1 Einleitung und Zielsetzung

Der im niedersächsischen Meppen ansässige Trink- und Abwasserverband „Bourtanger Moor“ (TAV „Bourtanger Moor“) unterhält im Raum Meppen drei Wasserwerke (Haselünne-Stadtwald, Geeste/Varloh und Haren-Düne) und bereitet nach eigenen Angaben für ca. 100'000 Menschen das geförderte Grundwasser auf (TAV „BOURTANGER MOOR 2001)

Im 23,1 km^2 grossen Wasserschutzgebiet Haren-Düne erfolgt die Grundwasserförderung mit Hilfe von fünf Vertikalbrunnen, die das Rohwasser aus dem zweiten Grundwasserstockwerk aus bis zu 60 m Tiefe entnehmen. Aufgrund der reduzierenden Verhältnisse im unteren Grundwasserleiter im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haren-Düne enthält das geförderte Rohwasser von Natur aus hohe Konzentrationen an Eisen, Mangan, Ammonium, sowie auch von Huminstoffen, so dass die Aufbereitung des Rohwassers nicht ohne Schwierigkeiten erfolgt (TAV „BOURTANGER MOOR 2001).

In den letzten Jahren konnte eine Zunahme der aufbereitungsrelevanten Parametern Eisen, Mangan und Nitrat im Fördergrundwasser der Wasserwerke des TAV „Bourtanger Moor“ festgestellt werden. Die Aufarbeitungsgrenze für die Parameter Eisen und Mangan liegt nach Angaben des TAV bei etwa 12 mg/L; diese wurde bereits erreicht (TAV „BOURTANGER MOOR 2001).

Ausser an den Förderbrunnen wurden bislang keine Grundwasseruntersuchungen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haren-Düne durchgeführt, so dass über die ablaufenden hydraulischen und hydrochemischen Prozesse im Einzugsgebiet bzw. im Absenkungstrichter des Wasserwerkes bisher noch wenige Daten vorliegen.

Zielsetzung dieses Studienprojektes ist die Durchführung einer Bestandsaufnahme der wichtigsten chemischen und chemisch-physikalischen Parameter und deren räumlicher Verteilung an repräsentativen Grundwasser-Messstellen (fortan als GWM bezeichnet) im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haren-Düne. Darüber hinaus sollen die im Absenkungstrichters des Wasserwerkes stattfindenden hydraulischen und hydrochemischen Prozesse unter besonderer Berücksichtigung der zunehmenden Eisen- und Mangangehalte untersucht werden.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage

Der Naturraum Nordwestdeutschland gliedert sich vorwiegend in die drei Großlandschaften der Marschen, der Moore und der Geest. Die landschaftliche Gliederung ist im wesentlichen ein Ergebnis der glazialen Formung sowie periglazialen und interglazialen Überprägung während des Pleistozäns (GEOLOGIE DES NORDDEUTSCHEN TIEFLANDES, o. J.). Die Altmoränenlandschaft Geest stellt einen 100 bis 170 km breiten Übergangsbereich zwischen der im Norden liegenden Marsch und der Lössgrenze im Süden des nordwestdeutschen Tieflandes dar. Mit dem Ende des Weichsel-Glazials entstanden in der Geestlandschaft Binnendünen, Flugsanddecken und Lössanwehungen, im Holozän – im Zuge einer klimatischen Erwärmung und zunehmenden Niederschlagsmengen – ausgedehnte Hoch- und Niedermoore (POTT 1999).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Landkreis Emsland, das mit einer Fläche von 2881 km^2 der flächenmässig zweitgrösste Landkreis der BRD darstellt (LANDKREIS EMSLAND 2002) und 1977 durch den Zusammenschluss der ehemaligen Landkreise Aschendorf-Hümmling, Meppen, Lingen sowie der Grafschaft Bentheim entstand (vgl. Karte 1 im Abbildungsband).

Als Kartengrundlage für die vorliegende Untersuchung dienten die Meßtischblätter TK 25 Blatt 3208 (Hebelermeer) und Blatt 3209 (Haren/Ems). Das Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haren-Düne liegt etwa 2 km südwestlich der Stadt Haren (Ems) nahe des Gutshofes Düneburg gelegen und wird im Westen vom Süd-Nord-Kanal begrenzt (HOUBEN 2000).

2.2 Geologie und Hydrogeologie

Die Grundwassersohlschicht im Untersuchungsgebiet wird von gering durchlässigen feinsandigen Schluffen des Tertiärs in ca. 50 bis 60 m unter Gelände gebildet (siehe Tab. 1 sowie Abb. 1 und 2). Diese überlagern das mesozoische Festgestein, das sich bis zu einer Tiefe von ca. 500 m unter Gelände hinabreicht. Über den gering durchlässigen tertiären Schluffen lagern etwa 25 bis 30 m mächtige sandig-kiesige Schmelzwassersande, die wahrscheinlich zur Zeit des Elsterglazial entstanden sind und den unteren Grundwasserleiter (fortan als „GWL“ bezeichnet) bilden, der zur Wassergewinnung genutzt wird. Darauf folgt eine etwa 5 bis 7 m mächtige Schicht des - vermutlich holsteinischen - Interglazials, das aus gering durchlässigen

torfigen Schluffen und Tonen aufgebaut ist. Die Mächtigkeit dieser Schicht schwank lokal stark und weist Lücken, sog. Fenster, auf. Durch diese Fenster des Interglazials besteht ein hydraulischer Zusammenhang zwischen dem oberen und dem unteren GWL. Der darüber liegende, etwa 20 bis 25 m mächtige obere GWL, wird vor allem aus feinkörnigen Schmelzwassersanden aufgebaut (HOUBEN 2000).

Die fünf Förderbrunnen des Wasserwerkes Haren-Düne sind in grobsandigen bis feinkiesigen Sedimenten des unteren GWL in 46 bis 59 m Tiefe unter Gelände verfiltert. Der Grundwasserzustrom erfolgt aus den Moor- und Talsandgebieten im Südwesten des Einzugsgebietes (LANDKREIS EMSLAND 2002). Wie aus den Karten 1 und 2 (im Abbildungsband) ersichtlich wird, findet der Grundwasserzustrom aus dem südlichen und westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes zum Wasserwerk Haren-Düne hin statt. Dabei fungiert die östlich an Haren (Ems) vorbei fliessende Ems für das Grundwasser als Vorfluter.

Aus Abb. 3 wird ersichtlich, das das Grundwasser-Schutzpotential im Raum Haren (Ems) als gering einzustufen ist. Dies kann zwei Gründe haben: Die Dicke der pleistozänen Grundwasserdeckschicht beträgt weniger als fünf Meter oder die Deckschicht besteht vorwiegend aus sandigem Material in Form von Flugsanddecken oder Binnendünen, die viel Wasser versickern lassen (LANDKREIS EMSLAND 2002).

