlichen Teil ist der Untergrund stärker differenziert und wird im 1. bis 3. Grundwasserleiter hauptsächlich von Grobsanden aufgebaut (ASBRAND, 1997).

3.4.2 Grundwasserdynamik

Die Grundwassermorphologie des 1. Grundwasserleiters wird durch die Hochlage im Zentrum des Untersuchungsgebietes mit Grundwasserständen zwischen 38 und 43 m über NN dominiert (Abb. 21). Diese im Bereich der Rieselfelder liegende Grundwassererhebung wurde durch die Rieselfeldwirtschaft deutlich verstärkt, blieb aber auch nach Stilllegung der Rieselfelder bestehen. Von hier aus fallen die Grundwasserstände fast radialsymmetrisch mit 1 bis 2 ‰ nach Norden, Westen und Süden ab (ASBRAND, 1997).

Die besonders auffallende Aufwölbung der Grundwasseroberfläche im Westteil bis zu 43 m ü. NN wird durch deutlich geringere hydraulische Durchlässigkeiten der Grundwasserleiter und das mächtige unterlagernde Geschiebemergelpaket (Abb. 20) hervorgerufen.

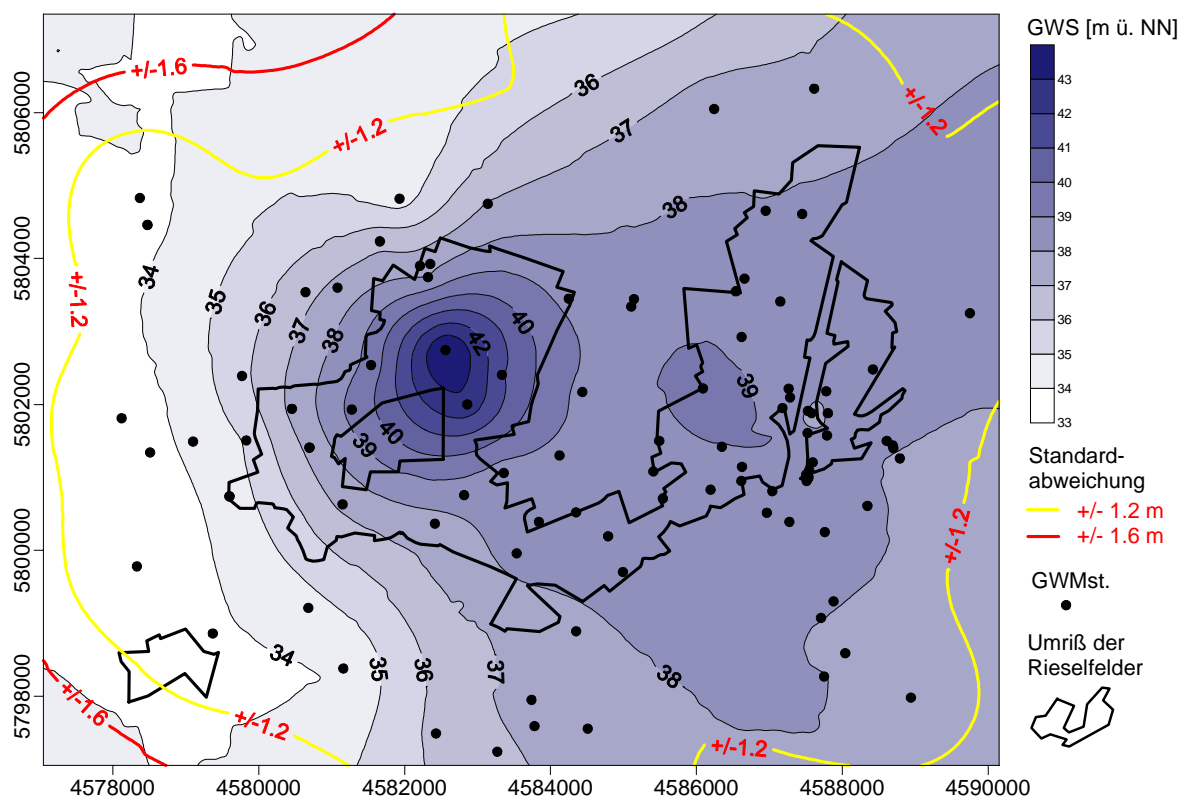


Abb. 21: Grundwassergleichenplan des 1. Grundwasserleiters (Stichtagsmessung vom 15.11.1994)

Im 2. und 3. Grundwasserleiter ist die Situation grundsätzlich ähnlich, wenngleich die Morphologie gegenüber dem 1. Grundwasserleiter ruhiger und ausgeglichener ist, was sich im geringeren Druckgradienten ausdrückt (Abb. 22).

Im zentralen Bereich liegt die Grundwasserdruckfläche des 2. und 3. Grundwasserleiters 0,2 bis 0,5 m niedriger als die des 1. Grundwasserleiters. Im Bereich der westlichen Aufwölbung beträgt diese Grundwasserdruckdifferenz bis zu 3 m. Entsprechend dem hydraulischen Gradienten kann bei unzureichender Ausbildung der stauenden Schichten im zentralen Bereich

eine Infiltration vom 1. Grundwasserleiter in den 2. Grundwasserleiter erfolgen. Dieser Umstand ist entscheidend für die Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter.

Niederungsgebiete und Vorfluterbereiche weisen eine positive Druckspiegeldifferenz auf, hier strömt entsprechend Grundwasser aufwärtsgerichtet vom 2. Grundwasserleiter über in den 1. Grundwasserleiter (ROSENFELD et al., 1995).

Das Grundwasser im 4. und 5. Grundwasserleiter unterströmt das Untersuchungsgebiet von Südosten nach Nordwesten.

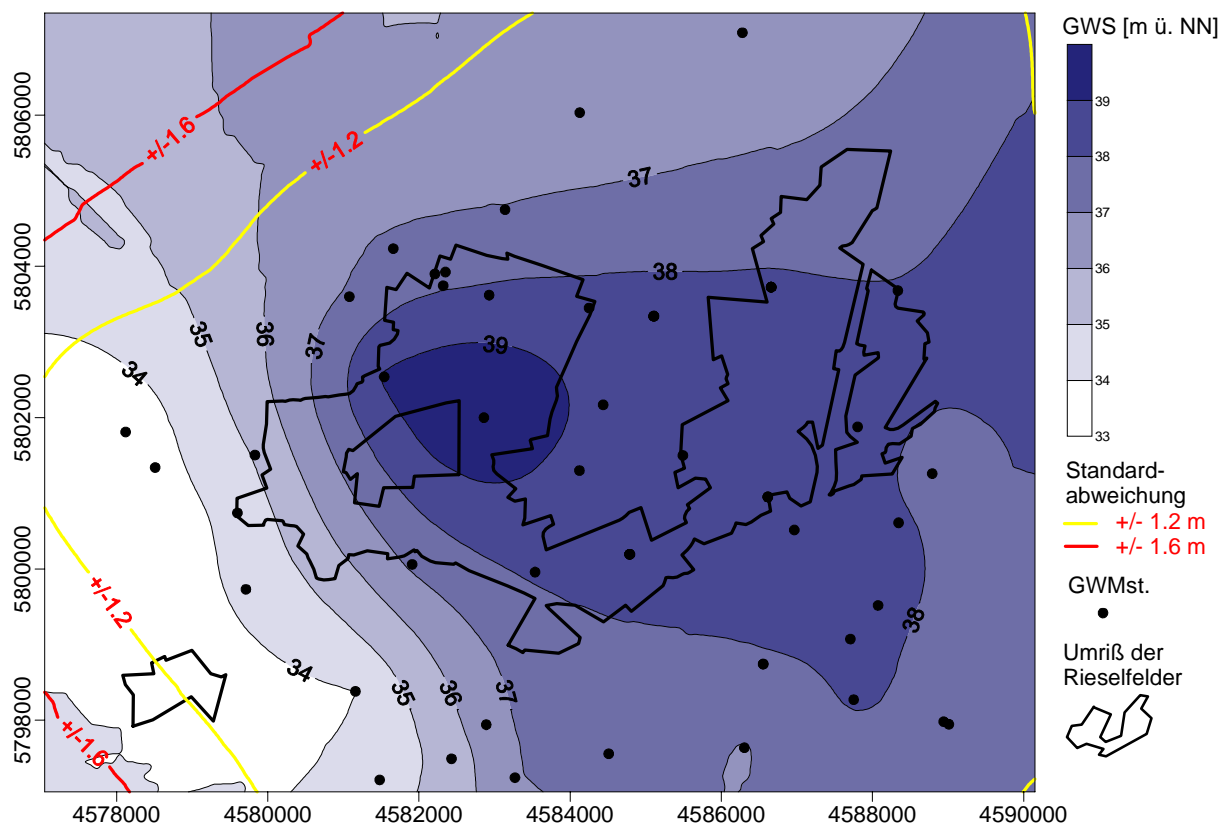


Abb. 22: Grundwassergleichenplan des 2. Grundwasserleiters (Stichtagsmessung vom 15.11.1994)

3.5 Entstehung und Bewirtschaftung der Rieselfelder

Bis in die 70er Jahre des 19. Jahrhunderts erfolgte die Ableitung der Haus- und Straßenabwässer Berlins über eine primitive Rinnsteinentwässerung (SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, 1993), welche in der stetig wachsenden Stadt zu erheblichen hygienischen Problemen führte. Um Abhilfe zu schaffen, faßte der Berliner Magistrat am 6. März 1873 den Beschluß, eine Abwasserkanalisation nach dem vorliegenden Plan des Baurates HOBRECHT zu bauen (ASSMANN & KLEMM, 1990).

Nach BJARSCH (1997) teilt HOBRECHTS Plan die Kernstadt in 12 Entwässerungsgebiete (Radialsysteme) auf. Aus den Tiefpunkten dieser Gebiete wurde das über Rohrleitungen und große gemauerte Kanäle zufließende häusliche und gewerbliche Abwasser sowie das Regenwasser jeweils durch Pumpwerke über Druckrohrleitungen aus der Stadt gefördert. Von den auf den höchsten Stellen der Rieselfelder angeordneten offenen, 5 bis 10 m hohen Standrohren gingen mehrere unter Druck stehende Rohrleitungen in die 10 bis 50 ha großen Rieselgebiete. Dort wurde das Abwasser aus dem Druckrohrnetz über die Anschlußschieber entnommen. An den hochgelegenen Geländepunkten der Rieselgebiete waren Absatzbecken vorhanden, in denen das Abwasser nach kurzer Absetzzeit über offene, in Dämmen untergebrachte

Verteilerrinnen auf die einzelnen, im allgemeinen 50 * 50 m großen Rieseltafeln, geleitet wurde. Die Aufleitung sollte etwa 15.000 m³/ha pro Jahr (1500 mm/a) betragen. Das Abwasser versickerte auf den Rieseltafeln. Über Drainagesysteme und offene Entwässerungsgräben kamen in den Hauptvorflutern etwa 60 % der aufgeleiteten Wassermenge zum Abfluß (BJARSCH, 1997). In Abb. 23 ist das Fließschema für die Funktionsweise der Berliner Rieselfelder dargestellt.

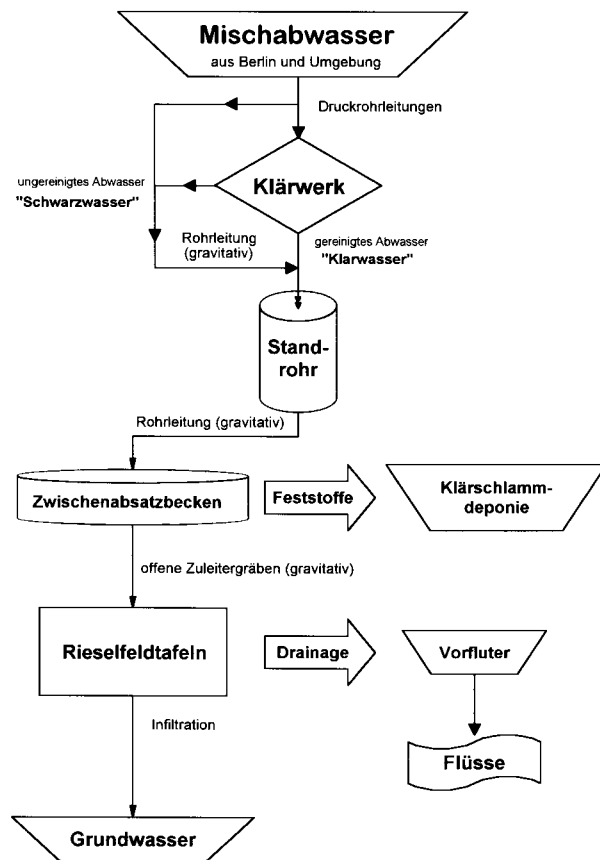


Abb. 23: Fließschema für die Funktionsweise der Berliner Rieselfelder (aus LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997)

1885 waren mit 10 fertiggestellten Radialsystemen bereits 1,5 Mio. Einwohner mit einem Abwasseranfall von 44,9 Mio. m³/a an die Stadtentwässerung angeschlossen. Im März 1890 besaß Berlin eine Rieselfeldfläche von 6113 ha. Auch die an Berlin grenzenden Orte richteten Rieselfelder ein, so waren nach der Eingemeindung, d. h. der Bildung der Stadtgemeinde Berlin im Jahre 1920 in Berlin und Umland 10.983 ha Rieseland vorhanden. 1930 waren ca. 4,2 Mio. Einwohner an die Kanalisation angeschlossen. Die geförderte Abwassermenge betrug 254,3 Mio m³/a auf 10.573 ha Rieselfeld, d. h. 24.051 m³/ha*a bzw. 2405 mm/a (BJARSCH, 1997).

Die Rieselfeldwirtschaft hatte neben der Entsorgung des städtischen Abwassers immer dessen Nutzung als Nährstoffquelle in der Landwirtschaft zum Ziel. So gehörten zu den Rieselfeldflächen zumeist Rieselgüter, die die Flächen landwirtschaftlich nutzten. Neben Viehfutter wurde vor allem Gemüse angebaut.

Gemüse wurde, anders als Grünland zur Viehfuttergewinnung, nicht direkt überstaut, sondern das Abwasser wurde in parallelen Gräben verrieselt, ohne daß es mit der Kulturpflanze in direkten Kontakt kam (ASSMANN & KLEMM, 1990).

Nach ASSMANN & KLEMM (1990) gaben erste Bewirtschaftungserfolge der Rieselgüter Anlaß zu größtem Optimismus und ließen reichlich Gewinn erwarten. Die folgende Zeit dämpfte den anfänglichen Optimismus allerdings immer mehr. Die Rieselfelder mit ihrem aufwendigen Graben- und Drainagesystem waren sehr pflegeintensiv und es zeigte sich bald, daß durch die Abwassergabe nicht vollständig auf eine Düngung verzichtet werden konnte, allein Unkräuter wuchsen überdurchschnittlich.

Mit der Bildung der Stadtgemeinde Berlin 1920 kam es zu immer schwerwiegenderen Problemen auf den Rieselböden. Trotz ständiger Erweiterungen waren die Flächen zunehmend überlastet. Allmählich wurde geeignetes Land knapp. Mit wachsender Entfernung mußte der Rohrdruck erhöht werden, was die Rohrdichtungen nicht mehr aushielten. Durch die weiteren Transportwege erreichte das Abwasser, teilweise schon angefault, die

Rieselflächen, und die Klagen wegen Geruchsbelästigung verstärkten sich (ASSMANN & KLEMM, 1990).

Abwasserschlick, unproportionale Nährstoffzufuhr, Überlastung und verschiedene Beimengungen der Abwässer führten zu ersten Schäden durch Rieselmüdigkeit. Ertragsschwankungen und Ertragseinbrüche waren die Folge. Daraufhin verpachtete die Stadt teilweise Rieseland, außerdem ging man dazu über, das Abwasser vorzureinigen. Auf den älteren Rieselfeldern geschah das mittels Erdbecken, für die neueren Rieselfelder entstanden Kläranlagen (ASSMANN & KLEMM, 1990).

Mit der weiteren Entwicklung der Beregnungstechnik kam seit den 30er Jahren statt der Rieselfeldwirtschaft verstärkt die Abwasserverregnung zum Einsatz. Durch Kriegsschäden, die Teilung Berlins mit der Errichtung der Grenzanlagen, den Bau von Straßen und Wohnungen sowie Strukturveränderungen in der Landwirtschaft wurde die Rieselfeldwirtschaft nachhaltig beeinträchtigt (BJARSCH, 1997).

1974 waren noch 6494,2 ha Rieselfeld erhalten, von denen nur noch 4143,5 ha zur Abwasserreinigung nutzbar waren. Um bei dem gestiegenen Abwasseranfall die weitere Unterbringung des Abwassers zu sichern, wurde ein Teil der Rieselfelder zu Oxidationsteichanlagen (Intensivfilterflächen) umgestaltet. Davon betroffen waren vor allem die Rieselfeldflächen nördlich Berlins um Hobrechtsfelde/Buch. Damit war auf den restlichen Rieselfeldern weiterhin normaler Rieselbetrieb möglich. Parallel dazu wurde der weitere Ausbau von Großkläranlagen realisiert (BJARSCH, 1997).

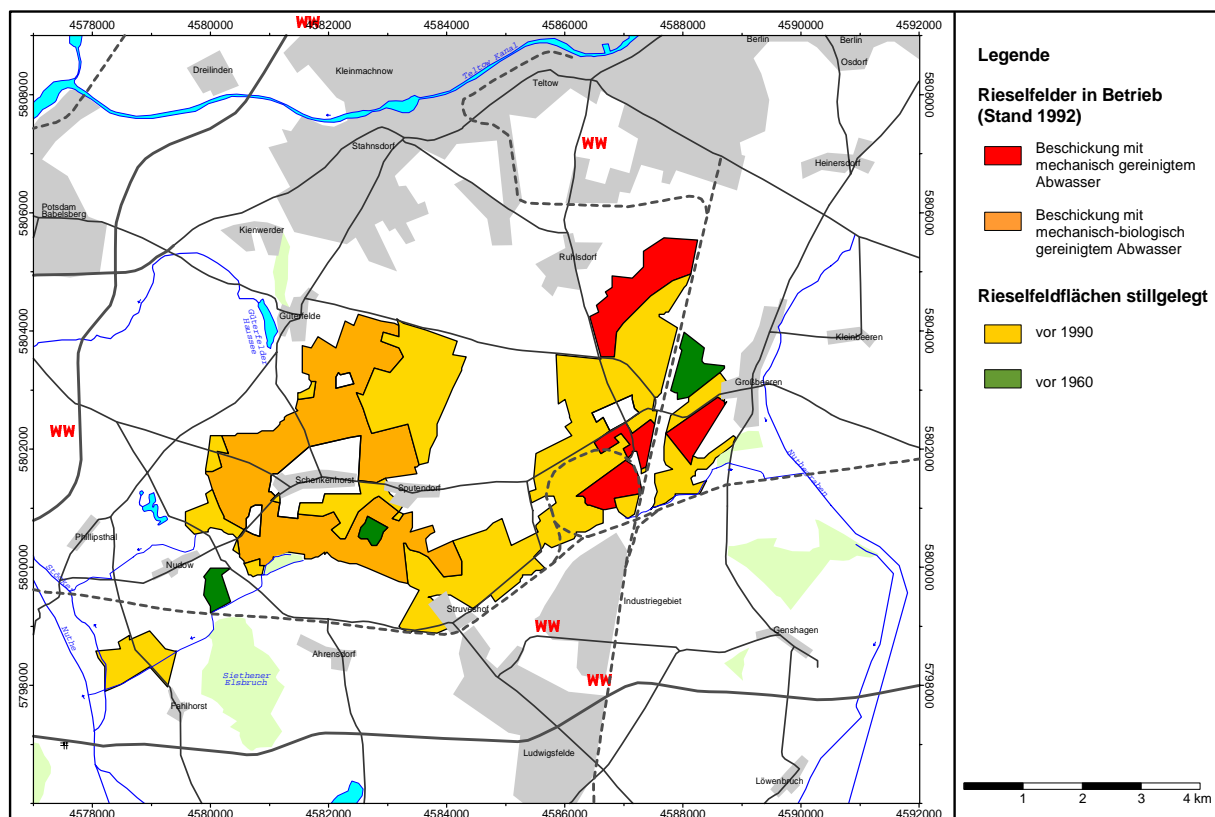


Abb. 24: Historische und aktuelle Abwasserbeaufschlagung (Bearbeitungsstand 1992, entnommen aus SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, 1993). Die als in Betrieb gekennzeichneten Flächen wurden 1993/94 bis auf ca. 5 ha ebenfalls stillgelegt

Der Bau von insgesamt acht Klärwerken in den Jahren von 1957 bis 1989 führte dann auch zur allmählichen Stilllegung der Rieselfeldflächen (Abb. 24). Mit Ausnahme der Rieselfelder Wansdorf und Karolinenhöhe wird gegenwärtig kein Abwasser mehr aufgeleitet (BJARSCH, 1997).

Auf den Rieselfeldern nördlich der Spree wurden im Zuge der 750-Jahr-Feier Berlins (1987) alle rieselfeldtechnischen Anlagen beseitigt. Neben der traditionellen landwirtschaftlichen Nutzung wurde ein weiträumiges Erholungswaldgebiet geschaffen (BJARSCH, 1997).

Die südlichen Rieselfelder wurden bisher nur zum Teil zu landwirtschaftlichen Nutzflächen umgestaltet, ein erheblicher Flächenanteil liegt brach.

Der Beginn der Rieselfeldwirtschaft im Raum Großbeeren, Sputendorf und Schenkenhorst liegt um 1894. Die Abwasserbeaufschlagung wird für 1895 mit 17.651 m³/ha angegeben. Dies entspricht einem Abwassereintrag von 1400 - 1700 mm/a. Flächen mit günstigen Lagen zu den Standrohren oder günstigen Versickerungseigenschaften wurden mit Mengen bis zu 5000 mm/a beschickt. Im Untersuchungsgebiet (Abb. 24) wurde die wasserwirtschaftliche Nutzfläche in den Rieselfeldbezirken Großbeeren und Sputendorf von 1932 ha (bis Anfang der 80er Jahre) auf ca. 5 ha (1994) reduziert (Abb. 24). Diese Flächen wurden von den Berliner Wasserbetrieben als Havarieflächen ausgewiesen (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997).

Während in Großbeeren bis 1994 (Havarieflächen nach Starkregen) Schwarzwasser aufgebracht wurde, nahm im Bereich Sputendorf/Schenkenhorst der Anteil an Klarwasser (mechanisch-biologisch vorgereinigtes Abwasser), durch den Anschluß des Klärwerkes Stahnsdorf, immer mehr zu, während die Beaufschlagung mit Schwarzwasser völlig entfiel. 1994 wurde auch kein Klarwasser mehr aufgebracht, sondern nur noch Grauwasser nach Havariefällen (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997).

Tab. 2: Zeitliche Veränderungen der Verrieselungsfläche und der Gesamtabwassermenge (Schwarz-, Grau- und Klarwasser) in den Rieselfeldbezirken Sputendorf und Großbeeren nach Angaben der Berliner Wasserbetriebe (aus LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997)

Schwarzwasser = ungereinigtes Abwasser, Grauwasser = mechanisch gereinigtes Abwasser, Klarwasser = mechanisch-biologisch gereinigtes Abwasser, die angegebenen Verrieselungsflächen sind Bruttoflächen (inkl. Wege, Gräben, Absetzbecken und anderen Nutzflächen)

Jahr	Rieselfeldbezirk Großbeeren				Rieselfeldbezirk Sputendorf				Summe		Summe	
	Fläche		Abwassermenge (Schwarzwasser)		Fläche		Abwassermenge (Klar-/Grau-/Schwarzwasser)		Fläche		Abwassermenge	
	[ha]	[%]	Mio. [m ³]	[%]	[ha]	[%]	Mio. [m ³]	[%]	[ha]	[%]	Mio. [m ³]	[%]
Anfang der 80er	746	100	ca. 20	100	1186	100	ca. 21 (-/19/2)	100	1932	100	ca. 41	100
1989	190	25	12,5	62,5	612	52	15,7 (-/12,5/3,2)	74,8	802	42	28,2	68,8
1993	28	4	1,98	9,9	33	3	0,51 (0,17/0,34/-)	2,4	61	3	2,49	6,1
1994	ca. 3	0,4	0,17	0,85	ca. 2	0,2	0,26 (-/0,26/-)	1,2	5	0,3	0,43	1,05

Die vor 1990 stillgelegten Rieselfeldflächen (Abb. 24) sind weitestgehend umgestaltet worden, d. h. die Rieselfeldtafeln, Gräben usw. sind eingeebnet worden, und werden vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Auf den nach 1990 stillgelegten Flächen sind dagegen die Rieselfeldstrukturen noch überwiegend vorhanden, allerdings muß man davon ausgehen, daß das Drainagesystem weitgehend zerstört ist. Das Zuleiter- und Grabensystem ist stark verkrautet. Die Landnutzung dieser Bereiche ist weitestgehend auf Grünbrache beschränkt.

3.6 Beschaffenheit des Beaufschlagungswassers

Die Angaben zur Beschaffenheit des Beaufschlagungswassers sind gering. Für den Zeitraum vor 1992, dem Beginn des Rieselfeldprojektes, stehen keine Daten zur Verfügung. Während der Projektphase war die Verrieselung bereits weitgehend eingestellt und eine kontinuierliche Beprobung des Beaufschlagungswassers konnte nicht mehr stattfinden. Insgesamt liegen neun Analysen von Schwarzwasser aus der Zeit von September 1992 bis Juli 1993 vor (Tab. 3). Die Wasserproben entstammen dem Standrohr Großbeeren bzw. dem Zuleiter zum Rieselfeld Großbeeren.

Tab. 3: Schwarzwasseranalysen, BW1 = Standrohr Großbeeren & BW2 = Zufluß Rieselfelder Großbeeren, v = Variationskoeffizient, m= Mittelwert, n.b. = nicht bestimmt, * = berechnet nach DVWK (1992)

	Meßstelle	BW1	BW1	BW1	BW2	BW2	BW2	BW2	BW2	BW2	m	v
	Datum	08.09.92	02.12.92	02.12.92	09.12.92	09.12.92	13.07.93	13.07.93	13.07.93	13.07.93		
T	[°C]	18,8	13,9	16,2	16,2	16,0	16,0	15,9	15,9	16,1	16,1	0,1
pH		7,4	6,9	7,0	6,4	6,3	6,9	7,1	7,3	7,2	6,94	0,1
Eh	[mV]	n.b.	196	173	204	203	137	114	126	240	174	0,2
O₂	[mg/l]	n.b.	0,7	0,5	0,9	2,9	1,3	0,8	0,8	1,0	1,11	0,6
Lf	[µS/cm]	1497	1770	1670	1904	1917	1232	1632	1618	1605	1649	0,1
CSB	[mg/l]	150	620	67	132	89	396	364	404	364	287	0,6
Na⁺	[mg/l]	100,4	158,9	176,9	260,0	185,0	131,0	130,0	136,0	133,0	156,8	0,3
K⁺	[mg/l]	24,0	31,8	29,0	29,7	29,9	30,1	30,1	29,6	29,2	29,3	0,1
Ca²⁺	[mg/l]	118,8	120,0	171,0	132,0	132,0	89,0	88,0	100,0	97,0	116,4	0,2
Mg²⁺	[mg/l]	6,9	11,0	11,7	13,0	12,3	10,5	10,5	10,0	10,0	10,7	0,2
Cl⁻	[mg/l]	180	360	250	390	300	156	136	140	148	229	0,4
HCO₃⁻	[mg/l]	632	632	565	588	588	751	719	765	719	662	0,1
SO₄²⁻	[mg/l]	56	154	113	230	155	n.b.	n.b.	48	n.b.	126	0,5
NO₃⁻	[mg/l]	2,0	5,0	7,0	5,0	5,0	4,8	9,6	24,1	9,6	8,0	0,8
NO₂⁻	[mg/l]	0,50	0,95	0,78	0,66	0,70	0,53	0,55	0,56	0,44	0,63	0,2
NH₄⁺	[mg/l]	0,15	0,31	0,22	25,63	45,46	0,10	0,12	0,01	0,12	8,01	1,9
PO₄³⁻	[mg/l]	6,01	4,77	26,03	25,10	22,62	21,07	21,38	18,90	19,52	18,38	0,4
Fehler*	[%]	-37,78	-48,37	-8,09	-21,79	-15,63			-38,74		-28,54	

Für die Analysen wurde, soweit alle Hauptanionen und -kationen bestimmt worden waren, der Fehler der Ionenbilanz nach DVWK (1992) berechnet (Tab. 3). Die Fehler liegen zwischen -8,9 und -48,4 % mit einem Mittelwert von -28,5 %, sie sind also insgesamt sehr hoch. Alle Fehler haben ein negatives Vorzeichen, was mit einem Überschuß an Anionen bzw. einen zu geringen Wert für die Kationen erklärt werden kann. Bei den Kationen wurden Eisen und Mangan nicht bestimmt, allerdings ist es unwahrscheinlich, daß die sehr hohen Fehler allein darauf zurückzuführen sind. Um zu prüfen, ob der Fehler eher auf der Anionen- oder Kationenseite liegt, wurde über die elektrische Leitfähigkeit ein "Richtwert" für die Summe der Kationen bzw. Anionen in meq/l errechnet. Nach APPELO & POSTMA (1994, S. 17) kann zur Abschätzung der Summe an Kationen bzw. Anionen folgender Zusammenhang herangezogen werden:

$$\Sigma \text{Anionen [meq/l]} = \Sigma \text{Kationen [meq/l]} = \text{elektr. Leitfähigkeit/100 [µS/cm]} \quad (45)$$

Die Summe der Anionen liegt immer über den nach Gleichung 45 bestimmten Richtwerten, während die Summe der Kationen dem Richtwert in etwa entspricht oder teilweise geringer ist. Die hohen Bilanzfehler werden also durch zu hoch bestimmte Anionen-Konzentrationen verursacht und z. T. verstärkt durch zu niedrige Kationen-Konzentrationen.

Trotz der hohen Bilanzfehler können wesentliche Merkmale der Schwarzwasserbeschaffenheit festgehalten werden:

- Die Temperatur des Schwarzwassers liegt sowohl im Sommer als auch im Winter mit durchschnittlich 16,1 °C deutlich über den Temperaturen von natürlichen Grundwässern in Neubildungsgebieten.
- Das Redoxpotential ($m = 174$ mV) und der Sauerstoff-Gehalt ($m = 1,1$ mg/l) sind niedrig. Vermutlich kommt es durch den Abbau organischer Substanz zur Sauerstoffzehrung. Gleichfalls findet wahrscheinlich eine Denitrifikation von Nitrat ($m = 8,0$ mg/l) statt, wofür das Vorkommen von Nitrit ($m = 0,63$ mg/l) als Zwischenprodukt spricht.
- Das Schwarzwasser ist reich an organischer Substanz (m für CSB = 287 mg/l).
- Die Salzfracht ist insgesamt sehr hoch, die mittlere elektrische Leitfähigkeit liegt bei 1649 μ S/cm. Vor allem die Konzentrationen von Natrium ($m = 157$ mg/l), Kalium ($m = 29,3$ mg/l), Calcium ($m = 116$ mg/l), Chlorid ($m = 229$ mg/l) und Hydrogenkarbonat ($m = 662$ mg/l) sind deutlich höher, als sie in einem unbeeinflussten Grundwasser dieser Region zu erwarten wären.
- Das Schwarzwasser führt eine relativ hohe Nährstofffracht mit sich. Außer den Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium (m für $\text{NH}_4^+ = 8$ mg/l) wurde Phosphat in erheblichen Konzentration ($m = 18,4$ mg/l) gemessen.

Angaben zu Schwermetall-Konzentrationen im Beaufschlagungswasser liegen nicht vor.

Die chemische Zusammensetzung des Beaufschlagungswassers wird durch die Abhängigkeit vom Niederschlag, der durch die Mischkanalisation zur Verdünnung des häuslichen Abwassers führt, immer stark variiert haben. Hinzu kommen mittel- bis langfristige Änderungen durch den Eingang neuer chemischer Substanzen in die privaten Haushalte und die fortschreitende Industrialisierung im Laufe der 100jährigen Geschichte der Rieselfelder. Somit können die angeführten neun Wasseranalysen nicht als repräsentativ für das Beaufschlagungswasser insgesamt angesehen werden. Sie ermöglichen aber einen ersten Eindruck über die potentielle Beeinflussung des Grundwassers durch die Rieselfeldwirtschaft.

3.7 Auswirkungen der Rieselfeldwirtschaft auf den Boden

Die Rieselfeldwirtschaft führte zu einer Akkumulation von organischer Substanz, Nährstoffen und Schwermetallen im Oberboden. Die SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ (1993) geht davon aus, daß die Schadstofffracht der verrieselten Abwässer durch die zunehmende Verwendung von Haushaltschemikalien, Waschmitteln sowie die Zunahme des gewerblichen Abwassersanteils im Laufe der Betriebsdauer der Rieselfelder stetig zunahm. Hinzu kam die steigende Belastung durch die mit der Mischwasserkanalisation zugeführten Straßenabwässern.

Die Belastung von Böden durch Abwasserverrieselung war Gegenstand mehrerer Forschungsprojekte im Berliner Raum (BLUME & HORN, 1982; SALT, 1988; GRÜN et al., 1990; RENGER et al., 1992; GRUNEWALD, 1993; BLUMENSTEIN et al., 1995; MARSCHNER & SCHLENTHER, 1995). Wesentlicher Schwerpunkt der Arbeiten war die Erfassung von Schwermetallbelastungen und das Verhalten der Schwermetalle unter sich verändernden

Milieubedingungen. In den letzten Jahren hat sich dieser Schwerpunkt in Richtung organischer Schadstoffe verschoben (KRATZ & MARSCHNER, 1995; DÖRING & MARSCHNER, 1998; SAVRIC et al., 1998; RENGER et al. 1998; SAVRIC et al., 1999).

Innerhalb eines Rieselfeldes bestehen in Abhängigkeit von der Menge der aufgebrachten Abwässer erhebliche Gradienten in der Schadstoffbelastung der Böden. Entscheidend hierfür sind die Betriebsdauer sowie die Menge der jährlich aufgebrachten Abwässer. So sind z. B. besonders hohe Belastungen im Bereich der Intensivfilterflächen zu erwarten. Zusätzliche Abstufungen ergeben sich aus den betriebstechnischen Abläufen, so daß Tafeln in der Nähe der Absatzbecken in der Regel stärker belastet sind als weiter entfernte Bereiche. Im Bereich der Absetzbecken und Schlamm-trockenplätze sind immer dann besonders hohe Belastungen zu vermuten, wenn die Flächen keine Abdichtungen aufweisen (SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, 1993).

Bei den Arbeiten zu den Rieselfeldbezirken Großbeeren und Sputendorf wurde von der Arbeitsgruppe "Stoffdynamik in Geosystemen" (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997) in Bereichen mit Akkumulation von organischer Substanz (z. B. Einleiter) eine massive Anreicherung oxidischer Phosphor- und Calciumverbindungen und in geringeren Maße auch von Schwefelverbindungen gefunden. Auch von der Arbeitsgruppe "Angewandte Geochemie" (MATHEIS et al., 1995) wurden deutliche Anreicherungen von Schwermetallen sowie von Schwefel und Phosphat in den Bodenhorizonten mit elementabhängigen Eindringtiefen von max. drei Metern nachgewiesen.

Der in den Böden vorhandene Schadstoffpool stellt nach Einstellung der Rieselfeldwirtschaft eine potentielle Gefahr für das Grundwasser dar, da durch sich verändernde Milieubedingungen eine Freisetzung und Verlagerung der Schadstoffe erwartet werden kann. So prognostiziert die Arbeitsgruppe "Stoffdynamik in Geosystemen" (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997) nach Einstellung der Rieselfeldwirtschaft eine verstärkte Mineralisation der organischen Substanz im Boden. Infolge der Mineralisation käme es zu einer Freisetzung der in und an organischer Substanz gebundenen Nähr- und Schadstoffe. Ein erhöhter Abbau von organischer Substanz wurde u. a. von RENGER et al. (1992) bei Arbeiten auf den Rieselfeldern Buch gefunden. Im Bereich der Rieselfelder Großbeeren und Sputendorf konnte allerdings bis 1996 keine signifikante Erhöhung der Mineralisation festgestellt werden, was von der Arbeitsgruppe "Stoffdynamik in Geosystemen" auf den Einbau von xenobiotischen Strukturelementen (bodenchemische Fremdstoffe) in der organischen Substanz zurückgeführt wird. Die schwer abbaubaren, xenobiotischen Strukturelemente wurden ebenfalls mit dem Abwasser eingebracht (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997).

Problematisch ist ferner die Umgestaltung der aufgegebenen Rieselfeldflächen, die zumeist eingeebnet und umgepflügt wurden. Hierdurch erfolgte eine Durchmischung von Böden mit unterschiedlicher Belastung und belastetes Bodenmaterial aus dem Oberboden wurde in tiefere Bodenschichten eingebracht (SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, 1993).

3.8 Auswirkungen der Rieselfeldwirtschaft auf das Grundwasser

Die meisten Arbeiten zu den Rieselfeldern in Deutschland beschränken sich auf den Zustand des Bodens (Kapitel 3.7), nur in wenigen Studien wurde das Grundwasser ebenfalls untersucht (NESTLER et al., 1987; MEISSNER, RUPP & GUHR, 1993; SOWA, LIEBENATH, NITSCHKE & KRITZNER, 1993). Die umfangreichsten Untersuchungen zur Grundwasserbelastung durch Rieselfeldwirtschaft sind während des Forschungsprojektes „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer“ durchgeführt worden

(GRÜTZMACHER, 1994; GRÜTZMACHER et al., 1995; GRÜTZMACHER, 1995a, GRÜTZMACHER, 1995b).

Während der aktiven Bewirtschaftung der Rieselfelder überstieg die Grundwasserneubildung aus beaufschlagten Abwasser die natürliche Grundwasserneubildung um ein Vielfaches. Nach GÖRITZ (1995b) ist im Untersuchungsgebiet für mittlere klimatische Verhältnisse mit einer natürlichen Grundwasserneubildung von 85 bis 110 mm (2,7 bis 3,5 l/(s*km²)) zu rechnen.

Vom VEB HYDROGEOLOGIE (1984) wurde der Anteil des beaufschlagten Abwassers, der grundwasserwirksam wird, mit 25 % angesetzt. Dies entspräche bei einer Beaufschlagungsmenge von 3000 mm/a einer Grundwasserneubildung aus Abwasser von 750 mm. Deutlich niedriger ist der Wert vom LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1997). Diese geben den Anteil des grundwasserwirksamen Abwassers mit 15 % bzw. 450 mm bei einer Beaufschlagungsmenge von 3000 mm/a an. Nach dem von ASBRAND (1997) erstellten numerischen Grundwassermodell lag die zusätzliche Grundwasserneubildung aus Abwasser bei 200 mm auf Standorten mit dominierendem effluenten Abflußregime (Schenkenhorst, südlicher Eisenbahnring) und 600-800 mm im Bereich mit dominierenden influenten Abflußbedingungen. Während der 80er Jahre stieg die Grundwasserneubildung in diesem Bereich bedingt durch steigende Grundwasserentnahmen auf 800-1000 mm an. ASBRAND (1997) erhielt seine Werte für die Grundwasserneubildung durch die Anpassung der Grundwasserstände an einen zuvor aus Altdaten rekonstruierten Grundwassergleichenplan für die Zeit des aktiven Rieselfeldbetriebs.

Die erhöhte Grundwasserneubildungsrate führte zu einem künstlich erhöhten Grundwasserstand (Kapitel 4.5.1).

Die Untersuchungen zur Grundwasserbeschaffenheit im Bereich der Rieselfelder Großbeeren und Sputendorf (GRÜTZMACHER et al., 1995) zeigen, daß eine Belastung des Grundwassers vor allem durch erhöhte Salz- und Nährstofffrachten besteht. Organische Schadstoffe wurden vereinzelt gefunden, ließen sich aber nicht eindeutig auf die Rieselfeldwirtschaft zurückführen. Die Schwermetalle sind weitgehend im Oberboden gebunden (Kapitel 3.7) und überschreiten bisher (Stand 1995) nur in wenigen Proben die Grenz- und Prüfwerte der Brandenburger Liste.

Die Beschaffenheit des Grundwassers im Untersuchungsgebiet wird außer durch die Rieselfeldwirtschaft auch durch die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst. Daneben treten eine Reihe weiterer anthropogener Einflüsse u. a. durch ein südlich des Eisenbahnringes bei Ludwigsfelde befindliches Industriegebiet und eine Hausmülldeponie bei Großbeeren auf. Außerdem ist in den tieferen quartären Grundwasserleitern eine Beeinflussung durch natürlich auftretendes salinares, tertiäres Grundwasser möglich.

GRÜTZMACHER (1994, 1995b) stellte Untersuchungen zur Differenzierung der verschiedenen Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit an. Eine erste Einteilung in unbeeinflusstes Grundwasser, sonstig anthropogen beeinflusstes Grundwasser und abwasser- bzw. rieselfeldbeeinflusstes Grundwasser erfolgte für den 1. Grundwasserleiter über die Zuordnung der Flächennutzung in der Umgebung der Grundwassermeßstellen.

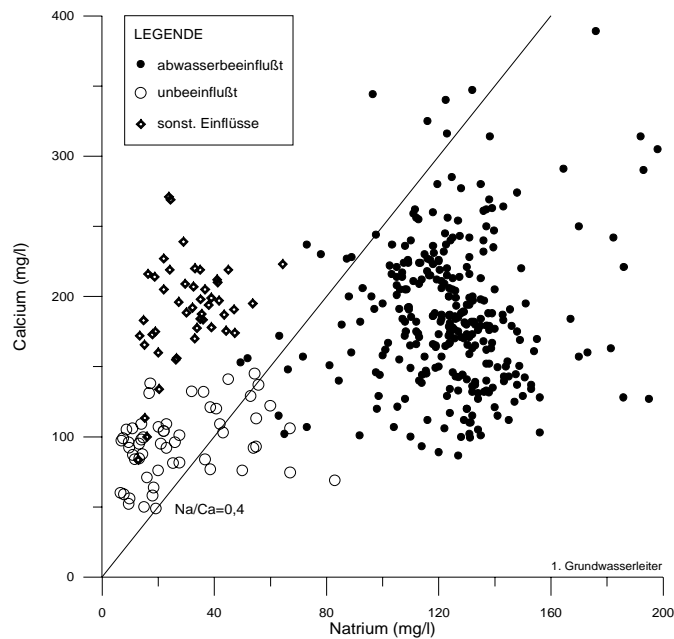


Abb. 25: Natrium / Calcium-Verhältnis im 1. Grundwasserleiter (aus GRÜTZMACHER, 1995b)

gekennzeichneten Grundwässer geringere Na/Ca-Verhältnisse aufweisen als rieselfeldbeeinflusste Proben (Abb. 25).

Bei Na/Ca-Verhältnissen von mehr als 0,4 ist eine Abwasserbeeinflussung nicht auszuschließen. Allerdings ist die Unterscheidung zu anthropogen unbeeinflussten Wässern nicht ganz eindeutig, da zu dieser Gruppe auch geogen salinar geprägte Wässer gezählt werden. Diese können wesentlich höhere Na/Ca-Verhältnisse aufweisen, so daß bei Mischungssystemen Werte auftreten, die denen des rieselfeldgeprägten Grundwassers entsprechen. In der Regel weisen letztere jedoch wesentlich höhere absolute Natriumgehalte auf (GRÜTZMACHER, 1995b).

Durch den Eintrag der vorher klassifizierten Proben in Piper-Diagramme konnte GRÜTZMACHER (1995b) den verschiedenen Beeinflussungen Grundwassertypen zuordnen: Abwasserbeeinflusstes Grundwasser ist ein Calcium-Hydrogenkarbonatwasser mit erhöhten Alkali-, Sulfat- und Nitratanteilen. Dagegen zeigt Grundwasser, das durch sonstige anthropogene Einflüsse gekennzeichnet ist, einen höheren Erdalkalianteil und einen geringeren Chloridanteil auf. Zusätzlich tritt der Hydrogenkarbonatanteil in den Hintergrund, so daß diese Wässer als Calcium-Sulfat-Wässer bezeichnet werden können. Anhand der Mehrstoffdiagramme können rieselfeldunbeeinflusste Grundwässer als Calcium-Hydrogenkarbonatwässer mit z. T. erhöhten Sulfatanteilen klassifiziert werden. Geogen salinar beeinflusste Grundwässer weisen, als Natrium-Hydrogenkarbonat-Austauschwässer im Grenzbereich zwischen tertiärem und quartärem Wasser, Ionenverhältnisse in allen Übergängen auf.

3.9 Der hydrochemische Datensatz

Der für die in Kapitel 4 beschriebenen Untersuchungen genutzte Datensatz setzt sich zusammen aus ausgewählten Daten des Rieselfeldprojektes (TRÖGER et al., 1995) und einer eigenen Probenahmekampagne. Im Rahmen des Rieselfeldprojektes wurden in den Jahren von 1992 bis 1995 acht Beprobungskampagnen durchgeführt. Um diesen Zeitrahmen zu erweitern und detailliertere Aussagen zu den Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit nach

GRÜTZMACHER (1994, 1995b) konnte zeigen, daß das Verhältnis von Natrium und Calcium geeignet ist, auf einfache Weise die Beeinflussungen des Grundwassers entweder durch die Rieselfeldbewirtschaftung oder durch sonstige Ursachen zu unterscheiden.

Die Ergebnisse der Clusteranalysen (Kapitel 4.4.2) zeigen, daß die gute Differenzierung der Beeinflussungsart durch das Na/Ca-Verhältnis, aufgrund der charakteristischen Erhöhung der Natrium-Konzentration bei Abwasser-einfluß bzw. der Calcium-Konzentration bei landwirtschaftlicher Nutzung, möglich ist.

Eine Graphik des Natrium/Calcium-Verhältnisses zeigt, daß die Proben der durch sonstige anthropogene Einflüsse

Einstellung der Rieselfeldwirtschaft treffen zu können, wurde im Herbst 1997 eine weitere Grundwasserprobenahme durchgeführt.

Die Erfordernisse einer geostatistischen Auswertung (Kapitel 2.2 und Kapitel 4.3) machten es notwendig, sich auf die Grundwasserleiter und Kampagnen zu beschränken, die eine hierfür ausreichende Datengrundlage liefern. Ausgewählt wurden der 1. und 2. Grundwasserleiter und die Kampagnen vom Sommer 1993, Frühjahr und Herbst 1994, Winter 1994/95 und die eigene Grundwasserprobenahme vom Herbst 1997.

Die innerhalb der fünf Probenahmekampagnen entnommenen 552 Grundwasserproben stammen aus 204 verschiedenen Grundwassermeßstellen, wovon 121 Meßstellen im 1. Grundwasserleiter und 83 Meßstellen im 2. Grundwasserleiter verfiltert sind.

Einen Überblick über die verwendeten Grundwasseranalysen, die gemessenen Parameter und die Anzahl der Meßstellen gibt Tab. 4, die Analysenwerte sind im Anhang aufgeführt.

Sowohl im 1. als auch im 2. Grundwasserleiter gibt es Grundwassermeßstellen, die sich aus mehreren Einzelmeßstellen, die in verschiedenen Teufen verfiltert sind, zusammensetzen. Dabei variiert die Anzahl der Einzelmeßstellen zwischen zwei und maximal fünf. Diese Mehrfachmeßstellen sind für die Untersuchung der vertikalen Variabilität der Grundwasserbeschaffenheit von großen Nutzen (Kapitel 4.2), ihre Berücksichtigung bei der geostatistischen Analyse ist hingegen problematisch (Kapitel 4.3).

Tab. 4: Anzahl, Umfang und Zeitraum der Probenahme der verwendeten Grundwasseranalysen

Parameter	Zeitraum / Kampagne	Probenzahl
T, pH, Eh, O ₂ , Lf, CSB, DOC, Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺	07.93 - 09.93 Sommer '93	1. Grundwasserleiter: 53 2. Grundwasserleiter: 20
T, pH, Eh, O ₂ , Lf, CSB, DOC, Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺	03.94 - 05.94 Frühjahr '94	1. Grundwasserleiter: 79 2. Grundwasserleiter: 52
T, pH, Eh, O ₂ , Lf, CSB, DOC, Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺	10.94 - 11.94 Herbst '94	1. Grundwasserleiter: 102 2. Grundwasserleiter: 66
T, pH, Eh, O ₂ , Lf, Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺	02.95 - 03.95 Winter '94/'95	1. Grundwasserleiter: 53 2. Grundwasserleiter: 27
T, pH, Eh, O ₂ , Lf, Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺	09.97 - 10.97 Herbst '97	1. Grundwasserleiter: 60 2. Grundwasserleiter: 40

Bei einer Vielzahl von Proben lagen die Konzentrationen einzelner Parameter unterhalb der Nachweisgrenze (Tab. 26, im Anhang), so daß kein Meßwert angegeben werden kann. Um diese Informationen trotzdem für die Auswertung nutzen zu können, wurde für Konzentrationen kleiner der Nachweisgrenze, die Nachweisgrenze eingesetzt. Alternativ hätte auch Null eingesetzt werden können, dies hätte aber bei späteren logarithmischen Transformationen der Daten im Zusammenhang mit der multivariaten Statistik (Kapitel 4.4) zu Problemen geführt. Problematisch ist allerdings die mit 2 mg/l relativ hohe Nachweisgrenze von DOC.

Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze treten auf, bei CSB und DOC, den Nährstoffen Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat sowie den Schwermetallen Eisen und Mangan.

Um die Plausibilität der Grundwasseranalysen zu überprüfen, wurde für die Grundwasseranalysen, bei denen alle Hauptanionen und -kationen bestimmt worden waren, der Fehler der Ionenbilanz nach DVWK (1992) berechnet:

$$\text{Ionenbilanz - Fehler [\%]} = \frac{\sum \text{Kationen [meq/l]} - \sum \text{Anionen [meq/l]}}{0,5 \cdot (\sum \text{Kationen [meq/l]} + \sum \text{Anionen [meq/l]})} \cdot 100 \quad (46)$$

Die Mittelwerte der Bilanzen sind für den 1. (0,23 %) und 2. Grundwasserleiter (0,37 %) schwach positiv (Abb. 26). Es wurden also tendenziell zu wenig Anionen bzw. zu hohe Werte für die Kationen bestimmt, insgesamt ist die mittlere Abweichung allerdings äußerst gering. Knapp 90 % der Analysen haben Fehler kleiner 5 % und können als plausibel eingestuft werden. Fehler größer 10 % treten bei 3,5 % der Grundwasserproben aus dem 1. und bei 2 % aus dem 2. Grundwasserleiter auf. Auf eine Aussortierung dieser Proben wurde verzichtet, um die damit verbundenen Informationen, wenn auch unter Vorbehalt, nutzen zu können.

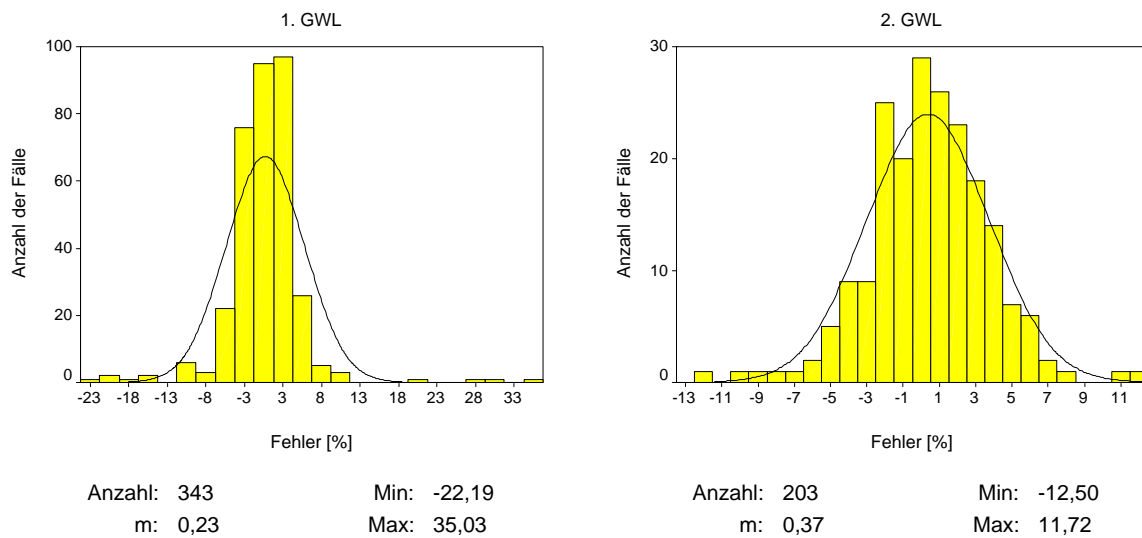


Abb. 26: Histogramme der Ionenbilanzfehler der Grundwasseranalysen aus dem 1. und 2. Grundwasserleiter

4 Ergebnisse und Interpretationen

4.1 Vergleich der Grundwasserbeschaffenheit im 1. und 2. Grundwasserleiter

Die Beschaffenheit des Grundwassers unterhalb der Rieselfelder Großbeeren und Sputendorf wird vor allem durch ihre große Variabilität gekennzeichnet. So haben die im ca. 130 km² großen Modellgebiet gefundenen Spannweiten der Wasserinhaltsstoffe (Tab. 5, Tab. 6) eine vergleichbare Größenordnung wie die von HANNAPPEL (1996) für das Monitoring-Meßnetz des Landes Brandenburg vorgestellten Werte. Entsprechend hoch sind die Variationskoeffizienten mit Werten von 0,33 bis 3,89 (Tab. 5, Tab. 6).

Die höchsten Variationskoeffizienten haben die Nährstoffe Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat sowie die Schwermetalle Eisen und Mangan. Die Variationskoeffizienten der physikochemischen Parameter sind, mit Ausnahme des Sauerstoffgehalts (1. GWL: $v = 1,33$, 2. GWL: $v = 1,54$), mit Werten von 0,06 bis 0,42 geringer als die der Wasserinhaltsstoffe (Tab. 5, Tab. 6).

Die Parameter mit Variationskoeffizienten größer eins haben, mit Ausnahme des Kaliums im 1. Grundwasserleiter, dessen Verteilung durch Extremwerte sehr stark verzerrt wird, eine annähernd bzw. begrenzt lognormale Verteilung (Abb. 27, Abb. 28f). Außer den bereits genannten Nährstoffen und Schwermetallen gehören zu dieser Gruppe die Parameter CSB und DOC und der Sauerstoff-Gehalt im 1. Grundwasserleiter. Die lognormale Verteilung und die damit verbundenen hohen Variationskoeffizienten müssen bei der geostatistischen (Kapitel 4.3) und multivariaten Analyse (Kapitel 4.4) besonders berücksichtigt werden.

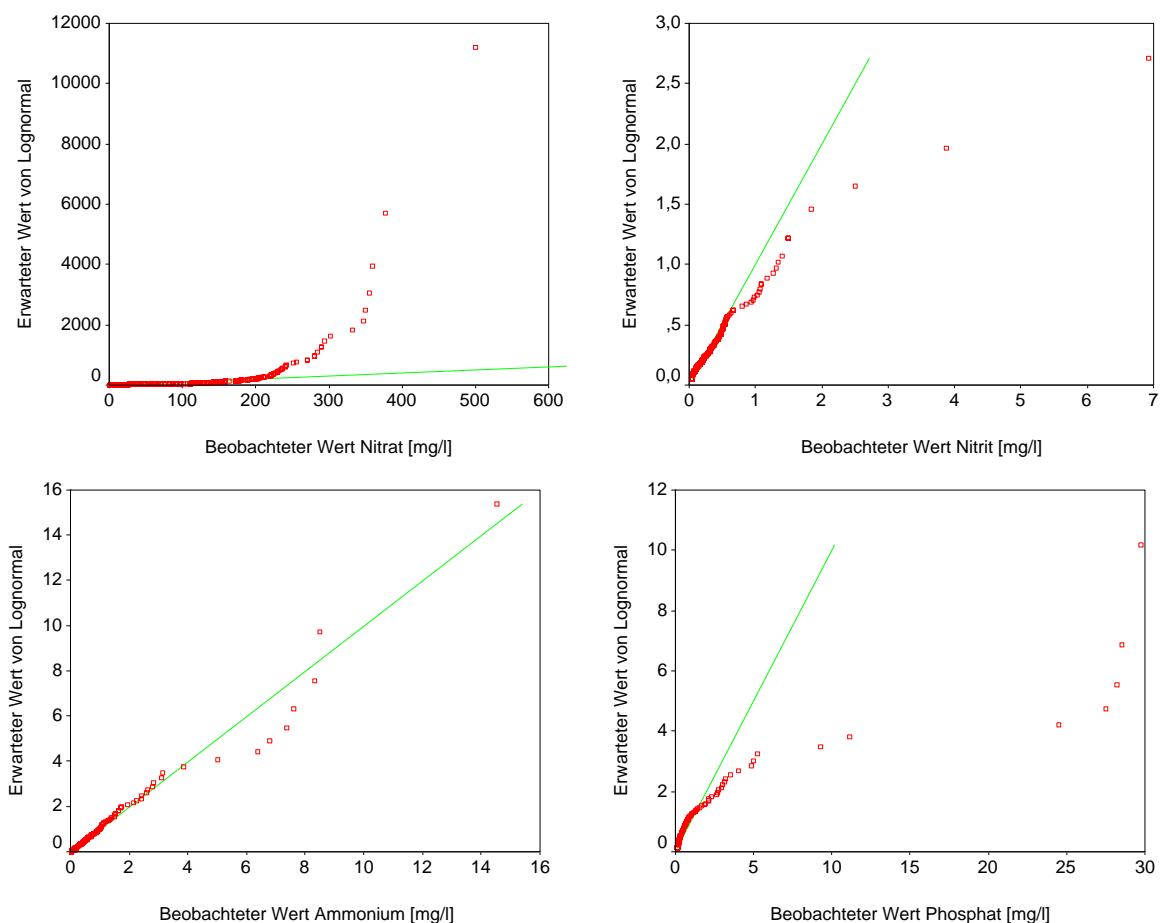


Abb. 27: Lognormalverteilungsplots für Nitrat und Nitrit im 1. Grundwasserleiter sowie Ammonium und Phosphat im 2. Grundwasserleiter

Die übrigen physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe haben eine annähernd normale, bimodale oder auch mehrmodale Verteilung (Tab. 5, Tab. 6), wobei als mehrmodal Verteilungen mit mehr als zwei Modalwerten bezeichnet werden. Eine annähernde Normalverteilung haben im 1. und 2. Grundwasserleiter die Werte der Temperatur, des Redoxpotentials und die Calcium-Konzentration (Abb. 28d), hinzu kommen im 1. Grundwasserleiter die Sulfat-Konzentration und im 2. Grundwasserleiter der pH-Wert und die Chlorid-Konzentration.