Tabelle 1: Stratigraphische Übersicht (Auszug) über die Schichtenfolge im Bourtanger Moor bei Haren (Ems). Nach BOIGK et al. (1960) und anderen Autoren In: HOUBEN (2000), verändert

System	**Stufe**	**Lithologie**	**Mächtigkeit [m]**
Quartär	Holozän	Moor und Flugsand	< 5
	Pleistozän	Fein- bis Grobsande, Kiese, z.T. Schluffe und Torfe	40 bis 60
Tertiär	Eozän	Feinsande und Schluffe, marin	ca. 450

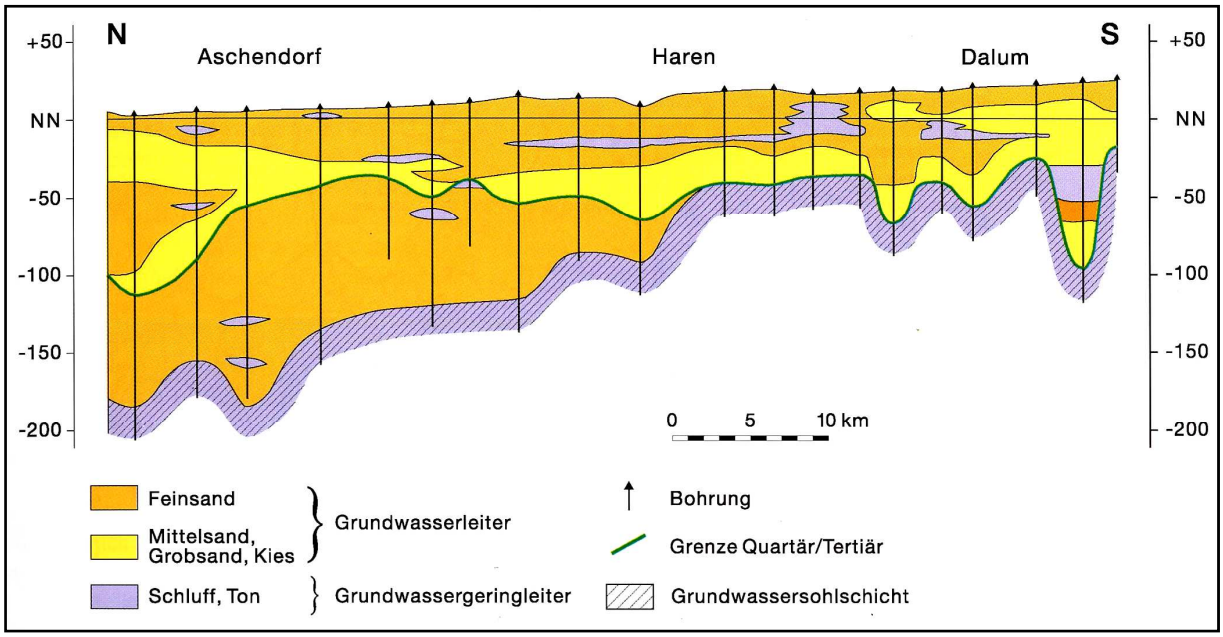

Abb.1: Hydrogeologischer Nord-Süd-Schnitt durch das Emsland westlich der Ems (LANDKREIS EMSLAND 2002).

Im Pleistozän fand mit der Saale-Eiszeit (vor rund 150.000 Jahren) der weiteste Eisvorstoß nach Norddeutschland statt, und mit ihm die Ablagerung von Grundmoräne mit ihren Geschiebemergeln und –lehmen, sowie die der Endmoränenzone, im Emsland unter anderem als Lingen-Ankumer-Höhenrücken (Rehburger Phase des Drenthe-Stadials). Das Weichsel-Glazial dagegen erreichte das nordwestdeutsche Tiefland nicht mehr. Während des Weichsel-Glazials herrschte im Emsland ein vegetationsfreies bis –armes periglaziales Klima das für die Bildung von Binnendünen und Flugsandecken verantwortlich ist (POTT 1999).

In der Endphase der Weichsel-Eiszeit bzw. zu Beginn des Holozäns entstanden in Nordwest-Deutschland vor allem die Talauen der Flüsse, alle größeren Gewässer, große Binnendünenflächen sowie die Moorlandschaften (POTT 1999). Vom Bourtanger Moor, das ursprünglich eine Fläche von 1200 km^2 bedeckte, sind im Emsland heute noch etwa 160 km^2 vorhanden (HOUBEN 2000).