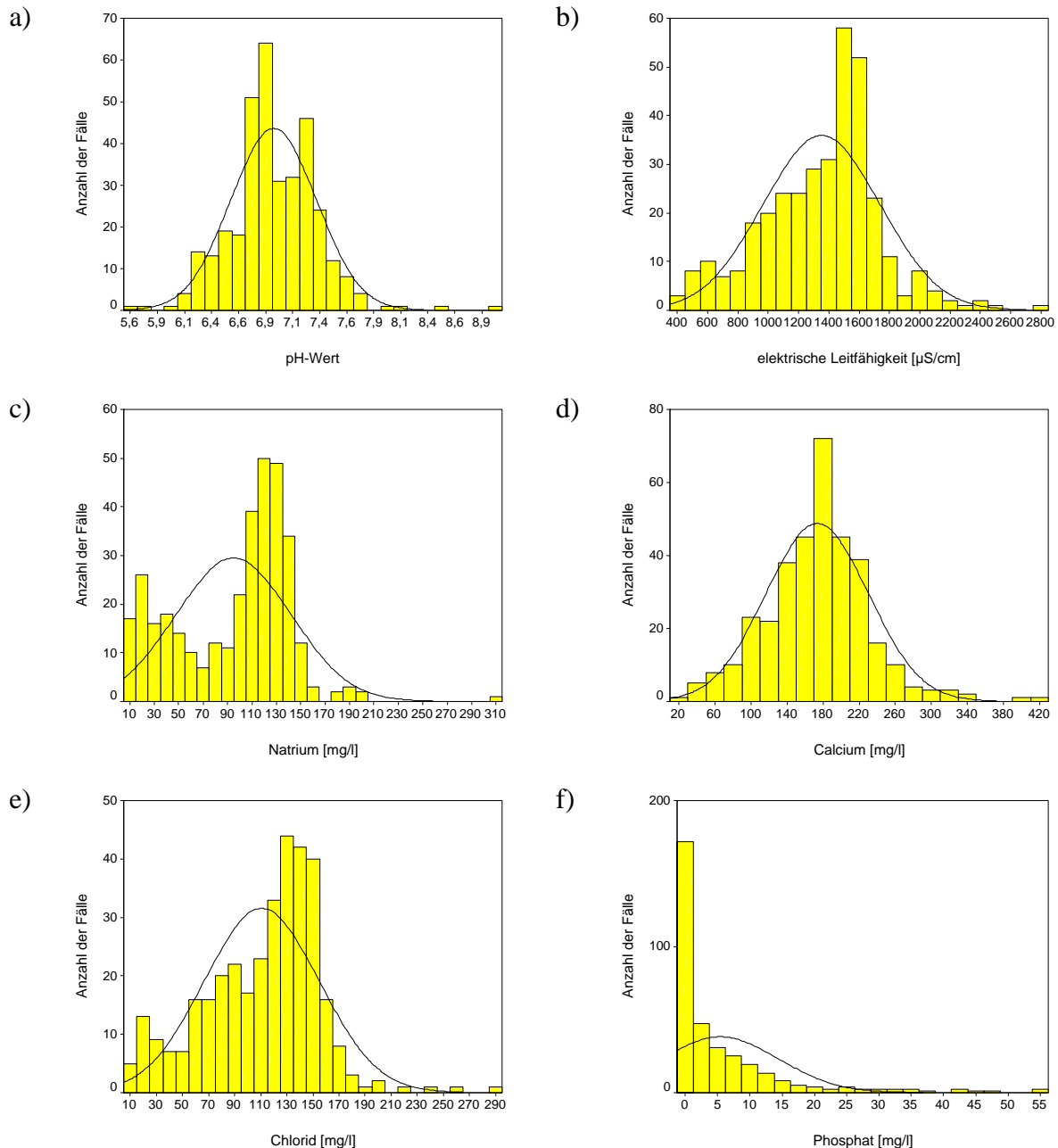


Abb. 28: Histogramme mit eingezeichneter Normalverteilungskurve für a) den pH-Wert, b) die elektrische Leitfähigkeit, c) Natrium, d) Calcium, e) Chlorid und f) Phosphat im 1. Grundwasserleiter

Eine bimodale Verteilung wurde im 1. und 2. Grundwasserleiter für Natrium (Abb. 28c) und Hydrogenkarbonat und zusätzlich im 1. Grundwasserleiter für den pH-Wert (Abb. 28a) und Kalium gefunden. Im 2. Grundwasserleiter ist außerdem die Verteilung des Sauerstoff-Gehaltes und der Sulfat-Konzentration bimodal.

Die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 28b) und Magnesium haben im 1. und 2. Grundwasserleiter eine mehrmodale Verteilung, ebenfalls mehrmodal sind die Verteilungen von Chlorid (Abb. 28e) im 1. Grundwasserleiter und Kalium im 2. Grundwasserleiter.

Das häufige Vorkommen von bi- und mehrmodalen Verteilungen ist ein Hinweis darauf, daß die Grundwasserproben nach ihrer Beschaffenheit in zwei oder mehr Gruppen unterteilt werden können. Dabei ist eine Unterteilung in anthropogen unbeeinflusste und beeinflusste Proben wahrscheinlich, die mehrmodalen Verteilungen deuten auf eine noch weitere Unterteilung hin.

Tab. 5: Univariate Parameter und Verteilungsform der physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe im 1. Grundwasserleiter

	n	min	max	m	Med	Mod	σ	v	Verteilungsform
T [°C]	346	6,9	16,8	10,2	10,0	10,0	1,2	0,12	annähernd normal
pH	347	5,6	9,0	6,9	6,9	6,9	0,4	0,06	bimodal
Eh [mV]	334	1	465	252	245	257	72	0,29	annähernd normal
O ₂ [mg/l]	262	0,0	10,4	1,5	0,7	0,0	2,0	1,33	begrenzt lognormal
Lf [µS/cm]	348	375	2840	1352	1434	1446	386	0,29	mehrmodal
CSB [mg/l]	279	1,0	132	15,7	14,0	1,0	16,0	1,02	begrenzt lognormal
DOC [mg/l]	270	2,0	53,0	7,8	5,4	2,0	8,4	1,02	annähernd lognormal
Na ⁺ [mg/l]	348	7	313	95	110	124	47	0,49	bimodal
K ⁺ [mg/l]	348	0,1	172,0	14,6	14,0	14,6	17,6	1,20	bimodal
Ca ²⁺ [mg/l]	348	10,1	429,0	173,4	175,8	167,0	56,8	0,33	normal
Mg ²⁺ [mg/l]	348	0,1	33,6	12,8	12,3	11,0	4,5	0,35	mehrmodal
Cl ⁻ [mg/l]	348	6,7	291,0	110,7	121,0	143,0	43,9	0,40	mehrmodal
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	348	25	936	205	187	226	98	0,48	annähernd normal
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	348	25	1176	334	326	294	152	0,46	bimodal
NO ₃ ⁻ [mg/l]	342	1,0	500	83,5	42,4	1,0	93,8	1,12	begrenzt lognormal
NO ₂ ⁻ [mg/l]	337	0,05	6,93	0,26	0,11	0,05	0,52	1,96	begrenzt lognormal
NH ₄ ⁺ [mg/l]	338	0,02	88,9	1,99	0,20	0,02	7,76	3,89	begrenzt lognormal
PO ₄ ³⁻ [mg/l]	341	0,15	54,5	5,48	1,30	0,15	9,00	1,64	begrenzt lognormal
Fe ²⁺ [mg/l]	268	0,10	42,5	2,61	0,32	0,10	5,35	2,04	begrenzt lognormal
Mn ²⁺ [mg/l]	268	0,05	5,24	0,55	0,32	0,05	0,69	1,26	annähernd lognormal

Die Unterschiede bei den meisten physikochemischen Parametern im 1. und 2. Grundwasserleiter sind insgesamt gering (Abb. 29). Um Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Grundwasserbeschaffenheit der beiden Grundwasserleiter herauszustellen wurden Boxplot-Diagramme gezeichnet.

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit (im weiteren Text als elektrische Leitfähigkeit oder Leitfähigkeit bezeichnet) ist der reziproke Wert des elektrischen Widerstandes. Sie hängt von der Art und der Konzentration der gelösten Ionen sowie der Temperatur ab. Als ein Maß für die Menge der im Wasser disponierten Stoffe erlaubt die elektrische Leitfähigkeit eine schnelle Abschätzung der chemischen Beschaffenheit von Wasserproben (MATTHESS, 1994,

S. 16). AURAND et al. (1984) stellten für die unbeeinflussten Grundwässer im Berliner Raum Leitfähigkeiten zwischen 530 und 790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fest.

Für die elektrische Leitfähigkeit wurden Werte zwischen 375 und 2840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, wobei die überwiegende Mehrheit der Werte (> 80 %) im Bereich von 1100 bis 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ liegt (Abb. 29a). Die Mehrheit der Grundwasserproben hat also Leitfähigkeiten die, z. T. erheblich, über denen von unbeeinflussten Grundwässern liegen.

Die Spannweite der elektrischen Leitfähigkeit ist mit 2006 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im 2. Grundwasserleiter geringer als mit 2465 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im 1. Grundwasserleiter. Ebenfalls geringer als im 1. Grundwasserleiter (1430 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ist der Medianwert der Leitfähigkeit im 2. Grundwasserleiter (1360 $\mu\text{S}/\text{cm}$), was mit einer abnehmenden anthropogenen Beeinflussung begründet werden kann. Im 1. Grundwasserleiter wurden mehrere sehr hohe Konzentrationen über 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Das Auftreten lokal isolierter, sehr hoher Leitfähigkeiten ist ein deutliches Zeichen für eine anthropogene Beeinflussung, im 2. Grundwasserleiter treten aufgrund von Dispersion und Diffusion diese Spitzenkonzentrationen nicht mehr auf. Insgesamt ist die Verteilung der Leitfähigkeitswerte im 1. und 2. Grundwasserleiter aber sehr ähnlich, so daß mit einer ähnlichen Beschaffenheit des Grundwassers zu rechnen ist (Abb. 29a).

Tab. 6: Univariate Parameter und Verteilungsform der physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe im 2. Grundwasserleiter

	n	min	max	m	Med	Mod	σ	v	Verteilungsform
T [°C]	204	9,1	14,6	10,2	10,1	10,1	0,68	0,07	annähernd normal
pH	202	5,5	9,7	7,1	7,1	7,2	0,42	0,42	annähernd normal
Eh [mV]	199	-373	402	219	217	191	90	0,41	annähernd normal
O ₂ [mg/l]	157	0,0	4,5	0,5	0,2	0,2	0,77	1,54	bimodal
Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	203	394	2400	1265	1363	1293	318	0,25	mehrmodal
CSB [mg/l]	163	1,0	152	12,0	7,0	1,0	19,5	1,63	annähernd lognormal
DOC [mg/l]	160	2,0	57,0	7,2	3,7	2,0	9,7	1,35	begrenzt lognormal
Na ⁺ [mg/l]	203	6	312	91	95	100	48	0,52	bimodal
K ⁺ [mg/l]	203	0,1	32,6	7,9	5,2	2,4	6,6	0,83	mehrmodal
Ca ²⁺ [mg/l]	203	15	251	169	178	162	44	0,26	annähernd normal
Mg ²⁺ [mg/l]	203	1,4	29,0	12,1	12,3	11,0	3,8	0,31	mehrmodal
Cl ⁻ [mg/l]	203	8	430	111	108	120	48	0,43	annähernd normal
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	203	1	456	194	201	165	69	0,36	bimodal
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	203	114	625	377	403	436	106	0,28	bimodal
NO ₃ ⁻ [mg/l]	199	1,0	276	19,0	1,0	1,0	51,3	2,70	sehr begrenzt lognormal
NO ₂ ⁻ [mg/l]	198	0,05	0,76	0,10	0,06	0,05	0,09	0,90	sehr begrenzt lognormal
NH ₄ ⁺ [mg/l]	200	0,02	14,55	0,89	0,36	0,02	1,70	1,91	begrenzt lognormal
PO ₄ ³⁻ [mg/l]	199	0,15	29,75	1,38	0,28	0,15	4,44	3,22	begrenzt lognormal
Fe ²⁺ [mg/l]	162	0,1	36,0	3,9	2,9	0,1	4,46	1,14	begrenzt lognormal
Mn ²⁺ [mg/l]	162	0,05	1,7	0,40	0,30	0,20	0,33	0,83	annähernd lognormal

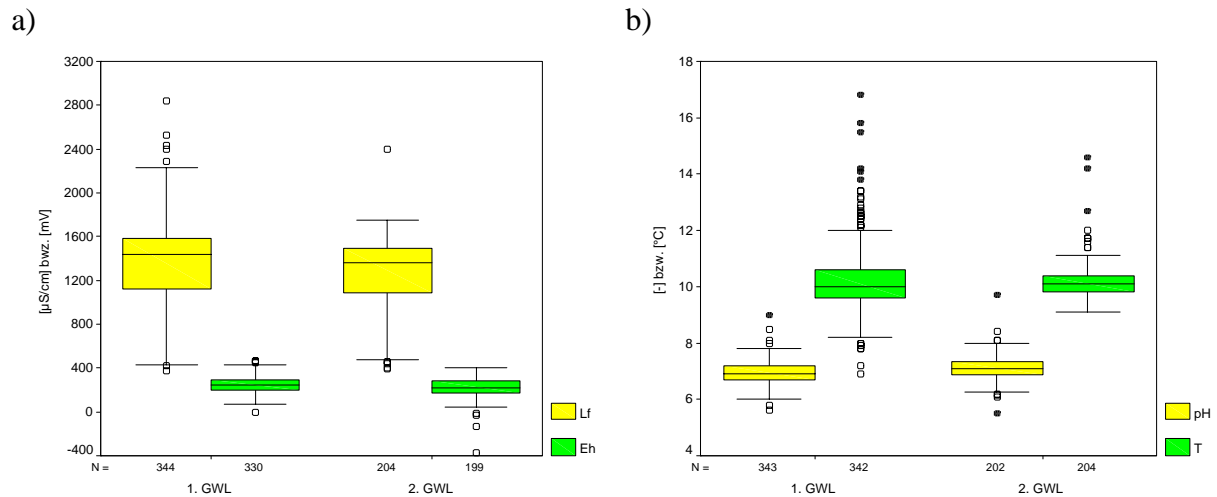


Abb. 29: Boxplots für a) elektr. Leitfähigkeit und Redoxpotential sowie b) pH-Wert und Temperatur im 1. und 2. Grundwasserleiter

Das Redoxpotential basiert auf der NERNST-Gleichung und ist nach MATTHESS (1994, S. 75) ein Maß für die relative Aktivität der oxidierten und reduzierten Stoffe in einem System. Die Redoxmessungen in natürlichen Wässern, die mit der Atmosphäre im Kontakt stehen streuen nur gering, im allgemeinen zwischen 350 und 500 mV bei nahezu pH 7 (HEM, 1961). Im Vergleich dazu sind die Werte für das Redoxpotential im 1. Grundwasserleiter mit einem Mittelwert von 252 mV relativ gering.

Erwartungsgemäß ist der Medianwert des Redoxpotentials im 2. Grundwasserleiter (217 mV) geringer als im 1. Grundwasserleiter (245 mV), allerdings ist der Unterschied mit knapp 30 mV gering (Abb. 29a). Für einen gespannten Grundwasserleiter ist das Redoxpotential im 2. Grundwasserleiter relativ hoch.

Nach SCHWILLE & WEISFLOG (1968) variiert der pH-Wert von natürlichen Wässern aufgrund der Pufferung über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht gewöhnlich nur im geringen Maße. Im 1. Grundwasserleiter wurden Werte zwischen pH 5,6 und pH 9,0 und im 2. Grundwasserleiter zwischen pH 5,5 und pH 9,7 gemessen. Im Boxplotdiagramm ist gut zu erkennen, daß es sich in beiden Grundwasserleitern bei den wenigen Werten größer pH 8 und kleiner pH 6 um Ausreißer bzw. Extremwerte handelt (Abb. 29b). Die überwiegende Mehrheit (> 80 %) der Grundwasseranalysen hat pH-Werte im Bereich von pH 6,5 bis pH 7,5, also sehr schwach sauer bis sehr schwach basisch. Tendenziell, wie es auch an den Medianwerten (6,9 bzw. 7,1) zu erkennen ist, sind die pH-Werte im 2. Grundwasserleiter etwas höher (Abb. 29b). Vermutlich steht dies im Zusammenhang mit der Zunahme der Konzentration an Hydrogencarbonat im 2. Grundwasserleiter (Abb. 32) und einem abnehmenden Einfluß der Rieselfeldwirtschaft.

Bemerkenswert ist die deutlich bimodale Verteilung der pH-Werte im 1. Grundwasserleiter, neben dem dominanten Modalwert von pH 6,9 ist im Histogramm (Abb. 28a) deutlich ein zweiter Modalwert bei pH 7,3, im schwach basischen Bereich zu erkennen. Eine Einteilung der Grundwasserproben in zwei Gruppen ist naheliegend.

GRÜTZMACHER et al. (1995) fanden für anthropogen unbeeinflusstes Grundwasser im 1. Grundwasserleiter einen mittleren pH-Wert von 7,3 und für solches mit Abwassereinfluß einen schwach sauren Mittelwert von 6,8. Diese Werte stimmen sehr gut mit den beiden Modalwerten aus dem Histogramm des pH-Wertes im 1. Grundwasserleiter (Abb. 28a) überein und bestätigen die Vermutung, daß sich die Grundwasserproben in mindestens zwei

Gruppen unterteilen. Im 2. Grundwasserleiter ist die Verteilung annähernd normal und eine Unterteilung aufgrund des pH-Wertes bietet sich nicht an.

Interessant sind ebenfalls die deutlichen Parallelen im 1. Grundwasserleiter zwischen den markanten Werteakkumulationen im Bereich von pH 6,7 bis 6,9 bzw. 1500 bis 1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in den Histogrammen der elektrischen Leitfähigkeit (Abb. 28b) und des pH-Wertes (Abb. 28a).

Für die Temperatur des Grundwassers im 1. Grundwasserleiter wurden Werte von 6,9 bis 16,8 °C gemessen, wobei die überwiegende Anzahl der Proben (> 90 %) Temperaturen im Bereich von 9 bis 12 °C hat (Abb. 29b). Die mittlere Wassertemperatur von 10 °C übersteigt die mittlere Jahrestemperatur von 8,6 °C (GÖRITZ, 1995a) im Untersuchungsgebiet deutlich. Dies ist vermutlich auf die verstärkte Grundwasserneubildung durch Beaufschlagungswasser und dessen relativ hohe Temperatur von ca. 16 °C (Kap. 3.7) zurückzuführen. Eine allgemeine Erhöhung der Temperatur durch Abwasserverrieselung wurde auch von EBELING et al. (1989) im Bereich der Braunschweiger Rieselfelder festgestellt.

Die Beeinflussung der Temperatur durch die Jahreszeiten und die Abwasserwirtschaft nimmt mit der Tiefe hin ab, entsprechend ist die Spannweite der Temperatur im 2. Grundwasserleiter deutlich geringer als im 1. Grundwasserleiter (Abb. 29b). Erstaunlich ist, daß der Mittelwert im 2. Grundwasserleiter mit 10,2 °C geringfügig höher als im 1. Grundwasserleiter ist. Dies ist ein Hinweis darauf, daß es auch im 2. Grundwasserleiter zu einer ausgeprägten Beeinflussung durch das relativ warme Abwasser kommt.

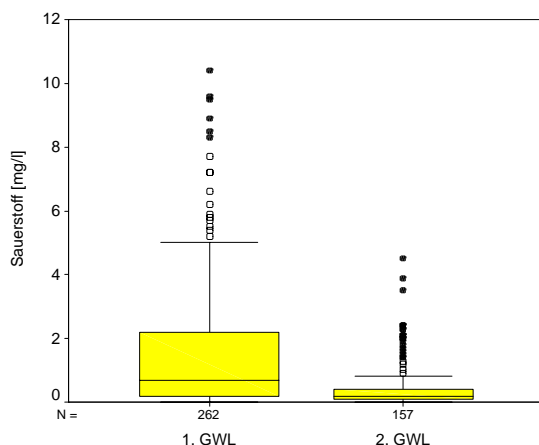


Abb. 30: Boxplots für die Sauerstoff-Konzentration im 1. und 2. Grundwasserleiter

ungespannten Grundwasserleiter sehr gering. Nach DVWK (1996) liegen die Sauerstoff-Konzentrationen im oberflächennahen Bereich bei 5 bis 12 mg/l.

Eine Erklärung für die relativ niedrigen Werte des Sauerstoff-Gehalts könnte die relativ hohe Konzentration an organischer Substanz sein (Med für CSB = 14,0 mg/l). So schreibt MATTHESS (1994, S. 158), daß Grundwässer mit niedrigen Sauerstoff-Gehalten (< 1,4 mg/l) bei Grundwasseranreicherungen auftreten können, wenn die infiltrierenden Wässer gelöste, organische Substanz enthalten. Durch die hohen Beaufschlagungsmengen kam es zur Grundwasseranreicherung (Kapitel 3.4.2) mit an organischer Substanz reichen Abwasser (Kapitel 3.6). Dies wäre auch ein Erklärungsmodell für die relativ geringen Werte des Redoxpotentials im 1. Grundwasserleiter (Abb. 29a).

Erstaunlich sind die stark unterschiedlichen Verteilungsformen des Redoxpotentials und des Sauerstoff-Gehalts im 1. Grundwasserleiter, denn im oberflächennahen Grundwasser werden die Redox-Verhältnisse überwiegend durch die Anwesenheit von gelösten Sauerstoff

Der Sauerstoff-Gehalt nimmt mit der Tiefe durch die fortschreitende Oxidation der organischen Substanz ab. Entsprechend sind die mittleren Sauerstoff-Konzentrationen im 2. Grundwasserleiter ($m = 0,5$ mg/l) geringer als im 1. Grundwasserleiter ($m = 1,5$ mg/l). Insgesamt ist die Spannweite der Sauerstoffwerte im 2. Grundwasserleiter deutlich geringer, so ist die höchste gemessene Konzentration 4,5 mg/l im Vergleich zu 10,4 mg/l im 1. Grundwasserleiter (Abb. 30).

Allerdings sind bereits die Sauerstoff-Konzentrationen im 1. Grundwasserleiter mit einem Medianwert von 0,7 mg/l für einen

bestimmt (DVWK, 1996). Während dem Redoxpotential eine annähernde Normalverteilung zugrunde liegt, hat der Sauerstoff-Gehalt eine begrenzt lognormale Verteilung (Tab. 5).

Die Parameter CSB (Chemischer Sauerstoff Bedarf) und DOC (dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff) stellen ein Maß für die im Wasser vorhandene organische Substanz dar. Eine direkte Bestimmung des Gehaltes einer Wasserprobe an organischen Substanzen ist nicht möglich, da es sich meistens um komplexe Huminsäuren handelt (HÖLTING, 1989, S. 243).

Bei der indirekten Bestimmung der organischen Substanz über den CSB nutzt man die reduzierende Wirkung der organischen Substanz aus, indem man das Reduktionsvermögen des Wassers ermittelt. Allerdings muß dabei beachtet werden, daß außer den organischen Substanzen auch andere Stoffe, wie z. B. Nitrit, Ammonium oder Eisen(II)-Verbindungen, reduzierend wirken. Der CSB-Gehalt kann deshalb nicht gleich dem Gehalt an organischer Substanz gesetzt werden (HÖLTING, 1989, S. 244), sondern ist vielmehr ein relatives Maß.

Die Bestimmung des DOC erfolgt indirekt über die Messung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC = total organic carbon) und des anorganischen Kohlenstoffs, der vom TOC subtrahiert wird. Der DOC-Gehalt wird immer geringer als der CSB-Wert sein, da bei der Bestimmung des CSB die gelösten, wie auch die suspendierten oxidierbaren Stoffe erfaßt werden, wohingegen sich der DOC auf die gelösten organischen Substanzen beschränkt.

CSB und DOC wurden während der Probenahmekampagne im Herbst 1997 nicht gemessen.

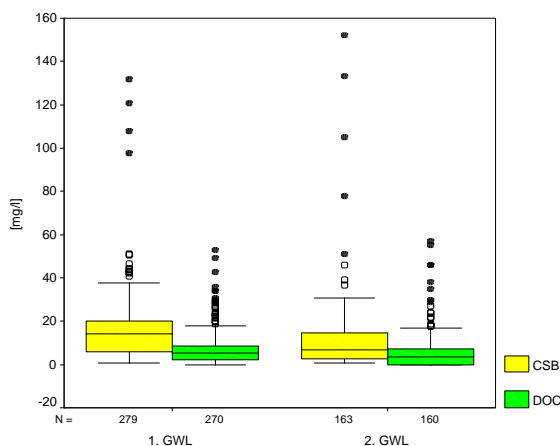


Abb. 31: Boxplots für CSB und DOC im 1. und 2. Grundwasserleiter

von 19 mg/l. Allerdings können auch anderweitige anthropogene Einflüsse den Gehalt an CSB im Grundwasser erhöhen. Für DOC konnten GRÜTZMACHER et al. (1995) keine differenzierten Werte für belastetes und unbelastetes Grundwasser angeben.

Wie bei den physikochemischen Parametern sind die Unterschiede bei den Hauptanionen und -kationen zwischen dem 1. und 2. Grundwasserleiter relativ zu den großen Spannweiten (Tab. 5, Tab. 6) gering (Abb. 32).

Bei Natrium und Chlorid sinken die mittleren Konzentrationen vom 1. zum 2. Grundwasserleiter ab (Abb. 32a). Der Medianwert von Natrium fällt von 110 mg/l auf 95 mg/l und bei Chlorid von 121 mg/l auf 108 mg/l. Natrium und auch Chlorid wurden im wesentlichen über die Abwasserverrieselung ins Grundwasser eingebracht. Da es sich bei Chlorid und im eingeschränkten Maß auch bei Natrium um konservative Ionen handelt, ist der

In Folge des kontinuierlichen Abbaus von organischer Substanz verringern sich auch die Konzentrationen von CSB und DOC vom 1. zum 2. Grundwasserleiter. Der Medianwert von CSB sinkt von 14 mg/l auf 7 mg/l und für DOC von 5,4 mg/l auf 3,7 mg/l. Ausreißer und Extremwerte treten allerdings sowohl bei CSB als auch bei DOC im 1. und 2. Grundwasserleiter im gleichen Maße auf (Abb. 31).

GRÜTZMACHER et al. (1995) fanden für CSB im unbelasteten Grundwasser im 1. Grundwasserleiter durchschnittliche Werte von 10 mg/l und für rieselfeldbeeinflusstes Grundwasser mittlere Gehalte

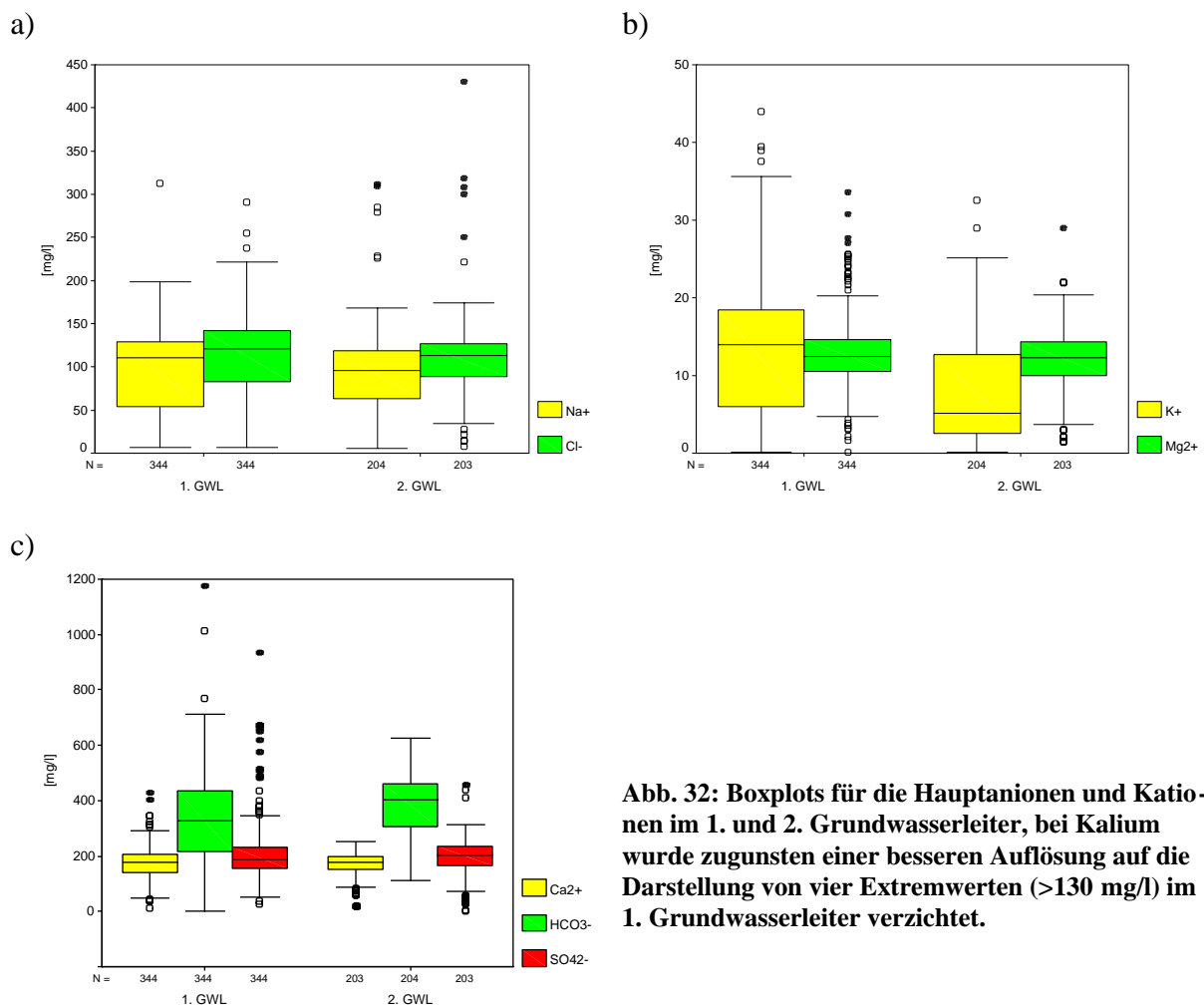
Rückgang der Konzentrationen wahrscheinlich auf eine Vermischung mit unbelasteten Grundwasser im 2. Grundwasserleiter zurückzuführen.

Markant ist die bimodale Verteilung der Natrium-Konzentration im 1. (Abb. 28c) und 2. Grundwasserleiter. Die Natrium-Gehalte in beiden Grundwasserleitern können in die Gruppen 6 bis 70 mg/l und 70 bis 160 mg/l unterteilt werden. Höhere Konzentrationen sind zumeist Ausreißer bzw. Extremwerte (Abb. 32a).

Auch GRÜTZMACHER et al. (1995) haben für die Natrium-Konzentration im 1. Grundwasserleiter eine bimodale Verteilung gefunden und erklären diese durch den Rieselfeldeinfluß. So geben GRÜTZMACHER et al. (1995) für rieselfeldbeeinflusste Grundwasserproben aus dem 1. Grundwasserleiter einen Mittelwert von 125 mg/l und für unbeeinflusste einen mittleren Wert von 30 mg/l Natrium an. Diese Werte stimmen gut mit den beiden Modalwerten des Histogramms von Natrium im 1. Grundwasserleiter (Abb. 28c) überein.

Von GRÜTZMACHER et al. (1995) wird für abwasserbeeinflusstes Grundwasser im 1. Grundwasserleiter eine mittlere Chlorid-Konzentration von 140 mg/l angegeben, während unbeeinflusste Grundwasserproben im Mittel 45 mg/l Chlorid enthalten.

Die mehrmodale Verteilung von Chlorid im 1. Grundwasserleiter (Abb. 28e) läßt vermuten, daß die Chlorid-Konzentration außer von der Abwasserwirtschaft durch weitere Faktoren beeinflusst wird.



Die mittleren Konzentrationen der Erdalkalien Calcium und Magnesium sind im 1. ($m = 173 \text{ mg/l}$ bzw. $12,8 \text{ mg/l}$) und 2. Grundwasserleiter ($m = 169 \text{ mg/l}$ bzw. $12,1 \text{ mg/l}$) weitgehend gleich. Die Anzahl von Ausreißern und Extremwerten ist aber bei beiden Ionen im 1. Grundwasserleiter deutlich höher (Abb. 32b+c). GRÜTZMACHER et al. (1995) fanden sowohl für Calcium als auch für Magnesium deutlich erhöhte Werte bei anthropogen beeinflussten Grundwasser gegenüber unbeeinflussten Grundwasser, allerdings war eine Unterscheidung nach Art des Einflusses (Land- oder Rieselfeldwirtschaft) nicht möglich. Die annähernd gleichbleibenden Konzentrationen lassen darauf schließen, daß der anthropogene Einfluß im 1. und 2. Grundwasserleiter weitgehend gleich ist. Allerdings unterliegt vor allem Calcium über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht auch geogenen Einflüssen.

Vergleicht man die Calcium- und Magnesium-Konzentrationen mit den von SCHLEYER & KERNDORFF (1992) angegebenen Orientierungswerten für Lockersedimente, so liegen die Magnesium-Konzentrationen durchaus im geogenen Normalbereich von 4 bis 25 mg/l, während die Calcium-Konzentrationen mit ihrem Medianwert von ca. 177 mg/l bereits die Grenze zum anthropogen beeinflussten Bereich (ab 150 mg/l) überschritten haben.

Die Konzentrationen von Kalium im 1. Grundwasserleiter liegen im wesentlichen im Bereich von 0,1 bis 45 mg/l, wobei 90 % aller Proben Konzentrationen kleiner 23 mg/l haben. Die Verteilung hat einen ausgeprägten Modalwert bei 14,6 mg/l und einen kleineren bei 2 mg/l, sie wird durch vier Extremwerte (140 bis 172 mg/l) stark verzerrt. Die vier Extremwerte sind alle einer Grundwassermeßstelle zuzuordnen und beruhen auf einen lokalen Schadensfall durch ein Düngemittellager (GRÜTZMACHER et al., 1995).

Die beiden Modalwerte im 1. Grundwasserleiter lassen sich gut mit den Ergebnissen von GRÜTZMACHER et al. (1995) vergleichen, die für anthropogen unbeeinflusstes Grundwasser im 1. Grundwasserleiter einen mittleren Kalium-Gehalt von 4 mg/l und für Grundwasser unter Abwassereinfluß einen Mittelwert von 17 mg/l angeben.

Die Konzentration von Kalium nimmt vom 1. zum 2. Grundwasserleiter deutlich ab, so sinkt der Medianwert von 14 mg/l auf 5 mg/l ab. Insgesamt sind sehr hohe Konzentrationen ($> 20 \text{ mg/l}$) im 2. Grundwasserleiter nur selten. Der deutliche Abfall der Konzentrationen ist sehr wahrscheinlich auf die gute Sorption von Kalium an Tonmineralen und organischer Substanz zurückzuführen.

Insgesamt sind die Kalium-Gehalte sehr hoch, so geben SCHLEYER & KERNDORFF (1992) als Orientierungswerte für den geogenen Normalbereich in Lockersedimenten 1 bis 4 mg/l an. Ab 9 mg/l vermuten sie eine anthropogene Beeinflussung. Erhöhte Kalium-Konzentrationen im Grundwasser können ein Hinweis auf einen Abwassereinfluß sein (DVWK, 1996).

Die Spannweiten von Hydrogenkarbonat und Sulfat sind besonders im 1. Grundwasserleiter (1151 mg/l bzw. 911 mg/l) sehr groß. Im 1. Grundwasserleiter treten auch, vor allem beim Sulfat, verstärkt Ausreißer und Extremwerte auf (Abb. 32c).

Die mittleren Werte für Hydrogenkarbonat und Sulfat steigen vom 1. zum 2. Grundwasserleiter schwach an (Abb. 32c). So steigt der Medianwert für Hydrogenkarbonat von 386 mg/l auf 403 mg/l und für Sulfat von 187 mg/l auf 201 mg/l. Allerdings wurden die höchsten Konzentrationen für beide Anionen im 1. und nicht im 2. Grundwasserleiter gemessen. Der allgemeine Anstieg der Werte mit der Teufe hängt mit dem Abbau organischer Substanz zusammen. Zum einen wird bis dahin in der organischen Substanz gebundener Schwefel freigesetzt und zu Sulfat oxidiert, zum anderen entsteht Hydrogenkarbonat aus dem Atmungskohlenstoff der heterotrophen Mikroorganismen. Weitere Quellen für Hydrogenkarbonat im Grundwasserleiter sind freies CO_2 und die Karbonatlösung. Die sehr hohen Werte

im 1. Grundwasserleiter werden von der Rieselfeldwirtschaft und im Falle des Sulfates möglicherweise auch von der Landwirtschaft verursacht.

GRÜTZMACHER et al. (1995) geben die mittlere Karbonathärte von unbeeinflusstem Grundwasser im 1. Grundwasserleiter mit 9,1 °dH (ca. 200 mg/l) an. Nach ihren Untersuchungen ist die mittlere Karbonathärte bei abwasserbeeinflussten Grundwasserproben mit 18,5 °dH (ca. 400 mg/l) in etwa doppelt so hoch, während anderweitige Einflüsse wie die Landwirtschaft einen geringeren Anstieg der mittleren Karbonathärte auf 11,5 °dH (ca. 250 mg/l) zur Folge haben.

Anthropogen unbeeinflusstes Grundwasser enthält im Mittel 125 mg/l Sulfat, solches unter Abwassereinfluß deutlich mehr ($m = 204$ mg/l). Anderweitige Grundwasserbeeinflussungen, vor allem durch Landwirtschaft, können jedoch nach GRÜTZMACHER et al. (1995) ebenfalls der Grund eines erhöhten Sulfat-Gehaltes sein.

Ein Vergleich der Piper-Diagramme für die beiden Grundwasserleiter zeigt, daß auch die relativen Ionenverhältnisse große Ähnlichkeiten haben. Allerdings ist das Spektrum der relativen Ionenverhältnisse im 2. Grundwasserleiter gegenüber dem 1. Grundwasserleiter eingeschränkt (Abb. 33, Abb. 34).

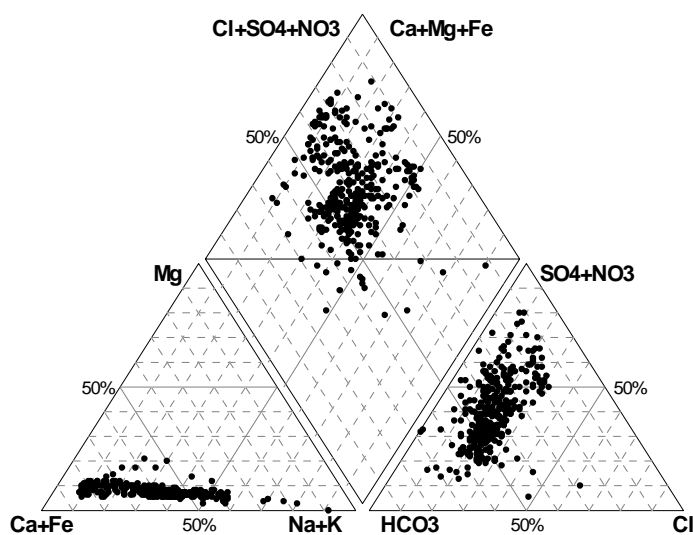


Abb. 33: Piper-Diagramm, 347 Grundwasseranalysen aus dem 1. Grundwasserleiter aus dem Zeitraum von Herbst 1993 bis Herbst 1997

Im Piper-Diagramm für die Analysen aus dem 1. Grundwasserleiter (Abb. 33) ist sehr gut zu erkennen, daß bei den Kationen die relativen Anteile von Calcium und den Alkalien stark schwanken, während der relative Anteil von Magnesium mit 5 bis 15 meq% relativ konstant ist. Tendenziell sinkt der Magnesium-Anteil mit der relativen Calcium-Konzentration ab. Dies läßt sich mit dem vermutlich gemeinsamen geogenen Ursprung der beiden Ionen erklären. Bei den Anionen ist die Situation ähnlich: Große Unterschiede gibt es in den Analysen bei den relativen Anteilen von Sulfat und Hydrogencarbonat, während die Chlorid-Konzentration weitgehend konstant bleibt. Allerdings sind die Schwankungen bei Chlorid mit ca. 30 meq% deutlich höher als bei Magnesium. Markante Cluster sind im Piper-Diagramm nicht auszumachen, im Vierstoff-Diagramm ist, nach der Klassifikation von FURTAK & LANGGUTH (1967), ein Schwerpunkt im Bereich der erdalkalischen Süßwässer mit höheren Alkalienghalt und überwiegend sulfatischen Charakter zu erkennen. Eine große Zahl von Proben liegt aber auch im Bereich der normal erdalkalischen Süßwässer mit hydrogencarbonatisch-sulfatisch bis überwiegend sulfatischen Charakter. Sehr wenige Analysen sind durch sehr hohe, relative Konzentrationen an Natrium und Chlorid gekennzeichnet.

Im Piper-Diagramm für die Analysen aus dem 1. Grundwasserleiter (Abb. 33) ist sehr gut zu erkennen, daß bei den Kationen die relativen Anteile von Calcium und den Alkalien stark schwanken, während der relative Anteil von Magnesium mit 5 bis 15 meq% relativ konstant ist. Tendenziell sinkt der Magnesium-Anteil mit der relativen Calcium-Konzentration ab. Dies läßt sich mit dem vermutlich gemeinsamen geogenen Ursprung der beiden Ionen erklären. Bei den Anionen ist die Situation ähnlich: Große Unterschiede gibt es in den Analysen bei den relativen Anteilen von Sulfat und Hydrogencarbonat, während die Chlorid-Konzentration weitgehend konstant bleibt. Allerdings sind die Schwankungen bei Chlorid mit ca. 30 meq% deutlich höher als bei Magnesium. Markante Cluster sind im Piper-Diagramm nicht auszumachen, im Vierstoff-Diagramm ist, nach der Klassifikation von FURTAK & LANGGUTH (1967), ein Schwerpunkt im Bereich der erdalkalischen Süßwässer mit höheren Alkalienghalt und überwiegend sulfatischen Charakter zu erkennen. Eine große Zahl von Proben liegt aber auch im Bereich der normal erdalkalischen Süßwässer mit hydrogencarbonatisch-sulfatisch bis überwiegend sulfatischen Charakter. Sehr wenige Analysen sind durch sehr hohe, relative Konzentrationen an Natrium und Chlorid gekennzeichnet.

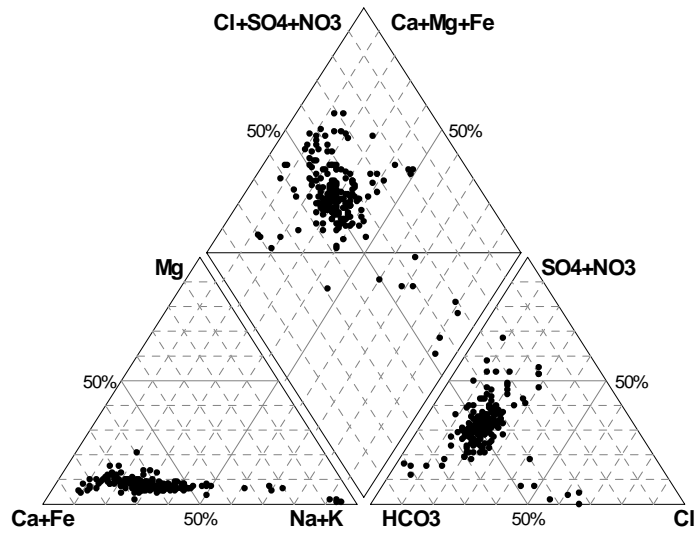


Abb. 34: Piper-Diagramm, 204 Grundwasseranalysen aus dem 2. Grundwasserleiter aus dem Zeitraum von Herbst 1993 bis Herbst 1997

Grundwasseranalysen aus dem 2. Grundwasserleiter mit relativen Sulfat-Konzentrationen über 50 meq% sind im Gegensatz zum 1. Grundwasserleiter sehr selten. Die überwiegende Mehrheit der Analysen aus dem 2. Grundwasserleiter hat relative Hydrogencarbonat-Konzentrationen zwischen 40 und 60 meq% und Chlorid-Konzentrationen zwischen 10 und 30 meq% (Abb. 34). Da die absoluten Konzentrationen von Sulfat im 2. Grundwasserleiter schwach höher sind als im 1. Grundwasserleiter (Abb. 32), steigen folglich die absoluten Hydrogencarbonat-Konzentrationen im 2. Grundwasserleiter in einem stärkeren Maß als die Sulfat-Konzentrationen an.

Bei den Kationen sind die relativen Ionenverhältnisse in beiden Grundwasserleitern weitgehend gleich. Der Anteil der Analysen mit Natrium-Konzentrationen größer 50 meq% ist im 2. Grundwasserleiter geringer.

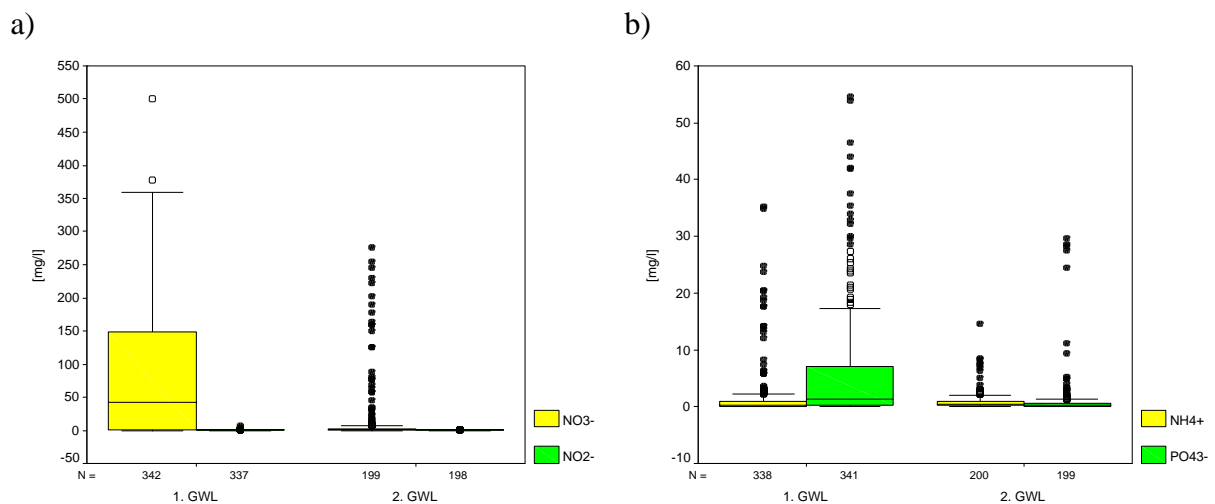


Abb. 35: Boxplots für die Nährstoffe im 1. und 2. Grundwasserleiter, bei Phosphat wurde zugunsten einer besseren Auflösung auf die Darstellung von zwei Extremwerten (80 und 90 mg/l) im 1. Grundwasserleiter verzichtet

Die Verteilungsform der Nährstoff-Konzentrationen unterscheidet sich grundsätzlich von den beobachteten Verteilungen der Hauptanionen und -kationen. Sie wird bestimmt durch eine hohe Anzahl von Werten mit sehr geringen Konzentrationen und einigen Extremwerten. Verteilungsplots zeigen, daß im Bereich niedriger und mittlerer Konzentrationen die Werte einer lognormalen Verteilung folgen und mit steigenden Konzentrationen zunehmend davon abweichen (Abb. 27).

Trotz eines Modalwertes von 1,0 mg/l, was der Nachweisgrenze entspricht, ist die Belastung des 1. Grundwasserleiters mit Nitrat relativ hoch: 50 % der Wasserproben haben Konzentrationen von mehr als 40 mg/l. In Folge der Denitrifikation von Nitrat sind die mittleren Konzentrationen im 2. Grundwasserleiter wesentlich geringer als im 1. Grundwasserleiter. Der Anteil der Grundwasseranalysen mit Nitrat-Konzentrationen kleiner der Nachweisgrenze (1 mg/l) steigt von knapp 26 % im 1. Grundwasserleiter auf über 70 % im 2. Grundwasserleiter an und der Anteil der Proben mit Konzentrationen über 50 mg/l sinkt von 50 % im 1. Grundwasserleiter auf 10 % im 2. Grundwasserleiter. Allerdings wurden auch im 2. Grundwasserleiter in einer Reihe von Proben Nitrat-Konzentrationen über 50 mg/l gemessen (Abb. 35a).

Nitrit tritt weder im 1. noch im 2. Grundwasserleiter in höheren Konzentrationen auf (Abb. 35a). Die insgesamt etwas höheren Konzentrationen im 1. Grundwasserleiter sind ein Anzeichen für einen direkten Eintrag oder die dort verstärkt stattfindende Denitrifikation. Nach APPELO & POSTMA (1994, S. 272) ist das Vorkommen von Nitrit ein guter Anzeiger für eine zur Zeit stattfindende Denitrifikation.

Die höchsten Konzentrationen an Ammonium (> 20 mg/l) werden im 1. Grundwasserleiter gemessen, allerdings ist die Anzahl der Proben mit höheren Konzentrationen im 2. Grundwasserleiter größer, wie der Anstieg des Medians von 0,21 mg/l auf 0,36 mg/l belegt (Abb. 35b). Die hohen Konzentrationen an Ammonium im 1. Grundwasserleiter werden anthropogen über das Abwasser eingebracht. Aufgrund der vorherrschenden Eh/pH-Bedingungen kann es im 1. Grundwasserleiter zu einem Abbau von Ammonium durch Nitrifikation kommen, im 2. Grundwasserleiter kann Ammonium dann erneut bei der Denitrifikation gebildet werden und ist unter reduzierenden Bedingungen stabiler als Nitrat.

Wie bei Nitrat ist die Belastung mit Phosphat im 1. Grundwasserleiter deutlich höher als im 2. Grundwasserleiter. Konzentrationen über 1 mg/l wurden im 2. Grundwasserleiter in weniger als 13 % der Analysen gemessen, während diese Gruppe im 1. Grundwasserleiter knapp 50 % ausmacht (Abb. 35). Phosphat wird durch die starke Sorption an Tonmineralen und organischer Substanz dem Grundwasser entzogen und tritt deswegen im 2. Grundwasserleiter nur in geringen Konzentrationen auf.

Nach GRÜTZMACHER et al. (1995) enthält anthropogen unbeeinflusstes Grundwasser im 1. Grundwasserleiter im Mittel 6 mg/l Nitrat, 0,04 mg/l Nitrit, 0,27 mg/l Ammonium und 0,6 mg/l Phosphat. Durch den Abwassereinfluß als auch durch die Landwirtschaft kommt es zu einem Anstieg der Mittelwerte von Nitrat und Nitrit auf 100 mg/l bzw. 0,2 mg/l. Bei Ammonium ist eine Erhöhung des Mittelwertes durch Abwassereinfluß auf 3,3 mg/l gefunden worden, durch die Landwirtschaft konnte keine Veränderung der Ammonium-Konzentrationen nachgewiesen werden. Sowohl die Rieselfeldwirtschaft (Mittelwert 6,8 mg/l) als auch die Landwirtschaft (Mittelwert 2,6 mg/l) führen zur Erhöhung der Phosphat-Konzentration, allerdings sind nach GRÜTZMACHER et al. (1995) Phosphat-Konzentrationen von mehr als 4 mg/l eindeutig auf den Einfluß der Rieselfeldwirtschaft zurückzuführen.

Das geochemische Verhalten von Eisen und Mangan im Grundwasser wird im wesentlichen durch die Eh/pH-Bedingungen, den Gehalt an organischen Substanzen und entsprechende mikrobielle Aktivitäten gesteuert (DVWK, 1996). Eisen ist unter den meisten Bedingungen im Grundwasser nur gering mobil. Nur unter stark reduzierenden Bedingungen können Fe^{2+} -Ionen mit dem Grundwasser transportiert werden (DVWK, 1996). Anders ist die Situation bei Mangan. Nach MATTHESS (1994, S. 312f) sind bei pH-Werten nahe 7 in sauerstoffhaltigen Wässern Mn^{2+} -Gehalte zwischen 1 und 10 mg/l stabil.

Bei den Analysen wurden Eisen und Mangan nicht nach den Wertigkeiten differenziert. Aufgrund der vorliegenden Eh/pH-Bedingungen ist allerdings davon auszugehen, daß es sich ganz überwiegend um Fe^{2+} - und Mn^{2+} -Ionen handelt.

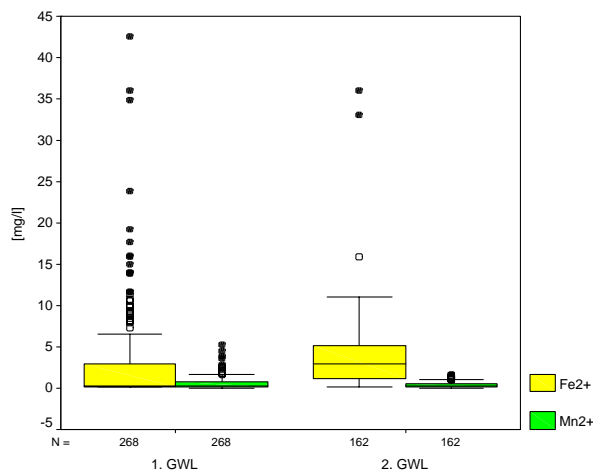


Abb. 36: Boxplots für Eisen und Mangan im 1. und 2. Grundwasserleiter

Der 1. Grundwasserleiter hat also relativ niedrige Eisen-Gehalte, einige hohe Konzentrationen deuten aber auf eine lokale anthropogene Beeinflussung hin.

Mit sinkenden Redoxpotential und Sauerstoff-Gehalt nimmt die Eisen-Konzentration im 2. Grundwasserleiter gegenüber dem 1. Grundwasserleiter deutlich zu, der Median steigt von 0,3 mg/l auf 3,8 mg/l an. Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 mg/l sind mit 6,5 % aller Analysen im 2. Grundwasserleiter vergleichsweise selten (Abb. 36).

Bei Mangan liegen die Verhältnisse anders. Hier sind Median (0,32 mg/l) und arithmetischer Mittelwert (0,55 mg/l) im 1. Grundwasserleiter geringfügig höher als im 2. Grundwasserleiter (Med = 0,29 mg/l, m = 0,42 mg/l). Andererseits ist der Anteil der Analysen mit Mangan-Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (0,05 mg/l) mit 2,5 % im 2. Grundwasserleiter deutlich geringer als mit gut 15 % im 1. Grundwasserleiter. Im 1. Grundwasserleiter treten wiederum verstärkt höhere Konzentration (> 1 mg/l) auf (Abb. 36). Eine mögliche Erklärung hierfür wäre, daß die natürlichen Mangan-Gehalte im 1. Grundwasserleiter geringer als im 2. Grundwasserleiter sind, es aber durch anthropogenen Einfluß im 1. Grundwasserleiter zu lokal erhöhten Mangan-Gehalten kommt, die über den geogenen Konzentrationen im 2. Grundwasserleiter liegen. Im 2. Grundwasserleiter ist dieser anthropogene Einfluß geringer oder gar nicht mehr vorhanden.

Nach SCHLEYER & KERNDORFF (1992) liegt der geogene Normalgehalt für Mangan in Lockersedimenten bei kleiner 0,01 bis 0,3 mg/l, den Beginn einer anthropogenen Beeinflussung sehen sie bei 0,8 mg/l. Dieser Wert wird von gut 20 % der Proben im 1. Grundwasserleiter überschritten. Insgesamt sind die Mangan-Konzentrationen im 1. Grundwasserleiter als hoch einzustufen, was die obige These einer anthropogenen Beeinflussung der Mangan-Konzentration im 1. Grundwasserleiter stützt.

Knapp 40 % der Grundwasserproben wurden aus Grundwassermeßstellen entnommen, die mit Metallrohren ausgebaut wurden. Die übrigen Grundwassermeßstellen sind mit PE- oder PVC-Material ausgebaut. Vergleiche der Analysen aus Grundwassermeßstellen mit Kunststoff- bzw. Metallausbau zeigen, daß die mittleren Eisen- und Mangan-Gehalte der Grundwassermeßstellen mit Metallverrohrung über denen mit Nichtmetallausbau liegen. Im

Rund 40 % der Grundwasserproben aus dem 1. Grundwasserleiter haben Eisen-Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 mg/l. Der Medianwert ist mit 0,3 mg/l gering und nur 30 % der Proben haben Eisen-Gehalte über 1 mg/l. Andererseits haben 10 % der Proben Eisen-Konzentrationen größer 8 mg/l und der höchste gemessene Wert ist 42,5 mg/l. SCHLEYER & KERNDORFF (1992) geben als Orientierungswerte für geogene Eisen-Konzentrationen in Lockersedimenten Werte kleiner 0,02 bis 3 mg/l an und halten eine anthropogene Beeinflussung ab 8 mg/l für wahrscheinlich. Die Mehrheit der Grundwasserproben im 1. Grundwasserleiter

1. Grundwasserleiter steigt bei Eisen der Median von 0,17 mg/l auf 0,73 mg/l (Abb. 37a) und bei Mangan von 0,27 auf 0,44 mg/l (Abb. 37b) an. Im 2. Grundwasserleiter liegt der Median von Eisen bei Proben aus Meßstellen mit Nichtmetallausbau bei 2,4 mg/l und bei Proben aus Grundwassermeßstellen mit Metallausbau bei 3,8 mg/l (Abb. 37c). Bei Mangan ist im 2. Grundwasserleiter keine Abhängigkeit vom Ausbaumaterial der Meßstellen zu erkennen, hier liegt der Medianwert der Analysen aus Meßstellen mit Nichtmetallausbau sogar geringfügig höher (0,29 mg/l) als bei den Meßstellen mit Metallausbau (0,27 mg/l, Abb. 37d).