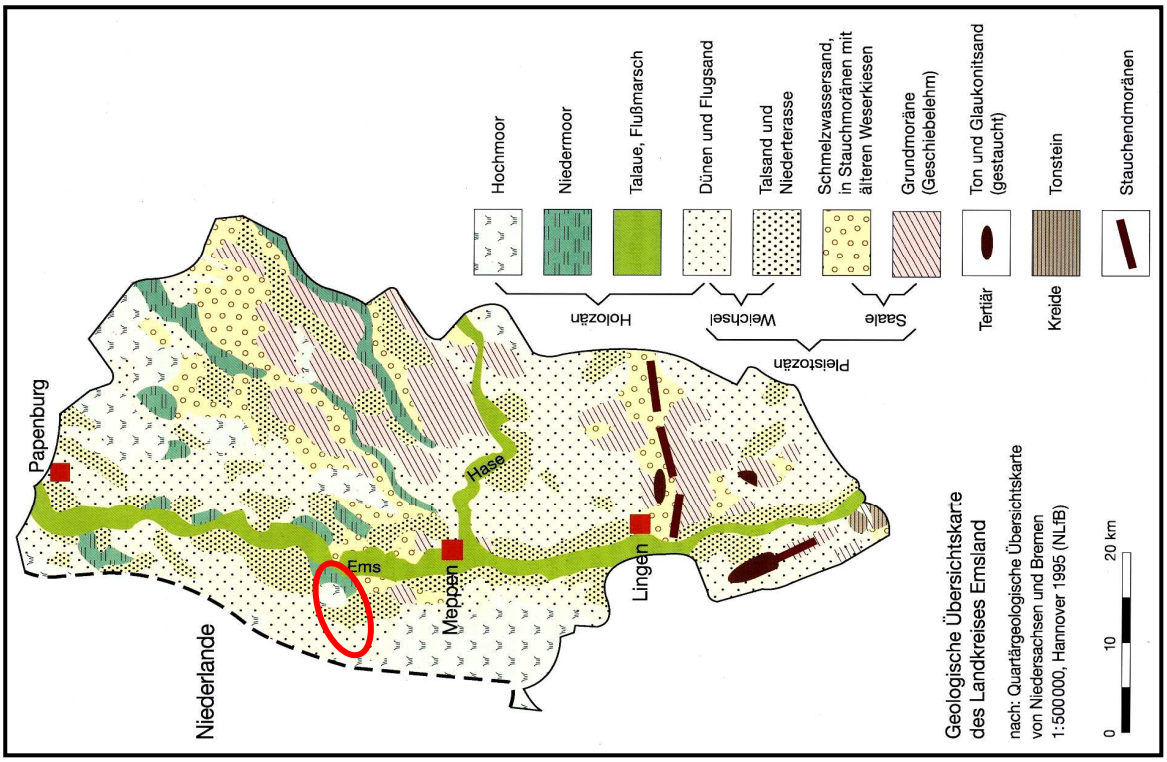

Abb. 2: Geologische Übersichtskarte des Emslandes. Die ungefähre Lage des Untersuchungsgebietes ist rot markiert (LANDKREIS EMSLAND 2002, verändert).

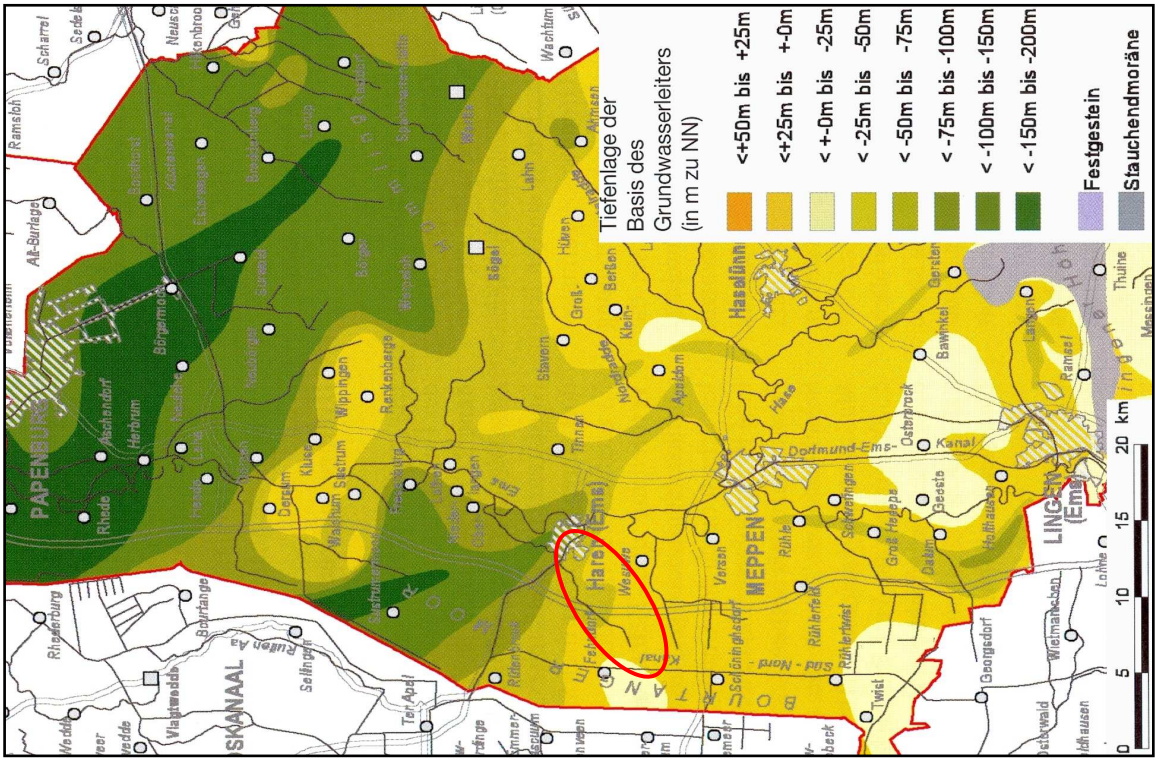

Abb. 3: Tiefenlage der Basis des Grundwasserleiters [m über NN]. Die Lage des Untersuchungsgebietes ist rot markiert (LANDKREIS EMSLAND 2002, verändert).

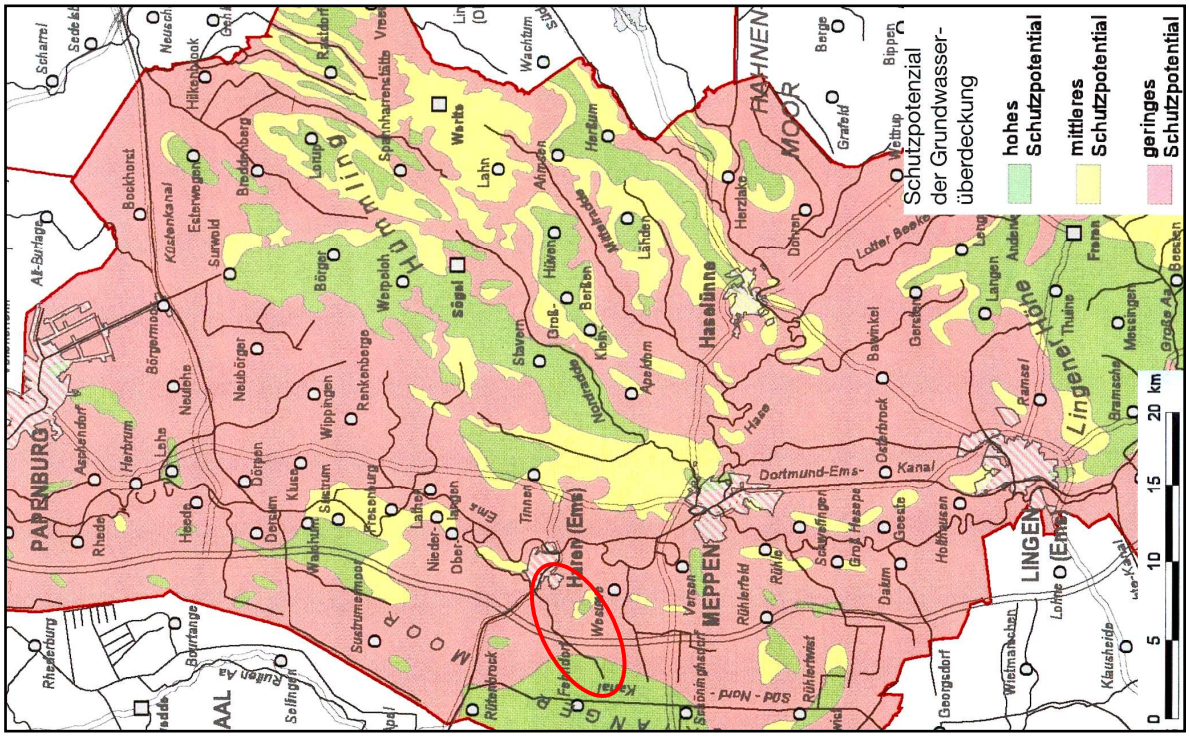

Abb. 4: Schutzpotential der Grundwasserüberdeckung. Die Lage des Untersuchungsgebietes ist rot markiert (LANDKREIS EMSLAND 2002, verändert).