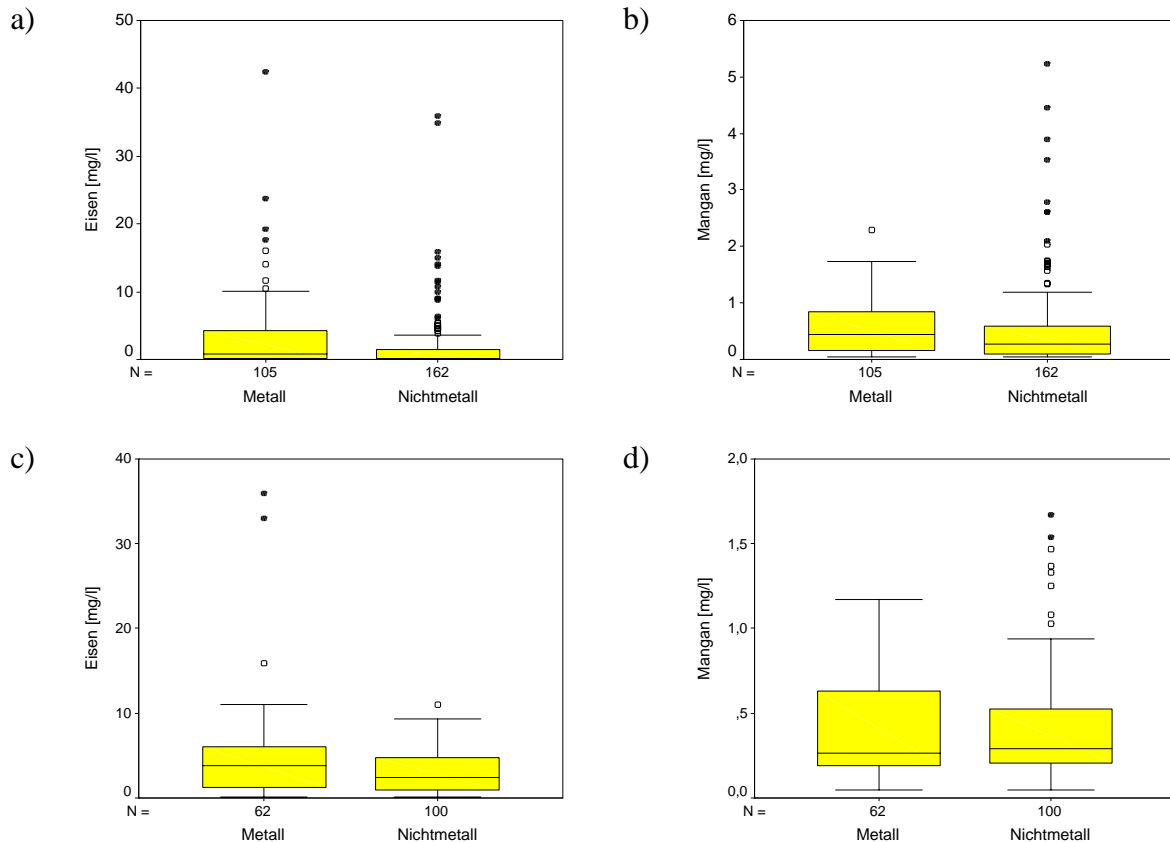


Abb. 37: Abhängigkeit der Konzentration von Eisen und Mangan vom Ausbaumaterial der Grundwassermeßstellen im a) + b) 1. und c) + d) 2. Grundwasserleiter

Allerdings zeigen Boxplot-Diagramme, daß sehr hohe Konzentrationen und Extremwerte nicht auf Grundwassermeßstellen mit Metallausbau beschränkt sind, sondern ebenso in Grundwasserproben aus Meßstellen mit Kunststoffverrohrung auftreten (Abb. 37).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Grundwasserbeschaffenheit im 1. und 2. Grundwasserleiter auffallend ähnlich ist. Dies kann durch eine massive Zusickerung von Wasser aus dem 1. Grundwasserleiter in den 2. Grundwasserleiter erklärt werden. Durch die im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes abwärtsgerichteten Druckgradienten und die unzureichende Ausbildung des Saalegeschiebemergels als Grundwassernichtleiter kann dies schlüssig erklärt werden (Kapitel 3.4 & Abb. 73a in Kapitel 4.5.1).

Insgesamt ist die Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter homogener. Dies zeigt sich in der wesentlich geringeren Anzahl an Ausreißern und Extremwerten und den kleineren Spannweiten. Die hohe Variabilität im 1. Grundwasserleiter wird hauptsächlich durch anthropogenen Eintrag von der Oberfläche verursacht, durch Diffusion und Dispersion kommt es entlang der Strompfade zum Ausgleich von Extremwerten.

Die Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit entstehen durch den Abbau von organischer Substanz, wodurch der Sauerstoff-Gehalt und das Redoxpotential absinken und die Hydrogenkarbonat- und Sulfat-Konzentrationen ansteigen. Nitrat wird denitrifiziert, wobei als Zwischenprodukte Nitrit und Ammonium entstehen können. Die Konzentrationen von Kalium und Phosphat verringern sich durch Sorption.

4.2 Vertikale Zonierung innerhalb der Grundwasserleiter

Die Kenntnis möglicher vertikaler Zonierungen ist Voraussetzung für eine korrekte geostatistische Analyse und wesentlich zur Abschätzung potentieller Fehler bei einer zweidimensionalen Regionalisierung.

Für die Betrachtung möglicher Zusammenhänge zwischen der Grundwasserbeschaffenheit und der Tiefe sind besonders Mehrfachmeßstellen von Interesse. Als Mehrfachmeßstellen werden Grundwassermeßstellen bezeichnet, die in geringen Abständen voneinander stehen und in verschiedenen Teufenbereichen verfiltert sind. Im Untersuchungsgebiet gibt es zwei Arten von Mehrfachmeßstellen: Die Grundwassermeßstellen wurden entweder gemeinsam in einer Bohrung mit großem Durchmesser eingebaut oder entlang einer Linie wurden in Abständen von ca. 1 bis 2 m Einzelbohrungen abgeteuft und zu Grundwassermeßstellen ausgebaut.

Von den 204 beprobten Grundwassermeßstellen gehören 105 zu Mehrfachmeßstellen. Von diesen gehören 56 zu Mehrfachmeßstellen, die je eine Meßstelle im 1. und 2. Grundwasserleiter haben, woraus sich eine Anzahl von 28 Mehrfachmeßstellen dieses Typs ergibt. Die übrigen 49 Grundwassermeßstellen teilen sich auf 18 Mehrfachmeßstellen auf, die 2 bis 4 Grundwassermeßstellen pro Grundwasserleiter haben.

Analyse der Spannweiten von Mehrfachmeßstellen

Als relatives Maß für Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit mit der Tiefe kann die Spannweite der einzelnen Parameter bei Mehrfachmeßstellen genutzt werden. Um zeitliche Veränderungen auszuschließen, wurden die Untersuchungen exemplarisch am Datensatz der Meßkampagne vom Herbst 1994 durchgeführt. Dieser Datensatz wurde ausgewählt, weil er mit 102 Analysen aus dem 1. Grundwasserleiter und 66 Analysen aus dem 2. Grundwasserleiter der umfangreichste ist.

Während dieser Probenahme wurden je sechs Mehrfachmeßstellen im 1. und 2. Grundwasserleiter beprobt. Die Spannweiten dieser Mehrfachmeßstellen wurden mit der Spannweite aller während dieser Meßkampagne gewonnenen Grundwasseranalysen aus dem 1. bzw. 2. Grundwasserleiter verglichen (Abb. 38a-f). Eisen und Mangan wurden nur in zwei der Mehrfachmeßstellen gemessen und deshalb nicht berücksichtigt.

Die Spannweiten der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe und der physikochemischen Parameter sind bei den einzelnen Mehrfachmeßstellen stark unterschiedlich. Es gibt im Verhältnis zur Spannweite aller Meßstellen kleine bis sehr große Spannweiten. So treten z. B. bei Natrium (Abb. 38c) Spannweiten von 10 bis 160 mg/l auf. Ähnliche Größenunterschiede haben auch die Spannweiten der übrigen Ionen, der Nährstoffe und physikochemischen Parameter.

Dabei ändert sich die relative Größe der Spannweite jeder Mehrfachmeßstelle mit den betrachteten Parametern, d. h. keine Mehrfachmeßstelle hat durchgängig für alle Parameter eine relativ kleine oder eine relativ große Spannweite. Betrachtet man als Beispiel die Mehrfachmeßstelle Rb1/78 im 1. Grundwasserleiter, so hat diese für Natrium (Abb. 38c) eine

relativ kleine Spannweite (15 mg/l) aber für Sulfat (Abb. 38e) eine sehr große Spannweite (454 mg/l).

Die Spannweiten der Mehrfachmeßstellen sind im 2. Grundwasserleiter oft kleiner als im 1. Grundwasserleiter, dies entspricht den Ergebnissen der Vergleiche der Gesamtverteilungen zwischen dem 1. und 2. Grundwasserleiter (Kapitel 4.1). Eine Ausnahme ist das Hydrogenkarbonat (Abb. 38f), dessen Gesamtspannweite ist zwar mit 431 mg/l im 2. Grundwasserleiter wesentlich geringer als im 1. Grundwasserleiter (988 mg/l), aber die Werte der Mehrfachmeßstellen sind mit 100 bis 300 mg/l deutlich höher als im 1. Grundwasserleiter.

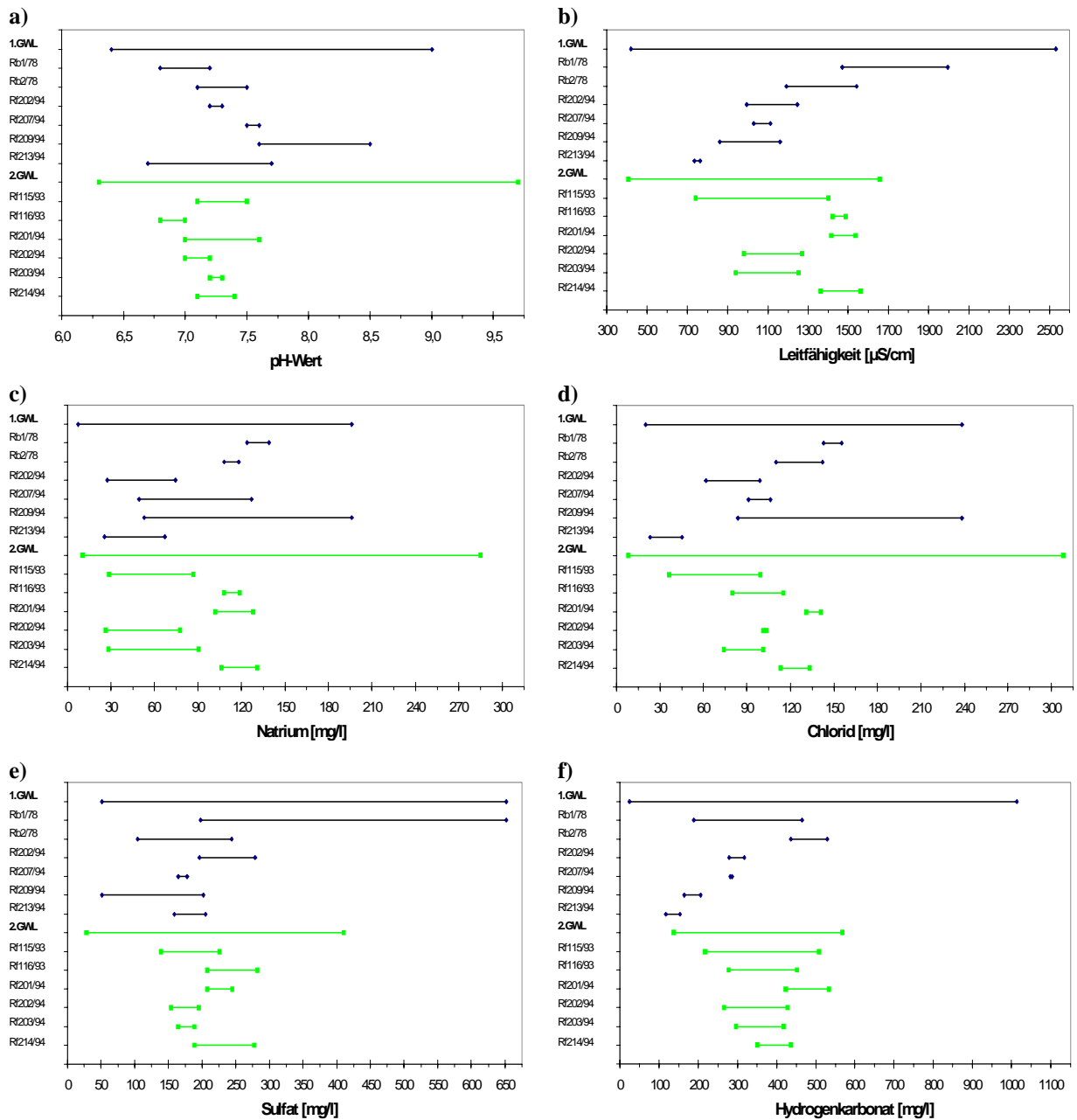


Abb. 38: Vergleich der Spannweiten aller Meßstellen im 1. bzw. 2. Grundwasserleiter der Probenahme vom Herbst 1994 mit den Spannweiten von Mehrfachmeßstellen mit 2 bis 4 Meßstellen pro Grundwasserleiter

Von besonderem Interesse ist die Beobachtung, daß sehr hohe Konzentrationen mit sehr großen Spannweiten zusammenhängen. Dies ist besonders gut bei Natrium, Chlorid und Sulfat im 1. Grundwasserleiter zu erkennen (Abb. 38c,d,e). Hier wurden die Maximal-Konzentrationen der Meßkampagne in Mehrfachmeßstellen gemessen (Na^+ und Cl^- in Rf209/94 196 mg/l bzw. 238 mg/l, SO_4^{2-} in Rb1/78 652 mg/l) und diese Mehrfachmeßstellen haben sehr große Spannweiten ($\text{Na}^+ = 143$ mg/l, $\text{Cl}^- = 154$ mg/l und $\text{SO}_4^{2-} = 454$ mg/l). Das bedeutet, daß sehr hohe Konzentrationen wahrscheinlich nicht oder nur selten über die gesamte Mächtigkeit der Grundwasserleiter auftreten. Vielmehr kann man davon ausgehen, daß sehr hohe Konzentrationen zumindest in der Vertikalen eine auf wenige Meter beschränkte Ausdehnung haben. Diese Beobachtung wurde auch für die Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Ammonium gemacht.

Auffallend sind die deutlichen Parallelen zwischen den Spannweiten der Mehrfachmeßstellen im 1. Grundwasserleiter für die Leitfähigkeit, Natrium, Chlorid und Hydrogenkarbonat sowie die gegenläufige Korrelation zwischen der Leitfähigkeit und dem pH-Wert (Abb. 38). Es ist anzunehmen, daß zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und den Konzentrationen von Natrium, Chlorid und Hydrogenkarbonat eine positive und zum pH-Wert eine negative Korrelation besteht (Kapitel 4.4.1).

Zusammenhang zwischen der Grundwasserbeschaffenheit und der Teufe

Für die spätere geostatistische Auswertung ist es wichtig, ob ein Zusammenhang zwischen der relativen Teufe der Filterstrecke und der Grundwasserbeschaffenheit besteht. Um mögliche Tendenzen zu erkennen, wurden für den Datensatz des 1. Grundwasserleiters der Meßkampagne vom Herbst 1994 Diagramme erstellt, die die Grundwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit von der Höhe der Wassersäule über den Filtermittelpunkt darstellen. Dabei wurden nur Grundwassermeßstellen mit Filterstrecken bis 6 m Länge berücksichtigt, um den Entnahmbereich klein zu halten. Für den 2. Grundwasserleiter wurde ebenfalls der Datensatz vom Herbst 1994 ausgewertet, wobei als Maß für die Tiefe die Höhe des Filtermittelpunktes in Metern über NN gewählt wurde (die Geländehöhen variieren zwischen 40 und 45 m ü. NN). Berücksichtigt wurden nur Grundwassermeßstellen mit Filterlängen bis zu 4 m.

Im 1. Grundwasserleiter bestehen zwischen den meisten physikochemischen Parametern sowie den Nährstoffen und der Teufe deutliche Zusammenhänge. Anders verhält es sich im 2. Grundwasserleiter, wo es außer beim Kalium keine klaren Zusammenhänge gibt (Tab. 7). Dabei muß berücksichtigt werden, daß die Probenzahl mit 55 Proben im 2. Grundwasserleiter geringer ist als mit 82 Proben im 1. Grundwasserleiter. Weiterhin ist es im 2. Grundwasserleiter, durch die höhere Anzahl von Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze bei den Nährstoffen und die insgesamt schwierigere Abschätzung der relativen Teufe, problematischer Zusammenhänge zu erkennen.

Im 1. Grundwasserleiter ist ein Rückgang der Spannweiten von Temperatur und Leitfähigkeit mit steigender Teufe zu beobachten. Bei der Temperatur ist dies auf den abnehmenden Einfluß der Lufttemperatur und den Wärmeausgleich im Grundwasserleiter zurückzuführen. Die Leitfähigkeit des oberflächennahen Grundwassers wird stark vom Sickerwasser beeinflusst, dessen Beschaffenheit entsprechend anthropogener Beeinflussung, Bodenart und Niederschlagsmenge stark variieren kann. Mit zunehmender Teufe wird der Einfluß des Sickerwassers geringer und Prozesse wie Durchmischung, Sorption und Lösung führen zu einem Ausgleich in der Grundwasserbeschaffenheit.

Tab. 7: Qualitativer Zusammenhang zwischen Grundwasserbeschaffenheit und relativer Teufe, WS = Wassersäule

	1. Grundwasserleiter	2. Grundwasserleiter
T	Spannweite nimmt mit Teufe ab, T > 10,5 °C nur bei WS < 10 m	kein Zusammenhang erkennbar
pH	pH < 6,7 nur bis WS < 6 m	kein Zusammenhang erkennbar
Eh	tendenziell gibt es mehr Werte > 350 mV bei WS < 8 m, auffällig niedrige Werte auch bei sehr kleiner WS	kein Zusammenhang erkennbar
O₂	O ₂ > 3 mg/l nur bei WS < 4 m	kein Zusammenhang erkennbar
Lf	Spannweite nimmt mit Teufe ab	kein Zusammenhang erkennbar
CSB	hohe Konzentrationen (> 25 mg/l) vor allem bis WS < 4 m	kein Zusammenhang erkennbar
DOC	tendenziell Abnahme der Werte mit der Teufe	kein Zusammenhang erkennbar
Na⁺	kein Zusammenhang erkennbar	kein Zusammenhang erkennbar
K⁺	kein Zusammenhang erkennbar	Abnahme der hohen Konzentrationen mit der Teufe
Ca²⁺	evtl. hohe Werte (> 250 mg/l) bevorzugt in geringen Tiefen	kein Zusammenhang erkennbar
Mg²⁺	evtl. hohe Werte (> 20 mg/l) bevorzugt in geringen Tiefen	kein Zusammenhang erkennbar
Cl⁻	kein Zusammenhang erkennbar	kein Zusammenhang erkennbar
HCO₃⁻	sehr niedrige Werte (< 100 mg/l) nur bis 2 m WS	bei großen Tiefen bevorzugt hohe Werte (> 350 mg/l)
SO₄²⁻	kein Zusammenhang erkennbar	kein Zusammenhang erkennbar
NO₃⁻	deutliche Abnahme mit Teufe	tendenziell Abnahme mit Teufe
NO₂⁻	tendenziell Abnahme mit Teufe	kein Zusammenhang erkennbar
NH₄⁺	hohe Werte (> 3 mg/l) nur bis 5 m WS	kein Zusammenhang erkennbar
PO₄³⁻	deutliche Abnahme mit Teufe	tendenziell Abnahme mit Teufe
Fe²⁺	kein Zusammenhang erkennbar	tendenziell Zunahme mit Teufe
Mn²⁺	kein Zusammenhang erkennbar	kein Zusammenhang erkennbar

Durch die Oxidation von organischer Substanz sinken Sauerstoff-Gehalt und CSB-Konzentration im 1. Grundwasserleiter mit zunehmender Teufe, ein Absinken der DOC-Werte ist aber nicht zu erkennen. Es wäre auch zu erwarten gewesen, daß das Redoxpotential mit der Teufe absinkt, dies ist jedoch nicht der Fall. Allerdings werden hohe Redoxpotentiale (> 350 mV) nur in Bereichen bis 8 m Wassersäule gemessen. Interessant sind die niedrigen Redoxpotentiale (< 250 mV) in Nähe der Grundwasseroberfläche. Wahrscheinlich stehen diese im direkten Zusammenhang mit der Beeinflussung durch Abwasser, was ein mittleres Redoxpotential von 170 mV hat.

Für den pH-Wert ist keine Abfolge mit der Teufe erkennbar, aber es fällt auf, daß pH-Werte kleiner 6,7 nur bis zu 6 m Wassersäule vorkommen. Es ist also davon auszugehen, daß eine Pufferung über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht stattfindet, eine mögliche Erhöhung des pH-Wertes kann auch indirekte Folge des Abbaus organischer Substanz sein.

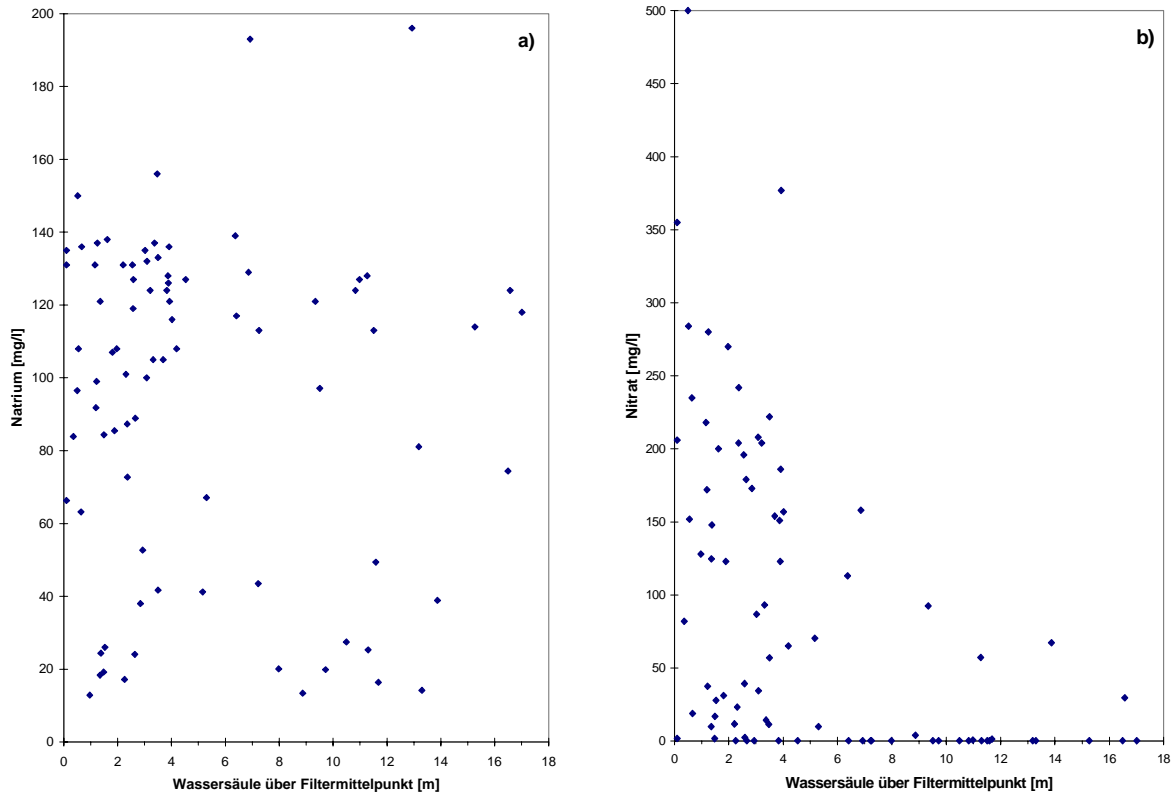


Abb. 39: Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit im 1. Grundwasserleiter mit der Teufe a) Natrium-Konzentrationen im 1. Grundwasserleiter b) Nitrat-Konzentration im 1. Grundwasserleiter

Ein Zusammenhang zwischen den Konzentrationen der Hauptanionen und -kationen und der Höhe der Wassersäule ist im 1. Grundwasserleiter nicht erkennbar. Die Werte streuen unabhängig von der Teufe, wie am Beispiel des Natriums in Abb. 39a dargestellt ist. Daß eine Produktion von Hydrogenkarbonat stattfindet deutet sich an, da sehr niedrige Konzentrationen (< 100 mg/l) nur bis 2 m Wassersäule gemessen wurden.

Anders ist die Situation bei den Nährstoffen. Eine klare Abnahme mit der Teufe zeigt sich für Phosphat und Nitrat (Abb. 39b), wobei niedrige Werte über alle Teufen gemessen werden. Bei Ammonium und Nitrit wurden insgesamt nur wenige hohe bis sehr hohe Werte gemessen, diese treten alle im Bereich bis 5 m Wassersäule auf. Vermutlich wurden diese hohen Werte anthropogen verursacht; durch die im oberflächennahen Wasser vorherrschenden Eh/pH-Bedingungen sind Ammonium und Nitrit nicht stabil.

Für die Schwermetalle Eisen und Mangan können im 1. Grundwasserleiter keine klaren Zusammenhänge mit der Teufe ausgemacht werden. Auffallend ist die Häufung von Werten unterhalb der Nachweisgrenze im oberflächennahen Bereich (WS < 4 m).

Im 2. Grundwasserleiter sind die Zusammenhänge zwischen der Grundwasserbeschaffenheit und der Teufe wesentlich geringer. Jedoch ist zu erkennen, daß für Hydrogenkarbonat im tiefen Bereich des 2. Grundwasserleiters vor allem hohe Werte (> 400 mg/l) und für Kalium verstärkt niedrige Werte (< 5 mg/l) gemessen werden (Abb. 40). Ansteigende Hydrogenkarbonat-Gehalte können auf den Abbau organischer Substanz und die Lösung von Calcit zurückgeführt werden, während die Kalium-Gehalte wahrscheinlich aufgrund von Sorption abnehmen.

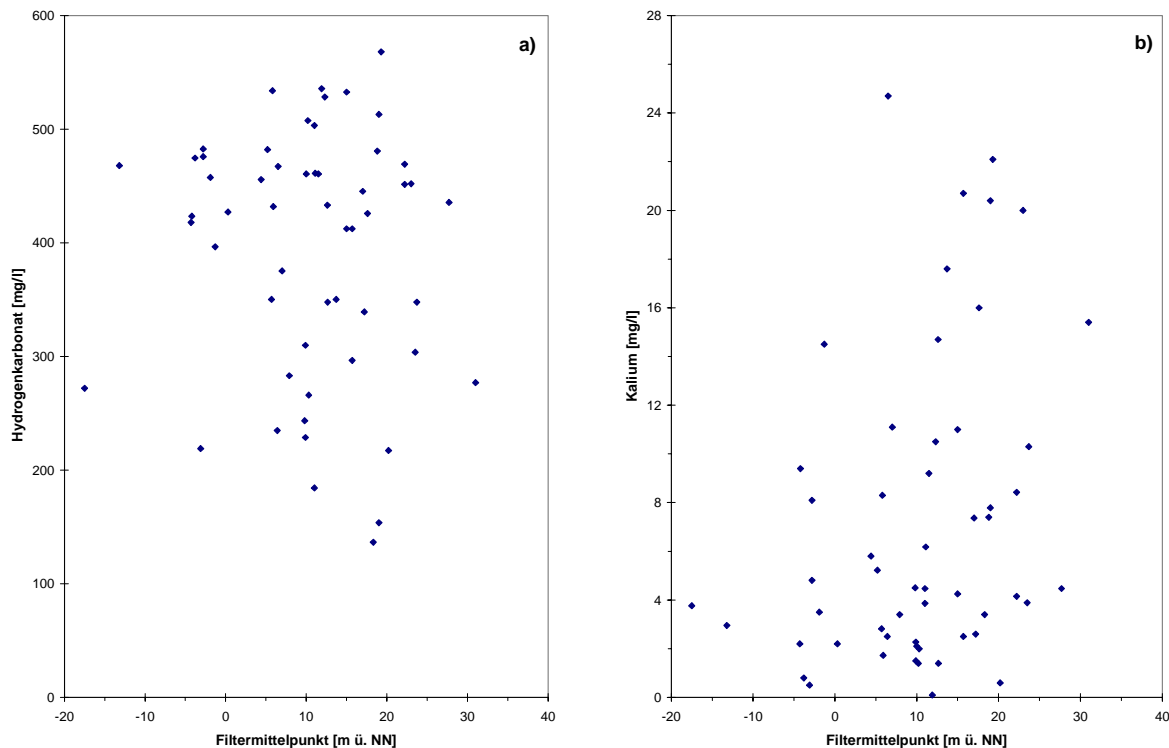


Abb. 40: Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter mit der Teufe, a) Hydrogenkarbonat und b) Kalium im 2. Grundwasserleiter

Für die Nährstoffe Nitrat und Phosphat kann eine tendenzielle Abnahme mit der Teufe angenommen werden, allerdings kommen die Nährstoffe im 2. Grundwasserleiter insgesamt nur noch vereinzelt in hohen Konzentrationen vor, weil bereits im 1. Grundwasserleiter ein entsprechender Abbau durch Reduktion bzw. Sorption stattgefunden hat.

Bei Eisen ist eher mit einer tendenziellen Zunahme der Werte, in Folge von Reduktion von Eisen(III)-Oxiden zu rechnen. Eine vergleichbare Tendenz ist für Mangan hingegen nicht zu erkennen, hier nehmen die Werte eher mit der Tiefe ab. Dies könnte ein weiterer Hinweis darauf sein, daß die Mangan-Gehalte anthropogen erhöht sind.

4.3 Zweidimensionale geostatistische Analyse der Grundwasserbeschaffenheit

Die Ergebnisse der Auswertung zur vertikalen Variabilität (Kapitel 4.2) lassen im 1. Grundwasserleiter für einige Parameter, vor allem die Nährstoffe und physikochemischen Parameter, eine dreidimensionale Betrachtung sinnvoll erscheinen. Trotzdem müssen sich die folgenden Auswertungen auf eine zweidimensionale Betrachtung beschränken, da die vorhandene Datenbasis keine dreidimensionale Betrachtung ermöglicht.

Für die Erstellung von Variogrammen und zur Regionalisierung wurde im 1. Grundwasserleiter für Daten aus Mehrfachmeßstellen der arithmetische Mittelwert der Einzelwerte eingesetzt. Wie die Analyse von Spannweiten der Mehrfachmeßstellen (Kapitel 4.2) ergeben hat, treten Extremwerte nicht über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters auf, sondern sind zumeist auf wenige Meter beschränkt. Durch die Mittelwertbildung gehen diese Informationen verloren und Extremwerte werden abgeschwächt.

Die geringe Anzahl von Meßwerten im 2. Grundwasserleiter bei den Kampagnen vom Sommer 1993, Winter 1994/95 und Herbst 1997 (Tab. 4) erlaubt es nicht, Variogramme für diese Kampagnen zu erstellen. Statt dessen wurden alle Kampagnen gemeinsam ausgewertet.

Hierzu wurden wie bereits im 1. Grundwasserleiter, die Werte aus Mehrfachmeßstellen gemittelt. Zusätzlich wurde für Grundwassermeßstellen, die bei zwei oder mehr Kampagnen gemessen wurden, der arithmetische Mittelwert eingesetzt. Damit ergab sich für die Variographie (Kapitel 4.3.2) ein Datensatz mit 60 Stützstellen im Modellgebiet (Abb. 54). Die durch die Mittelung auftretenden Fehler können im Rahmen der möglichen Genauigkeit bei der Regionalisierung als vertretbar eingestuft werden, weil die zeitliche Variabilität im 2. Grundwasserleiter gering ist (Kapitel 4.5). Bei größeren Fehlern hätte ein deutlicher Nuggeteffekt in den Variogrammen auftreten müssen.

4.3.1 Qualitative Einschätzung der räumlichen Variabilität

Die räumliche Verteilung der einzelnen Parameter der Grundwasserbeschaffenheit wurde zunächst in klassifizierten Punktkarten (Abb. 41, Abb. 42, Abb. 43) dargestellt. Zur besseren Orientierung und zur Abschätzung eines möglichen Einflusses der Rieselfeldwirtschaft wurde in diesen Karten ebenfalls die Lage der ehemaligen Rieselfelder eingezeichnet.

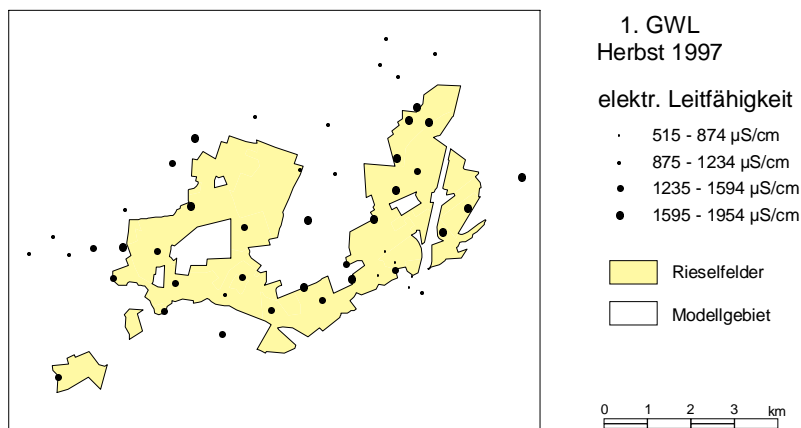


Abb. 41: Klassifizierte Punktkarte der elektrischen Leitfähigkeit im 1. Grundwasserleiter im Herbst 1997 (für Mehrfachmeßstellen wird der arithmetische Mittelwert dargestellt)

Hier treten bevorzugt niedrige Werte im Bereich der ehemaligen Rieselfeldflächen auf. Im 2. Grundwasserleiter ist dieser Zusammenhang für Hydrogenkarbonat und Nitrit nicht zu erkennen, und bei CSB und Phosphat nur schwach. Bei den übrigen Parametern ist weder im 1. noch im 2. Grundwasserleiter visuell ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Meßwerte und der Lage der ehemaligen Rieselfeldflächen auszumachen.

Im 1. Grundwasserleiter fällt auf, daß bei allen Parametern hohe und niedrige Meßwerte in unmittelbarer Nachbarschaft (wenige hundert Meter) voneinander auftreten können und die Variabilität der Werte oft sehr kleinräumig ist. Im 2. Grundwasserleiter sind große Differenzen zwischen den Werten benachbarter Meßstellen wesentlich seltener. Sicherlich ist dies u. a. auf die Mittelwertbildung zurückzuführen, wahrscheinlich ist es aber vor allem die im 2. Grundwasserleiter dominante horizontale Strömung, die zu einer größeren räumlichen Kontinuität führt. Die Beobachtung einer größeren räumlichen Kontinuität im 2. Grundwasserleiter stimmt gut mit der in Kapitel 4.1 gemachten Beobachtung einer insgesamt homogenen Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter überein.

Im 1. Grundwasserleiter besteht für die physikochemischen Parameter Leitfähigkeit (Abb. 41) und pH-Wert, den CSB-Gehalt (Abb. 43), die Alkalien Natrium und Kalium, die Anionen Chlorid (Abb. 42) und Hydrogenkarbonat sowie für die Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Phosphat ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Lage der Rieselfelder und hohen Werten. Eine Ausnahme ist der pH-Wert.

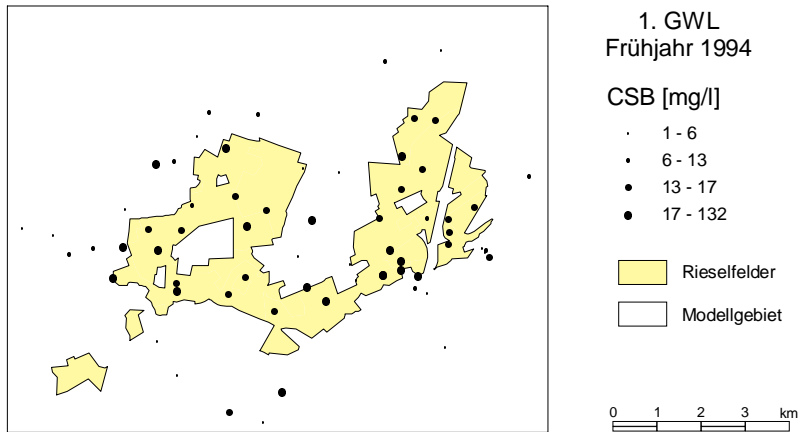


Abb. 43: Klassifizierte Punktkarte der CSB Konzentration im 1. Grundwasserleiter im Frühjahr 1994 (für Mehrfachmeßstellen wird der arithmetische Mittelwert dargestellt)

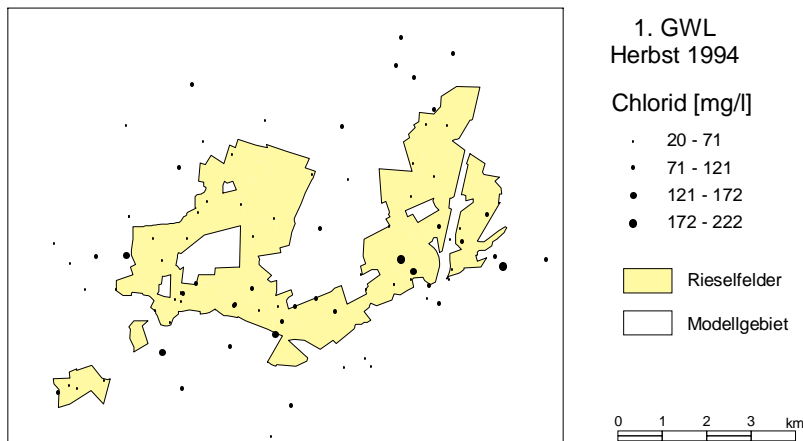


Abb. 42: Klassifizierte Punktkarte der Chlorid-Konzentration im 1. Grundwasserleiter im Herbst 1994 (für Mehrfachmeßstellen wird der arithmetische Mittelwert dargestellt)

Um diese Beobachtungen weiter zu stützen wurde eine Moving Window-Statistik durchgeführt. Im 1. Grundwasserleiter wurde dazu der Datensatz vom Herbst 1994 ausgewählt, im 2. Grundwasserleiter der gemeinsame Datensatz aller Kampagnen (s. o.). Für die Moving Window-Statistik wurde das Modellgebiet in 3 km * 3 km große Quadrate aufgeteilt, die jeweils einen Überlappungsbereich von 1 km zu den benachbarten Quadraten hatten. Für die Berechnung der statistischen Kennzahlen wurden die Quadrate ausgewählt, in denen mindestens vier Meßpunkte lokalisiert waren. Für den 1. Grundwasserleiter ergab sich eine Anzahl von 21 Quadraten mit vier bis sechzehn Meßpunkten und für den 2. Grundwasserleiter von 20 Quadraten mit vier bis acht Meßpunkten.

Für die einzelnen Quadrate wurde der arithmetische Mittelwert, die Standardabweichung und der Variationskoeffizient berechnet. Die visuelle Auswertung der klassifizierten Punktkarten wird durch die Moving Window-Statistik insofern gestützt, daß für keinen Parameter ein über das gesamte Modellgebiet homogener Mittelwert gefunden wurde und die Standardabweichung der verschiedenen Quadrate mehr oder weniger stark streut. Bei der statistischen Auswertung konnten die Parameter zudem in drei Gruppen unterteilt werden: Die erste Gruppe umfaßt die Parameter mit relativ geringen Variationskoeffizienten (im Mittel kleiner 0,2). Dies sind die Temperatur, der pH-Wert, das Redoxpotential, die elektrische Leitfähigkeit, Calcium, Magnesium, Chlorid, Hydrogenkarbonat und Sulfat. Die zweite Gruppe mit mittleren bis hohen Variationskoeffizienten (im Mittel 0,2 bis 0,8) umfaßt den Sauerstoff-, den CSB- und DOC-Gehalt, Natrium, Kalium, Nitrat und Mangan. Die dritte Gruppe bilden die Parameter mit sehr hohen Variationskoeffizienten (im Mittel größer 0,8) wie Nitrit, Ammonium, Phosphat und Eisen (Abb. 44).

Hohe Variationskoeffizienten können verschiedene Ursachen haben, wie z. B. eine lognormale Verteilung, das Auftreten von Extremwerten oder eine fehlende räumliche Kontinuität verursacht durch einen kleinräumigen Wechsel von Werten. Die Gruppe mit sehr hohen Variationskoeffizienten wird ausschließlich von Parametern mit einer annähernd lognormalen Verteilung gebildet, in der Gruppe mit mittleren bis hohen Variationskoeffizienten haben nur Natrium und Kalium keine lognormale Verteilung. Allerdings wird die Verteilung von Kalium stark durch Extremwerte verzerrt und die Verteilung von Natrium ist deutlich bimodal (Kapitel 4.1).

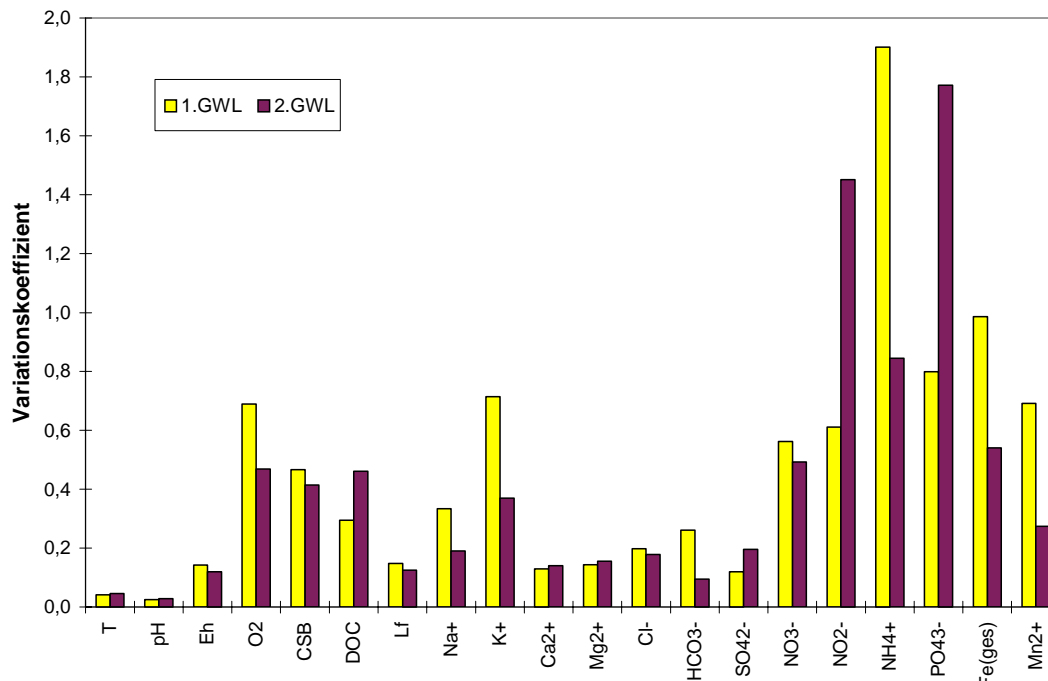


Abb. 44: Vergleich der mittleren Variationskoeffizienten der Moving Window-Statistik für den 1. und 2. Grundwasserleiter

Ein Vergleich der Variationskoeffizienten für den 1. und 2. Grundwasserleiter zeigt, daß wesentliche Unterschiede vor allem bei den Parametern auftreten wo Extremwerte die Verteilung stark verzerren. Dann kann der Variationskoeffizient im 2. Grundwasserleiter größer als der im 1. Grundwasserleiter sein, dies ist der Fall bei DOC, Nitrit und Phosphat (Abb. 44).

Die Moving Window-Statistik wurde weiterhin genutzt, um zu prüfen, bei welchen Parametern ein Proportionalitätseffekt auftritt (Abb. 45). Wie in Kapitel 2.2.1 ausgeführt, ist für diese Parameter das experimentelle Semivariogramm durch die Abhängigkeit zwischen der Semivarianz und dem Mittelwert der Schrittweiten zur Beschreibung der räumlichen Zusammenhänge generell ungeeignet. Im 1. Grundwasserleiter wurde ein sehr deutlicher Proportionalitätseffekt für CSB, DOC, Sauerstoff, die Nährstoffe Nitrit, Ammonium und Phosphat sowie die Schwermetalle Eisen und Mangan festgestellt. Im 2. Grundwasserleiter ist für die Nährstoffe Nitrat, Ammonium und Phosphat, den Sauerstoff-Gehalt sowie Eisen und Mangan ein Proportionalitätseffekt klar erkennbar. Für Parameter mit Proportionalitätseffekt wurde bei der Variographie (Kapitel 4.3.2) mit dem Indikatoransatz gearbeitet.

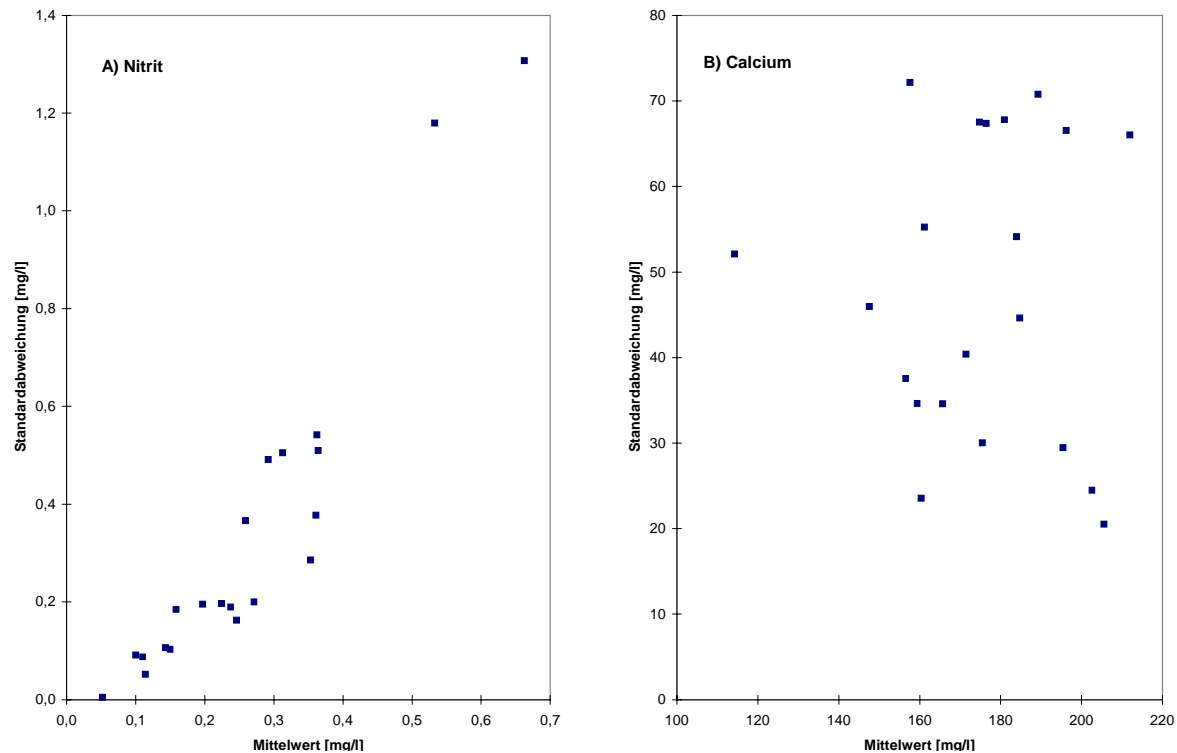


Abb. 45: Streuung der Mittelwerte und der Standardabweichungen bei der Moving Window-Statistik, A) mit Proportionalitätseffekt Bsp. Nitrit, B) ohne Proportionalitätseffekt Bsp. Calcium, Datensatz vom Herbst 1994, 1. Grundwasserleiter

4.3.2 Variographie der Grundwasserbeschaffenheit

Als Variogramm-Modelle kamen nur das sphärische Modell und das Nugget-Modell sowie Kombinationen dieser beiden Modelle zum Einsatz. Das Potenzmodell konnte nicht sinnvoll verwendet werden, da die experimentellen Semivariogramme aller Parameter einen Schwellenwert erreichen. Ebenso ungeeignet war das Gauß'sche Modell, da kein Parameter die dafür notwendige, besonders hohe räumliche Kontinuität aufweist. Die mit dem exponentiellen Modell erzeugten Variogramme zeigten eine gegenüber dem sphärischen Modell deutlich schlechtere Anpassung an die experimentellen Semivariogramme, so daß dem sphärischen Modell der Vorzug gegeben wurde.

Im Vergleich mit den Ergebnissen anderer geostatistischer Untersuchungen an Grundwasserbeschaffenheitsdaten (u. a. SAMPER & NEUMAN, 1989; ISTOK et al., 1993 und SCHAFMEISTER, 1999) sind die Reichweiten der Variogramm-Modelle aller Parameter durchweg klein. In den oben genannten Untersuchungen liegen die Reichweiten zwischen 4 und 18 km, wobei die mit 4 km niedrigste Reichweite für Nitrat an einem kontaminierten Standort in Ontario von ISTOK et al., (1993) ermittelt wurde. SCHAFMEISTER (1999) fand Werte bis 18 km für die Faktoren einer Faktorenanalyse der Grundwasserbeschaffenheitsdaten aus dem Oderbruch in Brandenburg. Die maximale Reichweite des in der vorliegenden Arbeit untersuchten Datensatzes ist 3800 m für Natrium im 2. Grundwasserleiter. Die Reichweiten der übrigen Parameter sind zumeist wesentlich geringer (Tab. 10, Tab. 11).

Da die Reichweiten der Variogramm-Modelle relativ stark von der subjektiven Anpassung des Bearbeiters abhängen und für Variogramme, die mit unterschiedlichen Schrittweiten berechnet wurden, durchaus variieren können, wurde auf die Angabe der exakten Werte verzichtet und statt dessen eine relative Klassifikation eingeführt (Tab. 8). Hierin werden die Reich-

weiten in 500 m Schritten abgestuft und mit Bezeichnungen von sehr klein (< 1000 m) bis sehr groß (> 2500 m) belegt. Mit der Klassifikation der Reichweite ist der R-Wert verbunden, der ein Maß für den Einfluß der Reichweite auf eine mögliche Regionalisierung mittels Kriging ist. Der R-Wert wird in Kapitel 4.3.3 ausführlich diskutiert.

An dieser Stelle soll noch einmal betont werden, daß die gewählten Klassenbezeichnungen "sehr klein" bis "sehr groß" sich auf den Datensatz der Rieselfelder beziehen. Im Vergleich zur Grundwasserbeschaffenheit vieler anderer Regionen sind die Reichweiten aller Parameter der vorliegenden Arbeit klein.

Tab. 8: Klassifikation der Variogramm Reichweiten und Definition des R-Wertes

Reichweite [m]	Klassifikation	R-Wert (1.GWL)	R-Wert (2.GWL)
< 1000	sehr klein	0	0
1000 - 1499	klein	0	0
1500 - 1999	mittel	1	0
2000 - 2500	groß	2	1
> 2500	sehr groß	3	2

Bei etlichen Parametern ist die räumliche Kontinuität kleiner als die geringsten Beprobungsabstände, der Schwellenwert der dazu gehörigen experimentellen Semivariogramme wird bereits in der kürzesten Abstandsklasse erreicht. Diese experimentellen Semivariogramme können nur durch ein reines Nugget-Modell beschrieben werden.

Insgesamt wurde bei sehr vielen Variogrammen, vor allem im 1. Grundwasserleiter ein Nuggeteffekt festgestellt. Nuggeteffekte, die durch kleinräumige Variabilität aufgrund lokal wirkender Prozesse mit geringer räumlicher Ausdehnung, zu geringer Beprobungsdichte und/oder Fehler bei der Probenahme, Analytik oder Datenverarbeitung entstehen können, sind nicht ungewöhnlich und die gefundenen Größenordnungen stimmen mit denen vergleichbarer Arbeiten durchaus überein.

Um die Nuggeteffekte miteinander vergleichen und bewerten zu können, wurde, wie für die Reichweite eine Klassifikation eingeführt (Tab. 9). Dazu wurde der prozentuale Anteil des Nugget-Modells am Gesamtschwellenwert des Variogramm-Modells berechnet und mit Bezeichnungen von gering bis sehr groß belegt. Diese Bezeichnungen sind unabhängig vom Datensatz und können im Gegensatz zur Klassifikation der Reichweite auf andere Datensätze übertragen werden. Der in Tab. 9 aufgeführte N-Wert wird in Kapitel 4.3.3 erläutert.

Tab. 9: Klassifikation des Nuggets und Definition des N-Wertes (C = Schwellenwert)

Nugget [% von C]	Klassifikation	N-Wert
0	kein Nugget	4
1 - 19	gering	3
20 - 49	mittel	2
50 - 80	groß	1
> 80	sehr groß	0

Die Berechnung der experimentellen Semivariogramme und die Anpassung der Variogramm-Modelle erfolgte mit dem Programm VARIOWIN, Vers. 2.2 von PANNATIER (1996). Das Programm bietet die Möglichkeit, h-Streudiagramme (Abb. 4, Kapitel 2.2.1) für die einzelnen Schrittweiten darzustellen und einzelne Wertepaare aus der Berechnung herauszunehmen. Dadurch besteht die Möglichkeit, den Einfluß von Extremwerten auf das Variogramm zu prüfen und diese unter Berücksichtigung der vorhandenen Fachkenntnisse, z. B. Einzelwert oder Mehrfachmessung, im Datensatz zu belassen oder zu löschen. Allerdings wurden nur in begründeten Ausnahmefällen Werte aus der Berechnung der Semivariogramme herausgenommen. Bei Datensätzen mit Extremwerten wurde statt dessen bevorzugt mit standardisierten oder Indikator-Variogrammen gearbeitet.

Aufgrund der im 1. Grundwasserleiter insgesamt sehr geringen räumlichen Kontinuität wurde auf die Anpassung von richtungsabhängigen Variogrammen verzichtet. Für den Datensatz des 2. Grundwasserleiters wurden sowohl richtungsunabhängige (omnidirektionale) als auch richtungsabhängige Variogramme berechnet.

1. Grundwasserleiter

Die räumliche Kontinuität der physikochemischen Parameter im 1. Grundwasserleiter ist sehr gering, an die experimentellen Semivariogramme der Temperatur, des pH-Wertes und des Sauerstoff-Gehaltes konnten nur reine Nugget-Modelle angepaßt werden. Die Reichweiten der Variogramme des Redoxpotentials und der elektrischen Leitfähigkeit sind sehr klein, wobei das Variogramm-Modell des Redoxpotentials einen sehr großen Nugget aufweist während das Modell der Leitfähigkeit keinen Nugget hat (Tab. 10).

Daß für die Temperatur und den pH-Wert keine räumliche Kontinuität gefunden wurde, erscheint im Hinblick darauf, daß beide Parameter bei der Moving Window-Statistik sehr geringe Variationskoeffizienten haben (Abb. 44) und keinen Proportionalitätseffekt zeigen, erstaunlich. Die Temperatur und der pH-Wert weisen in ihrer Verteilung mehrere Extremwerte auf, weshalb zusätzlich standardisierte Variogramme berechnet wurden. Der Verlauf der standardisierten Variogramme ist zwar gegenüber den normalen Semivariogrammen geglättet, ist aber dennoch durch ein reines Nugget-Modell am besten zu beschreiben.

Bei der Temperatur kann die fehlende räumliche Kontinuität Folge der Abhängigkeit von der Teufe (Kapitel 4.2) sein, denn flache und tiefe Meßstellen treten in unmittelbarer räumlicher Nachbarschaft voneinander auf (Abb. 46). Für eine korrekte Beschreibung der räumlichen Kontinuität wäre bei teufenabhängigen Parametern eine dreidimensionale Betrachtung notwendig.

Für den pH-Wert wurde zwar keine Abhängigkeit von der Entnahmeteufe der Grundwasserprobe nachgewiesen, aber pH-Werte $< 6,7$ wurden nur bei relativ geringen Entnahmetiefen gefunden (Kapitel 4.2). Es ist also anzunehmen, daß die Variographie, ähnlich wie bei der Temperatur, durch das Nebeneinander von flachen und tiefen Grundwassermeßstellen leidet (Abb. 46). Ein weiterer Grund für die geringe Kontinuität ist die Abhängigkeit des pH-Wertes im oberflächennahen Grundwasser vom pH-Wert des Bodens, der nach den Untersuchungen der Arbeitsgruppe "Stoffdynamik in Geosystemen" (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1997) stark variiert.

Für den Sauerstoff-Gehalt wurden aufgrund des erkannten Proportionalitätseffektes Indikator-Variogramme berechnet (Tab. 10). Wie bei der Temperatur und dem pH-Wert ist die fehlende räumliche Kontinuität wahrscheinlich im wesentlichen auf die in der zweidimensionalen Auswertung nicht erfaßte Abhängigkeit von der Teufe für diesen Parameter (Tab. 7) zurückzuführen.

Tab. 10: Variographie der Grundwasserbeschaffenheit im 1. Grundwasserleiter (Herbst 1994), Klassifikation der Reichweite in Tab. 8, Klassifikation des Nuggets in Tab. 9, K-Wert aus Tab. 12, zk = Indikatorgrenzwert

	Reichweite	Nugget	K-Wert	Bemerkungen
T	-	reiner Nugget	0	
pH	-	reiner Nugget	0	
Eh	sehr klein	sehr groß	0	
O₂	zk1= - zk2= -	reiner Nugget reiner Nugget	0 0	Indikator zk1=0,7 (60%-Perzentil) Indikator zk2=2,0 (80%-Perzentil)
Lf	sehr klein zk1=groß zk2= - zk3= -	kein Nugget mittel reiner Nugget reiner Nugget	0 4 0 0	normales Semivariogramm Indikator zk1=1108µS/cm (1. Quartil) Indikator zk2=1360µS/cm (Median) Indikator zk3=1600µS/cm (3. Quartil)
CSB	zk1=sehr groß zk2=mittel zk3= -	gering gering reiner Nugget	9 3 0	Indikator zk1=1 (Nachweisgrenze) Indikator zk2=5 (20%-Perzentil) Indikator zk3=20 (80%-Perzentil)
DOC	zk1=sehr klein zk2=klein zk3= -	kein Nugget groß reiner Nugget	0 0 0	Indikator zk1=2 (Nachweisgrenze) Indikator zk2=5 (Median) Indikator zk3=10 (80%-Perzentil)
Na⁺	sehr groß zk=mittel	mittel kein Nugget	6 4	normales Semivariogramm Indikator zk=70mg/l (Trennwert der bimodalen Verteilung)
K⁺	sehr klein	kein Nugget	0	mußte wegen Extremwert standardisiert werden
Ca²⁺	klein	mittel	0	
Mg²⁺	mittel	groß	1	
Cl⁻	mittel	mittel	2	
HCO₃⁻	mittel	mittel	2	
SO₄²⁻	-	sehr groß	0	Semivariogramme sehr stark schwankend, standardisierte Variogramme zeigen nur Nugget oder sehr großen Nugget
NO₃⁻	sehr klein sehr klein	gering kein Nugget	0 0	normales Semivariogramm standardisiertes Variogramm
NO₂⁻	zk1= - zk2= - zk3= -	reiner Nugget reiner Nugget reiner Nugget	0 0 0	Indikator zk1=0,05 (Nachweisgrenze) Indikator zk2=0,1 (Median) Indikator zk3=0,3 (80%-Perzentil)
NH₄⁺	zk1= - zk2= - zk3=klein	reiner Nugget reiner Nugget mittel	0 0 0	Indikator zk1=0,05 (Nachweisgrenze) Indikator zk2=0,1 (Median) Indikator zk3=0,3 (80%-Perzentil)
PO₄³⁻	zk1=mittel zk2= -	kein Nugget reiner Nugget	4 0	Indikator zk1=0,3 (1.Quartil) Indikator zk2=9,3 (3.Quartil)
Fe²⁺	zk1= - zk2=sehr groß zk3= -	reiner Nugget groß reiner Nugget	0 3 0	Indikator zk1=0,1 (Nachweisgrenze) Indikator zk2=0,3 (Median) Indikator zk3=3 (80%-Perzentil)
Mn²⁺	zk1= mittel zk2= klein zk3= groß	sehr groß groß groß	0 0 2	Indikator zk1=0,1 (20%-Perzentil) Indikator zk2=0,2 (Median) Indikator zk3=0,7 (3. Quartil)

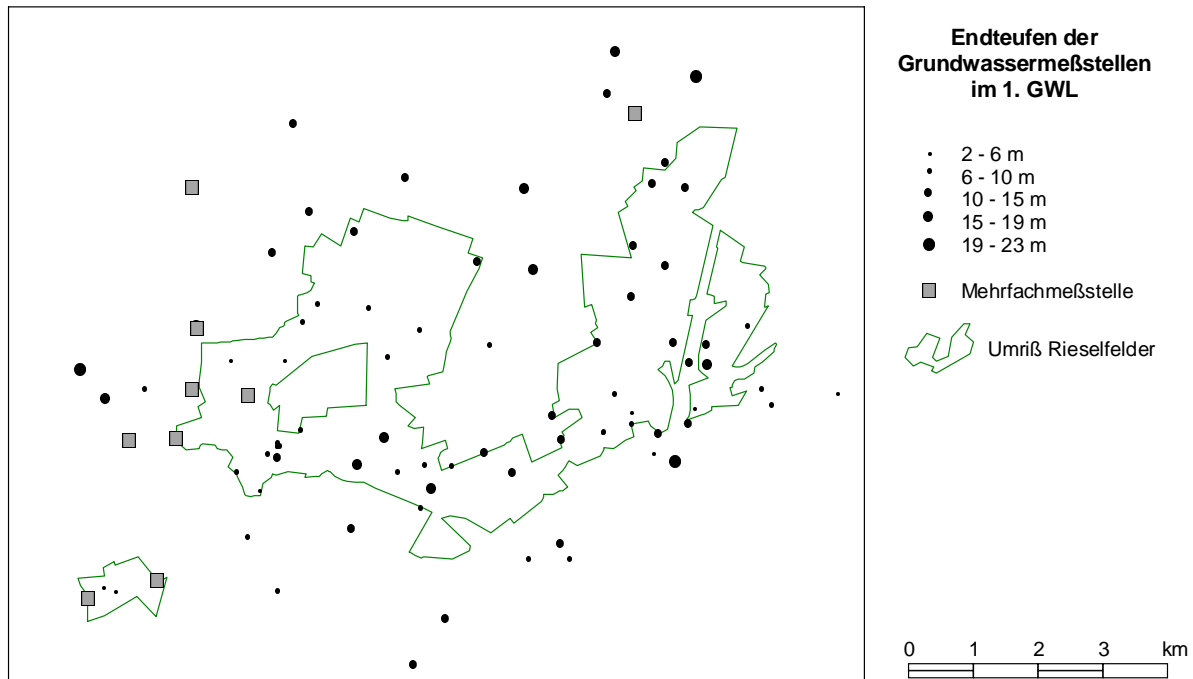


Abb. 46: Endteufen [m u. GOK] der Grundwassermeßstellen im 1. Grundwasserleiter, die während der Probenahmekampagne im Herbst 1994 beprobt wurden

Die elektrische Leitfähigkeit erlaubt eine schnelle Abschätzung der chemischen Beschaffenheit von Wasserproben (MATTHESS, 1994). Die sehr kleinen bis kleinen Reichweiten der Variogramme der elektrischen Leitfähigkeit sind somit ein Zeichen dafür, daß die Grundwasserbeschaffenheit im 1. Grundwasserleiter kleinräumigen Änderungen unterliegt. In Abb. 47 sind die experimentellen, omnidirektionalen Semivariogramme für die elektrische Leitfähigkeit dargestellt. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden die Semivariogramme in der Form standardisiert, daß die Gesamtvarianz, die annähernd dem Schwellenwert entspricht, gleich eins ist.

Aus der Gruppe der Semivariogramme fällt das Semivariogramm der Grundwasserproben vom Winter 1994/95, durch seinen hohen Nuggeteffekt von ca. 80 % der Gesamtvarianz, heraus. Wahrscheinlich wirkt sich hier die geringe Anzahl der Stützstellen insoweit negativ aus, daß Extremwerte nicht nivelliert werden können. Auf die Anpassung eines Modells an das experimentelle Semivariogramm wurde für den Datensatz vom Winter 1994/95 verzichtet. An die übrigen experimentellen Semivariogramme konnten sphärische Modelle mit Reichweiten zwischen 740 und 1300 m angepaßt werden.

Aufgrund der Möglichkeit über die elektrische Leitfähigkeit Aussagen zur Grundwasserbeschaffenheit insgesamt treffen zu können, wurden für die ersten drei Quartile der Leitfähigkeit Indikator-Variogramme berechnet. Während für höhere Werte der Leitfähigkeit kein räumlicher Zusammenhang gefunden werden konnte, hat das Indikator-Variogramm für das 1. Quartil (Leitfähigkeit $\leq 1108 \mu\text{S/cm}$) eine große Reichweite. Das bedeutet, es gibt eine relativ große räumliche Kontinuität innerhalb der Gruppe mit Werten kleiner $1108 \mu\text{S/cm}$ und ebenso eine relativ große räumliche Kontinuität innerhalb der Gruppe mit Werten größer $1108 \mu\text{S/cm}$, wohingegen aber eine räumliche Trennung zwischen den beiden Gruppen besteht.

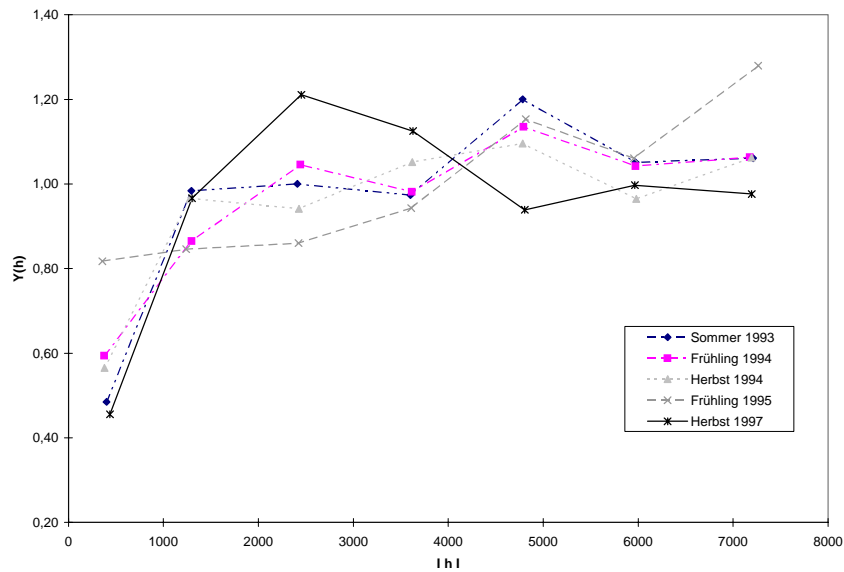


Abb. 47: Standardisierte, experimentelle, omnidirektionale Semi-variogramme für die Leitfähigkeit im 1. Grundwasserleiter

Wenn man davon ausgeht, daß die Gruppe mit den niedrigen Leitfähigkeiten ($< 1108 \mu\text{S}/\text{cm}$) unbeeinflusstes bzw. nur mäßig beeinflusstes Grundwasser und die mit höheren Leitfähigkeiten ($> 1108 \mu\text{S}/\text{cm}$) stark anthropogen beeinflusstes Grundwasser repräsentiert, so kann man folgern, daß die Beeinflussung der Beschaffenheit des Grundwassers nicht lokal, sondern flächig ist. Denn eine lokale

Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit hätte keine große räumliche Kontinuität, sondern eine kleine oder auch gar keine räumliche Kontinuität zur Folge. Weiterhin läßt sich daraus folgern, daß eine Trennung in beeinflusste und nicht beeinflusste Bereiche möglich ist (Kapitel 4.3.4).

Für die Parameter CSB und DOC wurden, aufgrund des vorhandenen Proportionalitätseffektes, Indikator-Variogramme berechnet (Tab. 10). Für den DOC-Gehalt wurde eine sehr geringe räumliche Kontinuität gefunden. Die Konzentration des DOC-Gehaltes im 1. Grundwasserleiter wird wahrscheinlich maßgeblich vom Anteil der organischen Substanz im Boden und deren fortschreitenden Mineralisierung bestimmt. Die Arbeitsgruppe "Stoffdynamik in Geosystemen" fand bei ihren Untersuchungen der Rieselfeldböden, daß der Gehalt an organischer Substanz in den verschiedenen Raumelementen (Rieselfeldtafeln, Gräben, Wege, Absatzbecken etc.) sehr stark schwankt und auch innerhalb der Rieselfeldtafeln deutliche Unterschiede zwischen dem Einleiterbereich und den übrigen Flächen bestehen (BLUMENSTEIN et al., 1995). Es kann also angenommen werden, daß die geringe räumliche Kontinuität des DOC-Gehaltes im Grundwasser zumindest teilweise Folge der großen Schwankungen im Gehalt an organischer Substanz im Boden ist.

Als Grenzwerte für die Indikator-Variogramme wurde für CSB die Nachweisgrenze ($zk_1=1 \text{ mg/l}$), das 20%-Perzentil ($zk_2=5 \text{ mg/l}$) und das 80%-Perzentil ($zk_3=20 \text{ mg/l}$) gewählt. Für den ersten Grenzwert zk_1 wurde eine relativ große räumliche Kontinuität festgestellt, die Reichweite des Variogramms beträgt 3300 m (Abb. 48a). Die Reichweite des Variogramms entspricht dem Radius des Einflußbereiches um jede Meßstelle. Für den zweiten Grenzwert zk_2 beträgt dieser Abstand nur noch 1600 m (Abb. 48b). Für den dritten Grenzwert konnte kein räumlicher Zusammenhang gefunden werden, d. h. die Wahrscheinlichkeit, daß zwei benachbarte Meßstellen den gleichen Indikatorwert haben, ist genauso groß, wie die Wahrscheinlichkeit, daß sie unterschiedliche Indikatorwerte haben (Abb. 48c).

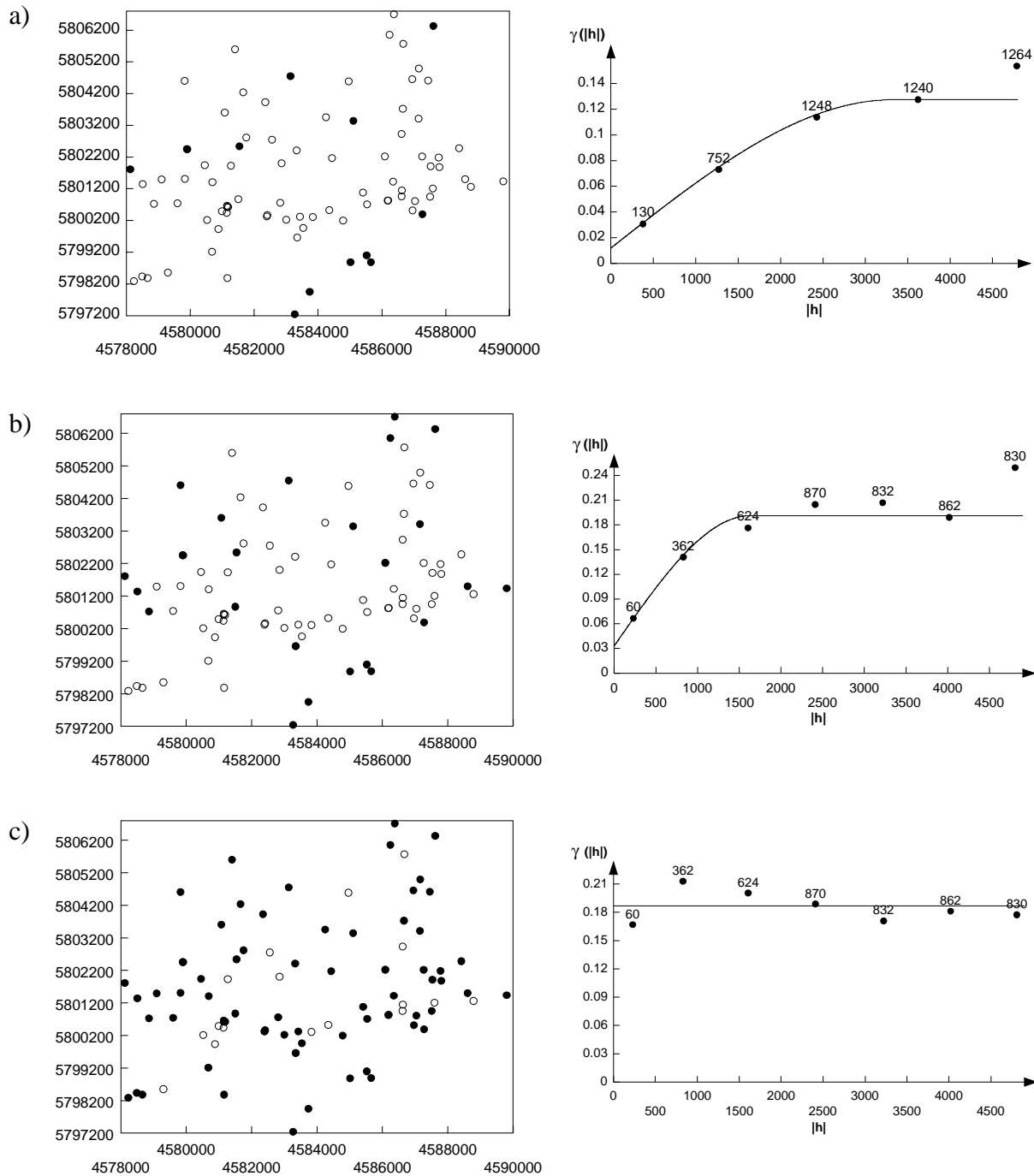


Abb. 48: Variogramm-Modelle und Lagepläne der Indikatorwerte für CSB im 1. Grundwasserleiter (Herbst 1994), die vollen Kreise markieren die Grundwassermeßstellen deren CSB-Gehalt unterhalb dem jeweiligen Grenzwert (z_k) liegt: a) $z_k=1$ mg/l (Nachweisgrenze), b) $z_k=5$ mg/l (20%-Perzentil), c) $z_k=20$ mg/l (80%-Perzentil)

Die Beobachtung, daß es einen räumlichen Zusammenhang innerhalb der Gruppe mit geringen Konzentrationen (unbelastetes Grundwasser) aber keinen räumlichen Zusammenhang zwischen Meßstellen mit sehr hohen Konzentrationen (hohe anthropogene Beeinflussung) gibt, stimmt gut mit den Ergebnissen der Analyse der elektrischen Leitfähigkeit überein. Es können also unbelastete Bereiche von belasteten Bereichen unterschieden werden, aber innerhalb der belasteten Bereiche ist eine Unterteilung nur begrenzt oder gar nicht möglich. Diese These wird durch die in Kapitel 4.2 gemachte Beobachtung, daß Extremwerte nur eine geringe räumliche Ausdehnung haben, gestützt.

Die räumliche Kontinuität der Hauptanionen und -kationen im 1. Grundwasserleiter ist verschieden. Die größte räumliche Kontinuität hat Natrium mit großen bis sehr großen Reichweiten und die geringste Kalium und Sulfat mit sehr kleinen Reichweiten bzw. einem reinen Nuggetmodell. Die Reichweiten der übrigen Hauptanionen und -kationen liegen mit kleinen bis mittleren Reichweiten dazwischen (Tab. 10).

Die Variogramme für Natrium unterscheiden sich durch ihre relativ großen Reichweiten (2300 bis 3300 m) deutlich von denen der anderen Parameter, dabei haben sie mittlere Nuggeteffekte, zwischen 36 % und 50 % der Gesamtvariabilität. Ein möglicher Grund für die relativ hohe räumliche Kontinuität des Natriums ist, daß Natrium wahrscheinlich ausschließlich über die Rieselfeldwirtschaft in das Grundwasser eingebracht wurde. Anders als bei den anderen Kationen scheidet ein Eintrag durch die Landwirtschaft weitgehend aus und auch ein geogener Eintrag durch saline Tiefenwässer ist im 1. Grundwasserleiter unwahrscheinlich. Zusätzlich trägt das Sorptionsverhalten von Natrium, das in der allgemeinen Abfolge der Bindungskraft hinter Calcium, Magnesium und Kalium steht sowie dessen tendenziell geringe Neigung zum Ionenaustausch zur relativ hohen räumlichen Kontinuität bei.

Die Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium weisen keine oder nur eine sehr geringe räumliche Kontinuität auf (Tab. 10). Ein denkbarer Grund dafür ist die Vielzahl der Eintragsquellen für Stickstoff. So wurde Stickstoff nicht nur durch die Rieselfeldwirtschaft, sondern auch durch die Landwirtschaft eingetragen. Aktuell erfolgt ein Eintrag durch die landwirtschaftliche Nutzung und die Mineralisation der organischen Substanz im Boden, bei der Stickstoff freigesetzt wird. Ein weiterer Grund für die geringe räumliche Kontinuität der Stickstoffverbindungen ist die hohe Variabilität der den Stickstoffkreislauf beeinflussenden Faktoren. Der Stickstoffkreislauf wird u. a. beeinflusst vom pH-Wert, dem Redoxpotential, der Sauerstoff-Konzentration und dem Gehalt an organischer Substanz. Die räumliche Kontinuität aller dieser Parameter ist sehr gering (Tab. 10).

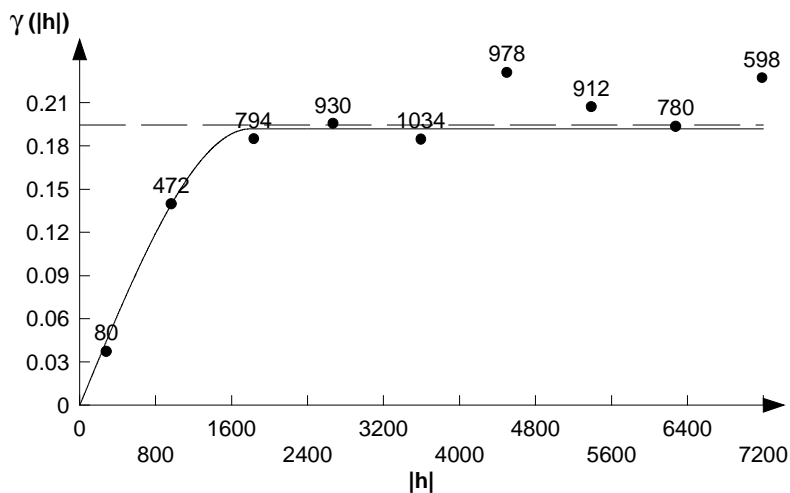


Abb. 49: Richtungsunabhängiges Variogramm für den Indikator-grenzwert $zk_1 = 0,3 \text{ mg/l}$ Phosphat (1. Quartil), Datensatz der Probenahme vom Herbst 1994, 1. Grundwasserleiter

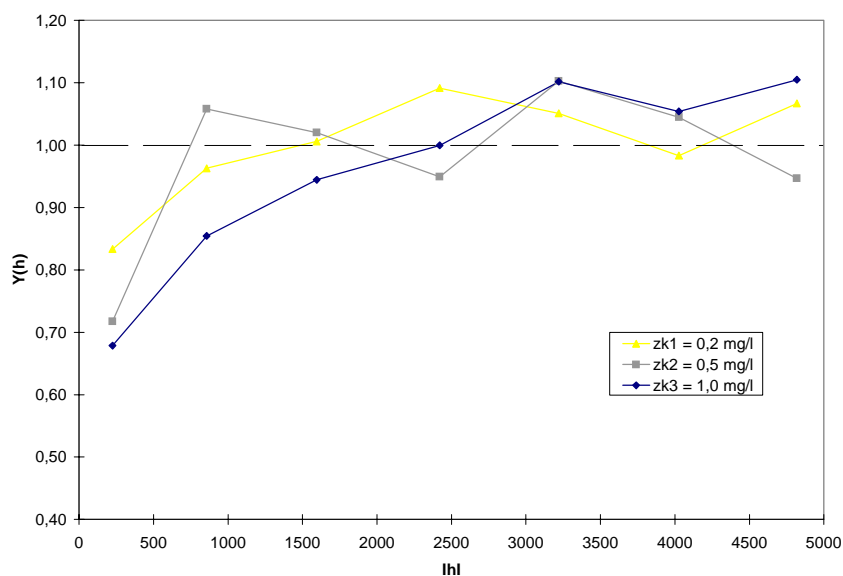
Für Phosphat wurden Indikator-Variogramme für die Quartile des Datensatzes vom Herbst 1994 berechnet. Ähnlich wie bei der elektrischen Leitfähigkeit, dem CSB und dem DOC zeigt das Variogramm für hohe Konzentrationen ($9,3 \text{ mg/l} = 3.$ Quartil) einen reinen Nuggeteffekt, während für niedrige Konzentrationen ($0,3 \text{ mg/l} = 1.$ Quartil) ein sphärisches Modell mit einer Reichweite von 1800 m ohne Nuggeteffekt angepaßt werden konnte (Abb. 49). Hohe Konzentrationen

treten also eher isoliert auf, als dies bei niedrigen Konzentrationen der Fall ist.

Bei den Schwermetallen Eisen und Mangan verhält es sich anders. Für Eisen (Datensatz vom Herbst 1994) wurden Indikator-Variogramme für die Nachweisgrenze ($0,1 \text{ mg/l}$), den Medianwert ($0,3 \text{ mg/l}$) und das 80%-Perzentil (3 mg/l) berechnet (Tab. 10). Die Indikator-

Variogramme der Nachweisgrenze und des 80%-Perzentsils sind reine Nugget-Modelle, niedrigste wie auch relativ hohe Konzentrationen treten also nur isoliert auf. Für mittlere Werte wurde hingegen eine sehr große räumliche Kontinuität festgestellt. Die Eisen-Konzentration im Grundwasser unterliegt wahrscheinlich nur einem geringen anthropogenen Einfluß, der zu isolierten hohen Konzentrationen führt, der geogene Hintergrund wird vermutlich von niedrigen bis mittleren Konzentrationen ausgemacht (Kapitel 4.1).

Für den Datensatz vom Frühjahr 1994 wurden für Mangan Indikator-Variogramme für die Grenzwerte 0,2 mg/l, 0,5 mg/l und 1 mg/l berechnet. Zum besseren Vergleich wurden die experimentellen Indikator-Variogramme standardisiert (Abb. 50). Alle drei experimentellen Semivariogramme haben mit Werten über 50 % vom Schwellenwert hohe bis sehr hohe Nuggeteffekte. Trotzdem ist vor allem beim Variogramm für das dritte Quartil (1 mg/l) deutlich eine räumliche Abhängigkeit über eine relativ große Reichweite (ca. 2500 m) zu erkennen.



Für Mangan wurde aufgrund der relativ hohen Konzentrationen im 1. Grundwasserleiter ein anthropogener Einfluß vermutet (Kapitel 4.1), durch die Variographie kann diese These weder gestützt noch widerlegt werden.

Abb. 50: Standardisierte, experimentelle Indikator-Variogramme für Mangan, Datensatz Frühjahr 1994, 1. Grundwasserleiter

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß die räumliche Kontinuität der Grundwasserbeschaffenheit im 1. Grundwasserleiter sehr gering ist. Die Ursachen dafür sind:

- Der starke anthropogene Einfluß durch die Rieselfeld- und die Landwirtschaft. Beide Nutzungsformen überlagern sich zum Teil und wurden lokal mit unterschiedlicher Intensität betrieben, dadurch ist ihr Einfluß nicht flächig homogen, sondern wechselt kleinräumig.
- Die große Variabilität des Bodens (BLUMENSTEIN et al., 1995), die eine hohe Variabilität der Beschaffenheit des Sickerwassers verursacht.
- Die dominante vertikale Strömung im 1. Grundwasserleiter, durch die die hydrodynamische Dispersion in horizontaler Richtung relativ gering ist.

Sehr hohe Konzentrationen aufgrund von anthropogener Beeinflussung treten vorwiegend räumlich isoliert auf und haben keine räumliche Kontinuität, im Gegensatz zu sehr niedrigen Werten, die den geogenen Hintergrund stellen. Die Indikator-Variogramme zeigen, daß die Reichweiten des geogenen Hintergrunds im 1. Grundwasserleiter zumeist größer sind als die vermutlich anthropogen beeinflussten hohen Konzentrationen.

2. Grundwasserleiter

Die Variogramme der Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter haben deutlich größere Reichweiten und geringere Nuggets als die Variogramme des 1. Grundwasserleiters (Tab. 11). Das ist ein weiterer Hinweis darauf, daß die Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter wesentlich homogener ist als im 1. Grundwasserleiter.

Tab. 11: Variographie der Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter, Klassifikation der Reichweite in Tab. 8, Klassifikation des Nuggets in Tab. 9, K-Wert aus Tab. 12, zk = Indikatorgrenzwert

	Reichweite	Nugget	K-Wert	Bemerkungen
T	mittel	gering	0	standardisiertes Variogramm
pH	groß	kein Nugget	4	
Eh	-	reiner Nugget	0	
O₂	zk1=mittel zk2=klein zk3=klein	kein Nugget kein Nugget mittel	0 0 0	Indikator zk1=0,2 (30%-Perzentil) Indikator zk2=0,3 (Median) Indikator zk3=0,9 (3. Quartil)
Lf	sehr groß	kein Nugget	8	anisotrop bei Schrittweiten > 4000 m, kein Einfluß auf Kriging da a < 4000 m
CSB	groß	kein Nugget	4	standardisiertes Variogramm
DOC	sehr groß	kein Nugget	8	
Na⁺	sehr groß	kein Nugget	8	anisotrop bei Schrittweiten > 4000 m, kein Einfluß auf Kriging da a < 4000 m
K⁺	sehr groß	kein Nugget	8	
Ca²⁺	sehr groß	kein Nugget	8	deutliche Drift bei Schrittweiten > 6000 m, kein Einfluß auf Kriging da a < 6000 m
Mg²⁺	mittel	kein Nugget	0	deutliche Drift bei Schrittweiten > 8000 m
Cl⁻	sehr groß	kein Nugget	8	anisotrop bei Schrittweiten > 4000 m, kein Einfluß auf Kriging da a < 4000 m
HCO₃⁻	groß	kein Nugget	4	
SO₄²⁻	groß	kein Nugget	4	deutliche Drift bei Schrittweiten > 5000 m, kein Einfluß auf Kriging da a < 5000 m
NO₃⁻	zk1=- zk2=mittel	reiner Nugget gering	0 0	Indikator zk1=0,3 (40%-Perzentil) Indikator zk2=5 (3. Quartil)
NO₂⁻	-	reiner Nugget	0	Indikator zk=0,05 (Nachweisgrenze), 43% aller Proben < Nachweisgrenze
NH₄⁺	zk1=klein zk2=klein zk3=klein	kein Nugget kein Nugget kein Nugget	0 0 0	Indikator zk1=0,2 (1. Quartil) Indikator zk2=0,3 (Median) Indikator zk3=0,6 (3. Quartil)
PO₄³⁻	zk1=- zk2=groß zk3=klein	reiner Nugget gering kein Nugget	0 3 0	Indikator zk1=0,15 (Nachweisgrenze) Indikator zk2=0,3 (Median) Indikator zk3=0,5 (3. Quartil)
Fe²⁺	zk1=mittel zk2=klein zk3=sehr groß	kein Nugget kein Nugget kein Nugget	0 0 8	Indikator zk1=1,5 (1. Quartil) Indikator zk2=3 (Median) Indikator zk3=5 (3. Quartil)
Mn²⁺	zk1=mittel zk2=sehr groß zk3=-	kein Nugget sehr groß reiner Nugget	0 0 0	Indikator zk1=0,19 (1. Quartil) Indikator zk2=0,3 (Median) Indikator zk3=0,5 (80%-Perzentil)

Wie in den Kapiteln 3.4 und 4.5.1 dargestellt wird im zentralen Bereich des Modellgebietes der 2. Grundwasserleiter, aufgrund der bestehenden Druckdifferenz zwischen dem 1. und 2. Grundwasserleiter und der unzureichenden Ausbildung der grundwasserstauenden bzw. hemmenden Schichten aus dem 1. Grundwasserleiter gespeist (ASBRAND, 1997).

Durch die entlang des Fließweges vom 1. Grundwasserleiter zum 2. Grundwasserleiter stattfindende hydrodynamische Dispersion kommt es zu einer Vermischung, die durch die im 2. Grundwasserleiter vorwiegend horizontale Strömung noch verstärkt wird. Die Grundwasserbeschaffenheit ist homogener und Extremwerte sehr viel seltener als im 1. Grundwasserleiter (Kapitel 4.1). Die wesentlich geringere Abhängigkeit der Parameter von der Tiefe innerhalb des 2. Grundwasserleiters (Kapitel 4.2) wirkt sich ebenfalls positiv auf die Variographie aus.

Bei den physikochemischen Parametern hat nur noch das Redoxpotential ein reines Nugget-Modell als Variogramm. Möglicherweise steht dies im Zusammenhang damit, daß das Redoxpotential im 2. Grundwasserleiter vom Herbst 1994 zum Herbst 1997 stark abgesunken ist (Kapitel 4.5, Abb. 82) und die Mittelwertbildung über mehrere Kampagnen somit problematisch ist.

Bezeichnend für die insgesamt relativ hohe räumliche Kontinuität im 2. Grundwasserleiter ist die sehr große Reichweite des Variogramms der elektrischen Leitfähigkeit (2800 m), zum Vergleich im 1. Grundwasserleiter war die Reichweite mit 950 m (Datensatz Herbst 1994) sehr klein. Gleichfalls sehr große Reichweiten im 2. Grundwasserleiter haben Natrium, Kalium, Calcium und Chlorid (Tab. 11).

Eine Anisotropie bei sehr großen Abstandsklassen wurde für die elektrische Leitfähigkeit, Natrium und Chlorid (Abb. 51) festgestellt. Bei der Modellanpassung wurden diese Anisotropien nicht berücksichtigt, da wesentliche Unterschiede erst in Abstandsklassen größer der Modell-Reichweite auftraten. Interessant ist, daß die richtungsabhängigen Variogramme von elektrischer Leitfähigkeit und Chlorid (Abb. 51) sehr ähnlich sind. Die richtungsabhängigen Variogramme von Natrium haben auch deutliche Parallelen, allerdings ist der Rückgang der Semivarianz (abfallende Drift) in N-S-Richtung nicht so deutlich ausgeprägt wie bei Leitfähigkeit und Chlorid. Die räumliche Verteilung von Natrium, Chlorid und der elektrischen Leitfähigkeit ist also ähnlich, was mit dem gemeinsamen Eintrag von Natrium und Chlorid durch die Rieselfeldwirtschaft und deren maßgeblichen Einfluß auf die elektrische Leitfähigkeit zu erklären ist.

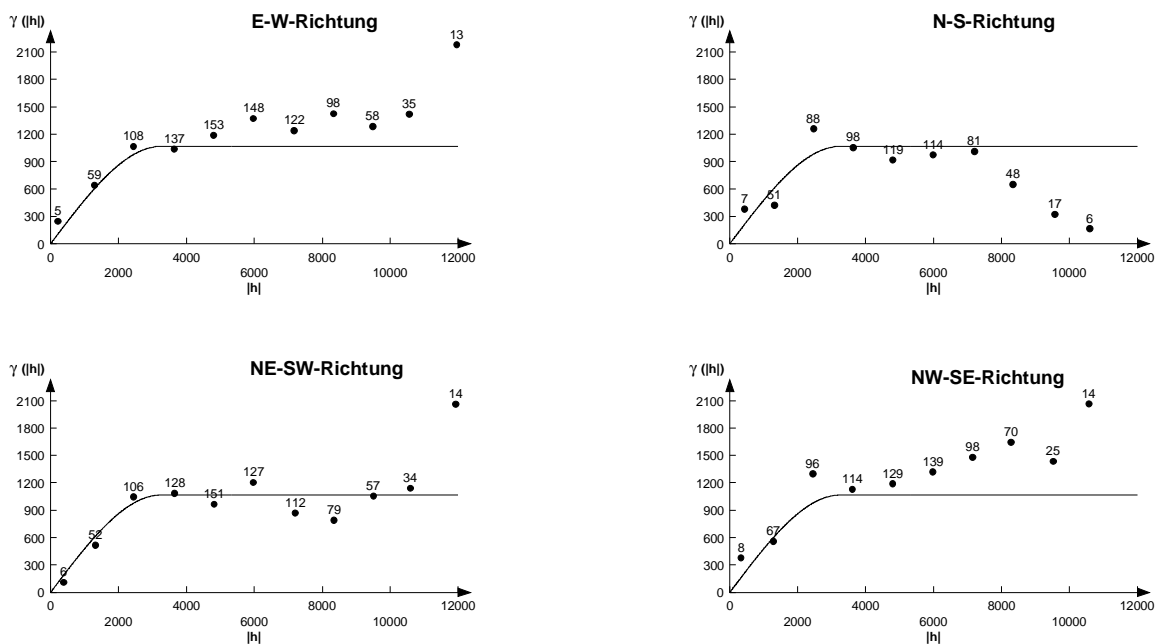


Abb. 51: Richtungsabhängige Semivariogramme für Chlorid im 2. Grundwasserleiter mit angepaßten, isotropen Modell ($C = 1067$ und $a = 3240$ m)

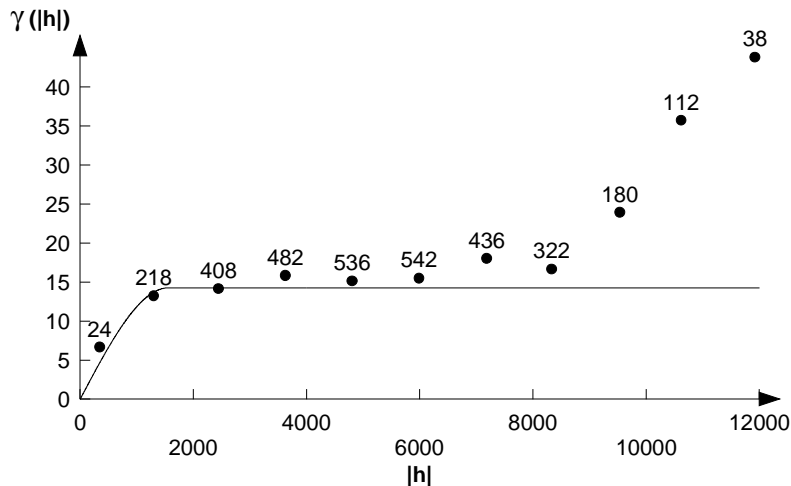


Abb. 52: Richtungsunabhängiges Variogramm-Modell für Magnesium im 2. Grundwasserleiter (sphärisches Modell, $C = 14,3$ und $a = 1560$ m)

Die experimentellen Semi-variogramme von Calcium (Abb. 8 in Kapitel 2.2.1), Magnesium (Abb. 52) und Sulfat haben bei sehr großen Abstandsklassen eine markante, ansteigende Drift. Ähnlich wie bei der Anisotropie der Gruppe elektrische Leitfähigkeit, Natrium und Chlorid konnte eine Modellanpassung ohne Berücksichtigung der Drift erfolgen, da die Drift erst deutlich nach Überschreiten der Modell-Reichweite auftritt (Abb. 52).

Für die Nährstoffe wurden Indikator-Variogramme berechnet, die räumliche Kontinuität ist im Vergleich zu den Hauptionen sehr gering. Für Nitrat und Phosphat konnte interessanterweise, anders als im 1. Grundwasserleiter, nicht für sehr geringe Werte eine räumliche Kontinuität, sondern für mittlere und hohe Werte ein räumlicher Zusammenhang gefunden werden (Tab. 11). Im 2. Grundwasserleiter treten die höheren Konzentrationen bei den Nährstoffen folglich nicht so isoliert auf, wie dies im 1. Grundwasserleiter der Fall ist. Auch dies ist ein Zeichen für die laterale Vermischung des Wassers im 2. Grundwasserleiter.

Daß kein räumlicher Zusammenhang zwischen den niedrigeren Konzentrationen festgestellt werden konnte, könnte ein Hinweis auf die größere räumliche Verbreitung des Rieselfeldinflusses im 2. Grundwasserleiter sein. Während im 1. Grundwasserleiter aufgrund der vorwiegend vertikalen Strömung der Einfluß der Rieselfeldwirtschaft nur bis wenige 100 m außerhalb der Rieselfeldflächen feststellbar ist, breitet er sich im 2. Grundwasserleiter deutlich über die Grenzen der Rieselfelder hinaus aus. Die im 1. Grundwasserleiter noch vorhandenen unbeeinflussten Bereiche am Rand des Modellgebietes mit ihren geringen Konzentrationen, sind im 2. Grundwasserleiter nicht mehr vorhanden.

Die Indikator-Variogramme für Nitrit zeigen einen reinen Nuggeteffekt und bei Ammonium wurde für die ersten drei Quartile eine kleine Reichweite gefunden (Tab. 11).

Die Indikator-Variogramme der Schwermetalle Eisen und Mangan haben für geringe Konzentrationen (1. Quartil) eine mittlere Reichweite. Für mittlere (Median) und hohe Konzentrationen (3. Quartil bzw. 80%-Perzentil) verhalten sich die Indikator-Variogramme uneinheitlich: Bei Eisen wurden für mittlere Konzentrationen eine kleine und für hohe Konzentrationen eine sehr große Reichweite gefunden, beide Indikator-Variogramme haben keinen Nuggeteffekt. Bei Mangan hingegen wurde für die mittleren Konzentrationen eine sehr große Reichweite bei sehr großen Nugget und für hohe Konzentrationen ein reines Nugget-Modell ermittelt (Tab. 11). Das unterschiedliche räumliche Verhalten von Eisen und Mangan deutet daraufhin, daß beide Stoffe unterschiedlichen Prozessen unterliegen.

4.3.3 Eignungsprüfung mittels K-Wert

Wenn die Ergebnisse der Variographie für eine ortsabhängige Variable einen räumlichen Zusammenhang zeigen, ist es oft wünschenswert für diese Variable Isolinienkarten mittels Kriging zu erstellen. Eine regionalisierte Darstellung bietet gegenüber den ursprünglich in Tabellenform vorliegenden Daten vielfältige Vorteile wie z. B. Schätzwerte für Bereiche ohne Stützstellen oder die Möglichkeit, komplexe räumliche Strukturen visuell leicht zu erfassen.

Mit einer Regionalisierung ist aber auch häufig die Gefahr einer Fehlinterpretation verbunden, die zumeist durch allzu geringe räumliche Zusammenhänge und/oder eine unzureichende Datendichte entsteht. Es sollte deshalb vor jeder Regionalisierung geprüft werden, ob der betrachtete Datensatz für eine Regionalisierung geeignet ist oder nicht.

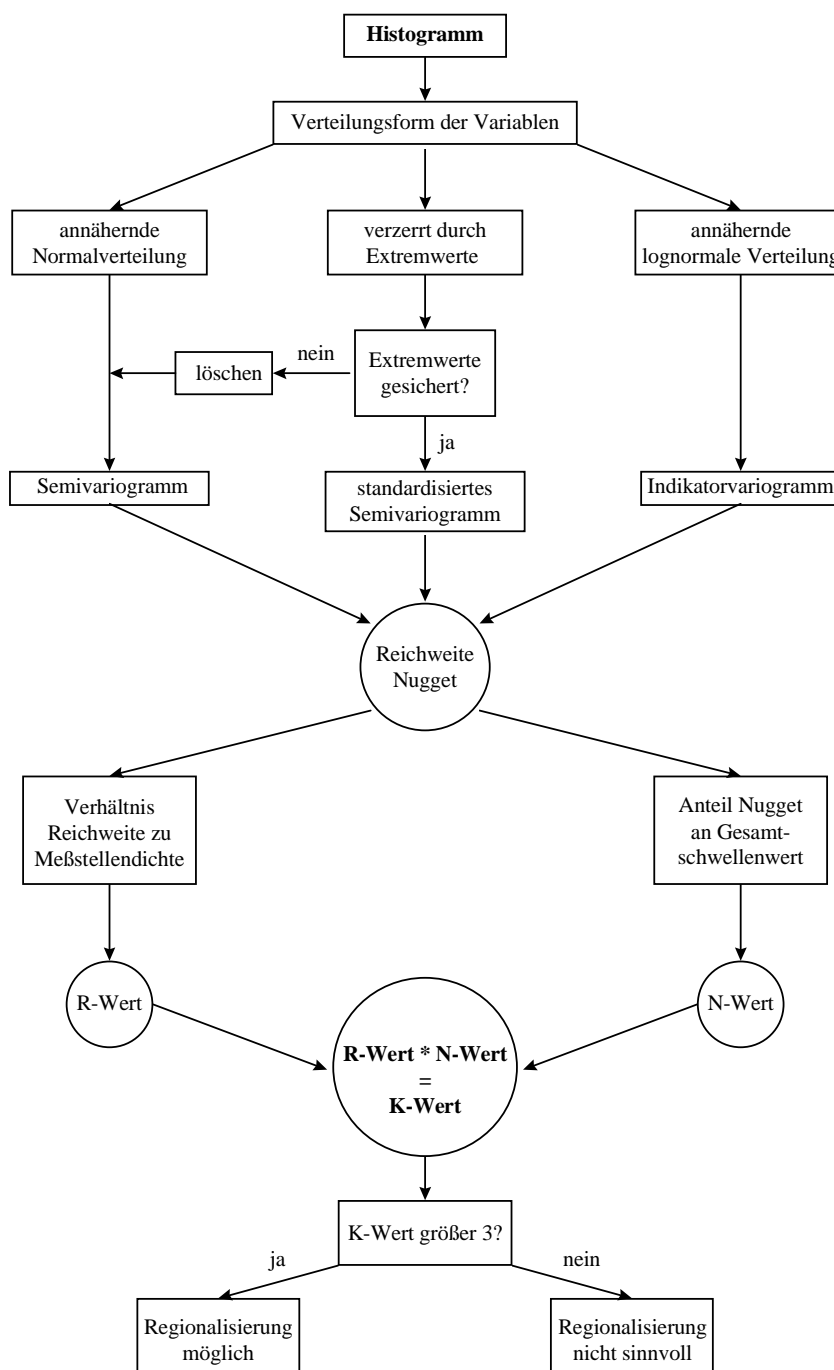


Abb. 53: Ablaufschema zur Beurteilung der Möglichkeit einer Regionalisierung

Ob ein Datensatz sich zur Regionalisierung mittels Kriging eignet, hängt von mehreren Faktoren ab, die z. T. untereinander in einem Zusammenhang stehen. Diese Faktoren sind die Anzahl der Stützstellen und deren Verteilung im Raum sowie die räumliche Kontinuität der betrachteten Variablen. Die räumliche Kontinuität läßt sich mit der Reichweite und dem Nuggetanteil am Schwellenwert des Variogramms der betrachteten Variablen beschreiben.

Um für eine größere Anzahl von Variablen schnell, systematisch und objektiv diese Faktoren beurteilen zu können, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit das Konzept des K-Wertes entwickelt. Der Begriff K-Wert leitet sich von dem verwendeten Regionalisierungsverfahren "Kriging" ab.

Die Beurteilung des Datensatzes verläuft in mehreren Schritten. Im ersten Schritt wird anhand von Histogrammen die Verteilungsform der Variablen bestimmt und mögliche Extremwerte aufgedeckt. Sollten Extremwerte vorhanden sein, werden diese auf ihre Plausibilität geprüft und entsprechend gelöscht oder beibehalten. Je nach Verteilungsform wird ein experimentelles Semivariogramm, ein standardisiertes experimentelles Semivariogramm oder ein Indikator-Variogramm berechnet, welchen dann ein Variogramm-Modell angepaßt wird. Auf diesem Variogramm-Modell, das Werte für die Reichweite und den Nuggeteffekt liefert, baut das eigentliche Konzept des K-Wertes auf (Abb. 53).

Zur Bestimmung des K-Wertes wurde als zusammenfassendes Kriterium für die Faktoren "Anzahl der Stützstellen" und "Verteilung der Stützstellen im Raum" die Meßstellendichte definiert. Die Meßstellendichte gibt an, wie groß der minimale Einflußradius um jeden Stützpunkt sein muß, damit eine ausreichende Datendichte für die Berechnung der Schätzwerte gegeben ist. Dabei wurde die Datendichte als ausreichend beurteilt, wenn die Berechnung jedes Schätzwertes auf mindestens zwei Stützstellen basiert.

Die Meßstellendichte kann mit Hilfe von sogenannten Bufferkarten ermittelt werden. Der Begriff "Buffer" stammt aus der GIS-Terminologie und beschreibt ein Polygon, das ein Gebiet in einem definierten Abstand zu einem Element umfaßt. Hierzu werden die Grundwassermeßstellen lagegetreu in einer Karte dargestellt und um jede Meßstelle wird ein kreisförmiger Buffer mit definierten Radius gezogen. Der Radius der Buffer wird solange modifiziert, bis eine befriedigende Meßstellendichte erzielt wird. Der Buffer entspricht dem Einflußbereich der Meßstelle. Entsprechend der oben genannten Forderung von mindestens zwei Stützstellen pro Schätzwert ist die Meßstellendichte entsprechend dann befriedigend, wenn an jedem Punkt im Modellgebiet sich mindestens zwei Buffer überlagern.

Für den Datensatz vom Herbst 1994 für den 1. Grundwasserleiter und für den gemeinsamen Datensatz aller Kampagnen (Kapitel 4.3.1) für den 2. Grundwasserleiter (Abb. 54) wurden solche Bufferkarten zur Ermittlung der Meßstellendichte erstellt. Aufgrund der Meßstellenverteilung konnte für den äußersten NW und SE auch bei Auswahl großer Radien keine befriedigende Meßstellendichte erreicht werden (Abb. 54). Deshalb wurde die Forderung nach einer ausreichenden Meßstellendichte auf das zentrale Modellgebiet begrenzt, die unzureichende Meßstellendichte im NW und SE muß bei der späteren Interpretation der Karten berücksichtigt werden. Der minimal für eine Regionalisierung notwendige Einflußbereich der Meßstellen, also die Meßstellendichte, wurde für den 1. Grundwasserleiter mit 1500 m und im 2. Grundwasserleiter, wegen der geringeren Anzahl an Meßstellen, mit 2000 m festgelegt.

Die Reichweite der Variogramme entspricht dem maximalen Einflußbereich um jede Meßstelle. Entsprechend sollte für eine sinnvolle Regionalisierung die Reichweite der Variogramme größer als der oben angegebene minimale Einflußbereich der Meßstellen sein. Je stärker die Reichweite des Variogramms den minimalen Einflußbereich überschreitet, desto

größer wird die Überlagerungsdichte der Einflußbereiche und damit die Datengrundlage für die Regionalisierung.

Zur Beurteilung der Reichweite hinsichtlich der Regionalisierung wurde der R-Wert eingeführt (Tab. 8). Der R-Wert verknüpft die Meßstellendichte, einen von der Probenahme abhängigen Faktor, mit der Reichweite des Variogramms, einem von der räumlichen Kontinuität der Variablen abhängigen Faktor. Die Reichweite eines Variogramms ist in bezug auf die mögliche Regionalisierung ausreichend, wenn sie größer als der minimal geforderte Einflußbereich ist und nicht ausreichend, wenn sie kleiner ist.

Für die Reichweite wurde folgende Klassifikation eingeführt: Reichweiten kleiner als der minimal geforderte Einflußbereich haben den R-Wert "0", Reichweiten die gleich oder bis 500 m größer als der minimale Einflußbereich sind erhalten den R-Wert "1", Reichweiten die deutlich größer sind erhalten den R-Wert "2" bzw. wenn sie die minimale Reichweite um über 1000 m überschreiten den R-Wert "3".

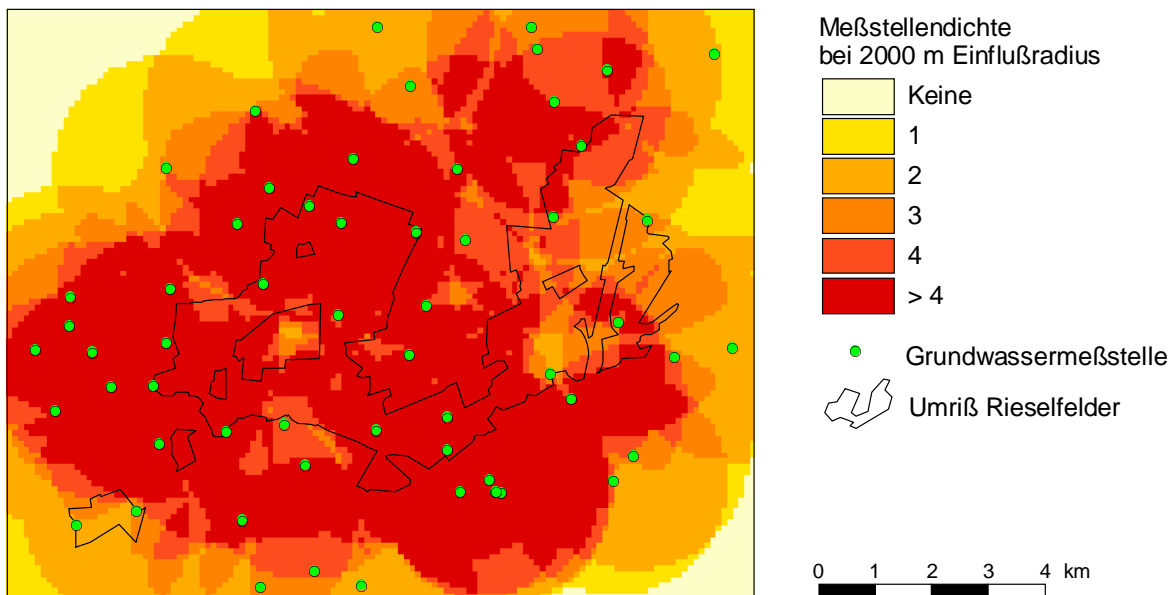


Abb. 54: Meßstellendichte im 2. Grundwasserleiter bei gemeinsamer Auswertung der Probenahme-kampagnen vom Sommer 1993, Frühjahr und Herbst 1994, Winter 1994/95 und Herbst 1997, Einflußradius 2000 m um jede Meßstelle

Ob sich ein Parameter zur Regionalisierung eignet, wurde außer über die Reichweite des Variogramms über den Nuggetanteil am Gesamtschwellenwert abgeschätzt. Ein ansteigender Nuggeteffekt führt dazu, daß der Einfluß der Abstände der Meßwerte vom Schätzpunkt auf den Schätzalgorithmus immer geringer wird, bis hin zur reinen Mittelwertbildung (GOOVAERTS, 1997, S. 177; ISAACS & SRIVASTAVA, 1989, 303ff). Bei einem reinen Nugget-Modell entspricht der Schätzalgorithmus beim Kriging der Berechnung des arithmetischen Mittelwerts, alle Datenpunkte werden unabhängig von ihrem Abstand zum Schätzpunkt gleich gewichtet. Durch einen Nuggeteffekt im Modell gehen also beim Kriging vorhandene Informationen zur räumlichen Verteilung der Werte verloren. Wenn ein Nuggeteffekt im Modell vorhanden ist, handelt es sich beim Kriging auch nicht mehr um einen exakten Interpolator, d. h. Meßwerte werden dann nicht mehr getreu wiedergegeben (KECKLER, 1995, S.5-36).

Bei Vorliegen eines Nuggeteffektes muß abgeschätzt werden, ob der Informationszugewinn durch eine regionalisierte Darstellung größer ist als der Verlust an Informationen durch die Homogenisierung der Werte. Diese Entscheidung hängt natürlich stark von der jeweiligen

Fragestellung ab. Für die Fragestellung dieser Arbeit, bei der es um die Beschreibung der Beschaffenheit eines stark anthropogen beeinflussten Grundwassers mit offensichtlich kleinräumiger Variabilität geht, wird die Information des einzelnen Meßwertes höher als der mögliche Informationszugewinn durch eine regionalisierte Darstellung gewertet.

Zur Bewertung des Nuggeteffekts wurde der N-Wert eingeführt (Tab. 9). Ein reines Nugget-Modell und ein Modell mit sehr großen Nugget schließen eine sinnvolle Regionalisierung aus und erhalten deshalb den N-Wert "0", ein Variogramm-Modell mit großen Nugget den N-Wert "1", mit mittleren Nugget den N-Wert "2", mit geringen Nugget den N-Wert "3" und ein Modell ohne Nugget den N-Wert "4".

Im letzten Schritt wird als zusammenfassende Maßzahl der K-Wert ermittelt, er ergibt sich aus dem Produkt von R-Wert und N-Wert (Tab. 12):

$$\text{K-Wert} = \text{R-Wert} * \text{N-Wert} \quad (47)$$

Je höher der K-Wert desto besser eignet sich der betrachtete Datensatz für eine Regionalisierung mittels Kriging. Parameter deren Variogramme einen K-Wert kleiner 2 haben, also deren Reichweiten kleiner als der minimale Einflußbereich sind und/oder einen sehr großen Nugget haben oder eine mittlere Reichweite bei großen Nugget haben, sind zum Kriging ungeeignet. Beschränkt geeignet sind Parameter mit Variogrammen mit K-Werten von 2 oder 3, als geeignet werden Variogramme mit K-Werten von 4-6 beurteilt und gut geeignet sind Parameter mit Variogrammen mit K-Werten größer 6, diese haben dann große oder sehr große Reichweiten und keinen oder nur einen geringen Nugget (Tab. 13).

Tab. 12: K-Wert (=R-Wert*N-Wert), der K-Wert ist ein Maß für die Eignung zur Regionalisierung mittels Kriging (Tab. 13)

R-Wert	N-Wert				
	0	1	2	3	4
0	0	0	0	0	0
1	0	1	2	3	4
2	0	2	4	6	8
3	0	3	6	9	12

Tab. 13: Klassifikation des K-Wertes

K-Wert	Klassifikation
< 2	ungeeignet
2-3	beschränkt geeignet
4-6	geeignet
>6	gut geeignet

Für welche Parameter der Grundwasserbeschaffenheit im 1. und 2. Grundwasserleiter eine Regionalisierung mittels Kriging sinnvoll ist, kann anhand der K-Werte aus Tab. 10 und Tab. 11 abgeschätzt werden. Im 1. Grundwasserleiter ist die regionalisierte Darstellung aufgrund der zumeist geringen Reichweiten der Variogramme und der großen Nuggeteffekte nur für wenige Parameter mathematisch sinnvoll. Die Darstellung einer Verteilungskarte ist nur für die Natrium-Konzentration möglich. Für die elektrische Leitfähigkeit, den CSB-Gehalt,

Phosphat und Eisen können für geringe bis mittlere Indikator-Grenzwerte Wahrscheinlichkeitskarten (Kapitel 4.3.4) erstellt werden. Wobei allerdings nur der der Nachweisgrenze von 1 mg/l entsprechende Indikator-Grenzwert von CSB für eine Regionalisierung gut geeignet ist. Die K-Werte der übrigen Indikator-Grenzwerte sind mit "beschränkt geeignet" oder "geeignet" klassifiziert (Tab. 10 und Tab. 13).

Im 2. Grundwasserleiter ist die Situation deutlich anders. Trotz der geringeren Meßstellendichte können hier für alle Hauptanionen und -kationen mit Ausnahme des Magnesiums Verteilungskarten erstellt werden. Außerdem sind Verteilungskarten für den pH-Wert, die Leitfähigkeit, den CSB- und DOC-Gehalt sinnvoll. Die K-Werte für diese Parameter sind durchweg mit "geeignet" bis "gut geeignet" klassifiziert. Wahrscheinlichkeitskarten sind auf Grundlage der berechneten Indikator-Variogramme für Phosphat und Eisen möglich (Tab. 11).

Wo aufgrund mangelnder räumlicher Kontinuität eine Regionalisierung mit Kriging nicht sinnvoll erscheint, wird in den folgenden Kapiteln mit lagegetreuen klassifizierten Punktkarten gearbeitet.

Das Konzept des K-Wertes wurde für den Datensatz der vorliegenden Arbeit entwickelt, er ist aber durchaus auf andere Datensätze übertragbar. Allerdings muß dann gegebenenfalls die Klassifikation der R-, N- und K-Werte entsprechend der vorgefundenen Charakteristika des untersuchten Datensatzes modifiziert werden.

4.3.4 Wahrscheinlichkeitskarten der Grundwasserbeschaffenheit

Die Umsetzung des Indikator-Ansatzes aus der Variographie auf die Regionalisierung führt zu Wahrscheinlichkeitskarten. Beim sogenannten Indikator-Kriging (GOOVAERTS, 1997, S. 307f) werden nicht die Meßwerte, sondern die Indikator-Werte (0 und 1) eines definierten Grenzwertes z_k regionalisiert. Dabei entspricht laut Definition der Indikator-Werte (Kapitel 2.2.1) der Wert "0" einer 100 % Wahrscheinlichkeit, daß der Grenzwert z_k überschritten wird, während beim Wert "1" der Grenzwert mit 100 % Wahrscheinlichkeit unterschritten wird bzw. der Meßwert gleich dem Grenzwert ist. Die beim Indikator-Kriging berechneten Schätzwerte, die Werte zwischen 0 und 1 haben, geben damit an, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein definierter Grenzwert unterschritten wird. Bei einem Schätzwert von z. B. 0,2 wird der definierte Grenzwert z_k mit einer Wahrscheinlichkeit von 20 % unterschritten, bzw. mit 80 % Wahrscheinlichkeit würde ein Meßwert an dieser Stelle einen höheren Wert als den definierten Grenzwert haben.

Der Nutzen von Wahrscheinlichkeitskarten hängt vom gewählten Grenzwert ab. Werden die Grenzwerte z. B. nach Eingreif-, Grenz- oder Richtwerten aus Gesetzen oder Verordnungen (z. B. "Brandenburger Liste", Trinkwasserverordnung) gewählt, so können anhand der erzeugten Wahrscheinlichkeitskarten belastete Gebiete oder auch ein potentieller Sanierungsbedarf abgeschätzt werden. Der besondere Vorteil dabei ist, daß Wahrscheinlichkeitskarten auch für Wasserinhaltsstoffe mit fehlender Normalverteilung erstellt werden können, denn besonders Schadstoffe, wie z. B. Schwermetalle, weisen häufig eine lognormale Verteilung auf.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Wahrscheinlichkeitskarten genutzt, um Parameter mit fehlender Normalverteilung zu regionalisieren (Abb. 56, Abb. 58) und um den Einfluß der Rieselfeldwirtschaft auf unterschiedliche Parameter der Grundwasserbeschaffenheit und die Ausbreitung dieses Einflusses abzuschätzen (Abb. 56, Abb. 57).