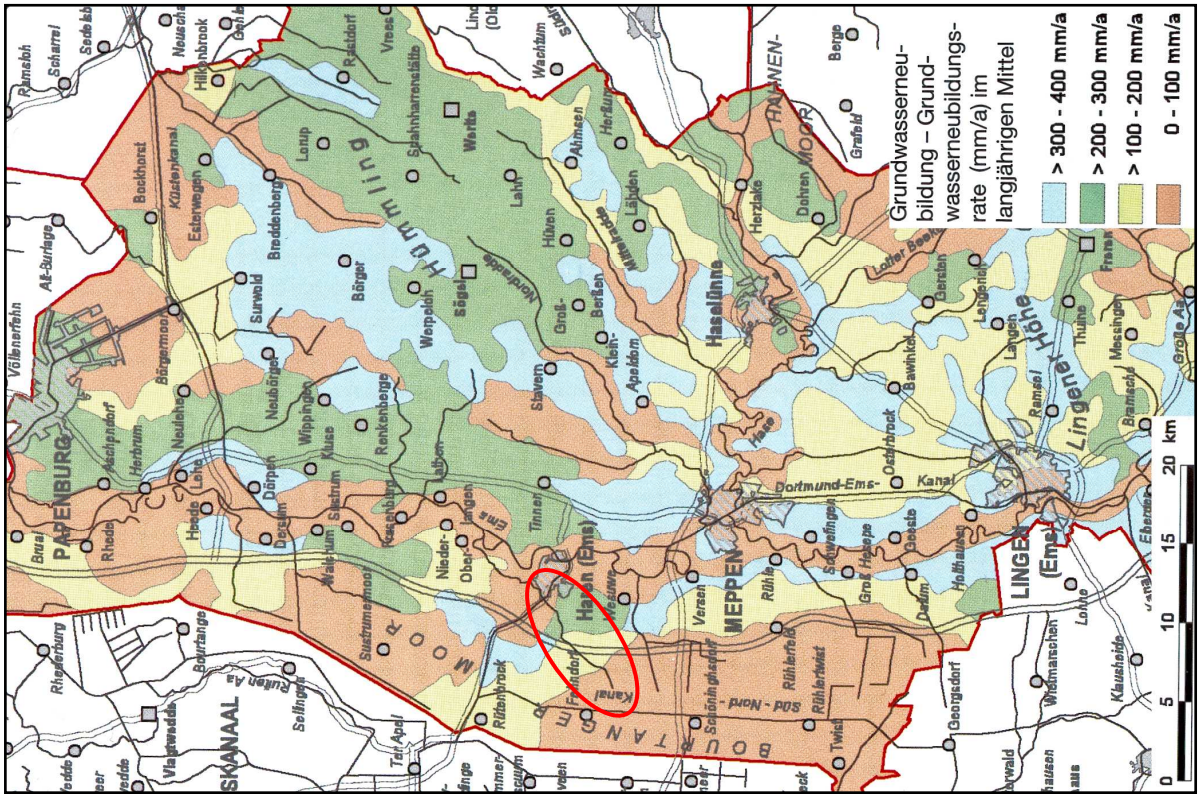

Abb. 5: Grundwasserneubildungsrate [mm/a] im langjährigen Mittel . Die Lage des Untersuchungsgebietes ist rot markiert (LANDKREIS EMSLAND 2002, verändert)

2.3 Böden

Die Bodenbildung wird im Emsland fast ausschließlich durch eiszeitliche Formationen und holozäne Sedimente geprägt. Ausgangsmaterialien der Pedogenese sind kalkfreie Lockersedimente wie Geschiebelehm, Geschiebedecksand, Tal- und Sandersande, Flug- und Dünensand, sowie organogene und Auensedimente (LANDKREIS EMSLAND 2002).
Im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haren-Düne sind vor allem trockene bis sehr trockene, nährstoffarme Sandböden anzutreffen. Im Bereich der grundwasserfernen hügeligen Geest stellt der Dünensand das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung dar; als Bodentypen sind Podsole und Ranker anzutreffen. Im unmittelbaren Bereich des Wasserwerkes konnten sich auf fluviatil abgelagerten Sand und Flugsand als Bodentypen Podsole und Podsol-Braunerden, in tieferen Lagen Gley-Podsole ausbilden (TAV „BOURTANGER MOOR 1997).

Die in Talböden der Gewässer vorkommenden Podsol-Gleye und Moorgleye bzw. die Tiefumbruchböden (Treposole) sind oft noch mit großflächigen Hoch- und Niedermooren vergesellschaftet (POTT 1999).

Unter Podsolen entwickelten sich im Holozän aufgrund von wasserstauenden Ortsteinschichten ausgedehnte Moorflächen. Die ursprünglichen Böden wurden durch anthropogene Beeinträchtigungen wie Plaggenwirtschaft, Abtorfung, Entwässerung, Tiefenumbruch und Abholzung sowie der daraus resultierenden Bodenversauerung aber teilweise stark verändert (NIEDERSÄCHSISCHE AKADEMIE DER GEOWISSENSCHAFTEN 1996). Nach HOUBEN (2000) nehmen die durch Entwässerung und Düngung kultivierten Böden den größten Flächenanteil im westlichen Einzugsgebietes des Wasserwerkes Haren-Düne ein. In Tab. 2 sind die wichtigsten Landnutzungsarten im Emsland dargestellt.