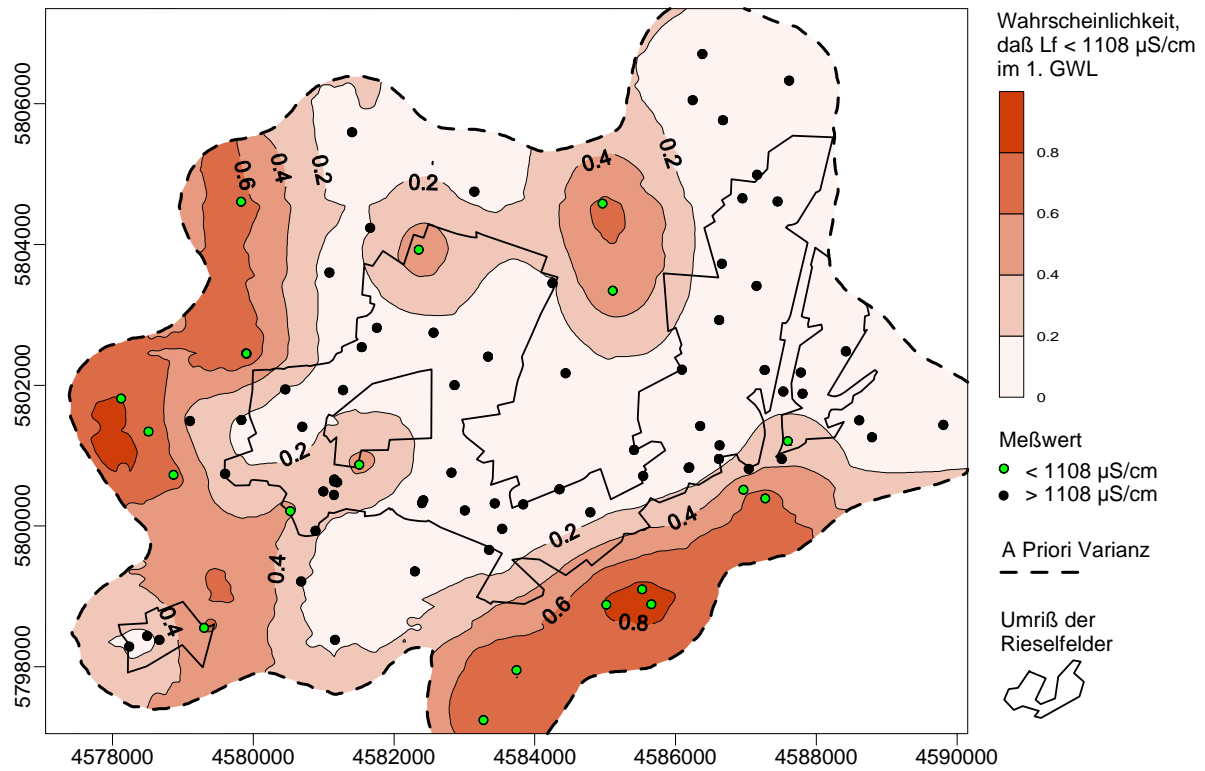


Abb. 55: Wahrscheinlichkeit, daß die elektrische Leitfähigkeit im 1. Grundwasserleiter (Herbst 1994) einen Wert von 1108 $\mu\text{S}/\text{cm}$ unterschreitet

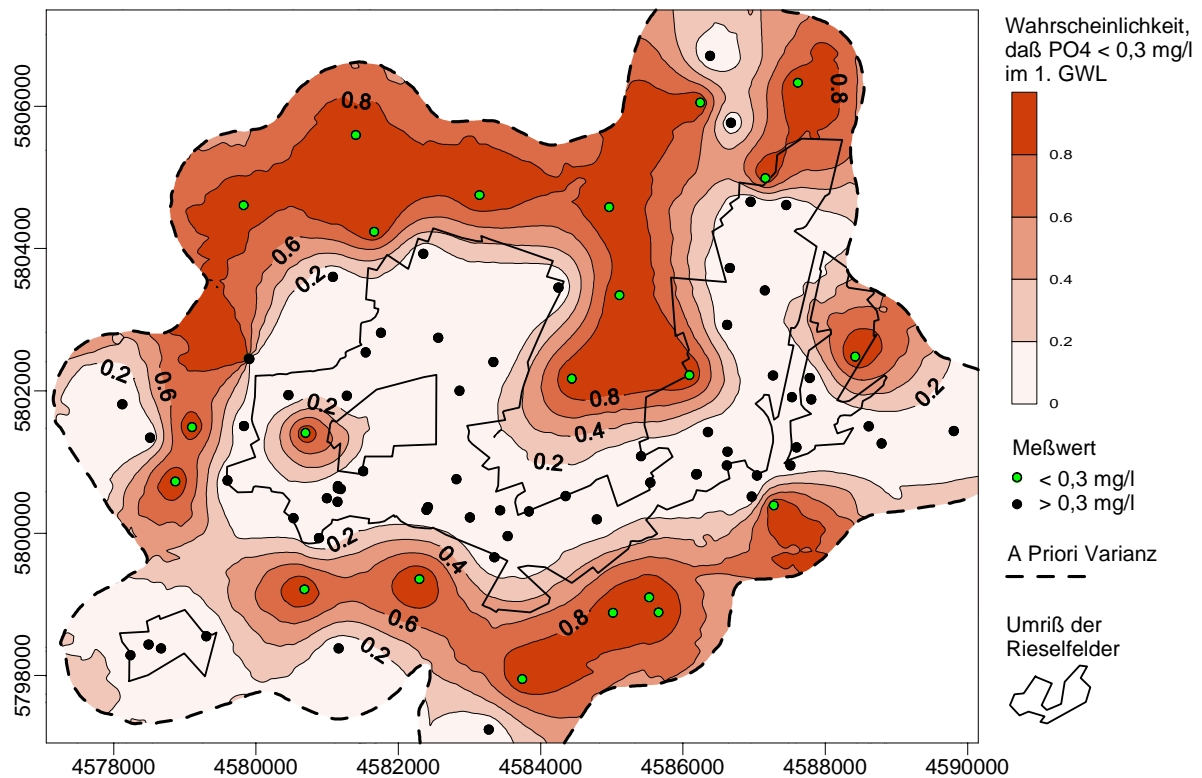


Abb. 56: Wahrscheinlichkeit, daß die Phosphat-Konzentration im 1. Grundwasserleiter (Herbst 1994) einen Wert von 0,3 mg/l unterschreitet

Anders als in den Isolinienkarten der Ionenkonzentrationen wurde der Krigingfehler in den Wahrscheinlichkeitskarten nicht in Form der Standardabweichung dargestellt, sondern die Darstellung auf den Bereich begrenzt, in dem der Krigingfehler kleiner als die A Priori Varianz des Datensatzes ist. Schätzwerte mit einem Krigingfehler größer als die A Priori Varianz liefern keine zusätzlichen Informationen gegenüber dem arithmetischen Mittelwert, können aber bei Nichtbeachtung der großen Varianz zu erheblichen Fehlinterpretationen führen. Auf die Darstellung dieser Schätzwerte wurde deshalb verzichtet.

Die Rieselfeldwirtschaft verursacht einen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit im 1. Grundwasserleiter. Die Wahrscheinlichkeit, daß ein Wert von $1108 \mu\text{S}/\text{cm}$ im Bereich der Rieselfelder unterschritten wird, ist mit kleiner 20 % in weiten Bereichen der Rieselfelder gering. Die maximale Wahrscheinlichkeit, daß dieser Wert unterschritten wird, liegt bei 60 % im Bereich der Rieselfelder. Allerdings sind Werte größer $1108 \mu\text{S}/\text{cm}$ nicht auf die Rieselfelder beschränkt. Auch im Nordosten des Modellgebietes werden diese Werte mit großer Wahrscheinlichkeit überschritten (Abb. 55). Eine hohe elektrische Leitfähigkeit ist also nicht immer auf die Rieselfeldwirtschaft zurückzuführen.

Gut zu erkennen ist in der Wahrscheinlichkeitskarte der elektrischen Leitfähigkeit die Auswirkung eines Nuggeteffektes auf die Regionalisierung. Mit knapp 40 % des Schwellenwertes ist der Nuggetanteils am Variogramm-Modell relativ hoch und führt zu einer Homogenisierung der Werte (Kapitel 4.3.3). Dies ist daran zu erkennen, daß z. T. auch in der unmittelbaren Umgebung von Meßstellen die Wahrscheinlichkeit nicht in den Grenzbereichen von 0-20 % bzw. 80-100 % liegt (Abb. 55).

Bei Phosphat ist der Zusammenhang zwischen Konzentration und Rieselfeldwirtschaft markanter als bei der elektrischen Leitfähigkeit. Die Isolinien verlaufen zumeist parallel zum Rand der ehemaligen Rieselfeldflächen. Obwohl der Grenzwert der Wahrscheinlichkeitskarte mit $0,3 \text{ mg}/\text{l}$ gering ist, er entspricht dem 1. Quartil des Datensatzes vom Herbst 1994, gibt es nur kleine Bereiche außerhalb der Rieselfelder wo dieser Wert mit einer Wahrscheinlichkeit größer 80 % überschritten wird (Abb. 56).

Natrium hat im 1. (Abb. 28c) und 2. Grundwasserleiter eine deutlich bimodale Verteilung mit einem Grenzwert zwischen den beiden Gruppen von ca. $70 \text{ mg}/\text{l}$ (Kapitel 4.1). Die Wahrscheinlichkeitskarten für Natrium im 1. und 2. Grundwasserleiter (Abb. 57) bestätigen die Vermutung, daß diese Trennung auf den Einfluß der Rieselfeldwirtschaft zurückzuführen ist. Natrium-Konzentrationen über $70 \text{ mg}/\text{l}$ sind mit fast 80 % Sicherheit im 1. Grundwasserleiter auf die Flächen der ehemaligen Rieselfelder oder eng angrenzende Bereiche beschränkt. Im 2. Grundwasserleiter nehmen die Bereiche mit Konzentrationen über $70 \text{ mg}/\text{l}$ wesentlich größere Flächen ein. Dies bestätigt sehr anschaulich die von ASBRAND (1997) mittels eines numerischen Grundwassermodells dieser Region gefundene, vorwiegend vertikale Strömung im 1. Grundwasserleiter und die zunehmende horizontale Strömungskomponente im 2. Grundwasserleiter.

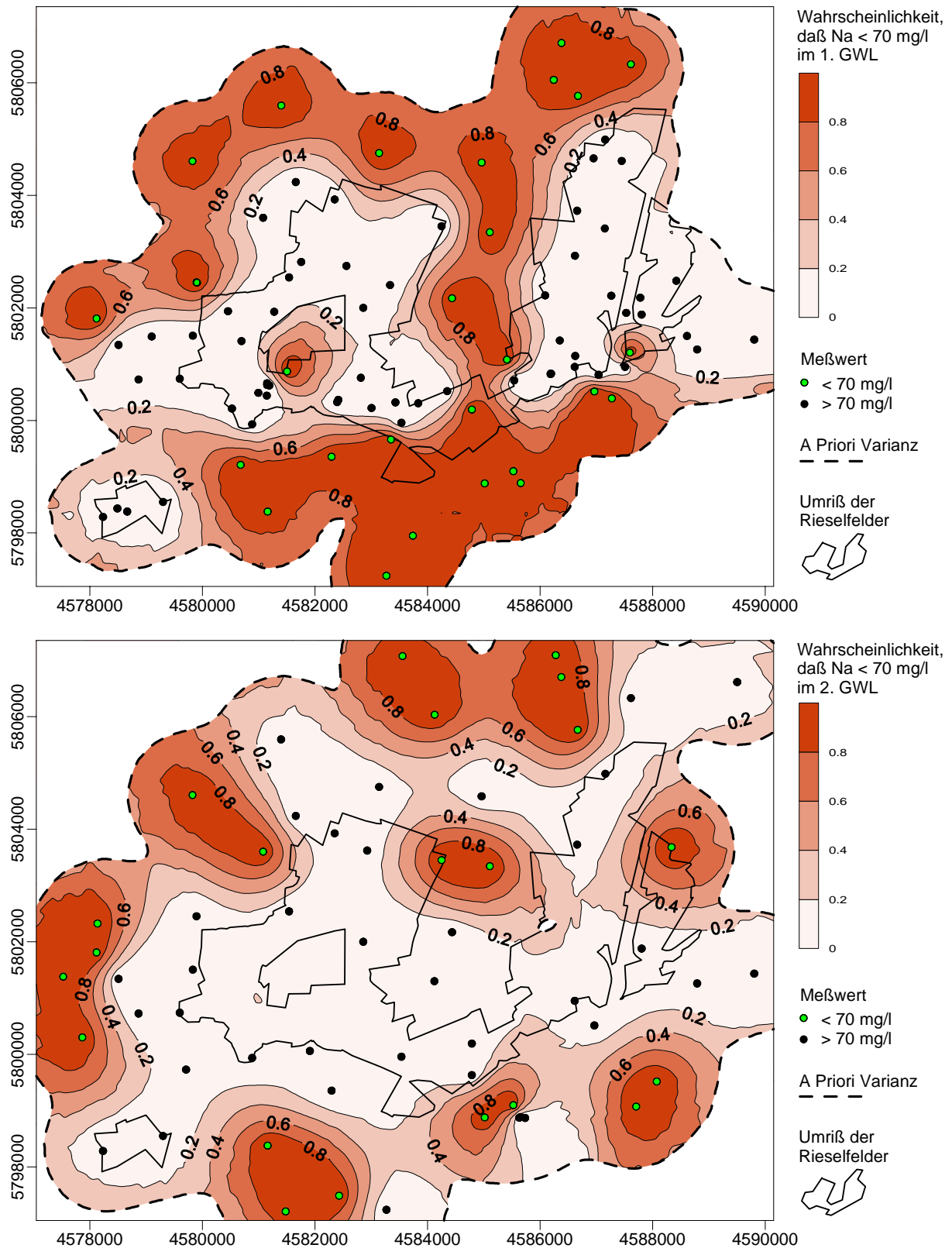


Abb. 57: Wahrscheinlichkeit, daß die Natrium-Konzentration im Herbst 1994 im 1. Grundwasserleiter bzw. im 2. Grundwasserleiter (gemeinsamer Auswertung aller Kampagnen) eine Konzentration von 70 mg/l unterschreitet.

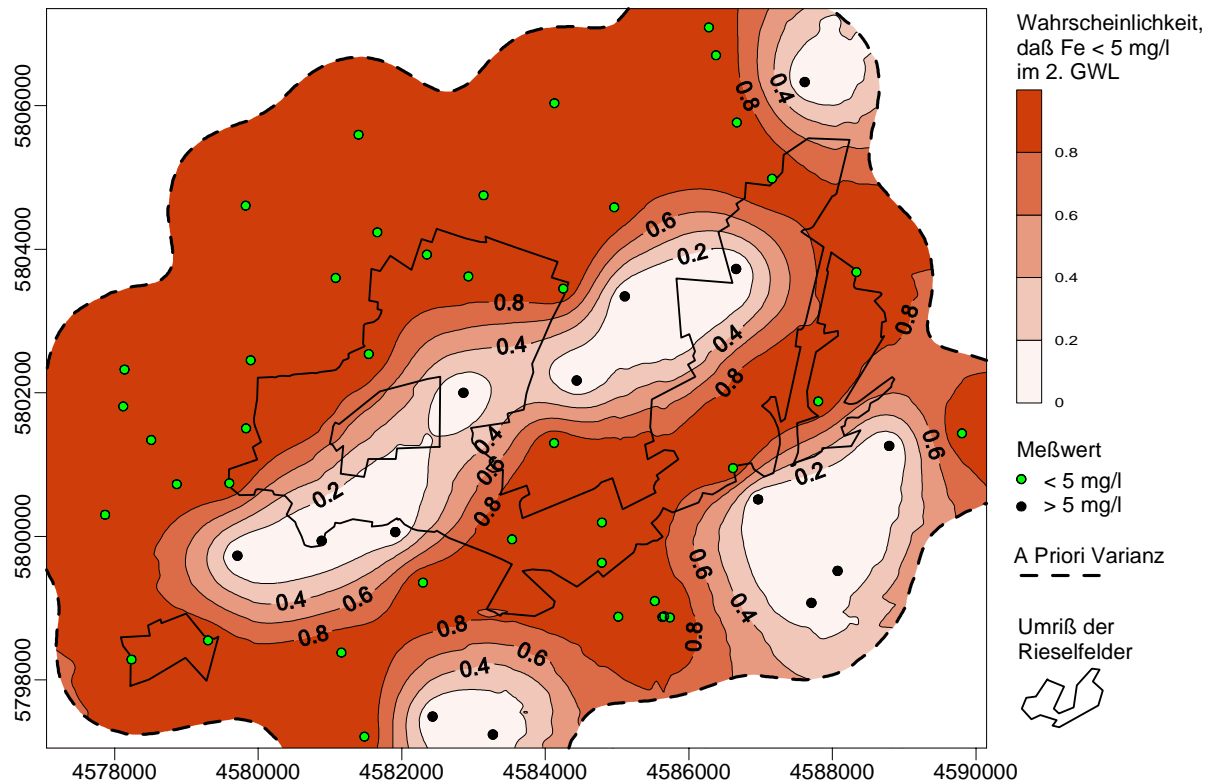


Abb. 58: Wahrscheinlichkeit, daß die Eisen-Konzentration im 2. Grundwasserleiter einen Grenzwert von 5 mg/l unterschreitet

Eindeutig kein Zusammenhang besteht hingegen zwischen den sehr hohen Konzentrationen von Eisen im 2. Grundwasserleiter und der Rieselfeldwirtschaft. Die Wahrscheinlichkeitskarte für das 3. Quartil von Eisen (5 mg/l) zeigt, daß Meßstellen mit hohen Konzentrationen in einem NE-SW streichenden Streifen im zentralen Modellgebiet und in drei weiteren tendenziell ebenfalls in NE-SW-Ausrichtung liegenden Bereichen vorkommen (Abb. 58).

4.4 Bi- und multivariate Statistik der Grundwasserbeschaffenheit

4.4.1 Ergebnisse der Korrelationsrechnungen

Aufgrund der oft fehlenden Normalverteilung wurde für die Berechnung von Korrelationskoeffizienten die Rangkorrelation nach Spearman (in SCHÖNWIESE, 1992, S. 141), ein verteilungsfreies Verfahren, gewählt. Die Korrelationskoeffizienten wurden für die Probenahmeaktionen vom Sommer 1993, Frühjahr und Herbst 1994, Winter 1994/95 und Herbst 1997 gemeinsam aber getrennt für die zwei betrachteten Grundwasserleiter bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tab. 14 und Tab. 15 aufgeführt. Zur besseren Übersicht wurden Korrelationskoeffizienten größer 0,5 fett dargestellt.

Die Korrelationskoeffizienten sind zumeist sehr niedrig und eine relativ sichere Korrelation ($> 0,8$) kann nur zwischen Natrium und Chlorid ausgemacht werden. Für die geringen bzw. fehlenden Korrelationen sind wahrscheinlich eine Vielzahl von Ursachen verantwortlich, mögliche Gründe sind:

- Durch den massiven anthropogenen Einfluß kam es zur Ausbildung von lokalen hydrochemischen Anomalien sowie zur Verschiebung der natürlichen Lösungsgleichgewichte.
- Auch mehrere Jahre nach Auflassung der Rieselfelder haben sich noch keine stabilen Milieuverhältnisse im Grundwasser eingestellt.

- Die zum Teil mehrmodalen Häufigkeitsverteilungen der Parameter der Grundwasserbeschaffenheit deuten daraufhin, daß die Proben keiner gemeinsamen Population entstammen, sondern mindestens zwei Populationen im Untersuchungsgebiet vorkommen.
- Nachteilig wirkt sich auch die hohe Anzahl von sehr geringen Werten unterhalb der Nachweisgrenze aus, die zu einem hohen Prozentsatz an Bindungen (gleiche Rangplätze) führt.
- Nicht zuletzt ist es die fehlende Unabhängigkeit der Daten untereinander, welche die zweidimensionale Korrelationsrechnung negativ beeinflusst.

Einige der aufgrund der errechneten Korrelationskoeffizienten möglichen Korrelationen lassen sich nicht ohne weiteres erklären, wie z. B. zwischen Kalium und Mangan ($\rho = 0,51$) im 2. Grundwasserleiter. Da es sich hierbei ausschließlich um sehr niedrige Korrelationskoeffizienten ($\rho < \pm 0,55$) handelt, kann an dieser Stelle nicht entschieden werden, ob ein Zusammenhang zwischen den betreffenden Parametern besteht oder nicht.

Tab. 14: Korrelationskoeffizienten für den 1. Grundwasserleiter (Rangkorrelation nach Spearman für die Probenahmen Sommer 1993, Frühjahr 1994, Herbst 1994, Winter 1994/95 und Herbst 1997)

	T	pH	Eh	O ₂	CSB	DOC	Lf	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Fe ²⁺	
T	1,00																			
pH	-0,03	1,00																		
Eh	0,11	-0,15	1,00																	
O ₂	-0,01	-0,08	0,28	1,00																
CSB	0,19	-0,34	0,05	-0,10	1,00															
DOC	0,17	-0,22	-0,03	-0,07	0,46	1,00														
Lf	-0,01	-0,41	0,00	0,01	0,37	0,24	1,00													
Na ⁺	0,00	-0,39	0,03	-0,12	0,45	0,24	0,65	1,00												
K ⁺	0,21	-0,54	0,22	0,00	0,51	0,29	0,52	0,56	1,00											
Ca ²⁺	-0,16	-0,09	0,06	0,20	0,00	-0,07	0,64	0,16	0,10	1,00										
Mg ²⁺	-0,07	-0,20	0,10	0,21	0,03	-0,04	0,56	0,21	0,22	0,77	1,00									
Cl ⁻	0,00	-0,32	0,03	-0,06	0,43	0,24	0,73	0,84	0,45	0,30	0,27	1,00								
HCO ₃ ⁻	-0,15	0,00	-0,02	-0,02	0,14	0,07	0,60	0,46	0,14	0,56	0,37	0,56	1,00							
SO ₄ ²⁻	-0,02	0,07	0,01	0,02	-0,08	-0,07	0,31	-0,04	0,04	0,56	0,44	0,00	0,05	1,00						
NO ₃ ⁻	0,03	-0,55	0,25	0,16	0,30	0,11	0,39	0,30	0,49	0,20	0,26	0,19	-0,10	-0,05	1,00					
NO ₂ ⁻	0,08	-0,25	0,03	-0,23	0,23	0,09	0,25	0,34	0,37	0,07	0,14	0,22	0,03	0,03	0,42	1,00				
NH ₄ ⁺	0,03	0,09	-0,11	-0,16	0,21	0,11	0,02	0,13	0,06	-0,12	0,15	0,11	0,23	-0,03	-0,38	-0,32	1,00			
PO ₄ ³⁻	0,03	-0,33	0,10	-0,08	0,40	0,19	0,19	0,47	0,54	-0,20	-0,06	0,33	-0,01	-0,19	0,37	0,30	0,10	1,00		
Fe ²⁺	0,04	0,34	-0,23	-0,19	-0,01	0,08	-0,17	-0,04	-0,20	-0,12	-0,16	0,02	0,17	-0,01	-0,64	-0,24	0,54	-0,01	1,00	
Mn ²⁺	0,03	-0,17	-0,08	-0,22	0,21	0,17	0,23	0,38	0,24	0,12	0,14	0,28	0,30	0,11	-0,18	0,18	0,37	0,12	0,26	1,00

Es konnte keine Korrelation zwischen dem Redoxpotential sowie dem Sauerstoff-Gehalt und den übrigen physikochemischen Parametern oder den Wasserinhaltsstoffen im 1. und 2. Grundwasserleiter nachgewiesen werden. Eine Korrelation zwischen dem Redoxpotential und den redoxabhängigen Inhaltsstoffen des Grundwassers (Fe²⁺, Mn²⁺, O₂, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, HCO₃⁻ und organischer Substanz) hätte erwartet werden können. Das Fehlen einer solchen Korrelation läßt darauf schließen, daß sich das Grundwasser bezüglich des Redoxpotentials und der redoxabhängigen Inhaltsstoffe nicht im Gleichgewicht befindet.

Zwischen dem pH-Wert und einigen Wasserinhaltsstoffen bzw. der elektrischen Leitfähigkeit deuten sich negative Korrelationen an. Zwar sind die Korrelationskoeffizienten mit -0,50 bis

-0,56 so niedrig, daß sie nur als ein Hinweis auf eine mögliche Korrelation verstanden werden sollten und nicht als Beleg für eine Korrelation gelten können, aber die Ergebnisse der Auswertung von Mehrfachmeßstellen (Kapitel 4.2, Abb. 38) sprechen ebenfalls für eine mögliche negative Korrelation zwischen dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit, Natrium, Chlorid und Hydrogencarbonat.

Nach Auswertung der Korrelationskoeffizienten bestehen mögliche negative Korrelationen im 1. Grundwasserleiter zwischen dem pH-Wert und Kalium sowie Nitrat und im 2. Grundwasserleiter zwischen dem pH-Wert und der Leitfähigkeit, Kalium, Sulfat und Mangan.

Wenn eine negative Korrelation vorliegt, würde es bedeuten, daß bei niedrigen pH-Werten höhere Kalium- und Nitrat-Gehalte im 1. Grundwasserleiter zu erwarten wären. Kalium und Nitrat werden durch die Rieselfeldwirtschaft und durch die Landwirtschaft eingetragen. Nach GRÜTZMACHER et al. (1995) verschiebt sich der pH-Wert von rieselfeldbeeinflussten Grundwasser gegenüber unbelasteten Grundwasser in den sauren Bereich. Bei Kalium, welches bei den vorliegenden hohen Konzentrationen wahrscheinlich stark dem Ionenaustausch unterliegt, könnte eine mögliche weitere Erklärung für den Zusammenhang zwischen pH-Wert und Kalium, die mit fallenden pH-Werten sinkende Kationenaustauschkapazität sein.

Die Leitfähigkeit, die indirekt als ein Maß für die anthropogene Beeinflussung angesehen werden kann, korreliert in beiden Grundwasserleitern mit Natrium und Chlorid und schwach mit Kalium, Calcium und Hydrogencarbonat. Besonders Natrium und Chlorid, die auch untereinander korrelieren, werden verstärkt durch die Rieselfeldwirtschaft ins Grundwasser eingebracht. Hier ist die gemeinsame Quelle die Ursache der Korrelation.

Tab. 15: Korrelationskoeffizienten für den 2. Grundwasserleiter (Rangkorrelation nach Spearman für die Probenahmen Sommer 1993, Frühjahr 1994, Herbst 1994, Winter 1994/95 und Herbst 1997)

	T	pH	Eh	O ₂	CSB	DOC	Lf	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Fe ²⁺	
T	1,00																			
pH	-0,30	1,00																		
Eh	0,19	-0,13	1,00																	
O ₂	-0,07	0,22	0,13	1,00																
CSB	0,15	-0,18	0,09	-0,18	1,00															
DOC	0,14	-0,17	0,03	-0,24	0,41	1,00														
Lf	0,19	-0,55	0,08	-0,18	0,47	0,37	1,00													
Na ⁺	0,20	-0,41	0,06	-0,16	0,58	0,42	0,79	1,00												
K ⁺	0,40	-0,56	0,14	-0,11	0,28	0,15	0,52	0,52	1,00											
Ca ²⁺	0,06	-0,41	0,00	-0,06	0,15	-0,10	0,60	0,33	0,21	1,00										
Mg ²⁺	0,07	-0,22	-0,01	-0,03	0,06	0,00	0,38	0,22	0,35	0,42	1,00									
Cl ⁻	0,15	-0,41	-0,01	-0,12	0,53	0,32	0,73	0,82	0,44	0,36	0,22	1,00								
HCO ₃ ⁻	-0,07	-0,26	-0,02	-0,04	0,25	0,11	0,60	0,54	0,24	0,71	0,45	0,47	1,00							
SO ₄ ²⁻	0,14	-0,53	-0,06	-0,16	0,13	0,02	0,55	0,33	0,33	0,76	0,43	0,27	0,48	1,00						
NO ₃ ⁻	0,30	-0,31	0,22	-0,06	0,25	0,03	0,24	0,30	0,38	0,03	0,05	0,24	-0,12	0,00	1,00					
NO ₂ ⁻	0,10	-0,11	0,12	0,02	0,02	-0,09	0,23	0,24	0,23	0,17	0,16	0,27	0,17	0,29	0,33	1,00				
NH ₄ ⁺	-0,02	-0,16	-0,05	-0,02	0,10	0,18	0,19	0,10	0,10	-0,02	0,10	0,11	0,04	0,04	-0,13	-0,10	1,00			
PO ₄ ³⁻	0,00	-0,09	0,05	-0,12	0,28	0,10	0,14	0,16	0,12	-0,12	0,01	0,17	-0,12	-0,12	0,21	0,08	0,33	1,00		
Fe ²⁺	-0,11	0,09	0,01	-0,01	-0,15	-0,04	-0,12	-0,08	-0,27	0,08	-0,02	0,03	0,16	-0,01	-0,39	0,00	0,35	-0,01	1,00	
Mn ²⁺	0,23	-0,50	0,17	-0,08	0,21	0,14	0,47	0,43	0,51	0,49	0,19	0,39	0,48	0,44	0,19	0,26	0,16	-0,2	0,15	1,00

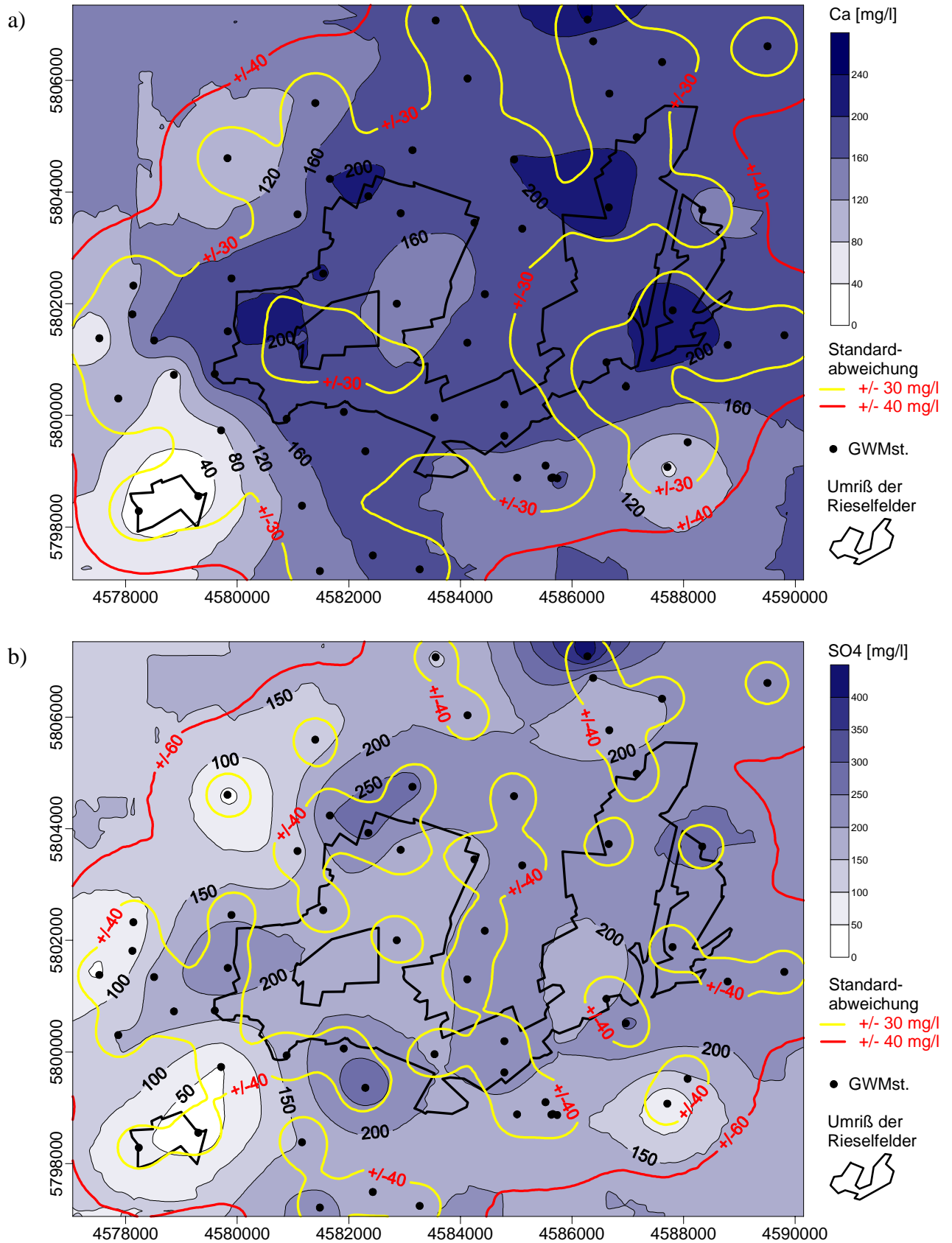


Abb. 59: Konzentrationsverteilung von a) Calcium (A Priori Varianz = 2304 (mg/l)^2) und b) Sulfat (A Priori Varianz = 5184 (mg/l)^2) im 2. Grundwasserleiter, Standardabweichung berechnet aus dem Krigingfehler, GWMst. = Grundwassermeßstelle

Calcium korreliert im 1. Grundwasserleiter relativ gut mit Magnesium ($\rho = 0,77$) und sehr schwach mit Hydrogenkarbonat und Sulfat ($\rho = 0,56$). Im 2. Grundwasserleiter ist keine Korrelation mit Magnesium mehr nachzuweisen, aber die Korrelation mit Hydrogenkarbonat und Sulfat ist deutlich besser ($\rho = 0,71$ bzw. $0,76$). Daß es einen Zusammenhang zwischen der Calcium- und Sulfat-Konzentration gibt, zeigen auch die Isolinienkarten dieser beiden Parameter (Abb. 59).

Hydrogenkarbonat und Sulfat sind die natürlichen Lösungspartner von Calcium, aufgrund der längeren Verweilzeit ist das Wasser im 2. Grundwasserleiter vermutlich näher am thermodynamischen Gleichgewicht als im 1. Grundwasserleiter. Die Korrelation von Calcium und Magnesium im 1. Grundwasserleiter beruht wahrscheinlich auf einer gemeinsamen, geogenen Quelle, bis zum 2. Grundwasserleiter ist der Zusammenhang aber durch Lösung, Sorption und Kationenaustausch weitgehend aufgelöst.

Plausibel ist die negative Korrelation zwischen Eisen und Nitrat und die positive Korrelation zwischen Eisen und Ammonium im 1. Grundwasserleiter. Nach thermodynamischen Bedingungen schließen sich nennenswerte Eisen(II)- und Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser aus, daraus folgt die negative Korrelation. Unter zunehmend reduzierenden Bedingungen kann Eisen(II) in Lösung gehen und Nitrat wird zu Ammonium reduziert.

Eine mögliche Korrelation zwischen CSB und Natrium bzw. Chlorid im 2. Grundwasserleiter ($\rho = 0,58$ bzw. $0,53$) wäre auf den gemeinsamen Eintragspfad über das Abwasser zurückzuführen.

4.4.2 Ergebnisse der Clusteranalysen

Für die Datensätze des 1. Grundwasserleiters der Probenahmekampagnen vom Herbst 1994, Winter 1994/95 und Herbst 1997 wurden erfolgreich hierarchische Clusteranalysen durchgeführt.

Im ersten Durchlauf ergaben sich sehr inhomogene Cluster: einige Cluster mit nur ein bis zwei Grundwasseranalysen und ein bzw. zwei sehr große Cluster. Daraufhin wurden die Analysen mit sehr hohen Distanzen aus der Clusterberechnung herausgenommen, bis maximal 10 % der Analysen. Es stellte sich heraus, daß es sich bei allen drei Probengruppen um Proben aus den gleichen Grundwassermeßstellen handelte.

Bei der erneuten Clusterberechnung konnten in allen drei Gruppen neben ein bis drei kleineren Clustern mit nur zwei bis sechs Analysen jeweils drei große Cluster abgegrenzt werden. Für diese Cluster wurden die Mittelwerte der Parameter berechnet und verglichen. Es zeigt sich, daß die hydrochemische Zusammensetzung der Hauptcluster in den drei Probenahmekampagnen vergleichbar ist (Tab. 16). Zum Vergleich wurde in Tab. 16 die mittlere Zusammensetzung des Beaufschlagungswassers mit aufgenommen.

Cluster 1 unterscheidet sich von den beiden anderen Clustern durch seinen deutlich geringeren Lösungsinhalt (Leitfähigkeit max. $871 \mu\text{S}/\text{cm}$) und die relativ geringen Gehalte an Nährstoffen. Trotzdem hat diese Gruppe die größte Variabilität bei den relativen Ionenverhältnissen, wie im Piperdiagramm am Beispiel der Daten vom Herbst 1994 (Abb. 60) sehr gut zu erkennen ist.

Bis auf Natrium sind alle Konzentrationen in den Analysen des zweiten Clusters gegenüber dem ersten Cluster erhöht. Besonders auffällig ist die Zunahme an Calcium, Sulfat und Nitrat, die maximalen Mittelwerte steigen von 115 mg/l , 197 mg/l und 7 mg/l auf 228 mg/l , 299 mg/l und 79 mg/l an (Tab. 16).

Tab. 16: Spanne der Mittelwerte für die drei größten Cluster der Probenahmekampagnen vom Herbst 1994, Winter 1994/95 und Herbst 1997, 1. Grundwasserleiter, sowie mittlere Zusammensetzung des Beaufschlagungswassers

*= Mittelwerte von 9 Wasserproben, die von 1992 bis 1994 genommen wurden (Tab. 3)

	Cluster 1		Cluster 2		Cluster 3		Beaufschlagungs-wasser*
	min	max	min	max	min	max	
Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	592	871	1099	1322	1468	1605	1604
Na ⁺ [mg/l]	24	53	28	47	105	116	154
K ⁺ [mg/l]	3	6	6	7	12	14	29
Ca ²⁺ [mg/l]	88	115	171	228	165	198	115
Mg ²⁺ [mg/l]	8	8	11	19	13	14	11
Cl ⁻ [mg/l]	33	63	77	86	126	130	220
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	130	235	237	277	319	375	624
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	81	197	217	299	187	221	93
NO ₃ ⁻ [mg/l]	7	20	27	79	63	125	8,3
NO ₂ ⁻ [mg/l]	0,02	0,11	0,10	0,24	0,15	0,37	0,65
NH ₄ ⁺ [mg/l]	0,12	0,64	0,15	0,52	0,21	0,87	7,55
PO ₄ ³⁺ [mg/l]	0,21	2,31	0,75	0,89	2,59	8,11	16,6

Der Lösungsinhalt der Proben in Cluster 3 ist höher als in Cluster 2, die maximalen Mittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit steigen von 1322 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 1605 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an. Die Zusammensetzung der Proben unterscheidet sich deutlich von denen des Clusters 1 durch stark ansteigende Natrium-Gehalte (von 53 mg/l auf 116 mg/l). Daneben steigen auch die Konzentrationen an Kalium, Chlorid, Hydrogenkarbonat sowie alle Nährstoffe an. Calcium und Sulfat sind deutlich erhöht gegenüber Cluster 1 aber klar niedriger als in Cluster 2.

Die Unterscheidung der Cluster 2 und 3 ist auch im Piperdiagramm (Abb. 60) sichtbar. Die relativen Anteile der Kationen verschieben sich von Cluster 2 zu Cluster 3 von Calcium zu Natrium. Nach der Klassifikation von FURTAG & LANGGUTH (1967) handelt es sich bei den Proben des Clusters 2 zumeist um normal erdalkalische Süßwässer, während die Proben des Clusters 3 vorwiegend zur Klasse der erdalkalischen Süßwässer mit höherem Alkalianteil gehören. Der relative Anteil von Magnesium bleibt weitgehend gleich. Bei den Anionen ist zwischen den relativen Anteilen von Sulfat und Hydrogenkarbonat kein Unterschied zwischen dem zweiten und dritten Cluster zu erkennen. Aber der relative Anteil an Chlorid ist im Cluster 3 tendenziell um 5 meq% höher (Abb. 60).

Entsprechend der Flächennutzung des Untersuchungsgebietes bietet sich die folgende Interpretation der drei Cluster an:

Cluster 3 vereint die Grundwasserproben, die unter dem Einfluß der Rieselfeldwirtschaft stehen. In Tab. 16 ist die mittlere Zusammensetzung des Beaufschlagungswasser für die Jahre 1992 bis 1994 angegeben. Die Parallelen zur Beschaffenheit der Proben des dritten Clusters sind auffällig, es sind neben den Nährstoffen vor allem Natrium, Kalium und Chlorid die durch das Abwasser eingetragen werden. Die Abgrenzung zu den landwirtschaftlich beeinflussten Proben erfolgt im wesentlichen durch die hohen Natrium-Gehalte. Natrium wird nur in geringen Mengen durch die Landwirtschaft eingetragen (NIESEL-LESSENTHIN, 1983).

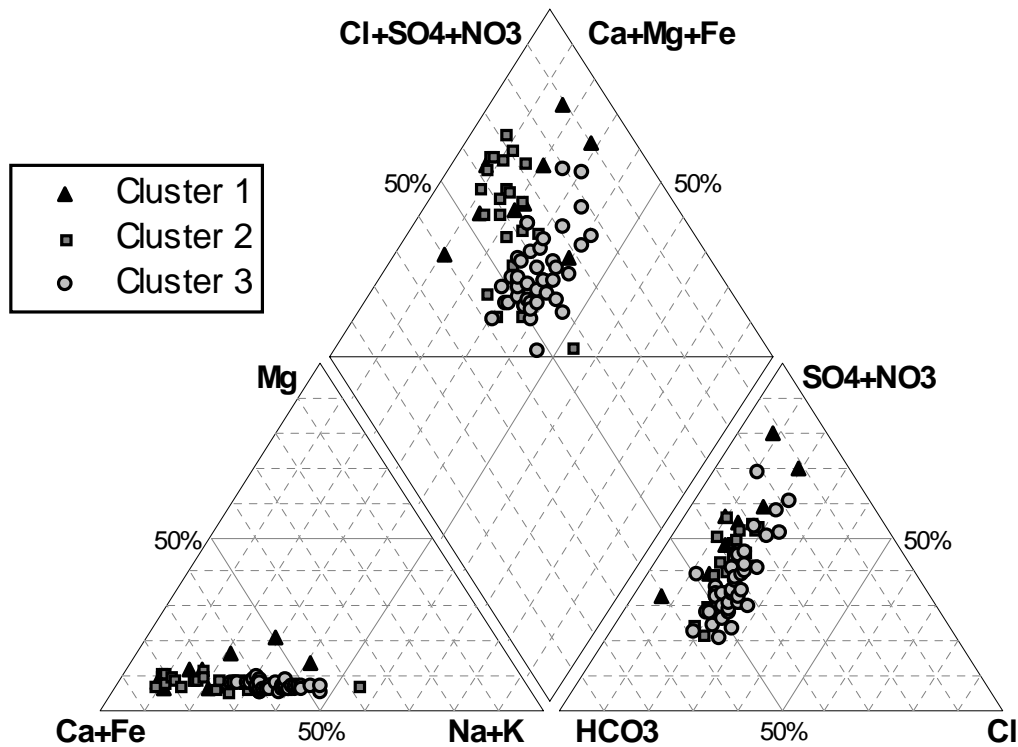


Abb. 60: Piperdiagramm eingetragen sind die drei Hauptcluster der Beprobung vom Herbst 1994 in meq%

Cluster 2 enthält Grundwasserproben, die vorwiegend durch landwirtschaftlichen Einfluß geprägt sind. Die Düngung erhöht die Menge löslicher Salze im Boden durch den Eintrag von Handelsdüngern, die Chloride, Sulfate, Nitrate und Phosphate von Kalium, Calcium, Magnesium, Ammonium und Natrium im wechselndem Umfange enthalten (MATTHESS, 1994, S.223). Weiterhin weist MATTHESS (1994, S. 149) auf die Erhöhung der Erdalkali-Gehalte im Grundwasser nach Zufuhr von Kalisalzen als Folge der Freisetzung von Ca^{2+} -Ionen durch Ionenaustausch hin. Diese Aussagen stehen in guter Übereinstimmung mit den im Cluster 2 gefundenen erhöhten Calcium-, Sulfat- und Nährstoff-Gehalten.

Es kann festgehalten werden, daß durch die Rieselfeldwirtschaft vorwiegend die Konzentrationen von Natrium und Chlorid und durch die Landwirtschaft die Calcium- und Sulfat-Gehalte erhöht werden. Dadurch erklärt sich auch, warum das Verhältnis von Natrium zu Calcium besonders geeignet ist, zwischen landwirtschaftlicher und abwasserwirtschaftlicher Beeinflussung zu unterscheiden (Kapitel 3.8).

Schwierig ist die Interpretation von Cluster 1, das bei den niedrigsten Leitfähigkeiten die größten Schwankungen bei den relativen Ionenanteilen hat. Die relativ niedrigen Leitfähigkeiten deuten darauf hin, daß diese Grundwasserproben keinem oder nur einem geringen anthropogenen Einfluß unterliegen. Die maximalen mittleren Nährstoff-Gehalte von 20 mg/l Nitrat und 2,3 mg/l Phosphat belegen allerdings, daß zumindest ein Teil der Proben anthropogen beeinflusst ist. In Cluster 1 sind wahrscheinlich die Grundwasseranalysen zusammengefaßt, die nicht oder schwach anthropogen beeinflusst sind. Wobei die anthropogene Beeinflussung durch die Landwirtschaft oder Rieselfeldwirtschaft oder andere Faktoren erfolgt sein kann.

Die 18 Grundwasseranalysen, die bei den Clusteranalysen ausgesondert wurden, um eine homogene Clusterbildung zu ermöglichen (s. o.), haben elektrische Leitfähigkeiten von 1250 bis 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, so daß davon auszugehen ist, daß diese Proben anthropogen beeinflusst sind.

Ausnahme ist eine Analyse mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 722 $\mu\text{S}/\text{cm}$, welche allerdings eine Phosphat-Konzentration von 42 mg/l hat und vermutlich deshalb nicht in Cluster 1 aufgenommen wurde. Die Proben mit stark erhöhten Leitfähigkeiten ($>1700 \mu\text{S}/\text{cm}$) haben zumeist auch sehr hohe Nitrat- (180 bis 500 mg/l) oder Phosphat-Gehalte (26 bis 32 mg/l) und bildeten vermutlich wegen ihrer hohen Leitfähigkeit und den extremen Nährstoff-Gehalten Einzelcluster. Es handelt sich hierbei wahrscheinlich um Proben, die besonders stark durch Landwirtschaft und / oder Rieselfeldwirtschaft beeinflusst sind.

Die übrigen Ausreißer unterscheiden sich durch überdurchschnittlich hohe Sulfat- oder Hydrogenkarbonat-Konzentrationen von den anderen Proben. Nach GRÜTZMACHER et al. (1995) kann landwirtschaftliche Nutzung Sulfat-Konzentrationen weit über den Abwasser beeinflussten Konzentrationen verursachen. Nach MATTHESS (1994, S. 224) wurden im Wirtschaftsjahr 1986/87 rund 1,8 g/l Sulfat pro m^2 landwirtschaftlicher Nutzfläche in Verbindung mit Düngemittelgaben ausgebracht. Auch die Sulfat-Konzentrationen von Cluster 2 liegen über denen der abwasserbeeinflussten Proben in Cluster 3. Möglicherweise sind die ausgesonderten Proben mit hohen Sulfat-Gehalten besonders stark durch landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst. Hohe Konzentrationen an Hydrogenkarbonat können geogen oder durch die Rieselfeldwirtschaft bedingt sein. Die betroffenen Grundwasseranalysen weisen gleichzeitig relativ hohe Chlorid-Gehalte, aber keine erhöhten Calcium- und Magnesium-Konzentrationen auf. Es ist deshalb zu vermuten, daß die hohen Hydrogenkarbonat-Konzentration durch die Rieselfeldwirtschaft verursacht wurden.

Um die anhand der Beschaffenheit gemachten Aussagen zu überprüfen, wurden die Grundwassermeßstellen klassifiziert nach ihrer Clusterzugehörigkeit auf einer Flächennutzungskarte dargestellt (Abb. 61). Die Übereinstimmung von Clusterzugehörigkeit und Flächennutzung ist weitgehend zufriedenstellend: Die Meßstellen des Clusters 1 liegen in oder am Rand von Waldflächen, die Meßstellen des Clusters 2 überwiegend im Bereich landwirtschaftlich genutzter Flächen und die Meßstellen des Clusters 3 vorwiegend auf den ehemaligen Rieselfeldern. Allerdings gibt es sowohl für das Cluster 2 als auch für das Cluster 3 Grundwassermeßstellen deren Clusterzugehörigkeit nicht mit der Flächennutzung übereinstimmt.

Für die von der Clusteranalyse ausgesonderten Analysen wurde eine weitere Karte erstellt, in der die Lage der dazugehörigen Grundwassermeßstellen sowie der Zeitpunkt der Stilllegung bzw. die Art der Beschickung der Rieselfelder dargestellt sind (Abb. 62). Die ausgesonderten Grundwasseranalysen gehören zu Meßstellen, die auf bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft von Rieselfeldflächen stehen, die 1992 noch in Betrieb waren. Es ist also davon auszugehen, daß diese Analysen einem sehr starken Rieselfeldeinfluß unterliegen. Eine detailliertere Betrachtung zum Einfluß der Stilllegungszeit auf die Grundwasserbeschaffenheit erfolgt in Kapitel 4.5.2.

Zwei der ausgesonderten Grundwassermeßstellen liegen nicht auf den ehemaligen Rieselfeldflächen. Die Grundwassermeßstelle Lw1101/86 OP im zentralen Untersuchungsgebiet ist durch einen Schadensfall in einem angrenzenden Düngemittelager beeinflusst (GRÜTZMACHER et al., 1995) und die Grundwassermeßstelle Lw113/67 OP unterliegt dem Einfluß einer Hausmülldeponie bei Großbeeren (Abb. 62).

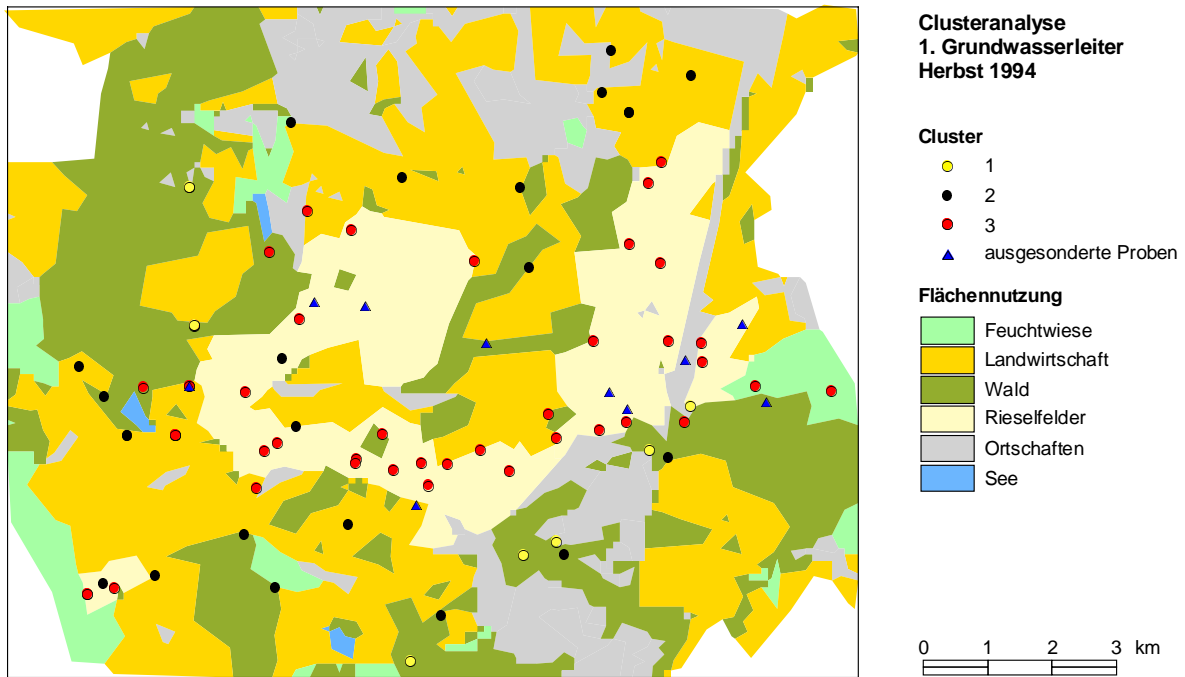


Abb. 61: Vergleich von Flächennutzung und Clusterzugehörigkeit für die Grundwasseranalysen aus dem 1. Grundwasserleiter vom Herbst 1994

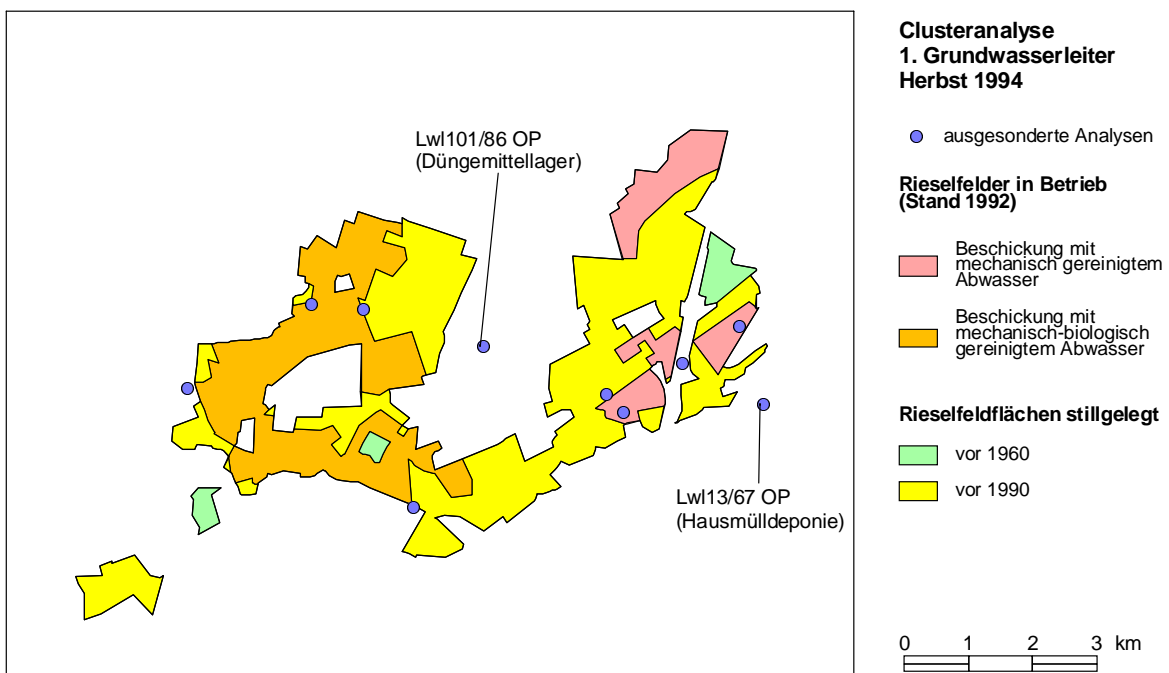


Abb. 62: Bei der Clusteranalyse aufgrund zu großer Distanzen ausgesonderte Grundwasseranalysen im Vergleich mit der Stilllegung und Betrieb der Rieselfelder (Datensatz vom Herbst 1994, 1. Grundwasserleiter)

4.4.3 Ergebnisse der Faktorenanalysen

Um die Anzahl der Variablen einzuschränken und mögliche Hintergrundprozesse zu erkennen, wurden Faktorenanalysen durchgeführt. Die Analysen wurden getrennt nach den beiden Grundwasserleitern aber gemeinsam für die Daten aller Beprobungskampagnen durchgeführt.

Um dem Anspruch auf eine annähernde Normalverteilung der Daten gerecht zu werden, wurde für Werte von Parametern mit stark linksschiefer Verteilung der natürliche Logarithmus eingesetzt. Zusätzlich zu den hydrochemischen Parametern wurde die Teufe der Filterstrecke in die Analyse miteinbezogen, um etwaige teufenabhängige Prozesse zu erkennen. Analysen mit Kaliumwerten über 40 mg/l wurden aussortiert, um eine Verzerrung durch Extremwerte zu verhindern.

Die Auswahl der geeigneten Parameter erfolgte aufgrund der Korrelationskoeffizienten und dem Kaiser-Meyer-Olkin-Maß. Als geeignet erwiesen sich für den 1. Grundwasserleiter die Parameter: Teufe des Filters, pH-Wert, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Hydrogenkarbonat und die natürlichen Logarithmen von CSB, Nitrat, Ammonium, Phosphat und Eisen. Im 2. Grundwasserleiter kamen die Parameter Sulfat und der natürliche Logarithmus von Mangan hinzu. Für den 1. Grundwasserleiter betrug das KMO-Maß 0,72 und für den 2. Grundwasserleiter 0,56. Nach KAISER (1974) ist die Eignung für den 1. Grundwasserleiter damit als "mittelprächtigt" und für den 2. Grundwasserleiter als schlecht einzustufen. Höhere KMO-Maße wären für den 2. Grundwasserleiter nur durch eine drastische Reduktion der Parameteranzahl zu erzielen gewesen, wodurch sich das Analyseergebnis auf einen interpretierbaren Faktor reduziert hätte.

1. Grundwasserleiter

Im 1. Grundwasserleiter wurden drei Faktoren ermittelt, die zusammen 67,7 % der Gesamtvarianz erklären (Tab. 17). Im ersten Faktor sind Phosphat, Kalium, CSB, Natrium und Chlorid mit hohen positiven Ladungen und der pH-Wert mit hoher negativer Ladung vertreten. Dieser Faktor steht für die Beeinflussung durch die Rieselfeldwirtschaft. Für alle Parameter mit hoher positiver Ladung wurden hohe Konzentrationen bevorzugt im Bereich der ehemaligen Rieselfelder gemessen, und in diesem Bereich traten verstärkt niedrige pH-Werte auf (Kapitel 4.3.1).