2.4 Klima

Das Untersuchungsgebiet gehört zur maritim-subkontinental beeinflussten Flachlandregion Nordwest-Deutschlands mit mehr als 700 mm durchschnittlicher Niederschlagsmenge und Niederschlagsmaximum im Sommer (POTT 1999). Der maritime Einfluss führt neben den relativ hohen Niederschlagsmengen zu einer ausgeglichenen Temperaturamplitude mit milden Winter- und kühlen Sommermonaten. Nach POTT (1999) beträgt die mittlere Jahrestemperatur 8,6 °C im Emsland (Lingen/Ems), die mittlere Januartemperatur liegt über 0°C und die mittlere Julitemperatur beträgt etwa 17 bis 18°C. In LANDKREIS EMSLAND (2002) wird mit Bezug

auf die Klimaklassifikation von Köppen das Klima als „feuchttemperiertes Klima mit warmen Sommern“ oder kurz „Buchenklima“ benannt (Vgl. Abb. 6).

Die klimatische Wasserbilanz weist einen mittleren Wasserüberschuss von 200 – 300 mm/Jahr auf, was der mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsrate entspricht (TAV BOURTANGER MOOR 1997).

Die mittlere Niederschlagshöhe zwischen 1931 und 1960 betrug im Emsland ca. 750 mm, wobei örtlich, d.h. im Süden und Westen des Emslandes, bis über 800 mm/a Niederschlag fielen. Gebiete, die eine hohe Verdunstung aufweisen, wie zum Beispiel Niederungen und die Talauen der Flüsse sowie die grundwassernahen Moorgebiete, zeichnen sich durch geringe Grundwasserneubildungsraten von unter 100 mm/a aus. Zwischen 100 und 300 mm/a liegt die Grundwasserneubildungsrate in etwas höher gelegenen Talsandbereichen und solchen mit einer Geschiebelehmdecke. In grundwasserfernen Sandgebieten und auf den Randdünen entlang der Ems können Grundwasserneubildungsrate von 300 mm/a und mehr auftreten (LANDKREIS EMSLAND 2002). Wie aus Abb. 4 zu entnehmen ist, liegt die Grundwasserneubildungsrate für das Untersuchungsgebiet zwischen 200 und 300 mm/a.

Nach dem Klimadiagramm von WALTER und LIETH (Abb. 6) sind die Niederschlagswerte im Emsland das ganze Jahr über relativ hoch, so dass diese Region als ganzjährig humid gilt (LANDKREIS EMSLAND 2002). Die Jahreshöchstemperatur von etwa 17°C kann nach Abb. 6 für die Monate Juli und August angegeben werden.

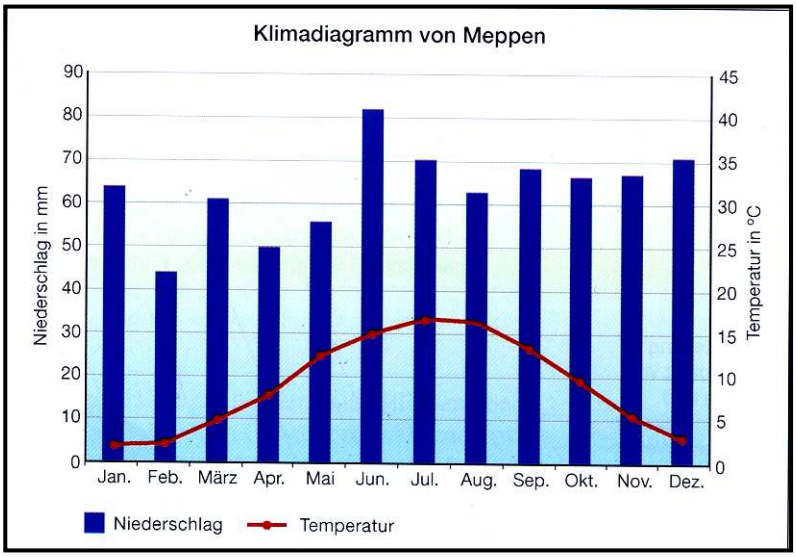

Abb. 6: Klimadiagramm für die Wetterstation Meppen nach Walter und Lieth. Darstellung des Niederschlages in Monatssummen [mm] und die Mitteltemperatur [°C] für die Jahre 1966 bis 2000 (LANDKREIS EMSLAND 2002).

2.5 Vegetation und Landnutzung

Zusammen mit den klimatischen Einflüssen spielen vor allem die Art der Bodennutzung und die Vegetation für den Chemismus des Sickerwassers und den dadurch hervorgerufenen Stofftransport von der ungesättigten Bodenzone zum Grundwasserraum eine grosse Rolle.

2.5.1 Vegetation

Seit dem Atlantikum (zwischen 5000 und 4500 v. Chr.) begann sich die Buche (*Fagus Sylvatica*) in den norddeutschen Geest auszubreiten. Mit Ausnahme von nährstoffarmen bzw. grund- oder stauwasserbeeinflussten Böden war die emsländische Geest ursprünglich von Buchen dominiert. Diese kamen aber nur zusammen mit Trauben- oder Stieleichen im Buchen-Eichen-Wald oder im Eichen-Hainbuchenwald als potentiell natürliche Vegetation vor (POTT 1999).

Im 17. und 18. Jahrhundert gab es aufgrund von Waldrodungen kaum noch Hochwälder im Emsland. Großflächige Heideflächen und offene Dünenrasen bestimmten zu dieser Zeit das Landschaftsbild der Geestböden. Zum Ende des 18., aber vor allem zu Beginn des 19. Jahrhunderts, wurden die ehemaligen Buchenstandorten der Sandböden der Geest (Grund- und Endmoränen) mit Kiefern (*Pinus sylvestris*) oder Fichtenmonokulturen (*Picea abies*) aufgeforstet (POTT 1999). Solche Fichten- und Kiefernwälder befinden sich im Untersuchungsgebiet etwas südlich des Wasserwerkes Haren-Düne (vgl. Karten 1 und 2 im Abbildungsband).

2.5.2 Landnutzung

Im Untersuchungsgebiet gibt es heute hauptsächlich drei verschiedene Arten der Landnutzung. Die Dünen im süd-östlichen Bereich des Absenkungstrichters und westlich von Wesuwe sind vor allem mit Kiefern aufgeforstet worden und werden forstwirtschaftlich genutzt. Im südwestlichen Teil des Einzugsgebietes östlich des Süd-Nord-Kanals befinden sich ausgedehnte Moorflächen des „Wesuwer“ und des „Verserer Moores“ (als Teile des „Bourtanger Moores“), die bereits teilweise entwässert und abgetorft worden sind. Diese Moorgebiete erfuhren durch den Torfabbau einen tiefgreifenden Wandel und stellen sich heute als sehr flache Kulturlandschaft dar, die mit geradlinigen Entwässerungsgräben und Windschutzstreifen durchzogen sind (LANDKREIS EMSLAND 2002). Siehe dazu die Karten 1 und 2 im Abbildungsband.

Das übrige Gebiet des Untersuchungsgebietes wird überwiegend intensiv landwirtschaftlich genutzt (Acker- und Grünlandnutzung). Die einzelnen Nutzungsarten des Untersuchungsgebietes sind in Tab. 2 dargestellt:

Tab. 2: Landnutzung im nördlichen Bourtanger Moor (Nach Daten von NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM In: HOUBEN 2000).

Acker	**Grünland**	**Wald**	**Wasser**	**Torfabbau**	**Regeneration**	**Gesamt**	
248,9	2882,0	351,7	11,6	1153,5	679,4	5329,2	**[ha]**
4,7	54,1	6,6	0,2	21,7	12,8	100	**[%]**

2.6 Wasseraufbereitung im Wasserwerk Haren-Düne

Wie bereits in Kap. 1 erwähnt, stellt die Entfernung der gelösten Eisen- und Manganverbindungen im Rohwasser ein technisch aufwendiges Verfahren dar. Im folgenden soll die Rohwasserbehandelung im Wasserwerk Haren-Düne näher erläutert werden.

Die Wassergewinnung erfolgt über fünf Versorgungsbrunnen mit einer Gesamtleistung von 350 m^3/h. Das geförderte Rohwasser passiert zunächst eine Belüftungskaskade, wobei im Wasser gelöste Gase wie Kohlendioxid und in geringen Mengen auch Methan ausgetrieben und das Wasser gleichzeitig mit Luftsauerstoff angereichert wird. Dabei wird das gelöste Eisen bzw. Mangan oxidiert und als schwerlösliche Eisen- und Manganverbindung ausgefällt (TAV „BOURTANGER MOOR 2001).

Eine Enteisenung bzw. Entmanganung des Rohwassers muss dann durchgeführt werden, wenn der Geschmack des Trinkwassers beeinträchtigt wird. Dies geschieht bereits bei Eisengehalten ab 0,3 mg/L (LIENIG 1983). HÜTTER (1994) gibt für Eisen und Mangan Rohwassergehalte von 0,15 bzw. 0,07 mg/L an, bei deren Überschreitung eine Behandlung des Rohwassers notwendig ist.

Neben der geschmacklichen Beeinträchtigung des Trinkwassers kann die Sedimentation von 3-wertigen Eisen- und 4-wertigen Manganverbindungen zu Korrosionserscheinungen im Leitungsnetz führen (HANCKE 2000).

Um eine vollständige Oxidation der reduzierten Wasserinhaltsstoffe zu erreichen, erfolgt eine zusätzliche Sauerstoffanreicherung in geschlossenen Trockenfiltern. Hier werden ausgefällte

Eisen- und Manganverbindungen zurückgehalten und im Wasser enthaltenes Ammonium zu Nitrat oxidiert. Darüber hinaus wird der Großteil der organischen Bestandteile (zum Beispiel Huminstoffe) mit Hilfe des Flockungsmittels Aluminiumchlorid ($AlCl_3$) aus dem Wasser entfernt. Zwei weitere Belüftungskaskaden sind erforderlich, um die bei der Oxidation von Eisen und Mangan entstandene Kohlensäure zu entfernen. Die restlichen ausgefällten Eisen- und Manganverbindungen, sowie die gebildeten Flocken werden auf Mehrschicht-Kiesfiltern zurückgehalten.

Abschließend findet bei Durchgang durch den Entsäuerungsfilter aus dolomitischem Material (Ca- und Mg-Carbonat) eine Erhöhung des pH-Wertes statt. Das aufbereitete Grundwasser wird in insgesamt drei Reinwasserbehältern mit einem Gesamtinhalt von 3650 m^3 gespeichert und von dort dem Verbraucher zugeführt (TAV BOURTANGER MOOR 2001).

Als Alternative zur oberirdischen Eisen- und Manganentfernung im Wasserwerk gibt MEYERHOFF (1995) ein in situ-Verfahren an, bei dem Luftsauerstoff in den Grundwasserleiter eingebracht wird, um die reduzierten Eisen- und Manganverbindungen oxidativ auszufällen und so das geförderte Rohwasser schon im Vorfeld eisen- bzw. manganfrei zu bekommen.

3 Material und Methoden

3.1 Messprogramm

Um für unsere Untersuchungen repräsentative Grundwassermessstellen (fortan als GWM bezeichnet) zu finden, wurde im Vorfeld der Untersuchung vom 29.07.02 bis zum 03.08.02 eine **Gesamttour** mit flächendeckender Beprobung aller zugänglicher Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haren-Düne durchgeführt (Vgl. die Karten 1 und 2 im Abbildungsband).

Einige der GWM (P1 bis P4, P19T und P23) besitzen eine ältere Verrohrung mit einem Druchmesser von weniger als 2 Zoll, so dass sie nur mit der batteriebetriebenen Probenahmepumpe (Typ Super Purger) beprobt werden konnten. Einige der GWM kamen aufgrund ihrer Unzugänglichkeit (P5, P7, P22 und P50) oder ihres geringen Rohrdurchmessers (GWM P1 bis P4, P19 und P20, P13 bis P16) selbst für den Super Purger nicht in Frage.

Insgesamt konnten während der Gesamttour 38 GWM beprobt werden, das sind 7 Einfach-, 28 Doppel- sowie eine Dreifach-GWM. Darüber hinaus wurden 2 Multilevelmessstellen (fortan als ML-GWM bezeichnet) beprobt, die jeweils in sieben unterschiedlichen Tiefen verfiltert sind.

Um die regelmäßigen Beprobungen in einen realistischen Rahmen zu setzen, wurden 15, für die Untersuchung notwendige und sinnvolle GWM ausgewählt und auf insgesamt drei Touren (**Tour Umgebung**, **Tour Wasserwerk** und **Tour Absenkungstrichter**) verteilt. Siehe dazu Karte 1 im Abbildungsband und Tab. 3 bis 6.

Die GWM der **Tour Umgebung** liegen weit über das Einzugsgebiet verteilt und decken unterschiedliche Landnutzungsarten ab. Die Probenahme bei der Tour Umgebung wurden am 16.10.02 und am 13.11.02 durchgeführt

Die **Tour Wasserwerk** beinhaltete grob die Profillinie zwischen den beiden ML-GWM 10 und VB6. Zusätzlich wurde die GWM P46 ausserhalb der näheren Umgebung des Wasserwerkes gewählt. Innerhalb der Tour Umgebung wurden die GWM für die Probenahme gewählt, die bei der Gesamttour eine auffällig hohe Varianz beim Eisen-Gehalt aufwiesen. Bei der Tour Wasserwerk wurde am 02.10.02 und am 30.10.02 eine Probenahme durchgeführt.