Tab. 17: Rotierte Faktorenmatrix, Kommunalitäten und erklärte Varianz für die Grundwasseranalysen des 1. Grundwasserleiters

Variable	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Kommunalität
$\ln \text{PO}_4^{3-}$	0,78	-0,14	0,03	0,63
K^+	0,75	0,25	-0,12	0,64
$\ln \text{CSB}$	0,74	0,16	0,12	0,58
Na^+	0,72	0,47	0,15	0,76
pH	-0,63	-0,01	0,37	0,53
Teufe	0,52	0,03	-0,42	0,45
Ca^{2+}	0,01	0,95	-0,11	0,91
Mg^{2+}	0,05	0,85	-0,17	0,75
HCO_3^-	0,19	0,72	0,36	0,69
Cl^-	0,59	0,61	0,17	0,75
$\ln \text{Fe}^{2+}$	-0,04	0,05	0,84	0,71
$\ln \text{NO}_3^-$	0,44	0,11	-0,76	0,78
$\ln \text{NH}_4^+$	0,31	0,06	0,73	0,64
Varianz %	27,45	21,92	18,34	67,71

Eine Lagekarte der nach dem Faktor 1 klassifizierten Grundwassermeßstellen belegt den Zusammenhang zwischen der Rieselfeldwirtschaft und diesem Faktor eindeutig. Meßstellen mit Faktorwerten größer 0,2 liegen fast ausschließlich auf dem Gebiet der ehemaligen Rieselfelder, während Meßstellen mit Faktorenwerten kleiner -0,2 vorwiegend außerhalb der Rieselfeldflächen liegen (Abb. 63).

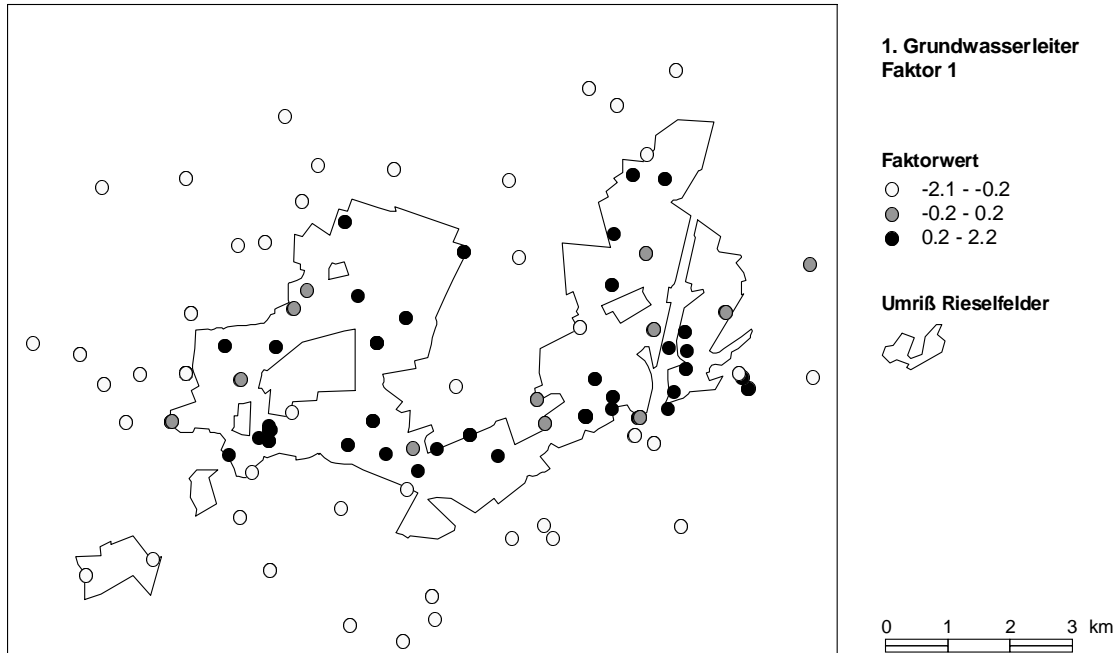


Abb. 63: Klassifizierung der Grundwassermeßstellen im 1. Grundwasserleiter (Herbst 1994) nach Faktor 1 der Faktorenanalyse (hochladende Parameter: PO_4^{3-} , K^+ , CSB, Na^+ , -pH, Cl, Teufe)

Daß der Einfluß der Rieselfeldwirtschaft mit der Teufe abnimmt, zeigt die relativ hohe positive Ladung der Teufe. Die Einheit der Teufe des Filters ist Meter über NN, so daß eine positive Ladung für geringe Teufen steht.

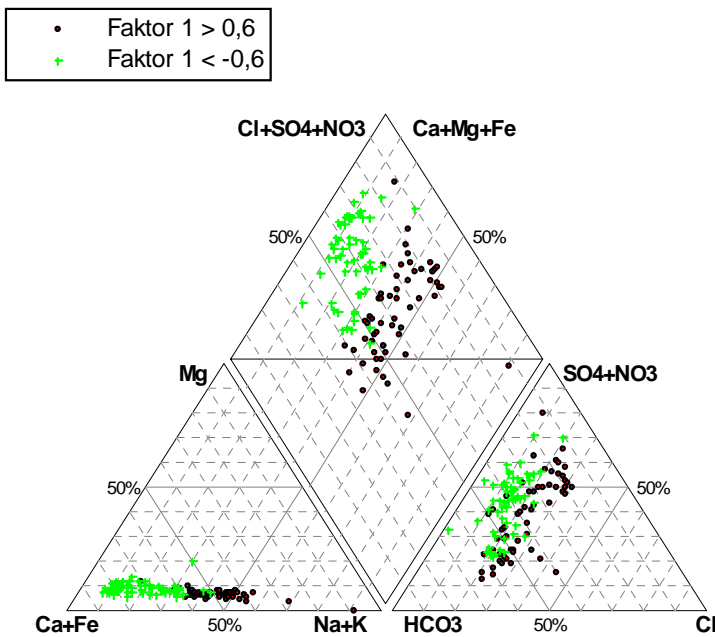


Abb. 64: Piper-Diagramm der Grundwasseranalysen aus dem 1. Grundwasserleiter, klassifiziert nach den Faktorwerten für Faktor 1

Im Piper-Diagramm ist eine klare Trennung der Grundwasseranalysen nach dem Faktor 1 möglich (Abb. 64). Grundwasseranalysen mit hohen positiven Werten (>0,6) zeichnen sich durch eine Dominanz des relativen Anteils an Natrium und Kalium gegenüber Calcium aus. Diese Grundwasseranalysen haben relative Natrium-Konzentrationen von 35 bis 60 meq%, vereinzelt höhere. Grundwasseranalysen mit hohen negativen Werten (< -0,6) für Faktor 1 haben hingegen relative Natrium-Konzentrationen zwischen 5 und 35 meq%. Die relativen Magnesium-Konzentrationen sind bei hohen positiven Werten

geringfügig niedriger. Bei den Anionen ist die Trennung weniger deutlich ausgeprägt, tendenziell haben die Grundwasseranalysen mit hohen positiven Werten höhere relative Chlorid-Anteile (> 20 meq%). Interessant ist, daß das Verhältnis von Hydrogenkarbonat zu Sulfat unabhängig von der Beeinflussung durch die Rieselfeldwirtschaft ist. Eine Zuordnung von hohen oder niedrigen relativen Anteilen zu bestimmten Faktorwerten ist nicht möglich.

Die Grundwasseranalysen mit hohen positiven Faktorenwerten für Faktor 1 entsprechen weitgehend den im Cluster 3 der Clusteranalyse zusammengefaßten Analysen (Kapitel 4.4.2).

Dem zweiten Faktor mit hohen positiven Ladungen von Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat und wiederum Chlorid liegt wahrscheinlich ein geogener Einfluß zugrunde. Mit Ausnahme des Chlorids, dessen Zuordnung zu diesem Faktor nicht geklärt ist, wird die Konzentration der hochladenden Ionen wesentlich durch die Karbonatlösung bestimmt.

Tab. 18: Mittelwerte der Grundwasseranalysen aus dem 1. Grundwasserleiter im Vergleich mit den Mittelwerten der Gruppen mit hohen positiven bzw. negativen Werten für die Faktoren 1 bis 3

	m	Faktor 1		Faktor 2		Faktor 3	
		> 1	< -1	> 1	< -1	> 1	< -1
Anzahl	344	31	40	26	26	45	37
T [°C]	10,2	10,4	10,0	9,9	10,5	10,2	10,1
pH	6,94	6,58	7,34	6,76	6,90	7,09	6,75
Eh [mV]	252	285	254	284	287	233	286
O ₂ [mg/l]	1,5	0,9	1,7	3,4	1,9	1,2	2,9
CSB [mg/l]	15,7	30,0	3,9	15,4	12,4	20,0	11,1
DOC [mg/l]	7,8	11,6	3,9	12,0	5,1	9,6	7,8
Lf [µS/cm]	1359	1514	977	1829	720	1385	1271
Na ⁺ [mg/l]	96	143	37	127	46	112	76
K ⁺ [mg/l]	14,7	21,2	4,0	16,8	8,3	12,0	12,8
Ca ²⁺ [mg/l]	174	146	161	278	85	172	180
Mg ²⁺ [mg/l]	12,9	11,7	11,7	22,3	7,7	12,6	14,3
Cl ⁻ [mg/l]	111	143	65	150	49	130	99
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	336	326	255	490	129	436	254
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	206	156	201	332	144	200	200
NO ₃ ⁻ [mg/l]	83	124	26	122	54	6	156
NO ₂ ⁻ [mg/l]	0,3	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1	0,3
NH ₄ ⁺ [mg/l]	2,0	6,0	0,2	1,6	0,3	5,3	0,0
PO ₄ ³⁻ [mg/l]	5,5	17,1	0,4	2,4	6,1	5,9	4,5
Fe ²⁺ [mg/l]	2,6	1,7	1,7	5,4	1,7	8,3	0,1
Mn ²⁺ [mg/l]	0,55	0,45	0,24	1,27	0,35	0,73	0,23
Teufe [müNN]	30,0	34,5	25,3	34,2	31,8	26,9	33,6

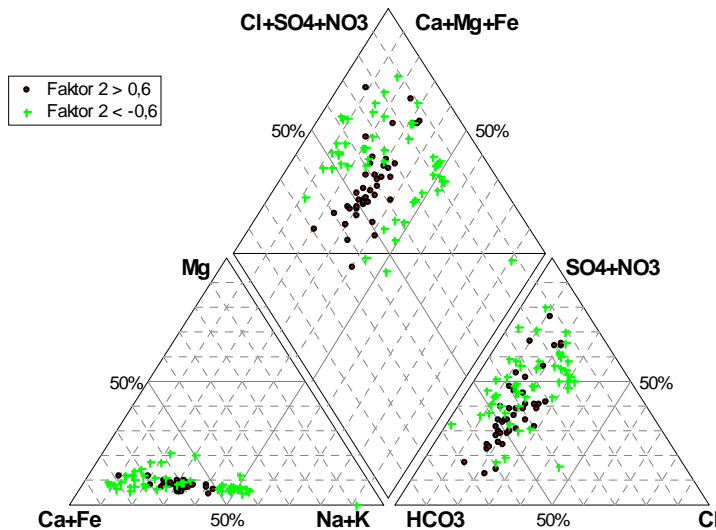


Abb. 65: Piper-Diagramm der Grundwasseranalysen aus dem 1. Grundwasserleiter, klassifiziert nach den Faktorwerten für Faktor 2

Faktor 2 auf einer Karte der Weichsellehmüberdeckung geplottet (Abb. 66). Der Weichsellehm, der vor allem im östlichen Modellgebiet verbreitet ist, liegt als Residual des weichselkaltzeitlichen Geschiebemergels auf den Sanden der Weichelvorschütt- und Saalenachschüttphase (Kapitel 3.3). Der Weichsellehm wird aufgrund seiner relativ hohen Durchlässigkeiten ($3 \cdot 10^{-6}$ m/s) zum 1. Grundwasserleiter hinzugezogen (Kapitel 3.4.1).

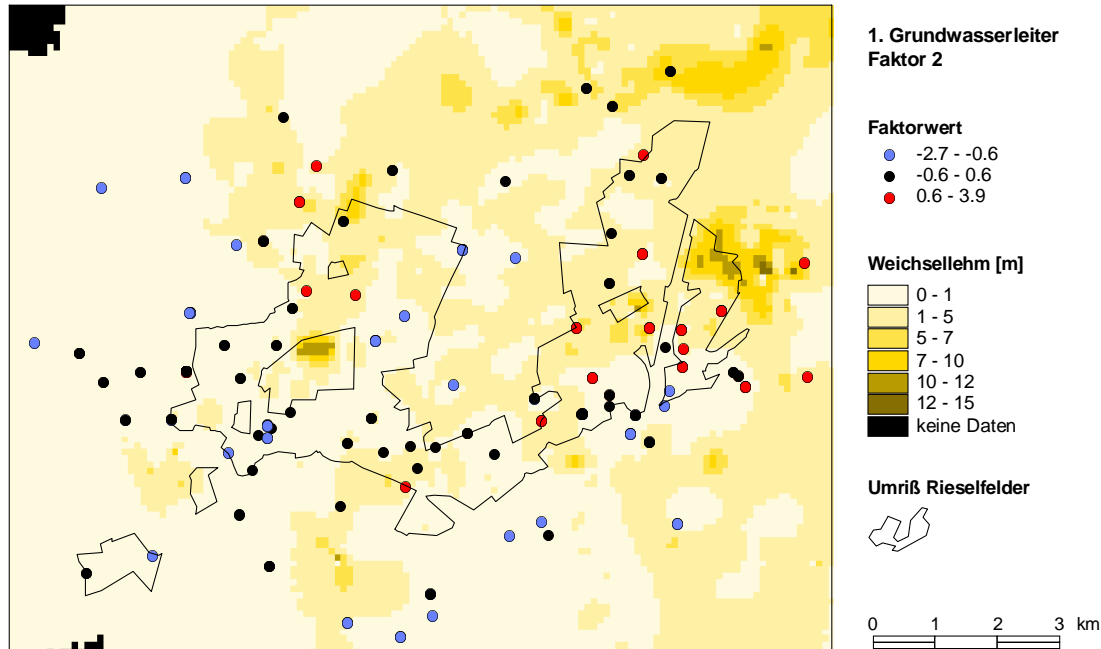


Abb. 66: Faktorenwerte in Relation zur Mächtigkeit der Weichsellehmüberdeckung (Faktor 2, 1. Grundwasserleiter)

Der Vergleich der Faktorenwerte mit der Karte der Weichsellehmüberdeckung zeigt, daß hohe positive Werte bevorzugt in Bereichen mit Weichsellehmüberdeckung auftreten, während hohe negative Werte in Bereichen mit fehlender oder geringmächtiger Weichsellehmüberdeckung vorkommen (Abb. 66). Faktor 2 steht also für den Einfluß des Weichsellehms auf die Grundwasserbeschaffenheit.

Die meisten Grundwasseranalysen mit hohen positiven Werten für Faktor 2 plotten im Kationendreieck in einem verhältnismäßig engen Bereich zwischen 50 und 70 meq% relativen Calcium-Anteil (Abb. 65). Im Anionendreieck bilden diese Grundwasseranalysen keine eigene Gruppe.

Es konnte kein Zusammenhang zwischen der Flächennutzung und den Werten für den Faktor 2 gefunden werden. Da aufgrund der Art der hochladenden Faktoren eine geogene Ursache vermutet wurde, wurden die Grundwassermeßstellen klassifiziert nach den Faktorenwerten für

Der dritte Faktor faßt die vom Redoxmilieu abhängigen Parameter Nitrat, Ammonium und Eisen zusammen. Während Eisen und Ammonium eine hohe positive Ladung haben, hat Nitrat eine hohe negative Ladung.

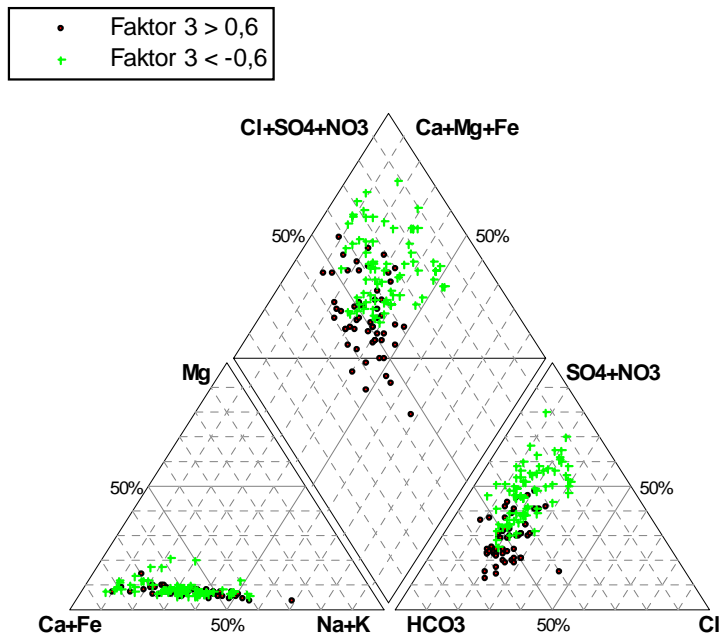
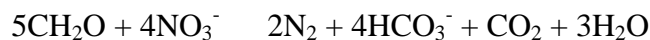


Abb. 67: Piper-Diagramm der Grundwasseranalysen aus dem 1. Grundwasserleiter, klassifiziert nach den Faktorwerten für Faktor 3

für Faktor 3: Die absolute Sulfat-Konzentration ist mit einem Mittelwert von 200 mg/l in beiden Gruppen gleich. Dafür ist die mittlere Konzentration von Hydrogenkarbonat mit 437 mg/l bei reduzierenden Bedingungen wesentlich höher als mit 254 mg/l bei oxidierenden Bedingungen (Tab. 18). Die Verschiebung im Anionendreieck (Abb. 67) erfolgt also allein aufgrund einer Zunahme von Hydrogenkarbonat bei reduzierenden Bedingungen und nicht aufgrund einer Abnahme von Sulfat durch Reduktion.

Der dem Faktor 3 zugrunde liegende Prozeß ist die Reduktion von Nitrat durch organische Substanz. Die durch Bakterien katalysierte Reaktion läßt sich nach APPELO & POSTMA (1994, S. 272ff.) in folgender Gleichung zusammenfassen:



Die Oxidation der organischen Substanz wird begleitet von einer Zunahme der Konzentration an Hydrogenkarbonat und einem Anstieg des pH-Wertes. Der deutlich höhere pH-Wert ($m = 7,1$) der Gruppe mit hohen positiven Werten für Faktor 3 gegenüber der Gruppe mit hohen negativen Werten ($m = 6,7$) kann als ein weiterer Beweis gewertet werden (Tab. 18). Begleitet wird der Prozeß von sinkenden Redoxpotentialen. In Folge der sinkenden Redoxpotentialen können Eisenoxide zu Fe^{2+} -Ionen reduziert werden und bei der Reduktion von Nitrat entstehendes Ammonium ist stabil. Daß Ammonium bei der Reduktion von Nitrat durch Bakterien entstehen kann wurde u. a. von SMITH et al. (1991) beschrieben.

2. Grundwasserleiter

Durch die Hinzunahme weiterer Parameter konnten im 2. Grundwasserleiter vier Faktoren ausgewiesen werden, die 66,2 % der Gesamtvarianz erklären (Tab. 19). Die Unterschiede zu den drei Faktoren des 1. Grundwasserleiters sind nur gering, im wesentlichen wird die Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter von den gleichen Prozessen bestimmt.

Die Grundwasseranalysen mit hohen positiven Werten für Faktor 3 sind durch hohe, relative Hydrogenkarbonat-Konzentrationen und Grundwasseranalysen mit hohen, negativen Werten durch hohe, relative Sulfat-Konzentrationen gekennzeichnet (Abb. 67). D. h. bei reduzierenden Bedingungen ist zumeist Hydrogenkarbonat das vorherrschende Anion und bei oxidierenden Bedingungen Sulfat.

Bemerkenswert sind dabei die Veränderungen bei den absoluten Konzentrationen zwischen den Gruppen mit hohen positiven (= reduzierende Bedingungen) und hohen negativen Werten (= oxidierende Bedingungen)

Tab. 19: Rotierte Faktorenmatrix, Kommunalitäten und erklärte Varianz für die Grundwasseranalysen des 2. Grundwasserleiters (Ladungen > ± 0,5 sind fettgedruckt)

Variable	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Kommunalität
Ca ²⁺	0,88	0,05	0,22	-0,02	0,82
SO ₄ ²⁻	0,85	0,16	-0,06	-0,16	0,78
HCO ₃ ⁻	0,75	-0,09	0,47	0,13	0,81
ln Mn ²⁺	0,66	0,30	0,16	0,34	0,66
ln NO ₃ ⁻	-0,19	0,74	0,14	-0,22	0,65
ln PO ₄ ³⁻	-0,30	0,72	0,19	0,31	0,73
pH	-0,31	-0,71	-0,12	-0,03	0,62
K ⁺	0,31	0,65	0,21	-0,02	0,57
ln CSB	0,14	0,52	-0,36	0,09	0,42
Teufe	0,20	0,51	-0,34	-0,12	0,43
Cl ⁻	0,12	0,23	0,86	0,12	0,81
Na ⁺	0,27	0,40	0,76	0,09	0,82
Mg ²⁺	0,41	-0,01	0,47	-0,17	0,42
ln NH ₄ ⁺	-0,04	0,20	0,11	0,80	0,70
ln Fe ²⁺	-0,05	-0,38	-0,26	0,74	0,69
Varianz %	20,83	20,23	14,69	10,41	66,16

Der erste Faktor mit hohen positiven Ladungen von Calcium, Sulfat, Hydrogenkarbonat und Mangan ist vergleichbar mit Faktor 2 im 1. Grundwasserleiter und steht wahrscheinlich für einen geogenen Einfluß. Die Faktorenwerte für Faktor 1 wurden deshalb auf einer Mächtigkeitkarte des Saalegeschiebemergels geplottet (Abb. 68). Der Saalegeschiebemergel bildet einen Grundwasserhemmer zwischen dem 1. und 2. Grundwasserleiter, allerdings ist er im Westen des Modellgebietes nur lokal verbreitet und weist im übrigen Gebiet mehrere Fehlstellen auf (Kapitel 3.4.1).

Der Vergleich zwischen dem Vorkommen und der Mächtigkeit des Geschiebemergels und den Werten für Faktor 1 läßt einen Zusammenhang vermuten (Abb. 68). Hohe positive Ladungen treten vor allem in Gebieten mit Mächtigkeiten über 2 m auf. Im Bereich der Erosionsrinne im Westen des Untersuchungsgebietes sind die Werte durchweg negativ.

Bei der Clusteranalyse (Kapitel 4.4.2) war ein deutlicher Zusammenhang zwischen hohen Calcium- und Sulfat-Konzentration und landwirtschaftlicher Nutzung erkannt worden, deshalb hätte aufgrund der hohen positiven Ladungen von Calcium und Sulfat auch vermutet werden können, daß Faktor 1 für eine landwirtschaftliche Beeinflussung des Grundwassers steht. Gegen diese Interpretation spricht zum einen die hohe Ladung von Hydrogenkarbonat, das bislang eher als rieselfeldtypisch erkannt wurde, und die insgesamt hohen Konzentrationen von Natrium und Chlorid bei Grundwasseranalysen mit hohen positiven Faktorenwerten für Faktor 1 (Tab. 20). Die mittleren Konzentrationen in dieser Gruppe von Grundwasseranalysen lassen darauf schließen, daß sie sowohl landwirtschaftlich als auch durch die Rieselfeldwirtschaft beeinflusste Grundwasserproben umfaßt (Tab. 20).

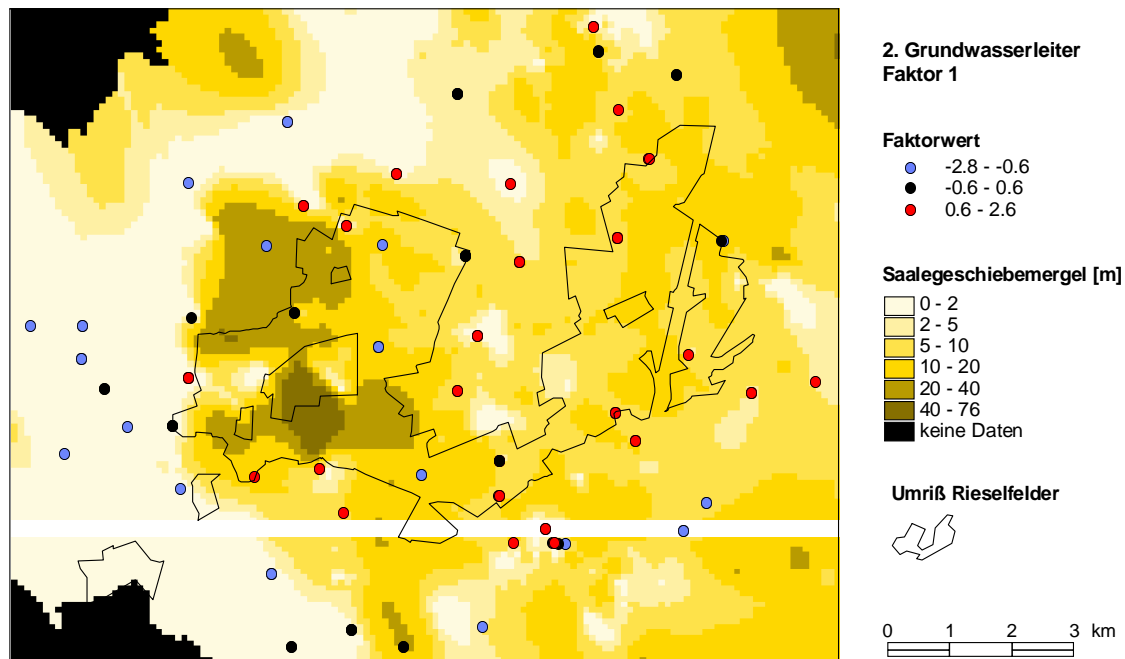


Abb. 68: Faktorenwerte in Relation zur Mächtigkeit des Saalegeschiebemergels (Faktor 1, 2. Grundwasserleiter)

Die auf den "Rieselfeldfaktor" im 1. Grundwasserleiter (Faktor 1) hochladenden Parameter verteilen sich im 2. Grundwasserleiter auf die Faktoren 2 und 3. Auf den Faktor 2 laden die Parameter Nitrat, Phosphat, pH-Wert, Kalium, CSB und Teufe des Filters und auf den Faktor 3 Natrium und Chlorid hoch. Vergleicht man die Verteilung der Faktorenwerte für die Faktoren 2 und 3 (Abb. 69), so fällt auf, daß die Grundwassermeßstellen mit positiven Faktorenwerten für Faktor 2 ein wesentlich kleineres Gebiet einnehmen als die mit positiven Faktorenwerten für Faktor 3. Die Grundwassermeßstellen mit positiven Faktorenwerten für Faktor 2 beschränken sich weitgehend auf die Rieselfeldflächen bzw. Teile davon, während die Grundwassermeßstellen mit positiven Faktorenwerten für Faktor 3 nicht nur auf den gesamten Flächen der ehemaligen Rieselfelder liegen, sondern auch auf Flächen in der weiteren Umgebung.

Chlorid und auch Natrium sind relativ konservative Ionen, die nur im geringen Maß Prozessen wie Sorption oder Ionenaustausch unterliegen, entsprechend weiträumig ist die Verbreitung hoher, durch die Rieselfeldwirtschaft verursachter Konzentrationen im 2. Grundwasserleiter. Im Gegensatz zum 1. Grundwasserleiter (Faktor 1, Abb. 63) reicht der Rieselfeldeinfluß im 2. Grundwasserleiter deutlich über die Rieselfeldflächen selber hinaus (Faktor 3, Abb. 69b).

Faktor 2 faßt die Parameter zusammen, die durch die Rieselfeldwirtschaft beeinflusst werden, aber in einem erheblichen Maße konzentrationsmindernden Prozessen (Denitrifikation, Sorption, mikrobieller Abbau) unterliegen, weshalb auch die Teufe des Filters auf diesen Faktor hochlädt. Die durch Zustrom aus dem 1. Grundwasserleiter stammenden hohen Konzentrationen von Nitrat, Phosphat, Kalium und CSB werden bereits nach kurzen Fließwegen im 2. Grundwasserleiter abgebaut (Abb. 69a).

Um die räumliche Ausdehnung des Rieselfeldeinflusses im 2. Grundwasserleiter zu erfassen, sind die Parameter des Faktors 2 oder Faktor 2 selber, im Gegensatz zum Faktor 3, folglich ungeeignet.

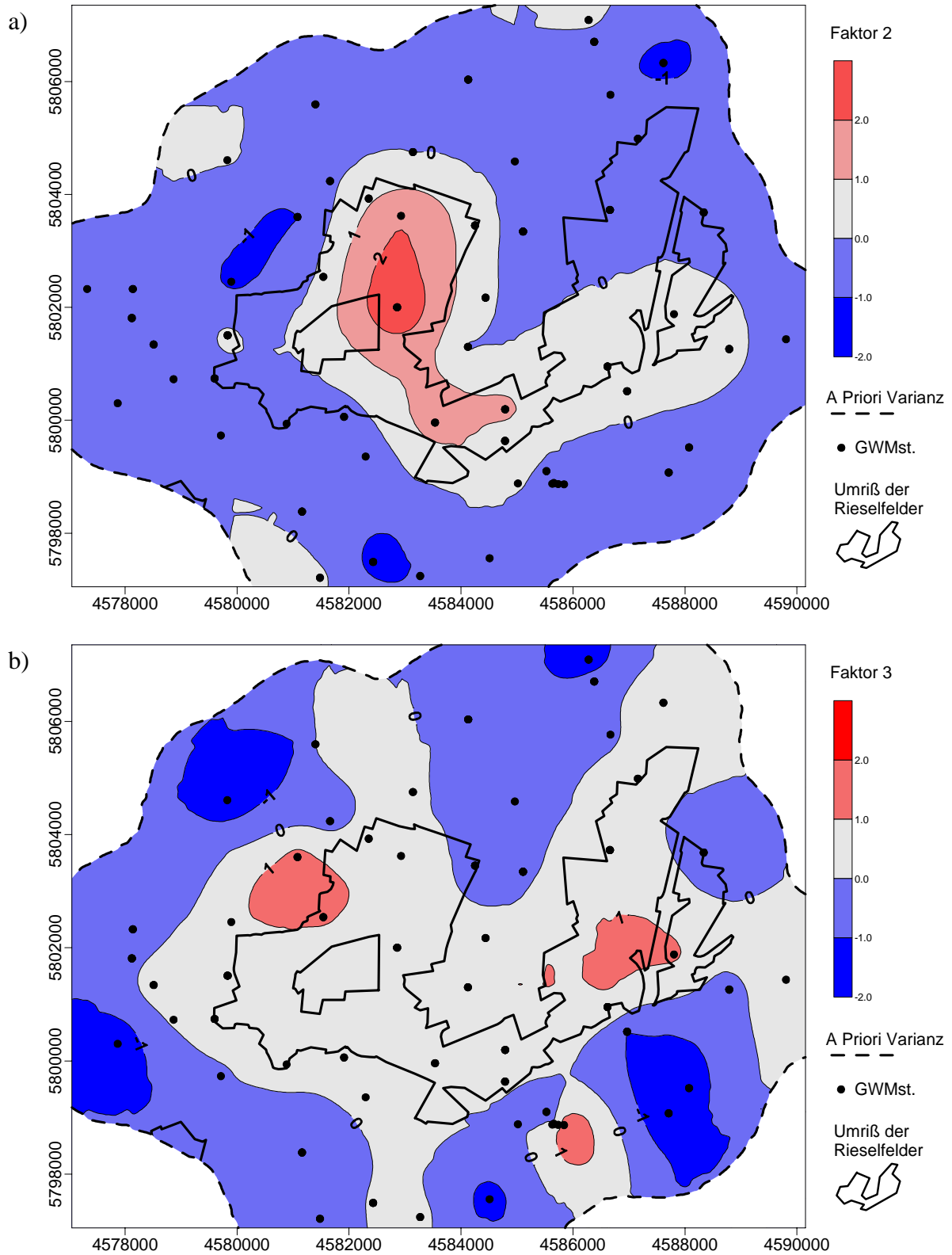


Abb. 69: Verteilung der Faktorenwerte im 2. Grundwasserleiter: a) Faktor 2 (hochladende Parameter: NO_3^- , PO_4^{3-} , -pH, K^+ , CSB, Teufe), b) Faktor 3 (hochladende Parameter: Na^+ , Cl^-)

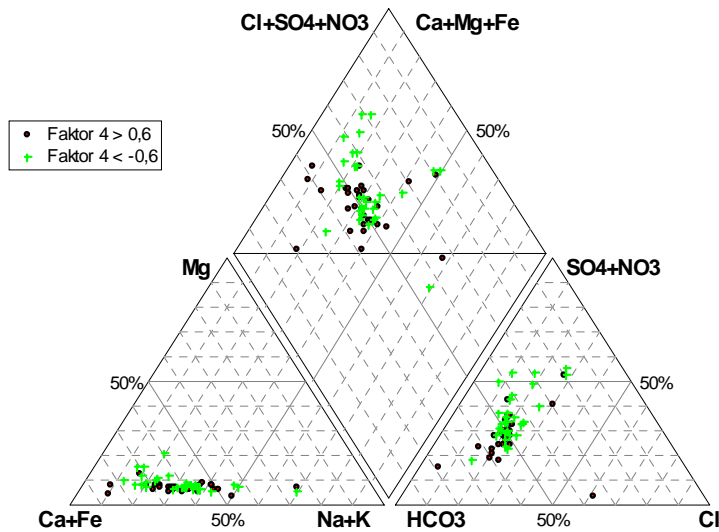


Abb. 70: Piper-Diagramm der Grundwasseranalysen aus dem 2. Grundwasserleiter, klassifiziert nach den Faktorwerten für Faktor 4

Faktor" ist im 2. Grundwasserleiter entsprechend nur noch tendenziell zu erkennen (Abb. 70). Durch die nur noch im geringen Umfang stattfindende Reduktion von organischer Substanz entsteht kaum noch Hydrogenkarbonat. Allerdings ist die absolute Sulfat-Konzentration mit 173 mg/l in der Gruppe mit hohen Faktorenwerten für Faktor 4 deutlich niedriger als in der Gruppe mit niedrigen Faktorenwerten (223 mg/l). Im 2. Grundwasserleiter findet also, nachdem die Denitrifikation bereits im 1. Grundwasserleiter weitgehend vollständig abgelaufen ist, eine Reduktion von Sulfat statt.

Die erklärte Gesamtvarianz und die Anteile der einzelnen Faktoren sind für den 1. und 2. Grundwasserleiter ebenfalls sehr ähnlich. Der größte Teil der Varianz wird durch die Abwasserwirtschaft verursacht. So erklärt der Rieselfeldfaktor (Faktor 1) im 1. Grundwasserleiter 27,4 % und die Rieselfeldfaktoren (Faktor 2 und 3) im 2. Grundwasserleiter zusammen 34,8 %. Durch die geogene Bedingung "Mächtigkeit durchströmter Geschiebemergel" werden im 1. Grundwasserleiter 21 % und im 2. Grundwasserleiter 20 % der Gesamtvarianz verursacht. Unterschiedliche Redoxbedingungen erklären 18,3 % bzw. 10,4 % der Gesamtvarianz. In beiden Grundwasserleitern werden aber über 30 % der Gesamtvarianz nicht durch die genannten Prozesse erklärt. Die Grundwasserbeschaffenheit unterliegt also noch weiteren, bedeutenden Prozessen. So ist z. B. die Landwirtschaft nicht als eigener Faktor ausgewiesen worden, obwohl bei der Clusteranalyse (Kap. 4.4.2) die Grundwasserbeschaffenheit der Proben eines Clusters als durch die Landwirtschaft geprägt erkannt wurde.

Um die räumliche Kontinuität der gefundenen Faktoren und damit die räumliche Kontinuität der ihnen zugrunde liegenden Prozesse zu erfassen, wurden Variogramme für die einzelnen Faktoren erstellt (Tab. 21). Dazu wurden für die Grundwasseranalysen vom Herbst 1994 aus dem 1. Grundwasserleiter und für den gemeinsamen Datensatz aller Kampagnen aus dem 2. Grundwasserleiter (Kapitel 4.3) die Faktorenwerte berechnet.

Faktor 4 im 2. Grundwasserleiter entspricht Faktor 3 im 1. Grundwasserleiter. Hohe Ladungen von Ammonium und Eisen stehen für ein reduzierendes Milieu. Allerdings spielt die Reduktion von Nitrat durch organische Substanz im 2. Grundwasserleiter nur noch eine untergeordnete Rolle, weil durch die im 1. Grundwasserleiter ablaufende Reduktion die Konzentrationen an Nitrat und organischer Substanz im 2. Grundwasserleiter deutlich geringer sind. Die im 1. Grundwasserleiter gefundene klare Trennung der relativen Konzentrationen von Sulfat und Hydrogenkarbonat für den "Redox-

Tab. 20: Mittelwerte der Grundwasseranalysen aus dem 2. Grundwasserleiter im Vergleich mit den Mittelwerten der Gruppen mit hohen positiven bzw. negativen Werten für die Faktoren 1 bis 4

		Faktor 1		Faktor 2		Faktor 3		Faktor 4	
	m	> 1	< -1	> 1	< -1	> 1	< -1	> 1	< -1
Anzahl	204	20	23	13	10	7	14	16	23
T [°C]	10,2	10,2	10,1	10,6	10,0	10,2	10,2	10,1	10,4
pH	7,1	6,8	7,2	6,5	7,4	7,1	7,3	7,0	7,0
Eh [mV]	219	228	223	285	204	273	247	221	235
O ₂ [mg/l]	0,5	0,4	0,3	0,3	1,0	1,5	0,3	0,3	0,4
CSB [mg/l]	12,0	10,5	6,5	23,8	2,6	16,9	3,5	11,0	9,1
DOC [mg/l]	7,2	8,1	4,2	9,0	5,3	5,1	4,8	8,4	5,0
Lf [µS/cm]	1266	1448	944	1480	1102	1400	808	1386	1276
Na ⁺ [mg/l]	92	107	68	133	72	142	27	111	92
K ⁺ [mg/l]	7,9	13,0	6,5	17,4	3,3	15,1	7,3	10,7	11,0
Ca ²⁺ [mg/l]	169	207	111	159	167	165	132	162	173
Mg ²⁺ [mg/l]	12,1	14,2	9,3	12,4	13,1	16,5	9,5	11,5	14,8
Cl ⁻ [mg/l]	111	117	91	133	108	191	47	136	109
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	377	465	228	341	385	406	236	392	360
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	194	269	109	185	160	151	175	173	223
NO ₃ ⁻ [mg/l]	19,0	4,7	50,5	123,4	1,0	43,8	2,5	28,9	47,2
NO ₂ ⁻ [mg/l]	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
NH ₄ ⁺ [mg/l]	0,9	0,9	1,1	2,8	0,4	1,1	0,4	2,8	0,1
PO ₄ ³⁻ [mg/l]	1,4	0,5	5,6	10,9	0,2	1,4	0,3	4,5	3,1
Fe ²⁺ [mg/l]	3,9	3,9	6,6	4,5	4,5	2,0	6,2	11,6	0,7
Mn ²⁺ [mg/l]	0,4	0,90	0,18	0,56	0,35	0,36	0,27	0,82	0,4
Teufe [müNN]	7,8	14,5	7,5	12,9	-7,3	-1,5	12,3	13,4	12,7

Tab. 21: Variographie der Faktorenwerte, Klassifikation der Reichweite (Tab. 8), Klassifikation des Nuggets (Tab. 9), Klassifikation des K-Wertes (Tab. 13)

	Reichweite	Nugget	K-Wert	Parameter mit Ladungen > 0,5
1. GWL, Faktor 1	klein	gering	0	PO ₄ ³⁻ , K ⁺ , CSB, Na ⁺ , -pH, Teufe
1. GWL, Faktor 2	mittel	groß	0	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻
1. GWL, Faktor 3	mittel	groß	0	Fe ²⁺ , -NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺
2. GWL, Faktor 1	klein	kein Nugget	0	Ca ²⁺ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , Mn ²⁺
2. GWL, Faktor 2	sehr groß	gering	6	NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , -pH, K, CSB, Teufe
2. GWL, Faktor 3	groß	kein Nugget	4	Na ⁺ , Cl ⁻
2. GWL, Faktor 4	mittel	kein Nugget	0	NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺

Im 1. Grundwasserleiter hat der den Rieselfeldeinfluß anzeigende Faktor 1 bei geringen Nugget eine kleine räumliche Kontinuität, während die Faktoren 2 und 3 bei mittleren Reichweiten große Nuggets haben (Tab. 21). Faktor 2 steht für den Einfluß der Weichsellehmüberdeckung auf die Grundwasserbeschaffenheit und Faktor 3 für die Denitrifikation durch organische Substanz. Die Ergebnisse der Variographie der Faktoren stehen in einem relativ guten Zusammenhang mit den Ergebnissen der Variographie für die einzelnen Parameter (Kapitel 4.3): Der anthropogene Einfluß ist dominant aber stark unterschiedlich und daher von geringer räumlicher Kontinuität. Dahingegen hat der geogene Hintergrund relativ große Reichweiten wird aber von anderen Prozessen überprägt, woraus ein relativ hoher Nugget resultiert.

Auch die Variogramme der Faktoren für den 2. Grundwasserleiter stützen die Ergebnisse der Einzelparameter (Kapitel 4.3). Anders als im 1. Grundwasserleiter hat der geogene Einfluß im 2. Grundwasserleiter eine geringere Kontinuität als der Rieselfeldeinfluß. Für den geogenen Faktor (Faktor 1 = Saalegeschiebemergel) wurde eine kleine Reichweite ermittelt, wohingegen die beiden Faktoren, die den Rieselfeldeinfluß beschreiben (Faktoren 2 und 3), eine sehr große bzw. große Reichweite haben. Interessant ist dabei, daß die Reichweiten der Variogramme der Parameter mit hoher Ladung auf den geogenen Faktor (Ca^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^-) deutlich größer sind (Kapitel 4.3) als die Reichweite des Faktors selber. Das kann daran liegen, daß diese Ionen auch einem großen anthropogenen Einfluß durch die Landwirtschaft (Ca^{2+} , SO_4^{2-}) bzw. die Rieselfeldwirtschaft (HCO_3^-) unterliegen.

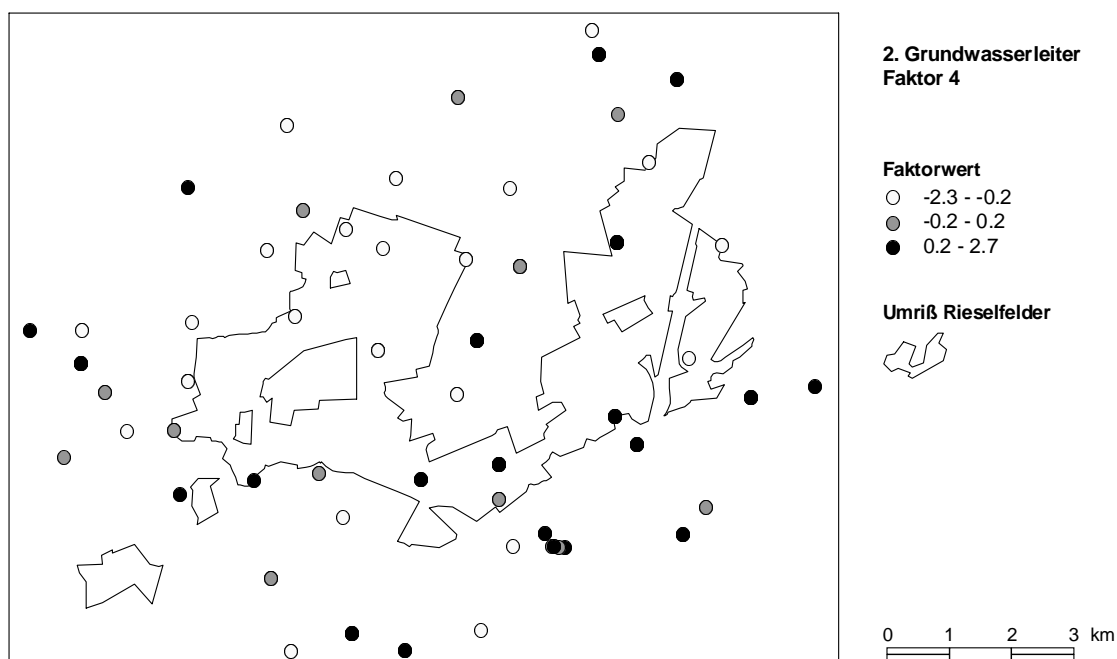


Abb. 71: Klassifizierung der Grundwassermessstellen im 2. Grundwasserleiter nach Faktor 4 der Faktorenanalyse (hochladende Parameter: NH_4^+ , Fe^{2+})

Das Variogramm für das reduzierende Milieu (Faktor 4) hat eine mittlere Reichweite, es besteht also eine gewisse räumliche Kontinuität zwischen den Messstellen mit oxidierenden bzw. reduzierenden Redoxmilieu (Abb. 71). Allerdings ist keine Zuordnung der entsprechenden Bereiche zur Landnutzung, Geologie oder ähnlichem möglich.

4.5 Auswirkungen der Einstellung der Rieselfeldwirtschaft

4.5.1 Auswirkungen auf die Grundwasserdynamik

Am 1. September 1997 wurde im Vorfeld der Grundwasserprobenahme eine Stichtagsmessung in 71 Meßstellen des 1. und in 31 Meßstellen des 2. Grundwasserleiters durchgeführt. Auf Grundlage von Variogramm-Modellen (Tab. 22) wurden für diese Stichtagsmessung sowie für die Stichtagsmessung vom Herbst 1994 (Abb. 21, Abb. 22) Grundwassergleichenpläne für den 1. und 2. Grundwasserleiter berechnet.

Tab. 22: Stichtagsmessungen im 1. und 2. Grundwasserleiter, min = geringste Standrohrspiegelhöhe, max = höchste Standrohrspiegelhöhe, n = Anzahl der Meßwerte, C₀ = Nugget, C = Schwellenwert, a = Reichweite

	Datum	min [m ü. NN]	max [m ü. NN]	n	Modell	C ₀	C	a [m]
1. GWL	15.11.94	33,19	44,30	100	sphärisch	-	3,7	6440
1. GWL	01.09.97	32,58	42,32	71	sphärisch	-	3,2	6000
2. GWL	15.11.94	33,34	39,99	60	sphärisch	-	2,9	7470
2. GWL	01.09.97	33,64	38,53	31	sphärisch	-	1,9	8500

Die Grundwassermorphologie hat sich in den drei Jahren vom Herbst 1994 bis zum Herbst 1997 vor allem dahingehend verändert, daß die Grundwasserstände großflächig abgesunken und die absoluten Höhendifferenzen geringer geworden sind (Abb. 72). Im 1. Grundwasserleiter sind die Grundwasserstände im Bereich der ehemaligen Rieselfelder lokal um bis zu 2,5 m abgesunken, großflächig verringerten sich die Standrohrspiegelhöhen um ca. einen halben Meter. Eine markante Absenkung außerhalb der Rieselfelder ist im Süden, westlich von Ludwigsfelde gemessen worden, hier sanken die Grundwasserstände um bis zu 4 m ab (Abb. 72a). Es ist zu vermuten, daß im dortigen Industrieareal eine Grundwasserentnahme, evtl. im Rahmen einer Baumaßnahme, stattfand.

Im 2. Grundwasserleiter sind die lokalen Absenkungsbeträge nicht so markant, im zentralen Teil des Modellgebiets sind die Grundwasserstände um 0,5 bis 1,0 m abgesunken. Im Nordosten des Modellgebietes sind bis zu 2 m Absenkung gemessen worden, allerdings sollte hier, genauso wie bei den möglichen Anstiegen der Standrohrspiegelhöhen im Westen, die geringe Meßstellendichte und der dadurch hohe potentielle Fehler berücksichtigt werden (Abb. 72b).

Die Absenkungen der Grundwasserdruckflächen sind höher als sie von ROSENFELD et al. (1995) und ASBRAND (1997) erwartet wurden. ROSENFELD et al. (1995) hatten Grundwasserganglinien über einen Zeitraum von ca. 20 Jahren aus dem zentralen Bereich der Rieselfelder ausgewertet und waren zu dem Schluß gekommen, daß die seit 1988 stark sinkenden Grundwasserstände seit 1993 wieder nahezu stationäre Verhältnisse erreicht haben, die nur den jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen sind. Daß noch keine stationären Verhältnisse erreicht worden sind, zeigen die Meßwerte vom Herbst 1997 und auch die Beobachtungen von SCHEYTT (mündl. Mitteilung), wonach im Sommer 1999 die Grundwasserstände gegenüber 1997 erneut abgesunken sind.

Die von ASBRAND (1997) unter Verwendung eines numerischen Grundwassermodells für 2010 prognostizierten Grundwassergleichenpläne weisen im zentralen Rieselfeldbereich um ca. einen Meter höhere Grundwasserstände auf, als diese im Herbst 1997 gemessen wurden.

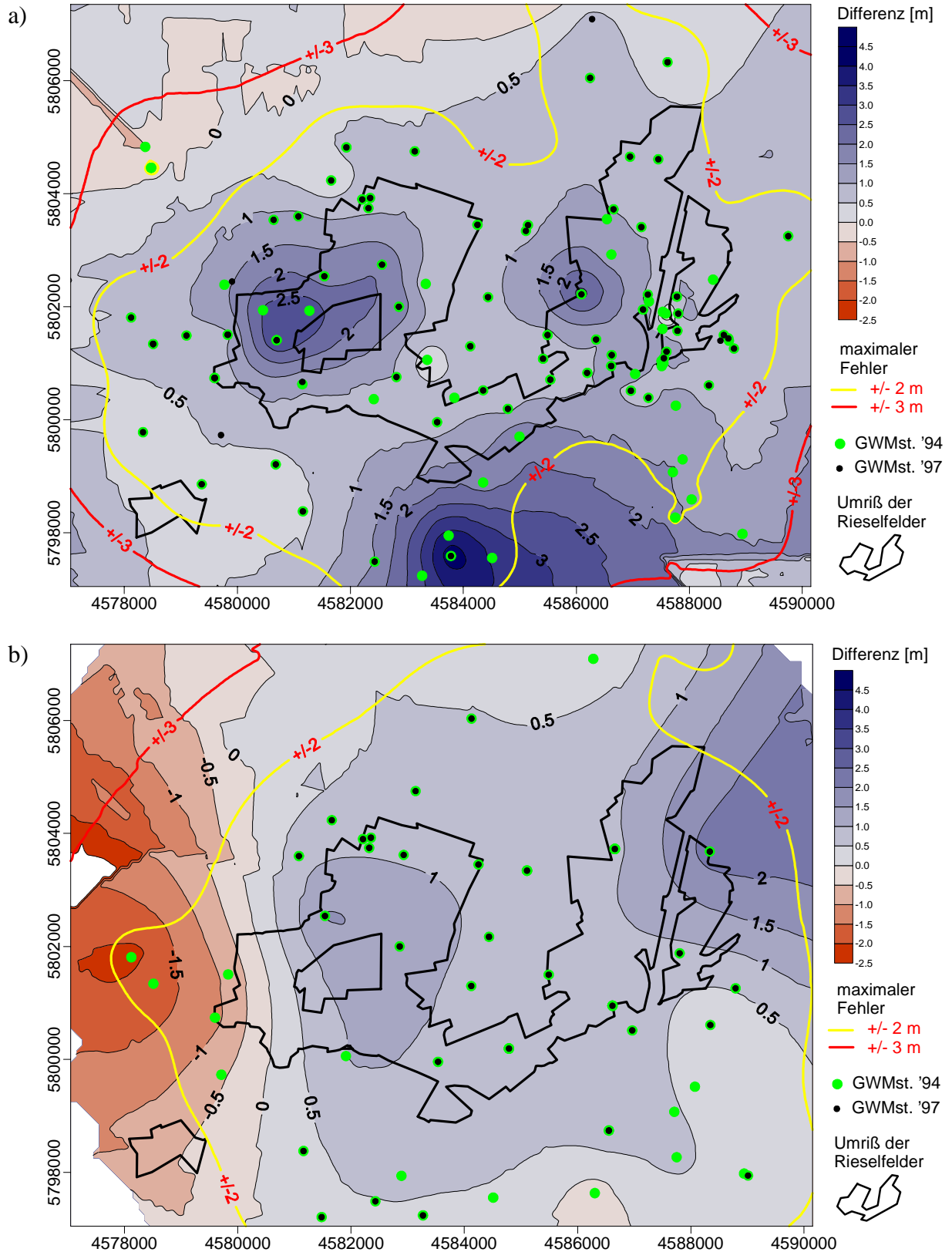


Abb. 72: Differenz der Grundwasserstände zwischen 15.11.94 und 01.09.97, positive Werte = Absinken der Grundwasserstände gegenüber 1994, negative Werte = Anstieg der Grundwasserstände gegenüber 1994, der maximale Fehler berechnet sich aus der Summe der Standardfehler der Grundwassergleichpläne von 1994 und 1997, a) 1. Grundwasserleiter, b) 2. Grundwasserleiter

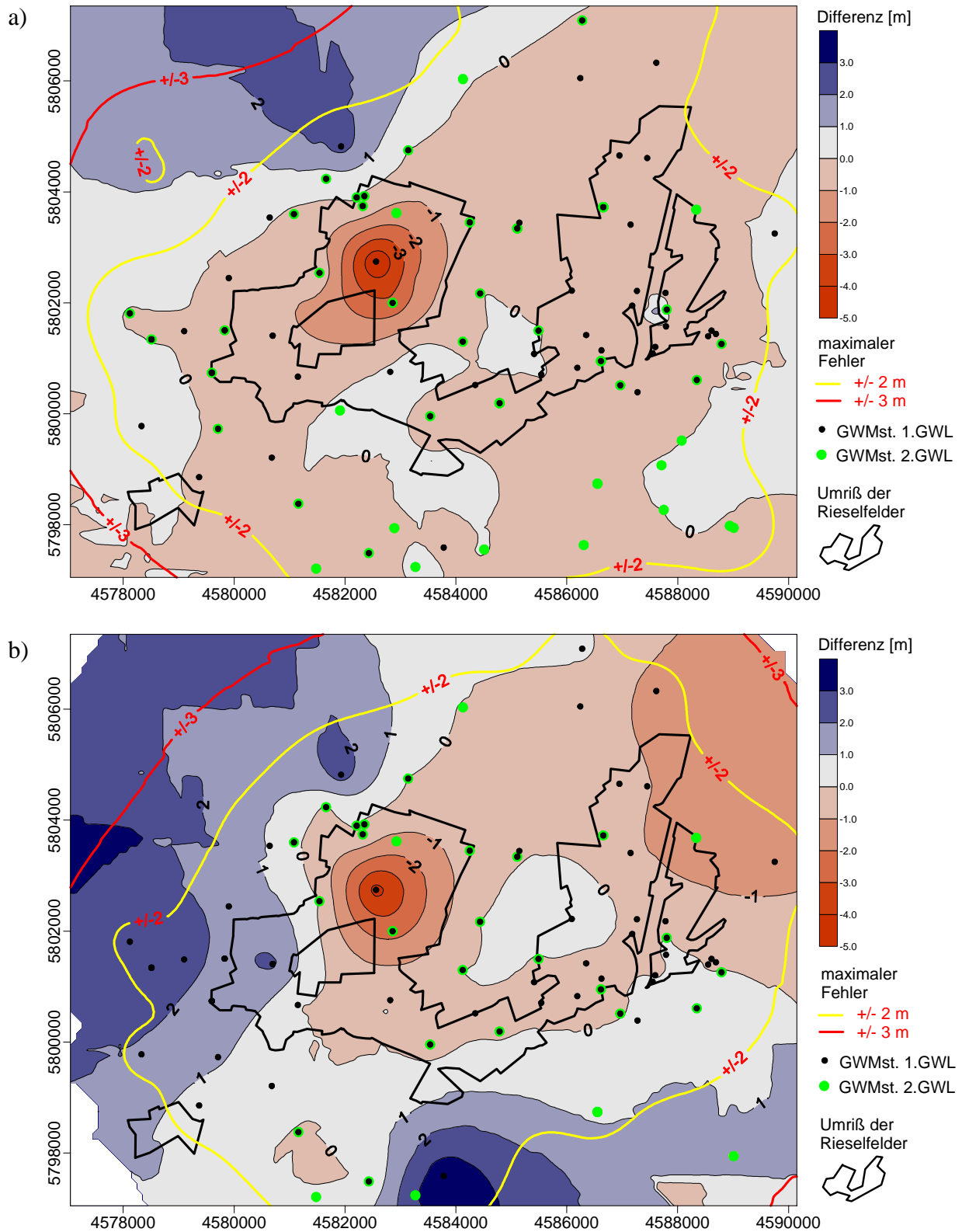


Abb. 73: Druckspiegeldifferenzen zwischen dem 1. und 2. Grundwasserleiter, bei negativen Werten sind die Druckgradienten nach unten gerichtet, bei positiven Werten sind die Druckgradienten nach oben gerichtet, der maximale Fehler ergibt sich aus der Summe der Standardfehler der Grundwassergleichpläne des 1. und 2. Grundwasserleiters, a) Stichtagsmessung vom 15.11.94, b) Stichtagsmessung vom 01.09.97

Die im Vergleich zum 2. Grundwasserleiter größeren Absenkungsbeträge der Standrohrspiegelhöhen im 1. Grundwasserleiter führen zu einer gegenüber Herbst 1994 verminderten Druckspiegeldifferenz zwischen dem 1. und 2. Grundwasserleiter (Abb. 73). Im Herbst 1994 existierte in weiten Teilen des Modellgebietes ein Druckgefälle vom 1. zum 2. Grundwasserleiter, das einen Grundwasserzstrom vom 1. zum 2. Grundwasserleiter ermöglichte (Abb. 73a), soweit der trennende Saalegeschiebemergel nicht als Grundwasser-nichtleiter fungiert (Kapitel 3.4.2). Im Herbst 1997 wurde nur noch im zentralen Bereich der Rieselfelder und im Nordosten des Modellgebietes ein Druckgefälle vom 1. zum 2. Grundwasserleiter gemessen (Abb. 73b). Es kann davon ausgegangen werden, daß die in den 2. Grundwasserleiter zusickernde Wassermenge geringer geworden ist und weiterhin abnehmen wird. Dies ist für die Beschaffenheit des Grundwassers im 2. Grundwasserleiter von wesentlicher Bedeutung.

4.5.2 Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit

Die Grundwasserproben wurden in der Zeit von Juli 1993 bis Oktober 1997 im Rahmen von fünf Probenahmekampagnen entnommen. Die aktive Rieselfeldwirtschaft war seit Beginn der 80er Jahre sukzessive eingestellt worden und 1993 waren bis auf wenige Hektar die Rieselfeldflächen stillgelegt (Kapitel 3.5).

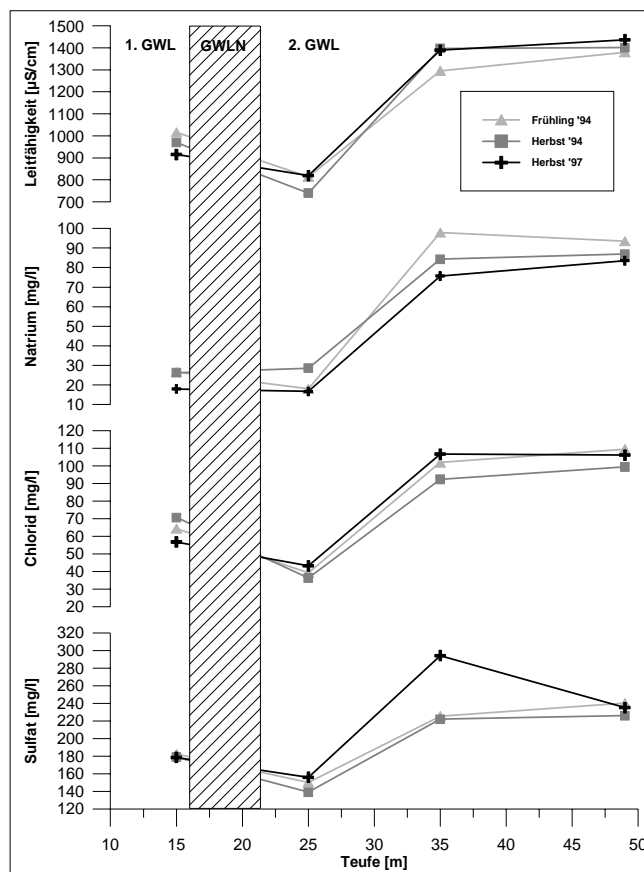


Abb. 74: Zeitliche Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit sowie der Gehalte an Natrium, Chlorid und Sulfat in der Mehrfachmeßstelle Rf115/93 (Abb. 76c)

Zunächst wurde die zeitliche Entwicklung in einzelnen Grundwassermeßstellen betrachtet. Die Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit sind in vielen, vor allem tiefen Meßstellen relativ gering. Vergleicht man z. B. die Veränderungen mit der Tiefe in Mehrfachmeßstellen mit den zeitlichen Veränderungen, so fällt auf, daß die Veränderungen mit der Tiefe oftmals um ein Vielfaches größer sind als die zeitlichen Veränderungen (Abb. 74).

In flachen Meßstellen können aber auch sehr große Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit auftreten. Diese Meßstellen unterliegen stark dem Einfluß des Sickerwassers, das in Abhängigkeit von Landnutzung und Niederschlagsmenge sehr stark in seiner Beschaffenheit variieren kann. Mit zunehmender Tiefe wird die Durchmischung größer und Diffusion, Sorption und Ionenaustausch führen zu einer Gleichgewichtseinstellung in der Grundwasserbeschaffenheit (Abb. 75).

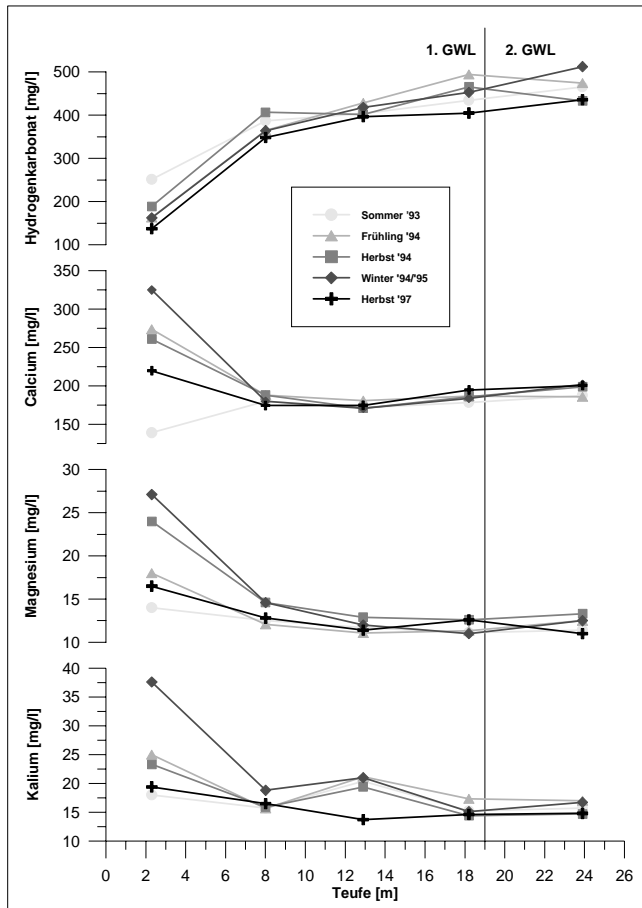


Abb. 75: Zeitliche Veränderungen der Gehalte an Hydrogenkarbonat, Calcium, Magnesium und Kalium in der Mehrfachmeßstelle Rb1/78 (Abb. 76a)

Diese Beobachtungen gelten besonders für die Anionen und Kationen sowie die Schwermetalle Eisen und Mangan. Aber auch bei den meisten physikochemischen Parametern und den Nährstoffen ist die zeitliche Variabilität relativ gering.

Um generelle Tendenzen in der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit zu erkennen, wurden für die Analysen der verschiedenen Probenahmekampagnen Boxplots gezeichnet und verglichen. Dabei mußte berücksichtigt werden, daß sich die Auswahl der beprobten Grundwassermeßstellen bei den einzelnen Kampagnen z. T. erheblich unterscheidet. So sind z. B. nur 14 der insgesamt 204 beprobten Meßstellen bei allen fünf Probenahmekampagnen beprobt worden (Tab. 23). Weiterhin sind viele der Meßstellen im Bereich der Rieselfelder erst während der Projektphase eingerichtet worden, was zur Folge hat, daß in den ersten Jahren überwiegend Grundwasser in Bereichen außerhalb der eigentlichen Rieselfelder beprobt wurde.

Tab. 23: Anzahl der Grundwassermeßstellen, die bei allen 5 bzw. bei 4, 3, 2 oder nur einer Probenahmekampagne beprobt wurden

Häufigkeit der Beprobung	# Meßstellen im 1. GWL	# Meßstellen im 2. GWL
5	12	2
4	23	4
3	35	42
2	30	18
1	21	17
Summe der Meßstellen	121	83

Um Vergleiche zwischen den Meßkampagnen zu ermöglichen, wurden Gruppen von Grundwassermeßstellen ausgewählt, die während drei oder mehr Meßkampagnen gemeinsam beprobt wurden. Für den 1. Grundwasserleiter wurden zuerst die zwölf Meßstellen ausgewählt, die bei allen fünf Kampagnen beprobt wurden und anschließend, um die Anzahl der Stützstellen zu erhöhen, eine Gruppe von 46 Grundwassermeßstellen, die im Frühling und Herbst 1994 sowie im Herbst 1997 beprobt wurden. Im 2. Grundwasserleiter war durch die geringere Anzahl von Grundwassermeßstellen die Auswahl deutlich eingeschränkt. Während aller fünf Kampagnen wurden nur zwei Meßstellen beprobt, deshalb wurde eine Gruppe von 24 Meßstellen ausgewählt, die im Frühling und Herbst 1994 sowie im Herbst 1997 beprobt wurden.

In Abb. 76a-c ist die Lage der ausgewählten Grundwassermeßstellen und Boxplot-Diagramme für die bei den verschiedenen Kampagnen gemessene elektrische Leitfähigkeit eingetragen. Die Gruppe der 12 Grundwassermeßstellen im 1. Grundwasserleiter, die bei allen fünf Kampagnen beprobt wurde (Gruppe 1.GWLa), wird von Meßstellen gebildet, die auf den Flächen der ehemaligen Rieselfelder bzw. in unmittelbarer Randlage zu den Rieselfeldern liegen. Entsprechend ist davon auszugehen, daß diese Meßstellen von der Rieselfeldwirtschaft beeinflußt sind. Diese Annahme wird von den Werten für die elektrische Leitfähigkeit bestätigt (Abb. 76a). Mit Ausnahme einiger Extremwerte liegen die Werte für die spezifische elektrische Leitfähigkeit von Sommer 1993 bis Winter 1994/95 im Bereich von 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Zum Herbst 1997 verschob und erweiterte sich die Spannweite zu deutlich niedrigeren Werten, gemessen wurden Werte von 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die sehr niedrigen Werte wurden alle in einer Gruppe flacher Meßstellen im Südosten der Rieselfelder gemessen. Insgesamt ist eine Erniedrigung der elektrischen Leitfähigkeit zu erkennen. Es ist davon auszugehen, daß es nach Einstellung der Rieselfeldwirtschaft im oberflächennahen Grundwasser unterhalb der Rieselfelder durch die natürliche Grundwasserneubildung zu einer Vermischung mit deutlich geringer mineralisiertem Wasser kommt.

Die Gruppe der 46 Grundwassermeßstellen im 1. Grundwasserleiter, die im Frühjahr und Herbst 1994 sowie im Herbst 1997 beprobt wurde (Gruppe 1.GWLb), wird von Meßstellen gebildet, die auf den Flächen der ehemaligen Rieselfelder und in deren näheren und weiteren Umgebung liegen (Abb. 76b). Alle Meßstellen der Gruppe 1.GWLa gehören auch zur Gruppe 1.GWLb. Durch Hinzunahme von nicht bzw. gering von der Rieselfeldwirtschaft beeinflußten Grundwassermeßstellen wurden in dieser Gruppe Werte kleiner 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für die elektrische Leitfähigkeit während aller Kampagnen gemessen. Im Herbst 1997 nimmt der Anteil der Analysen mit Leitfähigkeiten kleiner 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zwar zu aber ein allgemeiner Trend zur Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit mit der Zeit, wie er bei der Gruppe 1.GWLa vorhanden ist, ist nicht zu erkennen. Von Frühling 1994 bis Herbst 1994 kommt es vielmehr zu einer, wenn auch geringen, Zunahme der Leitfähigkeit.

Die Gruppe der Meßstellen im 2. Grundwasserleiter (Gruppe 2.GWL) wird von Meßstellen gebildet, die auf den Flächen der ehemaligen Rieselfelder und in deren näheren und weiteren Umgebung liegen (Abb. 76c). Die mittlere elektrische Leitfähigkeit steigt in dieser Gruppe vom Frühjahr 1994 (Med = 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) zum Herbst 1994 (Med = 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) deutlich an. Drei Jahre später wurde im Herbst 1997 ein sehr ähnliches Wertespektrum für die Leitfähigkeit gemessen. Eine Abnahme der durch die Rieselfeldwirtschaft verursachten Belastung ist, zumindest an Hand der Leitfähigkeit, im 2. Grundwasserleiter nicht zu erkennen. Vielmehr ist zu vermuten, daß es auch mehrere Jahre nach Stilllegung der Rieselfelder infolge von Zusicke- rung aus dem 1. Grundwasserleiter zu einer fortdauernden Belastung des 2. Grundwasserleiters kommt (Kapitel 4.5.1).

Die Veränderungen in der elektrischen Leitfähigkeit in der Gruppe 1.GWLa geben sehr gut die Konzentrationsänderungen von Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Chlorid wieder. Bei diesen Ionen schwanken die Konzentrationen von Sommer 1993 bis Winter 1994/95 ohne klar erkennbaren Trend, im Herbst 1997 erfolgt dann bei allen eine deutliche Abnahme der Konzentration. Vor allem die mittleren Konzentrationen von Natrium und Chlorid sinken vom Winter 1994/95 ($m = 128 \text{ mg/l}$ bzw. 131 mg/l) zum Herbst 1997 ($m = 99 \text{ mg/l}$ bzw. 96 mg/l) deutlich ab. Eine Abnahme der Chlorid-Konzentration ist nur durch Vermischung mit Wässern geringerer Konzentration möglich, dies stärkt die These einer Verdünnung des oberflächennahen Grundwassers durch natürliche Grundwasserneubildung. Bei den anderen Ionen könnte neben der Verdünnung auch Sorption eine mögliche Ursache für die Abnahme der Konzentrationen sein.

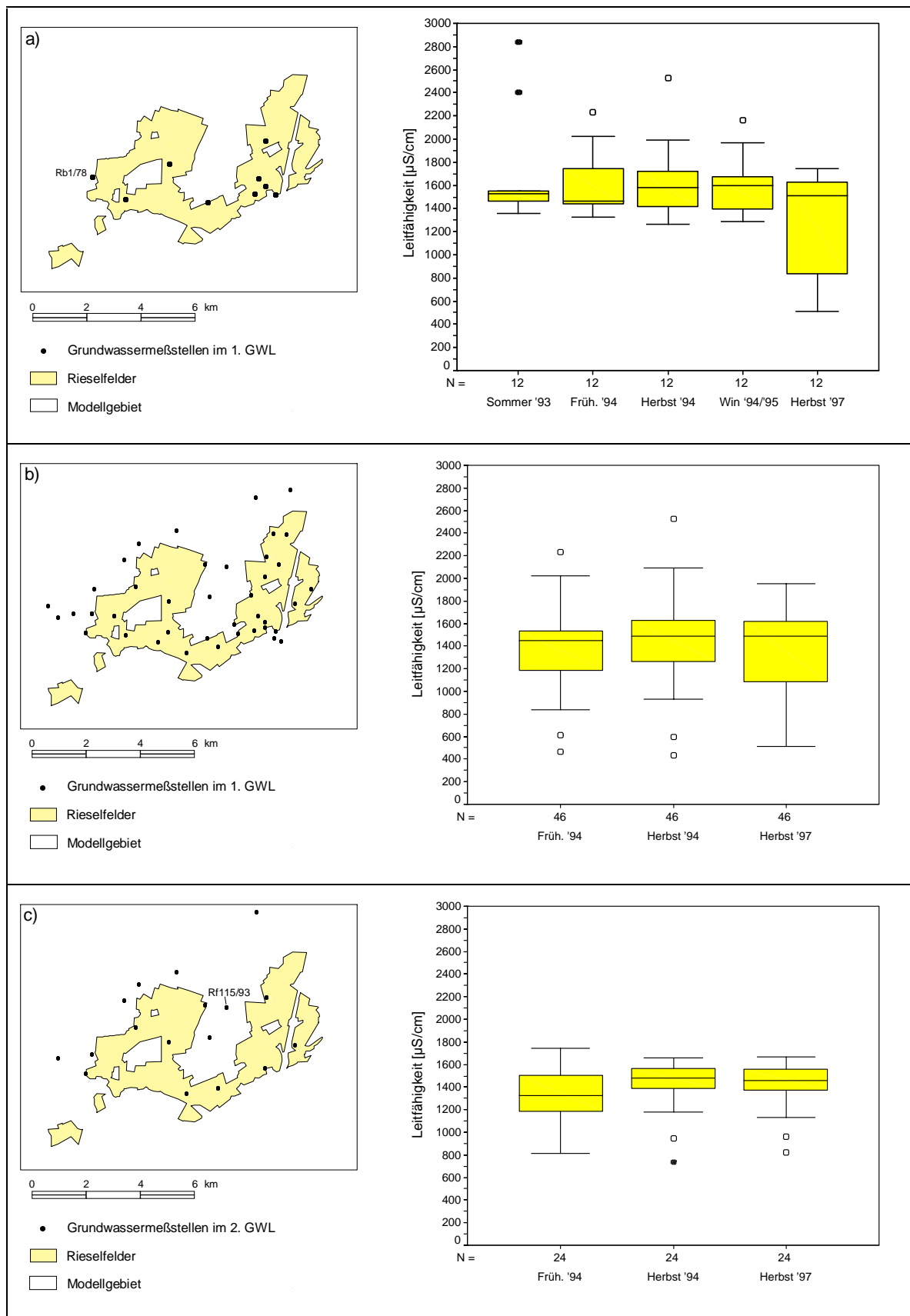


Abb. 76: Lage der ausgewählten Grundwassermeßstellen (siehe Text) und Vergleich der Boxplots für die spez. elektrische Leitfähigkeit der verschiedenen Probenahmekampagnen für a) 1. GWLa: 12 Meßstellen davon 1 Mehrfachmeßstelle, b) 1. GWLb: 46 Meßstellen davon 3 Mehrfachmeßstellen, c) 2. GWL: 24 Meßstellen davon 4 Mehrfachmeßstellen

Im Zusammenhang mit den Konzentrationsänderungen von Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium sind die Beobachtungen der ARBEITSGRUPPE "STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN" (1995, S. 131ff) im Rahmen von Sickerwasseruntersuchungen sehr interessant. Dabei wurden auf einer bis 1993 mit geklärten Abwasser beschickten Rieselfeldtafel bei Schenkenhorst in der Zeit von März 1994 bis Juni 1995 mehrfach Sickerwasserproben aus vier Teufen (50 cm, 80 cm, 110 cm und 170 cm) entnommen. Die Analyse dieser Proben ergab u. a., daß die Acidität des Sickerwassers kontinuierlich zunahm, ebenso die Konzentration von Calcium, Magnesium und Natrium und in einem geringeren Maß auch die von Kalium. Die Konzentration dieser vier Kationen wird wesentlich von der vom pH-Wert abhängigen Kationenaustauschkapazität des Bodens bestimmt. Während der aktiven Rieselfeldwirtschaft hatten die Böden zumeist neutrale pH-Werte, wodurch die effektive Kationenaustauschkapazität, vor allem auch im Zusammenhang mit dem hohen Anteil an organischer Substanz im Boden, vermutlich sehr hoch war. Mit dem Absinken des pH-Wertes nach Stilllegung der Rieselfelder sinkt auch die Kationenaustauschkapazität der Böden. Hinzu kommt der nach Stilllegung der Rieselfelder verstärkte Abbau organischer Substanz durch Mineralisation des Bodens (Kapitel 3.7). In Folge der sinkenden Kationenaustauschkapazität und der Mineralisation der organischen Substanz kommt es zu einem Anstieg der bis dahin gebundenen Ionen (Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium) im Sickerwasser.

Die Ergebnisse der Sickerwasseranalysen können eine Begründung sein, warum es im oberflächennahen Grundwasser, nach Einstellung der Rieselfeldwirtschaft, nicht zu einer raschen Abnahme der hohen Konzentrationen kam. Da im Juni 1995 von der Arbeitsgruppe "Stoffdynamik in Geosystemen" die höchsten Konzentrationen gemessen wurden und im Herbst 1997 die ersten niedrigen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser, läßt sich folgern, daß bis zum Herbst 1997 die Freisetzung von Kationen durch Abnahme der Kationenaustauschkapazität im wesentlichen abgeschlossen war.

Natürlich sind die Ergebnisse von Sickerwasseranalysen an einem einzelnen Standort bei der großen Inhomogenität des Systems nicht oder nur stark begrenzt auf die gesamten Rieselfelder übertragbar. Doch sollte aufgrund seiner Plausibilität der geschilderte Prozeß der sinkenden Kationenaustauschkapazität bei zukünftigen Überlegungen berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang sind auch die Untersuchungsergebnisse von HIEROLD (1990) von großem Interesse. HIEROLD (1990) fand nämlich in Übereinstimmung mit den früheren Ergebnissen von BLUME & HORN (1982), daß es in Folge der langjährigen Abwasserverrieselung zur Anreicherung von Kalium, Calcium, Magnesium und Natrium sowie Stickstoff und Phosphat in den Rieselfeldböden gekommen ist. Wie in Kapitel 3.7 näher ausgeführt, wurden auf den betrachteten Rieselfeldern vor allem Anreicherungen von Calcium-, Phosphor- und Schwefel-

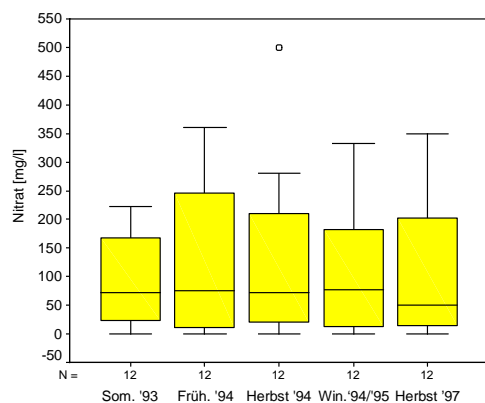


Abb. 77: Zeitliche Veränderungen von Nitrat im 1. Grundwasserleiter (Gruppe 1.GWLa)

Verbindungen gefunden (LANDESUMWELT-AMT BRANDENBURG, 1997 & MATHEIS et al., 1995).

Die in den Rieselfeldböden gegenüber unbelasteten Böden erhöhten Konzentrationen an Nitrat und Phosphat sind vermutlich die Ursache für konstant hohe Nährstoffgehalte im Grundwasser. Bei den Nährstoffen findet keine signifikante Abnahme der Konzentration mit der Zeit statt. In Abb. 77 ist dies am Beispiel des Nitrats dargestellt. Der Medianwert ist im Herbst 1997 mit 55 mg/l zwar deutlich geringer als im Winter 1994/95 (77 mg/l), doch wurden insgesamt im Herbst 1997 höhere Konzentrationen gemessen.

Da ohne Zuführung weiterer Nährstoffe sich deren Konzentration durch Sorption und Reduktion verringern würde, ist anzunehmen, daß eine weitere Zufuhr von Nährstoffen auch nach Stilllegung der Rieselfelder erfolgte. Dies kann durch die Landwirtschaft in Form von Düngung geschehen sein oder durch die Freisetzung von Stickstoff und Phosphat aus dem Boden. Die Freisetzung von Stickstoff und Phosphat kann durch die Mineralisierung der organischen Substanz im Boden erfolgen. Eine erhöhte Mineralisierung nach Einstellung der Rieselfeldwirtschaft wird auch von der ARBEITSGRUPPE "STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN" (1995, S. 131) konstatiert.

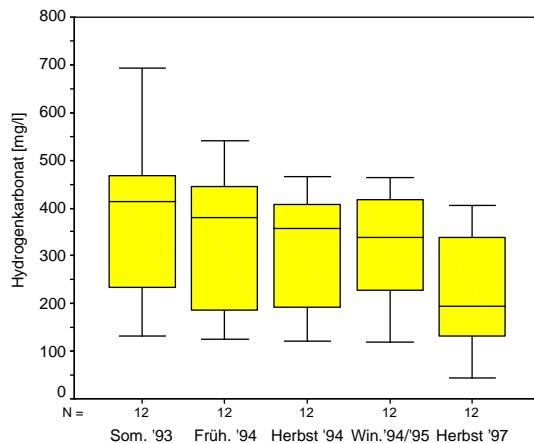


Abb. 78: Zeitliche Veränderungen von Hydrogenkarbonat im 1. GWL, Gruppe 1.GWL_a

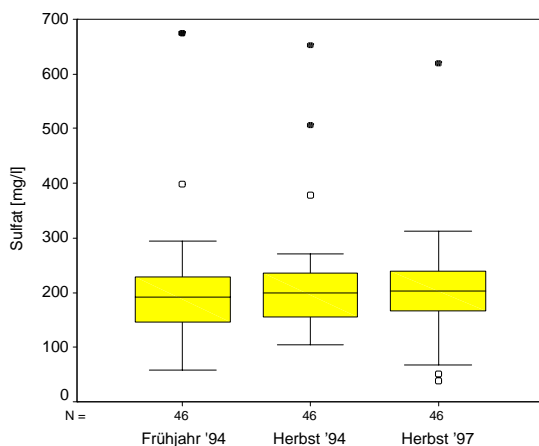


Abb. 79: Zeitliche Veränderungen von Sulfat im 1. Grundwasserleiter, Gruppe 1.GWL_b

Die Konzentration von Hydrogenkarbonat sinkt weitgehend kontinuierlich von Sommer 1993 bis Herbst 1997 ab, die Mittelwerte verringern sich in der zeitlichen Folge von 378 mg/l über 331 mg/l, 308 mg/l, 318 mg/l auf 223 mg/l (Abb. 78). Die Einstellung der Rieselfeldwirtschaft wirkt sich mehrfach reduzierend auf die Konzentration des Hydrogenkarbonats aus: Direkt durch den Wegfall des an Hydrogenkarbonat reichen Beaufschlagungswassers und indirekt durch den Wegfall der mit dem Abwasser aufgebrauchten organischen Substanz und die damit geringere CO₂-Produktion im Boden.

Die bisher beschriebenen Beobachtungen aus der Gruppe 1.GWL_a decken sich weitgehend mit denen aus der Gruppe 1.GWL_b. Gut zu erkennen ist in dieser Gruppe eine leichte Zunahme der Sulfat-Konzentrationen mit der Zeit (Abb. 79). Eine mögliche Begründung könnte die bereits erwähnte verstärkte Mineralisierung organischer Substanz im Boden sein. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989, S.57) enthalten Huminstoffe stets Schwefel, so daß es bei der Mineralisierung zu einer Freisetzung von Schwefel kommt. Verstärkt wurde dieser Prozeß durch die im Bereich der Rieselfelder erhöhten Schwefelgehalte im Boden (LANDESUMWELTAMT BRANDEN-

BURG, 1997; MATHEIS et al., 1995). Daß es zu einer Freisetzung von Sulfat aus dem Boden stillgelegter Rieselfelder kommen kann, bestätigen die Untersuchungen von RENGER et al. (1995) an ehemaligen Intensivfilterstandorten nördlich Berlins. Der Prozeß der Schwefelfreisetzung aus Böden stillgelegter Rieselfelder kann verglichen werden mit der Schwefelfreisetzung an Niederungsstandorten infolge sinkender Grundwasserstände. Aufgrund großflächig absinkender Grundwasserstände kommt es im Raum südlich Berlins zur Mineralisation von an organischer Substanz reichen Niederungsböden und damit zu stark erhöhten Sulfatgehalten im oberflächennahen Grundwasser (MÖLLER et al., 1999; ASBRAND et al., 2000).

Die Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter unterliegt ebenfalls zeitlichen Veränderungen, wenn auch in einem geringeren Maß als im 1. Grundwasserleiter. Die Konzentrationen von Natrium, Kalium, Magnesium und Hydrogenkarbonat nehmen ab, wobei erwartungsgemäß die Differenz zwischen Herbst 1994 und Herbst 1997 immer größer ist als von Frühjahr 1994 bis Herbst 1994. Von Herbst 1994 bis Herbst 1997 sanken die Mittelwerte für Natrium von 99 mg/l auf 88 mg/l, für Kalium von 10,5 mg/l auf 9,2 mg/l, für Magnesium von 14,3 mg/l auf 12,4 mg/l und für Hydrogenkarbonat von 424 mg/l auf 362 mg/l ab.

Die Veränderungen bei Calcium sind unerheblich, die Unterschiede zwischen den Jahren betragen beim Mittelwert weniger als 2 mg/l (187 mg/l, 189 mg/l und 187 mg/l). Wobei die Spannweite der Werte im Herbst 1997 am geringsten ist.

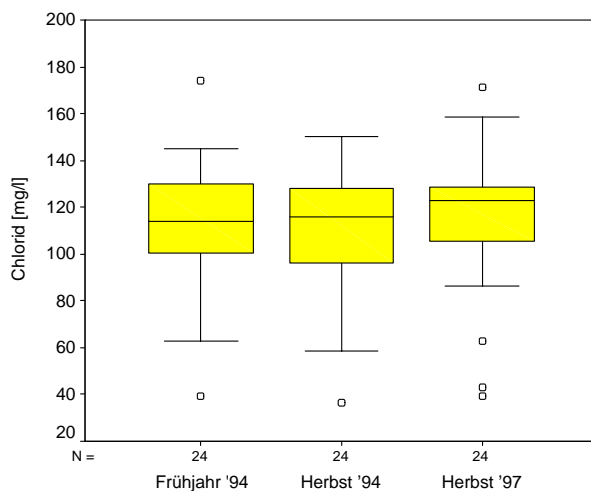


Abb. 80: Zeitliche Veränderungen der Chlorid-Konzentration im 2. Grundwasserleiter

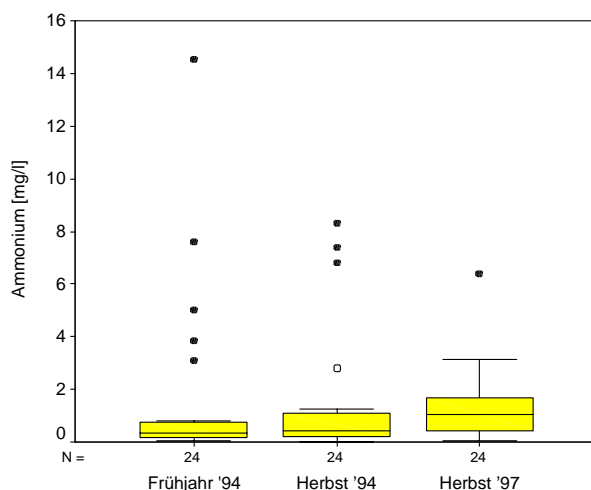


Abb. 81: Zeitliche Veränderungen der Ammonium-Konzentration im 2. Grundwasserleiter

Die Gehalte an Chlorid und Sulfat verändern sich vom Frühjahr 1994 zum Herbst 1994 kaum und steigen dann zum Herbst 1997 geringfügig an. Der Mittelwert von Chlorid steigt von 111 mg/l auf 114 mg/l, etwas deutlicher ist der Anstieg beim Medianwert von 116 mg/l auf 123 mg/l (Abb. 80). Bei Sulfat steigt der Mittelwert vom Herbst 1994 von 216 mg/l auf 227 mg/l im Herbst 1997.

Insgesamt sind die mittleren, zeitlichen Veränderungen der Anionen und Kationen im 2. Grundwasserleiter nur sehr gering, allerdings sind die zeitlichen Veränderungen bei den einzelnen Grundwassermeßstellen z. T. um ein mehrfaches höher.

Bemerkenswert sind die Änderungen beim Ammonium im 2. Grundwasserleiter. Die Anzahl der Analysen mit sehr hohen Konzentration von über 5 mg/l nehmen vom Frühling 1994 bis zum Herbst 1997 ab. Dafür steigt die Grundbelastung des Grundwassers im 2. Grundwasserleiter mit der Zeit an, wie am Anstieg der Medianwerte von 0,3 mg/l über 0,4 mg/l auf 1,0 mg/l zu erkennen ist (Abb. 81). Die Zunahme an Ammonium ist vermutlich auf die Verschiebung der Redoxbedingungen in Richtung reduzierender Bedingungen zurückzuführen.

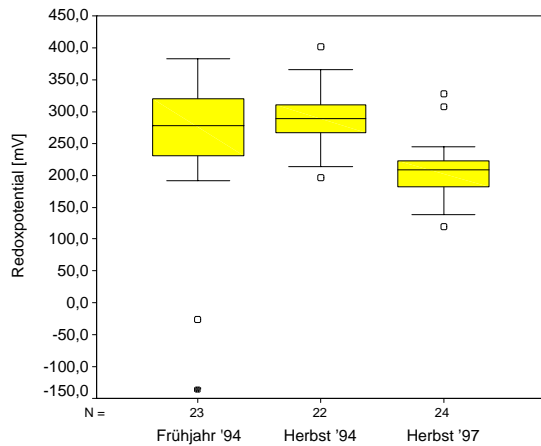


Abb. 82: Zeitliche Veränderungen des Redoxpotentials im 2. Grundwasserleiter

beschaffenheit, sondern auf die verbesserte Meßtechnik bei der Probenahme im Herbst 1997 zurückzuführen.

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, daß die größten Veränderungen in der Zeit von Herbst 1994 bis Herbst 1997 stattfanden. Deshalb wurden für die weitergehenden Untersuchungen die Differenzen zwischen diesen beiden Datensätzen berechnet. Im 1. Grundwasserleiter standen hierfür 57 und im 2. Grundwasserleiter 39 Meßstellen zur Verfügung (Tab. 24).

Tab. 24: Differenz zwischen den Probenahmen vom Herbst 1997 und Herbst 1994, positive Werte = Zunahme zum Herbst 1997, negative Werte = Abnahme zum Herbst 1997, n = Anzahl, Med = Median, 10%-P. = 10%-Perzentil, 90%-P. = 90%-Perzentil, -max = maximale Abnahme, +max = maximale Zunahme

	1. Grundwasserleiter						2. Grundwasserleiter					
	n	Med	10%-P.	90%-P.	-max	+max	n	Med	10%-P.	90%-P.	-max	+max
T [°C]	57	0,0	-0,9	1,1	-1,4	3,3	39	0,0	-0,2	0,4	-0,9	0,9
pH	57	-0,1	-0,4	0,2	-2,2	0,2	39	-0,2	-0,5	0,0	-0,9	0,1
Lf [µS/cm]	57	-34	-303	128	-1662	301	39	3,0	-70	93	-340	165
O ₂ [mg/l]	45	0,1	-1,0	1,4	-8,1	6,2	25	0,0	-0,3	0,3	-0,8	0,5
Eh [mV]	53	-44	-143	51	-200	129	38	-63	-212	16	-610	187
Na ⁺ [mg/l]	57	-10,0	-36,9	3,5	-71,4	31,1	39	-9,0	-26,2	1,7	-45,2	25,0
K ⁺ [mg/l]	57	-1,3	-8,8	0,5	-19,0	2,8	39	-0,9	-3,9	0,9	-10,4	11,9
Ca ²⁺ [mg/l]	57	-11,8	-45,3	19,2	-239,6	68,3	38	-0,3	-16,5	17,8	-28,9	21,9
Mg ²⁺ [mg/l]	57	-2,1	-6,3	0,8	-17,9	4,6	38	-1,4	-3,7	0,6	-5,1	1,6
Cl ⁻ [mg/l]	57	-5,6	-49,9	11,9	-109,0	39,5	38	1,6	-12,6	14,6	-40,8	36,4
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	57	3,4	-63,5	62,9	-287,6	153,6	38	9,5	-15,3	40,8	-44,3	72,2
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	57	-54,9	-137,9	2,8	-190,4	73,8	39	-45,8	-103,1	2,4	-135,4	16,5
NO ₃ ⁻ [mg/l]	57	-0,3	-105,4	50,2	-380,0	230,6	38	-0,3	-5,0	8,2	-64,0	78,6
NO ₂ ⁻ [mg/l]	55	-0,1	-0,2	0,1	-1,0	6,5	38	-0,1	-0,2	0,1	-0,4	0,5
NH ₄ ⁺ [mg/l]	57	0,2	-0,8	1,4	-53,7	2,7	38	0,5	-1,9	1,1	-4,5	2,6
PO ₄ ³⁻ [mg/l]	56	0,0	-4,1	2,1	-41,8	15,8	38	0,0	-0,9	0,5	-2,3	2,5
Fe ²⁺ [mg/l]	29	0,0	-0,6	0,9	-5,0	3,4	11	0,1	-1,1	1,6	-1,2	1,8
Mn ²⁺ [mg/l]	29	-0,1	-0,5	0,1	-1,1	0,6	11	0,0	-0,1	0,1	-0,1	0,2

Die mittleren Veränderungen sind in beiden Grundwasserleitern ausgesprochen gering. Nur beim Redoxpotential und beim Hydrogenkarbonat sind in beiden Grundwasserleitern wesentliche Abnahmen zu verzeichnen. Das Redoxpotential ist im Mittel im 1. Grundwasserleiter um 42 mV und im 2. Grundwasserleiter um 76 mV abgesunken. Die Konzentration von Hydrogenkarbonat sank im Durchschnitt im 1. Grundwasserleiter um 59 mg/l und im 2. Grundwasserleiter um 54 mg/l ab.

Ungeklärt ist die deutliche Abnahme des Redoxpotentials vom Herbst 1994 zum Herbst 1997, Median und Mittelwert sinken von rund 290 mV auf 207 mV bzw. 209 mV ab. Daß es sich nicht um eine Änderung im Bereich einzelner Meßstellen handelt, sondern insgesamt eine Abnahme der Werte stattfand, ist sehr gut an den entsprechenden Boxplots (Abb. 82) abzulesen. Eine sehr ähnliche Entwicklung ist bei den Werten für das Redoxpotential in der Gruppe 1.GWLB vorhanden, dort sinkt der Mittelwert von 288 mV auf 230 mV ab. Möglicherweise ist diese markante Veränderung nicht auf Änderungen in der Grundwasser-

Bei den übrigen physikochemischen Parametern und Wasserinhaltsstoffen sind zwar in einzelnen Meßstellen z. T. erhebliche Differenzen gemessen worden, aber Zu- und Abnahmen heben sich im Mittel weitgehend auf. So liegen die Medianwerte der Differenzen häufig im Bereich von Null bzw. bei wenigen mg/l (Tab. 24).

Trotzdem ist bereits anhand der elektrischen Leitfähigkeit zu erkennen, daß im 1. Grundwasserleiter die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe absinken, während sie im 2. Grundwasserleiter weitgehend gleich bleiben. Die elektrische Leitfähigkeit sinkt im 1. Grundwasserleiter im Mittel um $94 \mu\text{S}/\text{cm}$ ab. Im Histogramm der Differenzen ist gut zu sehen, daß die Mehrheit der Wasserproben im Herbst 1997 geringere Leitfähigkeiten hat als im Herbst 1994, in etlichen Grundwassermeßstellen ist die Leitfähigkeit allerdings auch angestiegen (Abb. 83a). Im 2. Grundwasserleiter sind Zu- und Abnahmen weitgehend ausgeglichen, der Mittelwert liegt bei $2 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 83b).

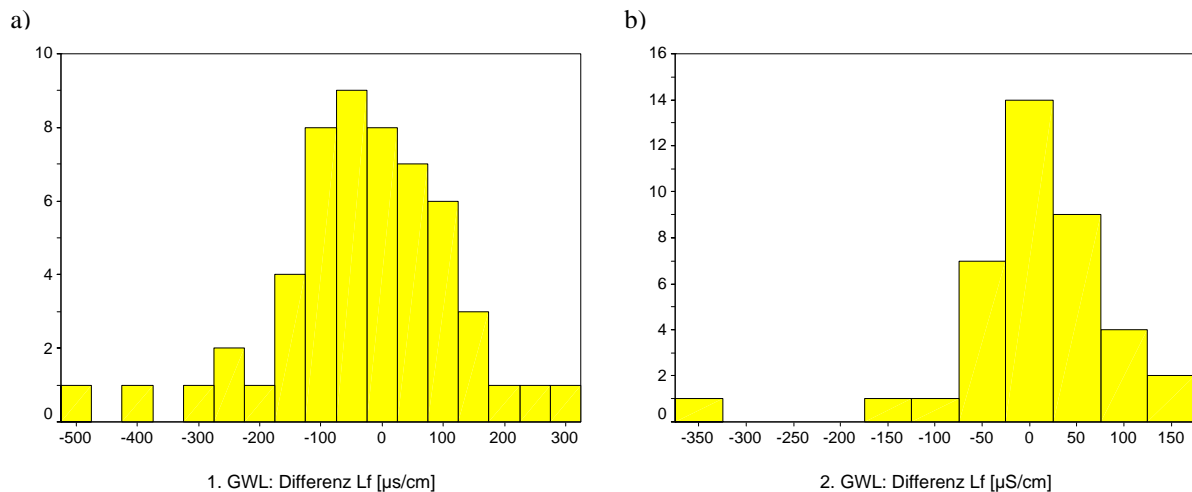


Abb. 83: Differenzen zwischen der elektrischen Leitfähigkeit im Herbst 1994 und im Herbst 1997, positive Werte = Anstieg der Leitfähigkeit, negative Werte = Absinken der Leitfähigkeit, a) 1. Grundwasserleiter, auf die Darstellung von drei Extremwerten (-799, -1101, -1662 $\mu\text{S}/\text{cm}$) wurde zugunsten einer besseren Auflösung verzichtet, b) 2. Grundwasserleiter

Über das Modellgebiet verteilt, sinken die mittleren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe im 1. Grundwasserleiter geringfügig bzw. Hydrogenkarbonat deutlich ab, während im 2. Grundwasserleiter die Konzentrationen weitgehend, mit Ausnahme des Hydrogenkarbonats, gleichbleiben (Tab. 24).

Bei lagetreuen Darstellungen der Differenzen können keine Bereiche mit zu- bzw. abnehmenden Tendenzen ausgemacht werden, es besteht kein räumlicher Zusammenhang zwischen den Differenzen-Werten. Es wurde auch kein Zusammenhang mit der Flächennutzung oder den geologischen Gegebenheiten festgestellt.

Mit Ausnahme der drei flachen Meßstellen im 1. Grundwasserleiter im Südwesten der Rieselfelder (vergleiche Gruppe 1.GWL_a), in denen eine deutliche Abnahme der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe zu verzeichnen war, konnte kein einheitlicher Zusammenhang zwischen der Tiefe der Meßstellen und der Höhe der Differenzen im 1. und 2. Grundwasserleiter gefunden werden. Auch Untersuchungen der Mehrfachmeßstellen zeigen keinen einheitlichen Trend der Zu- oder Abnahme mit der Tiefe.

Interessant ist in diesem Kontext, daß im 2. Grundwasserleiter bei einer ganzen Reihe von physikochemischen Parametern und Wasserinhaltsstoffen eine Abhängigkeit zwischen der Höhe der Werte im Herbst 1994 und der Höhe der Differenz gefunden wurde. Beim pH-Wert, der elektrischen Leitfähigkeit, dem Sauerstoff-Gehalt, dem Redoxpotential, Natrium, Kalium,

Hydrogenkarbonat, Nitrit und Ammonium sind vorwiegend positive Differenzen bei niedrigen Werten und negative Differenzen bei hohen Werten zu beobachten; und die Differenzen sind um so größer je größer die absoluten Werte im Herbst 1994 waren (Abb. 84).

Die Abhängigkeit der Differenzen von den absoluten Werten im Herbst 1994 ist ein Hinweis darauf, daß die Beschaffenheit im 2. Grundwasserleiter einen Gleichgewichtszustand anstrebt.

ASBRAND (1997) hat mit einem numerischen Transportmodell beruhend auf den Messungen vom Herbst 1994 die Chlorid-Konzentrationen für das Jahr 2010 prognostiziert. Nach seinen Berechnungen würde bis 2010 die Chlorid-Konzentration im 1. Grundwasserleiter um ca. 30 mg/l absinken, während im 2. Grundwasserleiter bis 2010 keine Änderungen auftreten würden. Diese Berechnungen werden von den bisherigen Ergebnissen weitgehend gestützt. Möglicherweise wird der Rückgang im 1. Grundwasserleiter aber stärker ausfallen, denn die Chlorid-Konzentration ist bis 1997 bereits im Mittel um 12 mg/l abgesunken.

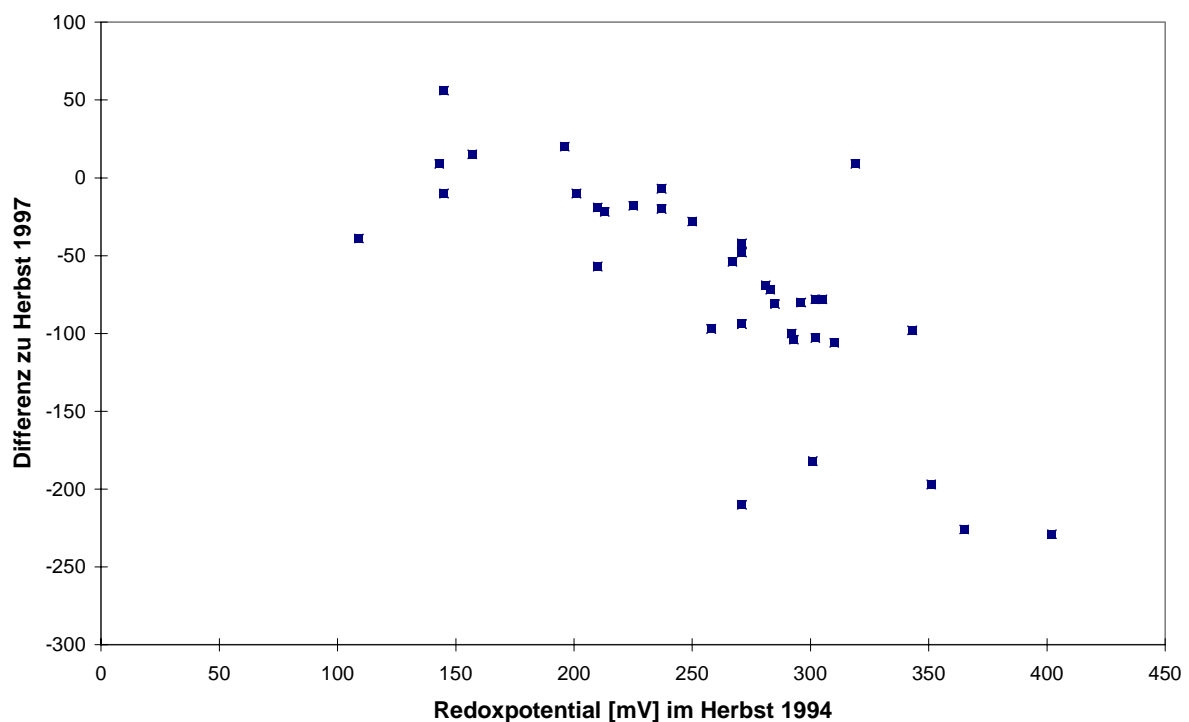


Abb. 84: Abhängigkeit der Differenz vom Wert im Herbst 1994, Bsp. Redoxpotential im 2. Grundwasserleiter

5 Diskussion der Ergebnisse

5.1 Methodik

Statistische und geostatistische Verfahren können nur dann sinnvoll angewendet werden, wenn der zu untersuchende Datensatz bestimmten Anforderungen genügt. Art und Umfang der Anforderungen sind dabei von den gewählten Verfahren abhängig. Für alle statistischen Verfahren gilt, daß eine ausreichend große Datenmenge zur Verfügung stehen muß, damit die erzielten Ergebnisse repräsentativ sind. Für die angewendeten Verfahren der explorativen und multivariaten Statistik wird diese Forderung ohne Einschränkung erfüllt.

Bei den geostatistischen Verfahren war dies hingegen nicht immer der Fall. Die Anzahl der notwendigen Stützstellen ist bei den geostatistischen Verfahren von der räumlichen Verteilung der Stützstellen und von der räumlichen Kontinuität der untersuchten Variablen abhängig. Für den sehr inhomogenen Datensatz dieser Arbeit mit seiner geringen räumlichen Kontinuität ist eine besonders hohe Anzahl an Stützstellen notwendig. Denn die Abstandsklassen müssen relativ kleine Schrittweiten haben, damit der Bereich vor Erreichen des Schwellenwertes durch mehrere Klassen abgedeckt wird, wobei jede dieser Abstandsklassen ausreichend Wertepaare beinhalten muß, um repräsentativ für die entsprechende Schrittweite zu sein. SCHAFMEISTER (1999) gibt als Faustzahl zehn Wertepaare pro Abstandsklasse an, aufgrund der großen Inhomogenität wurde in dieser Arbeit eine Mindestzahl von 20 Wertepaaren angestrebt.

Im 1. Grundwasserleiter war die Anzahl der Stützstellen zumeist ausreichend bis befriedigend. Teilweise war die Reichweite der Variogramme allerdings so gering, daß eine Schrittweite von ca. 400 m hätte gewählt werden müssen, um den Anstieg des experimentellen Semivariogramms durch eine ausreichende Anzahl an Abstandsklassen belegen zu können. Die vorhandene Datenmenge ermöglicht aber keine Schrittweiten unter 600 m. Bei sehr geringen Reichweiten (<1000 m) ist der Anstieg der Semivariogramme somit nur durch ein oder zwei Abstandsklassen dokumentiert. Dies kann zu möglichen Fehlern bei der Anpassung des Modells führen. Vor allem der Nuggeteffekt kann unter Umständen deutlich zu hoch angesetzt werden.

GOOVAERTS (1997, S.101) weist daraufhin, daß der relative Nuggeteffekt tendenziell mit größer werdenden Schrittweiten und kleiner werdenden Datensätzen zunimmt, wohingegen er tendenziell mit kleineren Schrittweiten und größeren Datensätzen abnimmt. Überträgt man dies auf den untersuchten Datensatz der Grundwasserbeschaffenheit so kann mit relativ großen Nuggeteffekten gerechnet werden. Denn durch die relativ geringe Anzahl an Stützstellen müssen die Schrittweiten im Verhältnis zu der Reichweite der Variogramme relativ groß gewählt werden, damit auch in kurzen Abstandsklassen ausreichend Wertepaare vorhanden sind. Eine möglichst hohe Anzahl an Wertepaaren pro Abstandsklasse ist wichtig, um mögliche Ausreißer zu nivellieren und das Ergebnis statistisch abzusichern. Durch die hohe Variabilität vieler Parameter und die große Anzahl an Ausreißern und Extremwerten ist eine ausreichende Anzahl von Wertepaaren besonders wichtig. Die Schrittweiten der Semivariogramme liegen zwischen 600 und 1200 m. Werden die Abstandsklassen kleiner gewählt, wird der Verlauf der Semivariogramme unruhiger, da weniger Wertepaare pro Klasse in die Berechnung der Semivarianz einbezogen werden und somit Ausreißer oft nicht nivelliert werden können.

Im 2. Grundwasserleiter war die Anzahl der Stützstellen bei einem Teil der Probenahme-kampagnen für eine sinnvolle Auswertung zu gering, weshalb die fünf Probenahmen gemeinsam ausgewertet wurden. Die gemeinsame Auswertung der fünf Probenahme-

kampagnen ist insofern problematisch, als zeitliche Veränderungen nicht berücksichtigt werden. Auch wenn die Grundwasserbeschaffenheit im 2. Grundwasserleiter weitgehend konstant ist, weisen einzelne Grundwassermeßstellen über die Zeit doch deutliche Veränderungen auf. Vor allem beim Redoxpotential und der Hydrogenkarbonat-Konzentration, die zum Herbst 1997 deutlich abgefallen sind, ist die Mittelwertbildung über mehrere Kampagnen ungenau. Allerdings läßt sich aufgrund der zumeist geringen Nuggeteffekte vermuten, daß sich die gemeinsame Auswertung nur begrenzt nachteilig ausgewirkt hat.

Für eine sinnvolle Regionalisierung mittels Kriging ist nicht nur die Anzahl der Stützstellen in Abhängigkeit zur räumlichen Kontinuität, sondern auch die räumliche Anordnung der Stützstellen wichtig. Der zu regionalisierende Bereich sollte flächendeckend von Stützstellen erfaßt sein, wobei diese möglichst räumlich homogen verteilt sein sollten. Um die Anzahl der Stützstellen in Hinblick auf eine Regionalisierung zu beurteilen, wurde der R-Wert entwickelt. Der R-Wert erwies sich als praktisch in der Handhabung, allerdings werden mögliche Cluster, die sich negativ auf die Schätzwert-Berechnung auswirken, in diesem Konzept nicht berücksichtigt. Da der untersuchte Datensatz keine markanten Cluster aufweist, konnte diese Problematik unberücksichtigt bleiben.

Die Darstellung der Meßstellendichte über Bufferkarte eignete sich sehr gut, um Bereiche unzureichender Datendichte im Modellgebiet aufzuzeigen. In beiden Grundwasserleitern werden der äußerste Nordwesten und Südosten nicht von Stützstellen abgesichert. Generell ist die Datendichte am Rand des Modellgebietes gering. Im Idealfall müßte das Modellgebiet von Stützstellen umgeben sein. Dies ist nicht der Fall, die Regionalisierung ist folglich in diesen Bereichen mit hohen Ungenauigkeiten behaftet.

Durch die Darstellung der Lage der Grundwassermeßstellen und des Krigingfehlers in der regionalisierten Karte kann die Genauigkeit der Regionalisierung abgeschätzt werden. Auf die Darstellung der Grundwassermeßstellen sollte in keiner Karte verzichtet werden, weil damit elementare Informationen zur Anzahl der Stützstellen und deren Verteilung im Raum verbunden sind. Ob es sinnvoll ist, zusätzlich den Krigingfehler darzustellen, hängt von verschiedenen Kriterien ab, z. B. der geplanten Nutzung der Karte und dem potentiellen Nutzer. Durch die Darstellung des Krigingfehlers enthält die Karte mehr Informationen, wird komplexer und ist für den ungeübten Nutzer möglicherweise nur schwer interpretierbar. Soll die Karte vor allem Nichtfachleuten zur Information dienen, ist es sinnvoll wenn eine Interpretation des Krigingfehlers bereits durch den Ersteller der Karte erfolgt. Eine Möglichkeit wäre Bereiche mit Krigingfehlern größer der A Priori Varianz und/oder unzureichender Datendichte auszublenden, um Fehlinterpretationen vorzubeugen. Ist die Karte für wissenschaftliche Zwecke bestimmt bietet die Angabe des Krigingfehlers möglicherweise wichtige zusätzliche Informationen. Dabei hat sich herausgestellt, daß die Angabe des Krigingfehlers in Form der Standardabweichung die Interpretation wesentlich erleichtert.

An dieser Stelle sollte angemerkt werden, daß der Schwellenwert nicht zwangsläufig der A Priori Varianz entspricht, sondern unter bestimmten Umständen erheblich davon abweichen kann (BARNES, 1991). Bei dem vorliegenden Datensatz liefert die A Priori Varianz aber eine gute Abschätzung der Schwellenwerte.

Die vertikale Varianz der Grundwasserbeschaffenheit innerhalb eines Grundwasserleiters führt bei der Anwendung geostatistischer Methoden häufig zu beträchtlichen Problemen. Ist eine deutliche Abhängigkeit zwischen der Beschaffenheit und der Tiefe zu erkennen, sollten nur dreidimensionale Verfahren angewendet werden. Zur Erstellung dreidimensionaler Variogramme stehen verschiedene Programme wie z. B. 3Plot98 zur Verfügung. Um die

dreidimensionale räumliche Kontinuität eines Datensatzes zu erfassen, müssen richtungsabhängige Variogramme erstellt werden, die die Semivarianz für verschiedene Winkel zwischen horizontal und senkrecht erfassen. Ein solches Verfahren ist nicht nur sehr aufwendig, es erfordert vor allem eine sehr große Datenmenge, die den dreidimensionalen Raum umfassend abdeckt. Im Rahmen hydrochemischer Untersuchungen wird eine derartig umfassende Datenmenge nur in Ausnahmefällen zur Verfügung stehen, so daß unberücksichtigt möglicher vertikaler Schichtungen zumeist nur eine zweidimensionale Auswertung möglich sein wird.

Im untersuchten Datensatz wurde vor allem im 1. Grundwasserleiter eine Abhängigkeit zwischen der Filterteufe und einzelnen Parametern der Grundwasserbeschaffenheit festgestellt. Auf die Teufenabhängigkeit wurden deshalb auch die reinen Nugget-Modelle für die Temperatur und den pH-Wert im 1. Grundwasserleiter zurückgeführt. Da beide Parameter eine geringe A Priori Varianz haben, war eine gewisse räumliche Kontinuität erwartet worden. Unabhängig von der Teufenproblematik, kann bei der Temperatur auch eine Verfälschung der Werte bei der Probenahme durch die Erwärmung der Pumpe zur fehlenden Kontinuität beigetragen haben. Für den pH-Wert sind auch Meßfehler bei der Messung im Gelände durch z. B. zu seltenes Kalibrieren der Sonden nicht unwahrscheinlich.

Mehrfachmessungen an einer Lokation können bei geostatistischen Verfahren nicht berücksichtigt werden. Der Bearbeiter muß deshalb im Vorfeld eine Auswahl treffen oder, wie in der vorliegenden Arbeit, Mittelwerte bilden. Alternativ zur Mittelwertbildung war die mittlere Filterteufe aller Grundwassermeßstellen berechnet und von den Mehrfachmeßstellen jeweils die Meßstelle ausgewählt worden, die dieser mittleren Teufe am nächsten kam. Die Ergebnisse ließen allerdings keine größere Genauigkeit erkennen als die mit Mittelwerten erzeugten Ergebnisse. Da die Mittelwertbildung den Vorteil hat, daß die gesamten Informationen zur Beschaffenheit an einem Punkt eingehen, wurde ihr der Vorzug gegeben.

Generell kann festgehalten werden, daß beim Einsatz geostatistischer Verfahren in der Hydrochemie der oftmals dreidimensionale Charakter der Grundwasserbeschaffenheit nicht ausreichend berücksichtigt werden kann. Für eine geostatistische Auswertung wären Grundwasserproben aus einem Teufenbereich oder aus vollkommenen Brunnen von Vorteil.

Das Konzept des K-Wertes

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Konzept des K-Wertes dient zur objektiven Beurteilung eines Datensatzes hinsichtlich seiner Eignung für eine mathematisch sinnvolle Regionalisierung. Das Konzept des K-Wertes wurde für den vorliegenden Datensatz entwickelt und konnte dafür erfolgreich angewendet werden. Seine Stärken liegen in der schnellen, schematisierten und objektiven Beurteilung einer großen Anzahl an Variablen und seiner einfachen Form die den Einbau weiterer Faktoren zur Verfeinerung des Konzeptes ermöglicht. Überprüft wird nur inwieweit eine Regionalisierung mathematisch sinnvoll ist, ob eine Regionalisierung insgesamt sinnvoll ist, wird nicht beurteilt. Eine korrekte Regionalisierung ist immer mit einem nicht unerheblichen Zeitaufwand verbunden und häufig kostenintensiv, deshalb sollte im Vorfeld geklärt werden, welchen Nutzen eine solche Darstellung bietet.

Die Alternative zu einer regionalisierten Darstellung in Form von Isolinien- oder Rasterkarten stellt eine klassifizierte Punktkarte dar. Die Punktkarte bietet dabei folgende Vorteile: Sie ist vergleichsweise einfach zu erstellen und somit kostengünstig, sie enthält keine Interpretation und ist somit weitgehend fehlerfrei, die Meßwerte werden im Rahmen der gewählten Klassen exakt wiedergegeben. Die Nachteile der Punktkarte liegen darin, daß die Anzahl der Klassen zugunsten der Übersichtlichkeit gering gehalten werden muß, wodurch sich bei großen

Spannweiten große Klassen ergeben und die Punktkarte an Informationswert verliert. Des weiteren hängt die Aussagefähigkeit der Punktkarte sehr stark von den gewählten Klassengrenzen ab; eine ungeschickte Auswahl kann den Informationswert ebenfalls erheblich mindern. Ein weiterer wesentlicher Nachteil ist, daß komplexe räumliche Zusammenhänge schlecht erfaßt werden können.

Um das Konzept des K-Wertes auf andere Datensätze zu übertragen, müssen die Klassifikation des R- und des N-Wertes im Hinblick auf den neuen Datensatz überprüft werden. Handelt es sich z. B. um Variablen mit sehr großen Reichweiten, die über ein relativ großes Modellgebiet regionalisiert werden sollen, kann es sinnvoll sein, größere Abstufungen als die hier gewählten 500 m zwischen den R-Werten zu setzen. Ist eine exakte Wiedergabe der Meßwerte von großer Bedeutung, sollte der N-Wert entsprechend höher gewertet werden.