Die **Tour Absenkungstrichter** diente einer abschließenden, genaueren Untersuchung des Absenkungstrichter und konnte aus Zeitgründen nur zweimal, und zwar am 27.11.02 und am 11.12.02 durchgeführt werden.

Tab. 3: Zuordnung der Einfach-GWM zur jeweiligen Probenahme-Tour, Entnahmepumpe und Landnutzung in der Nähe der GWM.

Mess-stelle	**Filterlage [m u. GOK]**	**Nutzung**	**Pumpentyp**		**Probenahme-Tour**			
			Grundfos	**Super Purger**	**Gesamt**	**Umgebung**	**Wasser-werk**	**Absenkungs-trichter**
P01F	9 – 10	Wasser-werk		●	●		●	●
P02F	8 – 9			●	●		●	●
P03F	14 – 15			●	●		●	●
P04F	14 – 15			●	●		●	●
P07F	?	Acker		●	●			●
P17F	?	Golfplatz	●		●			●
P23F	6 - 7	Acker		●	●			●

Tab. 4: Zuordnung der Doppel-GWM zur jeweiligen Probenahme-Tour, Entnahmepumpe und Landnutzung in der Nähe der GWM.

Mess-stelle	**Filterlage [m u. GOK]**	**Boden-nutzung**	**Pumpentyp**		**Probenahme-Tour**			
			Grundfos	**Super Purger**	**Gesamt**	**Umgebung**	**Wasser-werk**	**Absenkungs-trichter**
P06F	12 - 13	Acker	●		●		●	●
P06T	50 - 52		●		●		●	●
P08F	?	Acker	●		●			●
P08T	?		●		●			●
P18F	8 - 10	Acker	●		●			●
P18T	54 - 56		●		●			●
P19F	?	Acker	●		●			●
P19T	57 - 59			●	●			●
P20F	6 - 8	Acker	●		●			
P20T	39 - 41		●		●			
P24F	11 - 13	Wald	●		●		●	●
P24T	49 – 51		●		●		●	●
P25F	13 - 15	Wald/ Acker	●		●	●		
P25T	47 – 48		●		●	●		
P26F	11 – 13	Wald	●		●	●		
P26T	46 - 48		●		●	●		
P27F	6 - 8	Grünland	●		●			
P27T	43 – 45		●		●			
P28F	6 - 8	Acker	●		●			
P28T	51 – 53		●		●			
P29F	6 - 8	Acker	●		●			●
P29T	46 – 48		●		●			●
P30F	6 - 8	Weide	●		●			

P30T	49 – 51		●		●			
P32F	6 - 8	Acker	●		●			
P32T	48 - 50		●		●			
P33F	6 - 8	Acker	●		●	●		
P33T	48 - 50		●		●	●		
P34F	6 - 8	Acker	●		●			
P34T	52 - 54		●		●			
P35F	8 - 10	Weide/ Wald	●		●	●		
P35T	52 - 54		●		●	●		
P36F	9 - 11	Acker	●		●			
P36T	48 - 50		●		●			
P37F	18 - 20	Wald	●		●			
P37T	54 - 56		●		●			
P38F	6 – 8	Acker/ Moor	●		●	●		
P38T	51 - 53		●		●	●		
P39F	18 - 20	Acker/ Moor	●		●		●	
P39T	46 - 48		●		●		●	
P40F	16 - 18	Moor	●		●	●		
P40T	55 - 57		●		●	●		
P43F	14 – 16	Acker	●		●	●		
P43T	48 - 50		●		●	●		
P45F	10 - 12	Moor	●		●			
P45T	52 - 54		●		●			
P46F	21 - 23	Acker	●		●		●	
P46T	51 - 53		●		●		●	
P47F	?	Acker	●		●			
P47T	?		●		●			
P48F	?	Moor	●		●			
P48T	?		●		●			
P51F	?	Acker	●		●			
P51T	?		●		●			
P52F	?	Wald	●		●			
P52T	?		●		●			

Tab. 5: Zuordnung der Dreifach-GWM zur jeweiligen Probenahme-Tour, Entnahmepumpe und Landnutzung in der Nähe der GWM.

Mess-stelle	**Filterlage [m u. GOK]**	**Boden-nutzung**	**Pumpentyp**		**Probenahme-Tour**			
			Grundfos	**Super Purger**	**Gesamt**	**Umgebung**	**Wasser-werk**	**Absenkungs-trichter**
P31F	5 – 7; 21 - 23	Wald	●		●			
P31T	52 - 54		●		●			

Tab. 6: Zuordnung der ML-GWM zur jeweiligen Probenahme-Tour, Entnahmepumpe und Landnutzung in der Nähe der GWM

Mess-stelle	Filterlage [m u. GOK]	Boden-nutzung	Pumpentyp		Probenahme-Tour			
			Grundfos	Super Purger	Gesamt	Umgebung	Wasser-werk	Absenkungs-trichter
P10/1	5 – 7	Weide	●		●		●	●
P10/2	9 – 11		●		●		●	●
P10/3	13- 15		●		●		●	●
P10/4	17 – 19		●		●		●	●
P10/5	21 – 23		●		●		●	●
P10/6	33 – 37		●		●		●	●
P10/7	47 - 51		●		●		●	●
VB6/1	5 – 7	Wald	●		●		●	●
VB6/2	9 – 11		●		●		●	●
VB6/3	13- 15		●		●		●	●
VB6/4	17 – 19		●		●		●	●
VB6/5	21 – 23		●		●		●	●
VB6/6	33 – 37		●		●		●	●
VB6/7	47 - 51		●		●		●	●

3.2 Probenahme

Vor jeder Grundwasserentnahme wurde der Grundwasserstand mit Hilfe eines Lichtlotes ermittelt. Nach dem die Lage der Verfilterung der jeweiligen GWM festgestellt und die Entnahmetiefe bestimmt worden ist, wurde die Grundwasserpumpe mit Hilfe eines Schlauches (Super Purger) oder mit Kunststoffrohren (Grundfos) in die entsprechende Tiefe gebracht.

Die Grundwasserentnahme aus GWM mit einem Rohrdurchmesser von 2 Zoll wurde mit einer Tauchmotorpumpe (Kreiselpumpe) des Typs Grundfos MP1 durchgeführt, die mit einem Stromerzeuger (Yamaha) und einem regelbaren Frequenzumrichter betrieben wurde. Für die GWM (P01 bis P04, P07, P23 und 19T), die einen geringeren Rohrdurchmesser als 2 Zoll aufweisen, wurde eine batteriebetriebene (12 Volt) Probenahmepumpe (Kreiselpumpe) des Typs Super Purger verwendet.