Nicht berücksichtigt wurden im Konzept des K-Wertes der Schwellenwert des Variogramm-Modells und mögliche Cluster in der Stützstellenverteilung. Der Schwellenwert wurde aufgrund folgender Überlegungen nicht in die Berechnung des K-Wertes aufgenommen: Der Schwellenwert hat auf die Berechnung des Schätzwertes mittels Kriging keinen Einfluß, sondern dient ausschließlich der Berechnung des Krigingfehlers. Die Größenordnung des Schwellenwertes ist abhängig von der A Priori Varianz des Datensatzes und unabhängig von der räumlichen Kontinuität der betrachteten Variablen. Ein sehr hoher Schwellenwert ist folglich kein Anzeichen für eine geringe räumliche Kontinuität, sondern Folge einer sehr hohen A Priori Varianz des Datensatzes.

Treten in einem Datensatz markante Cluster auf, können diese das Kriging-Ergebnis unter Umständen beeinflussen. Cluster sollten deshalb, falls im Datensatz vorhanden, mittels entsprechender Methoden (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 238ff) aufgelöst werden. Da die Cluster vor dem Einsatz geostatistischer Methoden entfernt werden müssen, werden sie im K-Wert nicht mehr berücksichtigt.

Auch wenn der K-Wert eine mathematisch sinnvolle Regionalisierung bestätigt, bleibt die Frage, inwiefern die automatisierte Regionalisierung einer manuellen Bearbeitung vorzuziehen ist. Die Wahrscheinlichkeitskarten für die Natrium-Konzentrationen (Abb. 57) sind ein gutes Beispiel für eine Karte, die bei manueller Konstruktion voraussichtlich ein anderes Bild liefern würde. Bei manueller Konstruktion hätte der Bearbeiter voraussichtlich die 80 % Bereiche miteinander verbunden und zum Modellrand aushalten lassen. Der Bearbeiter hätte sein zusätzliches Wissen um die Situation, nämlich daß die Natrium-Konzentration durch die Rieselfeldwirtschaft erhöht wird, in die Karte miteinbringen können. Allerdings muß zusätzliches Wissen überhaupt vorhanden sein, damit die manuelle Konstruktion einen Vorteil gegenüber der automatisierten Regionalisierung hat.

Auch beim Kriging besteht die Möglichkeit zusätzliches Fachwissen einzubringen. Beim Fuzzy Kriging kann die Aussagekraft der Regionalisierung durch die Erweiterung des ursprünglichen Datensatzes um geschätzte Datenpunkte aus subjektiven Kenntnissen verbessert werden (PIOTROWSKI et al., 1997). PIOTROWSKI et al. (1997) weisen allerdings daraufhin, daß Fuzzy Kriging nur dann vorteilhaft ist, wenn die Schätzung zuverlässig und verhältnismäßig genau ist.

Für den Vergleich von manuellen und automatisiert erstellten Karten ist der von DAHLBERG (1975) durchgeführte Versuch von Interesse. Aus einem umfangreichen Datensatz zu geologischen Strukturdaten wurde eine kleine Menge ausgewählt und erfahrenen Erdölgeologen zur Verfügung gestellt. Die manuell konstruierten Karten der Geologen wurden dann mit einer mittels Computerprogramm erstellten Karte sowie den Informationen aus dem gesamten Datensatz verglichen. Es zeigte sich, daß alle Karten in Bereichen hoher

Stützstellendichte ähnliche Ergebnisse lieferten, die mit den Informationen aus dem gesamten Datensatz in guter Übereinstimmung standen. In Bereichen mit geringer Stützstellenzahl unterschieden sich die Karten jedoch z. T. erheblich: ein Teil der Geologen produzierte sehr gute Schätzungen, während die Karten anderer Geologen erheblich von der Realität abwichen. Die mittels Computer erzeugte Karte lieferte weder eine überdurchschnittlich gute noch schlechte Schätzung und entsprach in ihrer Qualität einer von einem "durchschnittlichen" Geologen manuell konstruierten Karte.

Die Entwicklung der Interpolations-Verfahren und Computerprogramme in den letzten Jahren gibt Anlaß zur Vermutung, daß seit dem Versuch von DAHLBERG (1975) sich die Programme erheblich verbessert haben. Man sollte also davon ausgehen können, daß eine heutzutage mittels Computer erstellte Karte, die richtige Programmanwendung vorausgesetzt, einer manuell erstellten Karte gleichzustellen oder gar vorzuziehen ist.

Bei der heutigen Vielfalt von Regionalisierungsverfahren ist die Auswahl eines geeigneten Verfahrens und die Erfahrung des Bearbeiters entscheidend für die Qualität der Karte. Dies belegt auch der Versuch von ENGLUND (1990) der die Varianz zwischen Geostatistikern und verschiedenen Methoden untersuchte. ENGLUND (1990) ließ zwölf Wissenschaftler, mit nachgewiesener Erfahrung in Geostatistik, unabhängig voneinander eine Regionalisierung durchführen. Wie bei dem Versuch von DAHLBERG (1975) handelte es sich bei dem ausgewählten Datensatz um die Teilmenge eines umfassenden Datensatzes und ENGLUND (1990) überprüfte die einzelnen Ergebnisse anhand der nur ihm bekannten Zusatzinformationen. Die Ergebnisse variierten erheblich, was ENGLUND (1990) auf die Wahl unterschiedlicher Methoden, die abweichende Interpretation der Daten (Umgang mit Extremwerten) und z. T. auch auf Fehler in der Bearbeitung zurückführte.

5.2 Beurteilung des Informationsgewinns durch die raumbezogene Analyse

Geostatistische Methoden wurden bisher im Rahmen hydrochemischer Untersuchungen im Gegensatz zu Methoden der multivariaten Statistik relativ selten eingesetzt. In der vorliegenden Arbeit sind Methoden aus beiden Bereichen verwandt und im Falle der Faktorenanalyse auch kombiniert worden. Vergleicht man die Ergebnisse aus explorativer und multivariater Statistik mit den Ergebnissen der Geostatistik stellt sich die Frage, inwieweit die Geostatistik zu einem besseren Verständnis der Grundwasserbeschaffenheit beigetragen hat.

Die explorative Statistik stellt die Basis sowohl für die multivariate Statistik als auch für die Geostatistik dar. Ihre Ergebnisse ermöglichen den Bearbeiter einen Überblick über den Datensatz und die Charakterisierung des Datensatzes durch einfache Maßzahlen und Diagramme. Die explorative Statistik ist somit notwendiger Bestandteil jeder hydrochemischen Untersuchung.

Durch die Bewertung der Maßzahlen im Vergleich mit Richtwerten aus der Literatur oder Erfahrungswerten kann der Bearbeiter bereits beurteilen, inwieweit das untersuchte Grundwasser Besonderheiten aufweist. So zeigten z. B. bereits die Mittel- und Medianwerte, daß das Grundwasser überdurchschnittlich hohe Salz- und Nährstoff-Konzentrationen aufweist. Die dazugehörigen Spannweiten deuteten weiterhin auf eine große Varianz hin.

Die Histogramme erweiterten diese Informationen um wichtige Details, wie z. B. über das Vorkommen und die Häufigkeit von Extremwerten. Die bimodale und mehrmodale Verteilungsform einiger physikochemischer Parameter und Wasserinhaltsstoffe gab einen ersten Hinweis darauf, daß die Beschaffenheit des Wassers durch mindestens zwei wesentliche Prozesse/Einflüsse geprägt wird.

Im Zusammenhang mit der Flächennutzung der Region konnten also allein aufgrund der Ergebnisse der explorativen Statistik folgende Aussagen zur Grundwasserbeschaffenheit getroffen werden: Die Grundwasserbeschaffenheit wird durch die Rieselfeld- und Landwirtschaft massiv beeinflusst, die beiden Einflüsse führen zu erhöhten Salz- und Nährstoffkonzentration bis hin zu Extremwerten, erhöhten Gehalten an organischer Substanz und hohen Wassertemperaturen und die Grundwasserbeschaffenheit hat insgesamt eine sehr hohe Varianz. Noch keine Aussagen konnten zu den Fragen getroffen werden, welche physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe untereinander in einem Zusammenhang stehen, welcher anthropogene Einfluß welche Veränderungen verursacht, inwieweit weitere anthropogene oder geogene Einflüsse die Grundwasserbeschaffenheit beeinflussen und wie die räumliche Verteilung der Wasserinhaltsstoffe ist.

Der Vergleich der Beschaffenheit der beiden Grundwasserleiter anhand der Ergebnisse der explorativen Statistik ist zwar keine geostatistische Methode, kann aber bedingt als raumbezogene Auswertung gewertet werden. Der Vergleich erweiterte die bereits vorhandenen Kenntnisse erheblich. Die insgesamt ähnlichen Konzentrationen gaben einen deutlichen Hinweis darauf, daß ein Austausch zwischen beiden Grundwasserleitern zu vermuten ist, wobei die kleineren Spannweiten und wesentlich selteneren Extremwerte im 2. Grundwasserleiter auf eine homogenere Beschaffenheit hinwiesen. Dies ließ auf eine erhöhte Diffusion und Dispersion im 2. Grundwasserleiter, die zu einer Vermischung und Gleichgewichtseinstellung führen, schließen.

Die Abnahme des Sauerstoff-Gehaltes, des Gehaltes an organischer Substanz, der Nährstoffkonzentration und von Kalium sowie die Zunahme von Hydrogenkarbonat, Sulfat und Eisen vom 1. zum 2. Grundwasserleiter deuteten auf folgende in der gesättigten Zone ablaufenden Prozesse hin: Den Abbau organischer Substanz, in deren Folge die Sauerstoff- und Nitratkonzentration sinkt (Denitrifikation) und Hydrogenkarbonat entsteht, und die Sorption von Kalium und Phosphat.

Die Untersuchungen zur vertikalen Zonierung innerhalb der Grundwasserleiter unterstützten im wesentlichen die Ergebnisse aus dem Vergleich der beiden Grundwasserleiter. Neu war, daß die bereits erkannte hohe Variabilität auch vertikal auftritt und Extremwerte zumindest in der Vertikalen isoliert auftreten. Erstmals deutete sich auch eine negative Korrelation zwischen dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit, der Natrium-, Chlorid- und Hydrogenkarbonat-Konzentration an sowie eine positive Korrelation zwischen den genannten Ionen und der elektrischen Leitfähigkeit.

Einen entscheidenden Fortschritt brachten die klassifizierten Punktkarten mit deren Hilfe erstmalig die Zuordnung einzelner Parameter zur Rieselfeldwirtschaft über den räumlichen Bezug möglich war. Ansonsten bestätigten die Punktkarten die bereits bekannte hohe Variabilität.

Wenig neues erbrachte hingegen die Moving Window-Statistik, denn die hohe räumliche Variabilität war bereits hinreichend untermauert. Die Ausweisung von Parametern mit Proportionalitätseffekt war zwar für die Variographie wesentlich, allerdings zeigte sich, daß diese Parameter mit der Gruppe der Parameter, denen eine annähernde lognormale Verteilung zugrunde liegt, identisch ist. Die Verteilungsformen der einzelnen Parameter war bereits aus der explorativen Statistik bekannt.

Die Variographie bestätigte erneut die geringe räumliche Kontinuität, ermöglichte aber erstmals, diese auch in konkrete Zahlen zu fassen. Dadurch war es möglich, die räumliche Kontinuität der verschiedenen physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe zu vergleichen. So zeigt sich, daß die räumliche Kontinuität im 2. Grundwasserleiter deutlich

höher ist als im 1. Grundwasserleiter, ein Umstand, der aufgrund der bereits bei der explorativen Statistik erkannten höheren Homogenität im 2. Grundwasserleiter erwartet worden war. Interessant ist, daß im 1. Grundwasserleiter bei den Indikator-Variogrammen für niedrige Konzentrationen deutlich größere Reichweiten als für hohe Konzentrationen gefunden wurden. Neues erbrachten auch die für die Daten des 2. Grundwasserleiters erstellten richtungsabhängigen Variogramme, die mögliche Korrelationen zwischen der Leitfähigkeit, Natrium und Chlorid und zwischen Calcium, Sulfat und Magnesium anzeigten. Außerdem wurde im 2. Grundwasserleiter bei einigen Parametern eine markante Drift erkannt, die belegt, daß trotz hoher Variabilität eindeutig richtungsabhängige Zu- bzw. Abnahmen in den Konzentrationen bestehen.

Als ein ausgesprochen nützliches Werkzeug für hydrochemische Fragestellungen erwies sich das Indikator-Variogramm und das darauf aufbauende Indikator-Kriging. Die mittels Indikator-Kriging erstellten Wahrscheinlichkeitskarten lieferten sehr anschauliche Informationen dazu, welche physikochemischen Parameter und Wasserinhaltsstoffe als Leitparameter für die Rieselfeldbeeinflussung geeignet sind und welche nicht, da sie auch anderen Einflüssen unterliegen. Außerdem zeigten sie sehr anschaulich wie unterschiedlich groß die Einflußbereiche der Abwasserwirtschaft in den beiden Grundwasserleitern sind.

Wahrscheinlichkeitskarten können in der Hydrochemie sicherlich vielfältig sinnvoll eingesetzt werden, z. B. als Gefährdungskarten oder zur Abschätzung des Sanierungspotentials. Von besonderem Vorteil ist dabei, daß sie auch mit stark verzerrten oder lognormal verteilten Daten erstellt werden können. Da für eine umfassende Beschreibung der räumlichen Verteilung eines Parameters die Berechnung von Wahrscheinlichkeitskarten verschiedener Indikator-Grenzwerte notwendig ist, ist das Verfahren allerdings unter Umständen sehr zeitintensiv.

Die Berechnung der Korrelationskoeffizienten erbrachte kaum mehr neue Informationen, die Korrelationskoeffizienten waren zumeist äußerst gering und Korrelationen ließen sich dadurch eher vermuten als belegen. Die wenigen gesicherten Korrelationen waren schon bekannt und wurden durch die regionalisierten Karten anschaulich belegt.

Durch die Cluster- und Faktorenanalyse konnten die wesentlichen die Grundwasserbeschaffenheit bestimmenden Prozesse isoliert werden. Wobei räumliche Darstellungen der Ergebnisse die Interpretation wesentlich erleichterten, wie z. B. die Darstellung der Clusterzugehörigkeit auf einer Flächennutzungskarte (Abb. 61) oder die nach Faktorenwerten klassifizierten Punktkarten in Kombination mit der Lage der Rieselfelder (Abb. 63) oder der Mächtigkeit des Weichselgeschiebelehms (Abb. 66).

Aufbauend auf die Ergebnisse der Faktorenanalyse wurden erneut geostatistische Verfahren eingesetzt, um die Faktoren räumlich zu charakterisieren. Diese "multivariate Geostatistik" brachte für die Faktoren 2 und 3 im 2. Grundwasserleiter sehr anschauliche Ergebnisse und erleichterte die Interpretation wesentlich.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß geostatistische Verfahren kein Ersatz für die herkömmlichen statistischen Methoden sind. Bei umfangreichen Datensätzen wird man auf eine explorative Statistik in keinem Fall verzichten können. Zur Ausweisung von im Grundwasser ablaufenden Prozessen waren die Verfahren der multivariaten Statistik das geeignete Mittel. Die geostatistischen Verfahren können hier nur unterstützen, indem sie die räumliche Kontinuität der Beschaffenheit bzw. bei der multivariaten Geostatistik die räumliche Kontinuität von Prozessen oder Stoffgruppen aufdecken. Daß eine räumliche Darstellung der Werte in Form von klassifizierten Punktkarten oder Verteilungskarten die Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit wesentlich erleichtert bzw. erst möglich macht, ist dabei evident.

5.3 Grundwasserbeschaffenheit

Ungeklärt ist das häufige gemeinsame Vorkommen von Eisen bzw. Mangan und Nitrat im Grundwasser. Nach DVWK (1992) schließen Eisen- oder Mangan-Konzentrationen größer 0,2 mg/l Nitrat-Konzentrationen größer 2 mg/l aus. Diese Erfahrungswerte werden für Eisen und Nitrat von 26 % der Proben aus dem 1. und von 20 % aus dem 2. Grundwasserleiter überschritten. Für Mangan und Nitrat liegen die Zahlen noch höher, hier überschreiten 40 % der Proben aus dem 1. und 23 % aus dem 2. Grundwasserleiter diese Werte. Die Messungen sind überwiegend durch Mehrfachmessungen bestätigt, so daß Fehlmessungen sehr unwahrscheinlich sind. Es besteht auch kein Zusammenhang zum Ausbaumaterial der Grundwassermeßstellen: Die betroffenen Proben stammen gleichermaßen aus Meßstellen mit Metall- wie mit Kunststoffausbau. Eine mögliche Erklärung könnte sein, daß Eisen und Mangan, wie auch Nitrat, mit dem Abwasser eingebracht wurden und sich aufgrund der massiven anthropogenen Beeinflussung noch keine stabilen thermodynamischen Bedingungen eingestellt haben. Für das Beaufschlagungswasser der untersuchten Rieselfelder liegen keine Daten zu den Eisen- und Mangan-Konzentrationen vor, aber AURAND (1984) gibt für den Zulauf zu den Rieselfeldern Karolinenhöhe (Berlin-Gatow) mittlere Eisen- und Mangan-Konzentrationen von 3 mg/l bzw. 0,4 mg/l an. Erhöhte Eisen- und Mangan-Konzentrationen im Grundwasser durch Abwassereinfluß wären also theoretisch möglich, allerdings wurde ein solcher Zusammenhang in der vorliegenden Arbeit nicht gefunden.

Offen ist ebenfalls die Bewertung des Redoxpotentials. Mit Medianwerten von 245 bzw. 217 mV ist das Redoxpotential für den ungespannten 1. Grundwasserleiter relativ gering und für den gespannten 2. Grundwasserleiter relativ hoch. Das Redoxpotential korreliert mit keinem der für gewöhnlich vom Redoxpotential abhängigen Parameter wie der Nitrat-, Sulfat-, Eisen- oder Mangan-Konzentration. Besonders auffällig ist, daß auch für die bei der Faktorenanalyse über die Nitrat-, Eisen- und Ammonium-Konzentrationen ausgewiesenen "Redoxfaktoren" kaum ein Zusammenhang zum gemessenen Redoxpotential zu erkennen ist. Im 1. Grundwasserleiter wurde für Grundwasserproben mit hohen positiven Faktorenwerten für den Faktor mit positiver Ladung für Eisen und Ammonium und negativer Ladung für Nitrat ein mittleres Redoxpotential von 233 mV und bei hohen negativen Faktorenwerten von 286 mV gemessen. Im 2. Grundwasserleiter ist die Differenz zwischen der Gruppe mit hohen positiven Faktorenwerten und der Gruppe mit hohen negativen Faktorenwerten mit 221 zu 235 mV noch geringer. Bei den gemessenen Redoxpotentialen handelt es sich um Mischpotentiale, die sich aus der Überlagerung der Stromspannungskurven der im Grundwasser vorhandenen Redoxpaare ergeben. Möglicherweise wird das Redoxpotential durch Komplexreaktionen zwischen Eisen- bzw. Mangan- und organischen Verbindungen wesentlich beeinflußt, so daß erwartete Zusammenhänge überdeckt werden.

Durch klassifizierte Punktkarten mit eingezeichneter Lage der Rieselfelder konnten im 1. Grundwasserleiter für die elektrische Leitfähigkeit, CSB, Natrium, Kalium, Chlorid, Hydrogenkarbonat sowie für die Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Phosphat im Bereich der Rieselfelder tendenziell hohe Werte und für den pH-Wert tendenziell niedrige Werte festgestellt werden. Im 2. Grundwasserleiter waren diese Tendenzen noch gut für die elektrische Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Chlorid und Nitrat zu erkennen. Durch die Wahrscheinlichkeitskarten wird für Natrium und Phosphat der Zusammenhang zur Rieselfeldwirtschaft eindeutig belegt, bei der elektrischen Leitfähigkeit zeigt sich hingegen, daß diese auch anderen Einflüssen unterliegt.

Anhand der Ergebnisse der Clusteranalyse konnten die Unterschiede zwischen den beiden wesentlichen anthropogenen Einflüssen, der Rieselfeld- und der Landwirtschaft, herausgearbeitet werden. Dabei zeigte sich, daß die Auswirkungen durchaus ähnlich sind; beide

Einflüsse führen zu einer merklichen Erhöhung der Konzentrationen von Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Hydrogenkarbonat und Sulfat sowie der Nährstoffe. Natrium wird nur durch die Rieselfeldwirtschaft beeinflusst. Im Zusammenhang mit seinem relativ konservativen Verhalten eignet es sich somit gut als Leitparameter für eine Abwasserbeeinflussung. Dies belegen auch die Wahrscheinlichkeitskarten von Natrium. Phosphat, das im 1. Grundwasserleiter als relativ sicherer Abwasseranzeiger fungiert, ist im 2. Grundwasserleiter aufgrund seiner hohen Sorptionsneigung als Leitparameter ungeeignet.

Calcium und Sulfat werden im Gegensatz zu den anderen Wasserinhaltsstoffen durch die Landwirtschaft merklich stärker als durch die Rieselfeldwirtschaft erhöht; als Leitparameter für die Landwirtschaft sind sie allerdings ungeeignet, da sie weiterhin auch geogenen Einflüssen unterliegen. Um eine Beeinflussung durch Abwasser von einer landwirtschaftlichen Beeinflussung zu unterscheiden, hat sich das bereits von GRÜTZMACHER (1994) vorgestellte Calcium/Natrium-Verhältnis sehr gut bewährt.

Die Ergebnisse stimmen sehr gut mit den Untersuchungen von HOGG et al. (1997) überein, die den Einfluß einer Bewässerung mit Abwasser in Saskatchewan (Kanada) untersuchten. Sie fanden im Abstrom der Bewässerungsflächen stark erhöhte Konzentrationen von Natrium, Chlorid, Sulfat und Hydrogenkarbonat sowie Nitrat und Phosphat. Auch die Analyse von Grundwasserproben aus dem Bereich von mit Abwasser bewässerten, landwirtschaftlich genutzten Flächen bei León (Mexiko) zeigt eine deutliche Zunahme aller Salze und von Nitrat sowie eine Abnahme von gelösten Sauerstoff (BGS et al., 1996).

Bedingt durch den massiven anthropogenen Einfluß ist es schwierig, Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit infolge wechselnder geologischer Gegebenheiten zu erkennen. Bei der Faktorenanalyse wurde in beiden Grundwasserleitern je ein Faktor geologischen Bedingungen zugeordnet. Im 1. Grundwasserleiter wurde der Faktor mit hohen positiven Ladungen für Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat und Chlorid in einen Zusammenhang mit dem Vorkommen von Weichselgeschiebelehm gestellt, während im 2. Grundwasserleiter der Faktor mit hohen positiven Ladungen für Calcium, Sulfat, Hydrogenkarbonat und Mangan im Zusammenhang mit der Mächtigkeit des Saalegeschiebemergels steht. Nach Angaben des LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1996) ist der Weichselgeschiebelehm weitgehend entkalkt, die erhöhten Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogenkarbonat deuten aber auf merkliche Karbonatgehalte hin.

Sowohl Weichsel- als auch Saalegeschiebemergel sind vorwiegend in der Osthälfte des Modellgebietes verbreitet. Dort ist auch die Belastung durch die Rieselfelder besonders hoch. Entsprechend zeigen die Grundwasserproben mit hohen positiven Faktorenwerten für die beiden "geogenen Faktoren" insgesamt eine sehr hohe Mineralisation. Dies könnte auch erklären, weshalb Chlorid im 1. Grundwasserleiter auf diesen Faktor hochlädt.

6 Literatur

- AHMED, S. & MARSILY, G. de (1987): Comparison of geostatistical methods for estimating transmissivity using data on transmissivity and specific capacity. - In: *Water Resour. Res.*, 23, pp. 1717-1737.
- AKIN, H. & SIEMENS, H. (1988): *Praktische Geostatistik*. - Springer Verlag, Berlin, S. 304.
- APPELO, C.A.J. & POSTMA, D. (1994): *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. - A.A. Balkema, Rotterdam, p. 536.
- ARBEITSGRUPPE "STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN" DER UNI POTSDAM (1995): Projekt Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt I - Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone. - Abschlußbericht, Universität Potsdam, unveröffentlicht.
- ASBRAND, M. (1995): Isohypsen- und Isopachendarstellung des Strukturmodells (Kap. 4.7.1.2, Bd. I). - In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- ASBRAND, M.; BLUMENSTEIN, O.; FISCHER, F.; GÖRITZ, S.; KLINGELHÖFER, D.; KÜHNE, U.; SCHUBERT, R. & TESSMANN, J. (1996): Projekt Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer. - Gemeinsamer Abschlußbericht der Teilprojekte I - III, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- ASBRAND, M. (1997): Dreidimensional-regionalhydrodynamisches Verfahren zur Bewertung einer großräumigen Grundwasserbelastung - Rieselfeldbezirke Sputendorf und Großbeeren südlich Berlins. - Dissertation, Technische Universität Berlin, 202 S.
- ASBRAND, M.; GRAMS, S. & KÜCKLICH, C. (2000): Wiedervernässung des Bruchwaldes am Überleiter zum Nuthegraben, bei Großbeeren. - Machbarkeitsstudie Phase 1, Auftraggeber: Berliner Wasserbetriebe, unveröffentlicht.
- ASSMANN, R. & KLEMM, V. (1990): Geschichtliche Entwicklung der Berliner Rieselfelder. - In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN [Hrsg.] (1990): Exkursionsführer, 102. VDLUFA-Kongress Berlin, S. 19-25.
- AURAND, K.; DIZER, H.; FILIP, Z.; MILD, G., NEUMEYER, V. & SEIDEL, K. (1984): Vergleichende Untersuchungen an langfristig mit Abwasser belasteten Böden zur Beurteilung der Reinigungsvorgänge durch den Untergrund bei der künstlichen Grundwasseranreicherung. - BMFT Forschungsbericht T 84-104, Berlin.
- AURAND, K.; HÄSSELBARTH, U., LANGE-ASSCHENFELDT, H. & STEUER, W. [Hrsg.] (1991): *Die Trinkwasserverordnung*. - 3. Aufl., Erich Schmidt Verlag, Berlin, 710 S.
- BARNES, R. J. (1991): The Variogram Sill and the Sample Variance. - In: *Mathematical Geology*, Vol. 23, No. 4, pp. 673-678.

- BGS; CNA; SAPAL & UACH (1996): Effects of Wastewater Reuse on Urban Groundwater Resources of León, Mexico. - Final Report, February 1996. - British Geological Survey, Technical Report WD/95/64.
- BJARSCH, B. (1997): 125 Jahre Berliner Rieselfeld-Geschichte. - In: Wasser & Boden, 49. Jhrg., Heft 3, S. 45-48.
- BLUME, H.-P. & HORN, R. (1982): Belastung und Belastbarkeit Berliner Rieselfelder nach einem Jahrhundert Abwasserverrieselung. - In: Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, Bd. 23, S. 236-248.
- BLUMENSTEIN, O. et al. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlasten, Grundwasser, Oberflächengewässer - Teilprojekt I: „Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone“. - Abschlußbericht, Universität Potsdam, unveröffentlicht.
- BONHAM-CARTER (1996): Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS. - Computer Methods in the Geosciences, Vol. 13, Pergamon, Ontario, 398 p.
- BROOKER, P. I. (1986): A Parametric Study of Robustness of Kriging Variance as a Function of Range and Relative Nugget Effect for a Spherical Semivariogram. - In: Mathematical Geology, Vol. 18, No. 5, pp. 477-488.
- BROSIUS, G. & BROSIUS, F. (1995): SPSS - Base System und Professional Statistics. - International Thomson Publishing Company, Bonn, 1002 S.
- BROWN, C. E. (1998): Applied Multivariate Statistics in Geohydrology and Related Sciences. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 248 S.
- DAHLBERG, E. C. (1975): Relative Effectiveness of Geologists and Computers in Mapping potential Hydrocarbon Exploration Targets. - In: Jour. Int. Assoc. Mathematical Geology, Vol. 7, No. 5/6, pp. 373-394.
- DAVIS, J. C. (1986): Statistics and Data Analysis in Geology. - 2nd Ed., John Wiley & Sons, New York, 646 p.
- DELHOMME, J. P. (1979): Spatial Variability and Uncertainty in Groundwater Flow Parameters: a Geostatistical Approach. - In: Water Resour. Res., 15, pp. 269-280.
- DEUTSCH, C. V. & JOURNAL, A. G. (1998): GSLIB - Geostatistical Software Library and User's Guide. - 2nd Edit., Oxford University Press, New York, Oxford, 369 S.
- DÖRING, U. & MARSCHNER, B. (1998): Die Mobilisierbarkeit von ausgewählten organischen Schadstoffen in Rieselfeldböden. - In: Bodenökologie und Bodengeneese, Heft 26, S. 42-51.
- DUTTER, R. (1985): Geostatistik. - In: Mathematische Methoden in der Technik, Bd. 2, B. G. Teubner Verlag, Stuttgart, 159 S.
- DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. - DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft, 128, Verlag Paul Parey, Bonn, 36 S.
- DVWK (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme - Teil I. - DVWK Schriften, 110, Verlag Paul Parey, Bonn, S. 288.
- EBELING, J.; MÜLLER, A. & WOLFF, J. (1989): Möglichkeiten der Grundwasseranreicherung durch Infiltration von vorbehandelten Abwässern in pleistozäne Grundwasserleiter. - Umweltbundesamt, Texte, Bd. 23, Berlin.

- FURTAK, H. & LANGGUTH, H. R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. - IAH Mem., Hannover, Bd. 7, S. 86-96.
- GINZEL, G. & NÜTZMANN, G. (1998): Veränderungen ökohydrologischer und hydrochemischer Verhältnisse in einem ehemaligen Rieselfeldareal im Nordosten Berlins. - In: Bodenökologie und Bodengenese, Heft 26, S. 73-85.
- GOOVAERTS, P. (1997): Geostatistics for Natural Resources Evaluation. - Oxford University Press, New York, Oxford, 483 p.
- GÖRITZ, S. (1995a): Klima (Kap. 4.1, Bd. I). - In: TRÖGER, U. ; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- GÖRITZ, S. (1995b): Wasserhaushalt (Kap. 6.2, Bd. II). - In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- GRÜN, M.; MACHELETT, B.; METZ, R.; KRONEMANN, H.; PODLESAK, W. & SCHNEIDER, J. (1990): Schwermetallbelastung von Boden und Pflanze im Gebiet der Rieselfelder Berlins. - In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN [Hrsg.] (1990): Exkursionsführer, 102. VDLUFA-Kongress Berlin, S. 31-41.
- GRUNEWALD, K. (1993): Bodenzustand und -belastung aktueller und ehemaliger Rieselfelder südlich Berlin, Diss. A, Math.-Nat. Fakultät Universität Potsdam.
- GRÜTZMACHER, G. (1994): Untersuchungen zur Grundwasserqualität im Bereich der Rieselfelder südlich Berlins mit einer statistischen Betrachtung der Ergebnisse. - Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, 147 S., unveröffentlicht.
- GRÜTZMACHER, G. (1995a): Zusammenfassende Darstellung der Grundwasserqualität (Kap. 7.1, Bd. III). - In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.

- GRÜTZMACHER, G. (1995b): Grundwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit des Transportpfades des Grundwassers (Kap. 7.2, Bd. III). - In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- GRÜTZMACHER, G.; ASBRAND, M.; STEY, W.; WITTEKINDT, E.; HANSEN, P.-D. & HEBERER, TH. (1995): Grundwasserbeschaffenheit (Kap. 6.3, Bd. II). - In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- HANNAPPEL, S. (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. - Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen, Reihe A, Bd. 182, 151 S.
- HEM, J. D. (1961): Stability field diagrams as aids in iron chemistry studies. - In: J. Amer. Water Works Assoc., Bd. 53, 2: 211-228, New York.
- HERMSDORF, N. (1994): Stratifizierung der erbohrten Schichtenfolge im Projekt „Rieselfelder Berlin Süd“ Los 1. - Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, unveröffentlicht.
- HIEROLD (1990): Beschreibung von Bodenprofilen auf langjährig betriebenen Rieselfeldern. - In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN [Hrsg.] (1990): Exkursionsführer, 102. VDLUFA-Kongress Berlin, S. 9-15.
- HÖLTING, B. (1989): Hydrogeologie. - 3. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart, 396 S.
- HOGG, T. J.; WEITERMAN, G.; TOLLEFSON, L. C. (1997): Effluent Irrigation: The Saskatchewan Perspective. - In: Canadian Water Resources Journal, Vol. 22, No. 4, pp. 445- 455.
- ISAAKS, E. H. & SRIVASTAVA, R. M. (1989): Applied Geostatistics. - Oxford University Press, New York, 561 S.
- ISTOK, J. D.; SMYTH, J. D. & FLINT, A. L. (1993): Multivariate Geostatistical Analysis of Groundwater Contamination: a Case History. - In: Ground Water, Vol. 31, No. 1, p. 63-74.
- JOURNAL, A. G. (1983): Nonparametric Estimation of Spatial Distributions. - In: Mathematical Geology, Vol. 15, No. 3, pp. 445-468.
- KAISER, H. F. (1974): An Index of Factorial Simplicity. - In: Psychometrika, Vol. 39, pp. 31-36.
- KECKLER, D. (1995): Surfer for Windows - User's Guide. - Golden Software, Inc., Golden.
- KITANIDIS, P. K. (1997): Introduction to Geostatistics - Applications in Hydrogeology. - Cambridge University Press, Cambridge, 249 p.

- KRATZ, W. & MARSCHNER, B. (1995): Untersuchungen zu organisch-chemischen Bodenbelastungen in den ehemaligen Riesefeldern in Berlin-Buch. - In: Verh. Ges. Ökol., Bd. 24, S. 593-599.
- KRIGE, D. G. (1951): A Statistical Approach to some basic Mine Valuation Problems on the Witwatersrand. - In: J. Chem. Metall. Min. Soc. S. Africa, 52 (6), pp. 119-139.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1997): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer - Gemeinsamer Abschlußbericht 1996. - Studien und Tagungsberichte Band 13/14.
- MANHENKE, V.; HANNEMANN, M. & RECHLIN, B. (1995): Gliederung und Bezeichnung der Grundwasserleiterkomplexe im Lockergestein des Landes Brandenburg. - Brandenburg. geowiss. Beitr. 2 (1), Kleinmachnow, S. 12.
- MARSCHNER, B. & SCHLENTHER, L. (1995): Die Böden der Rieselfelder in Berlin-Buch. - In: Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Berlin (Hrsg.): Probleme des Wasser- und Stoffhaushaltes und der Nutzung ehemaliger Rieselfelder Berlins und Umgebung. - Mitteilungen Nr. 131, S. 67-89.
- MARSILY, G. de; DELAY, F.; TELES, V. & SCHAFMEISTER, M. T. (1998): Some current methods to represent the heterogeneity of natural media in hydrogeology. - In: Hydrogeology Journal, Vol. 6, No. 1, pp. 115-130.
- MATHEIS, G.; SIAD, A. & ADERHOLD, G. (1995): Geogene-anthropogene Zustandsanalyse und Gefährdungsabschätzung potentieller Schwermetall-Mobilisation. (Teilprojekt Angewandte Geochemie, Bd. IV). - In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- MATHERON, G. (1963): Principles of Geostatistics. - In: Economic Geology, Bd. 58, pp. 1246-66.
- MATHERON, G. (1970): The Theory of Regionalized Variables and its Applications. - Fascicule 5, Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, 211 p.
- MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. - Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2, 3. Aufl., Gebrüder Bornträger; Berlin, 499 S.
- MEISSNER, R.; RUPP, H. & GUHR, H. (1993): Schwermetallbelastung von Boden und Wasser im Bereich der Magdeburger Rieselfelder und Auswirkungen auf deren künftige Nutzung. - In: Wasser und Boden, 45(2), S. 76-80.
- MÖLLER, K.; KADE, N.; ASBRAND, M.; HEINRICH, R.; KÜCKLICH, C. & JAHNKE, C. (1999): Probetrieb des Bewässerungsüberleiters (BÜL) - Abschlußbericht mit Sommerhalbjahr 1999. - Gutachten im Auftrag Berliner Wasserbetriebe, unveröffentlicht.
- NESTLER, BÄHLER, LUCKNER, REISSIG & NITSCHKE (1990): Einschätzung der Auswirkung einer geplanten veränderten Betriebsführung der Rieselfelder am Standort Karolinenhöhe in Berlin-Spandau. - Gutachten im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, VEB Industrie Consult und Technische Universität Dresden, unveröffentlicht.

- NIESEL-LESSETHIN, B. (1983): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. - Ruhr-Stickstoff Aktiengesellschaft [Hrsg.], 10. Aufl., Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 584 S.
- PANNATIER, Y. (1996): Variowin - Software for Spatial Data Analysis in 2D. - Springer Verlag, New York, 91 p.
- PIOTROWSKI, J.; BARTELS, F.; ARKADIUSZ, S. & SCHMIDT, G. (1997): Regionalisierung der Durchlässigkeitsbeiwerte mit unscharfen (fuzzy) Zahlen: Der Natur näher? - In: Grundwasser, Heft 1, Bd. 2, S. 3-10.
- PIPER, A. M. (1944): A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water Analyses. - In: Trans. Amer. Geophys. Union, Washington, D. C., Vol. 25, 6, pp. 914-928.
- PORTMANN, H.-D.; TESSMANN, J.; GELDMACHER, K.; HERMSDORF, N. & HERMSDORF, A. (1995): Abschlußbericht Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer. Teilprojekt: Untersuchung von Verfahren auf Basis biologischer Wirkprinzipien unter praxisnahen Bedingungen im Freiland (ehemals Rieselfeld). - Landesumweltamt Brandenburg, unveröffentlicht.
- RECHLIN, B. (1997): Zur Anwendung des Hydrogeochemischen Genesemodells der Wässer in den Grundwasserleiterkomplexen des Landes Brandenburg (mittelbrandenburgischen Raum, Stand April 1997). - In: Brandenburgische Geowiss. Beitr., Kleinmachnow, Bd. 4, 1, S. 67-71.
- RENGER, M.; HOFFMANN, C. & SCHLENTHER, L. (1995): Bindung, Mobilität und Transport von Schadstoffen in Rieselfeldflächen. - In: LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, Studien und Tagungsberichte, Bd. 9, S. 32-40.
- RENGER, M.; JEKEL, M.; KALNOWSKI, G.; HOFFMANN, C.; KENTER, C.; SAVRIC, I.; STOFFREGEN, H. & REEMTSMA, T. (1998): Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung organischer und anorganischer Schadstoffe sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen. - Abschlußbericht. Interdisziplinäres Forschungsprojekt der Technischen Universität Berlin, unveröffentlicht.
- RENGER, M.; SCHLENTHER, L.; EGGERT, T. & HOFFMANN, C. (1992): Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. - Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- ROSENFELD, M.; KROLL, A. & ASBRAND, M. (1995): Grundwasserdynamik (Kap. 6.2.3, Bd. II). In: TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- SALT, C. (1988): Schwermetalle in einem Rieselfeld-Ökosystem. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Nr. 53, Berlin.
- SAMPER, F. J. & NEUMAN, S. P. (1989): Geostatistical Analysis of Groundwater Quality Data from the Madrid Basin using Adjoint State Maximum Likelihood Cross-Validation. - In: ARMSTRONG [Hrsg.]: Geostatistics; Proceedings of the third international geostatistics congress, Vol. 2, pp. 725-736.

- SAVRIC, C.; REEMTSMA, T & JEKEL, M. (1998): Charakterisierung des DOM und der Halogenorganika in Säulenversuchen mit Rieselfeldböden. - In: *Bodenökologie und Bodengene*, Heft 26, S. 52-62.
- SAVRIC, C.; REEMTSMA, T & JEKEL, M. (1999): Einflußfaktoren auf die Freisetzung von DOC und AOX unter ehemaligen Abwasserversickerungsflächen. - In: *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 27 (3), S. 157-163.
- SCHAFMEISTER, M.-T. (1990): Geostatistische Simulationstechniken als Grundlage der Modellierung von Grundwasserströmung und Stofftransport in heterogenen Aquifersystemen. - Doktorarbeit, Verlag Schelzky and Jeep, Berlin, 143 S.
- SCHAFMEISTER, M.-T. (1997): Regionalisierung hydro- und umweltgeologischer Kenngrößen. - Habilitationsschrift, Freie Universität Berlin, 151 S., unveröffentlicht
- SCHAFMEISTER, M.-T. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 172 S.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. - 12. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart, S. 491.
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Grundwasserressourcen. - VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (1992): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. 2. Auflage, Gebrüder Borntraeger, Berlin, 231 S.
- SCHWILLE, F. & WEISFLOG, D. (1968): Die Wasserstoffionenkonzentrationen der Grundwässer. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 7 S.
- SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ (1993): Umweltatlas Berlin. - Berlin.
- SMITH, R. C.; HOWES, B. L. & DUFF, J. H. (1991): Denitrification in Nitrate-contaminated Groundwater: Occurrence in Steep Vertical Geochemical Gradients. - In: *Geochim. Cosmochim. Acta* 55, pp. 1815-1825.
- SOWA, E.; LIEBENATH, C.; NITSCHKE, C. & KRITZNER, W. (1993): Überwachung der Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit bei naturräumlicher Grundwasseranreicherung auf ehemaligen Rieselfeldern. - In: *Wasser und Boden*, 54(9), S. 703-707.
- SURO-PÉREZ, V. & JOURNAL, A. G. (1993): Indicator Principal Component Kriging. - In: *Mathematical Geology*, Vol. 23, No. 5, pp. 759-788.
- TRÖGER, U.; ADERHOLD, G.; ASBRAND, M.; GÖRITZ, S.; GRÜTZMACHER, G.; HANSEN, P.-D.; HEBERER, T.; HERBERT, A.; KLINGELHÖFER, D.; KROLL, A.; MATHEIS, G.; PASTEKA, O.; REJMAN-RASINSKI, E.; ROSENFELD, M.; SIAD, A.; STEY, W.; WINKLER, K. & WITTEKINDT, E. (1995): Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II: Hydrogeologie. - Abschlußbericht, Bd. I bis V, Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.
- WACKERNAGEL, H. (1995): *Multivariate Geostatistics*. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 256 S.
- VEB HYDROGEOLOGIE (1984): Hydrogeologischer Ergebnisbericht mit Grundwasservorratsnachweis zum Objekt DE Teltow. Bericht des VEB Hydrogeologie - Arbeitsstelle Berlin, Betrieb im VEB Kombinat Geologische Forschung und Erkundung Halle, unveröffentlicht.

VOIGT, H.-J. (1990): Hydrogeochemie. - Springer Verlag, Berlin, 310 S.

7 Anhang

7.1 Grundwassermeßstellen

Tab. 25: Lage und Ausbaudaten der Grundwassermeßstellen

Name	GWL	Rechtswert	Hochwert	Endteufe [m u. GOK]	GOK [m ü. NN]	Material
ADep1/93	1	4587595	5801205	5,80	42,40	PE
B1	1	4580680	5799210	10,25	35,80	PE
B101/1	1	4587530	5801910	14,40	42,30	PE
B101/3	1	4587510	5800950	14,30	41,83	PE
B2 OP	1	4581160	5798380	7,00	34,50	PE
B4 OP	1	4582430	5797490	6,40	36,70	PE
B5 OP	1	4583270	5797240	14,30	38,90	PE
B6	1	4583740	5797950	11,80	41,00	PE
BSD 1 OP	1	4586965	5800514	6,00	42,00	PE
BSD 3	1	4587275	5800390	20,00	43,00	PE
Dep Grbe1/93	1	4588610	5801500	9,10	39,00	PE
Dep Grbe2/93	1	4588700	5801400	9,44	38,90	PE
Dep Grbe3/93	1	4588690	5801440	10,10	39,00	PE
Güfe2/81	1	4581930	5804820	11,50	42,10	Metall
Grbe 3	1	4587790	5801575	13,10	43,00	Metall
Grbe 4	1	4585410	5801080	14,50	49,00	Metall
Grbe 5/2	1	4585540	5800710	14,50	48,00	Metall
Lwl101/86 OP	1	4584437	5802170	10,00	44,00	Metall
Lwl102/86 OP	1	4584123	5801300	7,00	44,00	Metall
Lwl104/86 OP	1	4582859	5802000	8,00	47,00	Metall
Lwl105/86	1	4582816	5800757	17,00	44,00	Metall
Lwl105/88 OP	1	4585525	5799098	12,00	45,40	Metall
Lwl107/88 OP	1	4585016	5798880	7,89	42,30	Metall
Lwl109/86 OP	1	4587708	5799073	12,00	44,00	Metall
Lwl13/67 OP	1	4588790	5801260	9,00	39,00	Metall
Lwl14/67	1	4587040	5800810	14,40	41,00	Metall
Lwl6/67	1	4583780	5797590	10,80	40,00	Metall
Nudo103/71	1	4579100	5801490	7,30	35,00	Metall
PT122/85 OP	1	4578120	5801810	21,70	33,00	Metall
PT17/62 OP	1	4578475	5804460	5,70	35,00	Metall
PT7/62 OP	1	4589750	5803250	13,50	44,00	Metall
Rb_Br. 11	1	4576675	5801243	18,25		
Rb_Br. 18	1	4577398	5801981	17,50	31,00	
Rb1/78 MP1	1	4579830	5801505	8,00	36,00	Metall
Rb1/78 MP2	1	4579830	5801505	12,90	36,00	Metall
Rb1/78 MP3	1	4579830	5801505	18,20	36,00	Metall
Rb1/78 OP	1	4579830	5801505	2,30	36,00	Metall
Rb2/78 MP1	1	4579598	5800740	7,70	35,00	Metall
Rb2/78 MP2	1	4579598	5800740	12,80	35,00	Metall
Rb2/78 MP3	1	4579598	5800740	18,30	35,00	Metall
Rb2/78 OP	1	4579598	5800740	2,10	35,00	Metall
Rb3/76	1	4576865	5801352	10,00		
Rb3/78 MP2	1	4578510	5801341	15,30	35,00	Metall
Rb39/76	1	4576664	5801345	7,70		
Rb4/78 MP1	1	4577528	5801380	10,30	34,80	Metall
Rb4/78 MP2	1	4577528	5801380	15,20	34,80	Metall
Rb45/78	1	4580642	5803538	11,00	42,00	Metall
Rb46/78	1	4579905	5802447	11,50	38,00	Metall
Rf10/92	1	4588420	5802480	9,10	46,25	PE
Rf103/93 OP	1	4586658	5803725	14,00	44,20	PVC
Rf104/93 OP	1	4587803	5801879	15,00	45,50	PVC
Rf105/93 OP	1	4586616	5800951	9,00	41,30	PVC
Rf106/93 OP	1	4583536	5799958	15,00	45,30	PVC
Rf107/93 OP	1	4580695	5801409	13,00	41,00	PVC
Rf107/93 UP	1	4580695	5801409	23,00	41,00	PVC
Rf11/92	1	4587780	5802180	11,20	45,40	PE
Rf115/93 OP	1	4585107	5803342	15,00	44,20	PVC
Rf116/93 OP	1	4584788	5800193	11,00	47,00	PVC
Rf13/92	1	4587450	5804610	11,10	45,10	PE
Rf14/92	1	4586950	5804655	10,50	45,60	PE
Rf16/92	1	4584350	5800520	12,70	47,87	PE
Rf17/92	1	4582415	5800365	5,10	39,00	PE
Rf17Br/93	1	4582395	5800325	16,70	39,68	PE
Rf18/92	1	4581150	5800630	9,97	41,50	PE
Rf18-2/94	1	4581150	5800630	5,80	41,00	PE
Rf19/92	1	4580455	5801940	6,00	40,10	PE

Name	GWL	Rechtswert	Hochwert	Endteufe [m u. GOK]	GOK [m ü. NN]	Material
Rf2/92	1	4587265	5802215	11,30	48,75	PE
Rf20/92	1	4581275	5801930	5,60	41,50	PE
Rf201/94 OP	1	4587157	5804988	14,00	45,80	PVC
Rf202/94 OP1	1	4586673	5805765	15,00	40,30	PVC
Rf202/94 OP2	1	4586671	5805764	20,00	40,30	PVC
Rf203/94 OP	1	4586380	5806706	17,00	39,70	PVC
Rf204/94 OP	1	4581402	5805594	11,00	39,90	PVC
Rf205/94 MP	1	4579896	5802453	20,00	39,00	PVC
Rf205/94 OP	1	4579896	5802453	8,00	39,00	PVC
Rf206/94 OP	1	4580884	5799931	6,00	36,40	PVC
Rf207/94 MP	1	4578866	5800726	15,00	35,90	PVC
Rf207/94 OP	1	4578866	5800726	6,00	35,90	PVC
Rf208/94 OP	1	4582295	5799354	13,00	41,70	PVC
Rf209/94 MP	1	4579301	5798551	15,00	34,40	PVC
Rf209/94 OP	1	4579301	5798551	5,00	34,40	PVC
Rf21/92	1	4582560	5802745	6,50	46,67	PE
Rf210/94 MP	1	4578235	5798284	13,00	33,90	PVC
Rf210/94 OP	1	4578235	5798284	6,00	33,90	PVC
Rf211/94 OP	1	4589805	5801435	6,00	37,70	PVC
Rf212/94 OP	1	4584962	5804581	17,00	44,00	PVC
Rf213/94 MP	1	4579825	5804606	15,00	37,80	PVC
Rf213/94 OP	1	4579825	5804606	9,00	37,80	PVC
Rf215/94 OP	1	4589503	5806614	14,00	43,60	PVC
Rf22/92	1	4583335	5802405	7,80	46,80	PE
Rf24/94	1	4581145	5800440	11,00	39,00	PE
Rf24-2/94	1	4581145	5800440	3,00	39,00	PE
Rf25/94	1	4581150	5800660	9,20	41,25	PE
Rf26/94	1	4580995	5800490	9,00	41,00	PE
Rf27/94	1	4581190	5800620	9,10	41,00	PE
Rf28/94	1	4581505	5800870	10,10	43,00	PE
Rf29/94	1	4580525	5800210	7,20	37,00	PE
Rf32/94	1	4578665	5798380	4,50	34,00	PE
Rf33/94	1	4578490	5798435	4,30	33,00	PE
Rf37/94	1	4583835	5800305	9,50	45,06	PE
Rf38/94	1	4583005	5800220	10,40	43,70	PE
Rf39/94	1	4583350	5799660	9,45	46,25	PE
Rf4/92	1	4586625	5801145	5,60	41,80	PE
Rf40/94	1	4583430	5800320	9,25	42,00	PE
Rf41/94	1	4581755	5802815	10,00	44,00	PE
Rf5-1/92	1	4586195	5800830	5,60	41,00	PE
Rf5-2/92	1	4586190	5800825	7,30	41,00	PE
Rf5Br/93	1	4586185	5800825	8,10	41,84	PVC
Rf5M/93	1	4586192	5800827	4,50	41,00	Metall
Rf6/92	1	4586350	5801420	7,40	44,32	PE
Rf7/92	1	4586090	5802220	11,20	47,77	PE
Rf8/92	1	4586620	5802925	10,80	45,00	PE
Rf9/92	1	4587150	5803410	12,10	46,00	PE
Ssd10/93 OP	1	4584250	5803450	11,00	46,00	PE
Ssd3/93 OP	1	4582350	5803925	11,00	43,00	PE
Ssd4/93 OP	1	4583140	5804750	11,00	44,00	PE
Ssd7/93 OP	1	4581660	5804235	13,50	47,00	PE
Ssd8/93 OP	1	4581080	5803600	12,00	38,00	PE
Ssd9/93 OP	1	4581540	5802540	10,00	43,00	PE
Tew106/85 OP	1	4586243	5806050	13,20	39,90	Metall
Tew107/85 OP	1	4587614	5806328	19,00	41,30	Metall
B2 UP	2	4581160	5798380	26,00	34,50	PE
B3	2	4581480	5797210	29,00	35,60	PE
B4 UP	2	4582430	5797490	42,00	36,70	PE
B5 UP	2	4583270	5797240	49,00	38,90	PE
BSD 1 UP	2	4586965	5800514	20,30	42,00	PE
ENRO1	2	4585840	5798865	51,80	43,00	Metall
ENRO2	2	4585735	5798870	48,50	43,50	Metall
ENRO3	2	4585630	5798875	48,40	43,50	Metall
Grbe1/72	2	4588335	5803680	35,00	45,00	Metall
Lwl101/86 UP	2	4584437	5802170	39,50	44,00	Metall
Lwl102/86 UP	2	4584123	5801300	38,00	44,00	Metall
Lwl104/86 UP	2	4582859	5802000	30,00	47,00	Metall
Lwl105/88 MP	2	4585525	5799098	28,10	45,40	Metall
Lwl105/88 UP	2	4585525	5799098	49,20	45,40	Metall
Lwl107/86 MP	2	4584510	5797555	29,50	42,00	Metall
Lwl108/86	2	4588072	5799518	40,00	44,00	Metall
Lwl109/86 MP	2	4587708	5799073	34,00	44,00	Metall

Name	GWL	Rechtswert	Hochwert	Endteufe [m u. GOK]	GOK [m ü. NN]	Material
Lwl109/88 MP	2	4585656	5798886	27,10	43,30	Metall
Lwl109/88 UP	2	4585656	5798886	46,20	43,30	Metall
Lwl13/67 UP	2	4588790	5801260	17,80	39,00	Metall
Nudo1/73	2	4579710	5799730	28,20	36,00	Metall
PT122/85 MP	2	4578120	5801810	32,40	33,00	Metall
PT8/62 OP	2	4588345	5800610	30,00	40,00	Metall
PT15/62 OP	2	4581910	5800060	35,50	39,00	Metall
Rb1/78 UP	2	4579830	5801505	23,90	36,00	Metall
Rb101/83 MP1	2	4577322	5802324	30,00	32,00	Metall
Rb117/89	2	4578138	5802324	26,10	35,00	Metall
Rb2/78 UP	2	4579598	5800740	24,50	35,00	Metall
Rb3/78 UP	2	4578510	5801341	24,40	35,00	Metall
Rb4/78 UP	2	4577528	5801380	21,50	34,80	Metall
Rb6/78	2	4577867	5800301	22,00	34,30	Metall
Rf103/93 MP1	2	4586658	5803725	23,00	44,20	PVC
Rf103/93 MP2	2	4586658	5803725	40,00	44,20	PVC
Rf103/93 MP3	2	4586658	5803725	48,00	44,20	PVC
Rf103/93 MPL	2	4586658	5803725	48,00	44,20	PVC
Rf104/93 MP1	2	4587803	5801879	46,00	45,50	PVC
Rf105/93 MP1	2	4586616	5800951	23,00	41,30	PVC
Rf105/93 MP2	2	4586616	5800951	30,00	41,30	PVC
Rf105/93 MP3	2	4586616	5800951	36,00	41,30	PVC
Rf105/93 MPL	2	4586616	5800951	36,00	41,30	PVC
Rf106/93 MP	2	4583536	5799958	51,00	45,30	PVC
Rf108/93 OP	2	4582929	5803620	38,00	50,90	PVC
Rf115/93 MP1	2	4585107	5803342	25,00	44,20	PVC
Rf115/93 MP2	2	4585107	5803342	35,00	44,20	PVC
Rf115/93 MP3	2	4585107	5803342	49,00	44,20	PVC
Rf115/93 MPL	2	4585107	5803342	49,00	44,20	PVC
Rf116/93 MP1	2	4584788	5800193	17,00	47,00	PVC
Rf116/93 MP2	2	4584788	5800193	25,00	47,00	PVC
Rf116/93 MP3	2	4584788	5800193	41,00	47,00	PVC
Rf116/93 MPL	2	4584788	5800193	41,00	47,00	PVC
Rf201/94 MP1	2	4587158	5804986	28,00	45,80	PVC
Rf201/94 MP2	2	4587159	5804985	41,00	45,80	PVC
Rf201/94 MP3	2	4587160	5804983	51,00	45,80	PVC
Rf202/94 MP1	2	4586669	5805764	31,00	40,30	PVC
Rf202/94 MP2	2	4586668	5805764	41,00	40,30	PVC
Rf203/94 MP1	2	4586379	5806704	25,00	39,70	PVC
Rf203/94 MP2	2	4586379	5806703	35,00	39,70	PVC
Rf203/94 MP3	2	4586378	5806701	45,00	39,70	PVC
Rf204/94 MP	2	4581400	5805594	29,00	39,90	PVC
Rf204/94 UP	2	4581398	5805594	44,00	39,90	PVC
Rf205/94 UP	2	4579896	5802453	30,00	39,00	PVC
Rf206/94 MP	2	4580884	5799937	34,00	36,40	PVC
Rf207/94 UP	2	4578866	5800726	29,00	35,90	PVC
Rf208/94 MP	2	4582296	5799356	31,00	41,70	PVC
Rf209/94 UP	2	4579301	5798551	29,00	34,40	PVC
Rf210/94 UP	2	4578235	5798284	29,00	33,90	PVC
Rf211/94 MP	2	4589805	5801434	32,00	37,70	PVC
Rf212/94 MP1	2	4584961	5804583	31,00	44,00	PVC
Rf213/94 UP	2	4579825	5804606	29,00	37,80	PVC
Rf214/94 MP	2	4584786	5799634	31,00	43,70	PVC
Rf214/94 OP	2	4584785	5799635	17,00	43,70	PVC
Rf214/94 UP	2	4584787	5799632	46,00	43,70	PVC
Rf215/94 MP	2	4589503	5806612	63,00	43,60	PVC
Ssd10/93 UP	2	4584250	5803450	24,00	46,00	PE
Ssd3/93 UP	2	4582350	5803925	29,00	43,00	PE
Ssd4/93 MP	2	4583140	5804750	33,50	44,00	PE
Ssd7/93 UP	2	4581660	5804235	29,00	47,00	PE
Ssd8/93 UP	2	4581080	5803600	57,00	38,00	PE
Ssd9/93 UP	2	4581540	5802540	27,00	43,00	PE
Tew105/85 OP	2	4586278	5807090	25,10	39,80	Metall
Tew107/85 MP1	2	4587614	5806328	55,50	41,30	Metall
Tew108/85 MP1	2	4584127	5806033	37,10	46,00	Metall
TK11/93 UP	2	4583556	5807074	37,00	47,64	PVC

7.2 Nachweisgrenzen der Wasserinhaltsstoffe

Eine Beschreibung der angewendeten Analyseverfahren und Geräte findet sich in TRÖGER et al. (1995), Band 5.

Tab. 26: Nachweisgrenzen der Wasserinhaltsstoffe

Parameter	Nachweisgrenze
CSB	1 mg/l
DOC	2 mg/l
Na ⁺	0,02 mg/l
K ⁺	0,02 mg/l
Ca ²⁺	0,02 mg/l
Mg ²⁺	0,02 mg/l
Cl ⁻	0,5 mg/l
HCO ₃ ⁻	1,0 mg/l
SO ₄ ²⁻	0,5 mg/l
NO ₃ ⁻	1 mg/l
NO ₂ ⁻	0,05 mg/l
NH ₄ ⁺	0,02 mg/l
PO ₄ ³⁻	0,15 mg/l
Fe(ges)	0,1 mg/l
Mn(ges)	0,05 mg/l