Bei dieser Untersuchung wurde aus den GWM ein kontinuierlicher Grundwasservolumenstrom entnommen, aus dem zuflussgewichtete Mischproben entnommen wurden (RUMP 1998).

Um bei der Grundwasserentnahme aus einer GWM eine repräsentative Probe zu erhalten, ist es erforderlich, das Standwasser im Brunnenrohr durch Abpumpen zu entfernen. Dazu muss der zeitliche Verlauf der Leitparameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur bis zur

Konstanz verfolgt werden. Der Probenahmezeitpunkt ist nach NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (2001) dann erreicht, wenn sich innerhalb von 5 Minuten die

- Leitfähigkeit um ca. 10 µS/cm
- der pH-Wert um 0,1 Einheiten und
- die Temperatur um 0,1°C

nicht mehr verändern.

Die Probenahme für die Laboranalytik erfolgte mit den in Tab. 7 dargestellten Probenahmegefäßen.

Tab. 7: Verwendete Probenahmegefäße für die einzelnen Parameter

Parameter	**Probenahmegefäß**
Eisen, Mangan, Calcium und Magnesium	Angesäuerte PE-Flaschen (100 mL)
Hydrogencarbonat	BSB-Glasflaschen (500 mL)
Kalium, Natrium, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Chlorid, TOC	PE-Flaschen (250 mL)

Das Material der verwendeten Probegefäße sollte möglichst keine Veränderung der zu bestimmenden Parameter durch Kontamination, Adsorption, Diffusion und Ausgasung bewirken (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 2001). Da sich für diesen Zweck Flaschen als Polyethylen (PE) bzw. Glasflaschen bisher bewährt haben, wurden diese auch für diese Untersuchung eingesetzt.

Die BSB-Glasflaschen für die Bestimmung von Hydrogencarbonat wurden in einem Eimer vollständig mit dem geförderten Grundwasser blasenfrei gefüllt und unter Wasser mit einem Glasstopfen verschlossen, so dass kein Kohlendioxid aus der Flaschen austreten konnte.

Für die Eisen- und Manganbestimmung im Labor wurden die Wasserproben zur Stabilisierung bzw. Konservierung jeweils mit 1 mL 25%iger Schwefelsäure angesäuert.

Alle abgefüllten Probegefäße wurden in einer Kühltasche gekühlt zum Institut transportiert und bei 2 bis 5°C im Kühlschrank bis zur endgültigen Analyse gelagert.

3.3 Vor-Ort-Analytik

Einige der gemessenen Parameter konnten vor Ort mit Hilfe von mobilen Messgeräten gemäß Tab. 8 gemessen werden:

Tab.8: Messmethodik der gemessenen Vor-Ort-Parameter.

Parameter	**Einheit**	**Methode**[1]	**Messgerät**
Wassertemperatur	°C	DIN 38 404 C4	WTW pH 330 oder WTW Oxi 330
pH-Wert	-	DIN 38 404 C5	WTW pH 330/Set
Redoxpotential	mV	DIN 38 404 C6	WTW pH 330/Set
Leitfähigkeit	µS/cm	DIN 38 404	WTW LF 318/Set
Abs. Sauerstoffgehalt	mg/L	DIN 38 408 C22	WTW Oxi 330/Set
Rel. Sauerstoffgehalt	%	DIN 38 408 C22	WTW Oxi 330/Set
Grundwasserstand	m unter GOK	-	Lichtlot
Gesamt-Eisen und Fe^{2+}	mg/L	DIN 406-E1	Aquamerck Schnelltest (Nr. 11136)

Wassertemperatur

Die Grundwassertemperatur konnte sowohl über das pH-Meter (WTW pH 330/Set) als auch über das Oxi-Meter (WTW Oxi 330/Set) gemessen werden.

pH-Wert

Für die Bestimmung des pH-Wertes wurde ein pH-Meter (WTW pH 330/Set) mit einer kombinierten Einstab-Glaselektrode eingesetzt, wobei es sich bei der Referenzelektrode um eine gesättigte Ag/AgCl-Elektrode handelt.

Leitfähigkeit

Der Summenparameter elektrische Leitfähigkeit ermöglicht Rückschlüsse auf die Menge der im Wasser dissoziierten Stoffe (Elektrolyte). Die Leitfähigkeit wird mit Hilfe von potentiometrischen oder konduktometrischen Elektroden gemessen. Diese Messungen wurden mit dem Leitfähigkeitsmesser (Konduktometer) WTW LF318/Set durchgeführt.

[1] Nach: NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2001) und HÜTTER (1994)

Redoxpotential

Die Redoxspannung wird durch im Wasser gelöste oxidierende und reduzierende Stoffe hervorgerufen, sofern diese an der Elektrodenoberfläche wirksam werden. Die Messung des Redoxpotentials gibt Aufschlüsse über die im Wasser vorliegenden Einzelpotentiale in einer Art Summenparameter wider. Die potentiometrische Messung des Redoxpotentials erfolgt in der Regel an Platinelektroden mit gesättigter Kalomel- sowie Silberchloridelektrode als Bezugselektroden (FRIMMEL 1999).

Eisen (Schnelltest)

Während der Gesamttour wurde mit Hilfe des Eisenschnelltests (Aquamerck 11136) der Fa. Merck zunächst eine grobe Einschätzung des Eisengehaltes (Gesamteisen und Fe^{2+}) vorgenommen, um einen Überblick über die Höhe und Verteilung der Eisengehalte im Untersuchungsgebiet zu erlangen. Nach SELENT und GRUPE 1998 kann die Bestimmung von gelöstem zweiwertigen Eisen im Gelände von Vorteil sein, da nach dem Ansäuern der Eintrag von schon ausgefallenem Eisen in die Probe nicht zu vermeiden ist.

Organoleptische Prüfung

Während der Umgebungstour wurde das geförderte Grundwasser durch organoleptische Prüfungen (Sinnesprüfungen) nach Geruch, Färbung und Trübung hin untersucht. Nach HÖLL (1986) besitzen eisenreiche Grundwässer aus tiefen Brunnen oft einen eigenartigen metallischen oder dumpfen Geruch. Besonders das Grundwasser aus der GWM P38 (flach und tief) fiel durch seinen faulig-jaucheartigen Geruch auf. Darüber hinaus zeichnete es sich durch eine braune Färbung aus.

Landnutzung

Im Zuge der Voruntersuchung bei der Gesamttour wurde für alle beprobten Grundwassermessstellen die Art der Landnutzung im Bereich der Messstelle aufgenommen.

3.4 Laboranalytik

Zur Untersuchung der Grundwasserproben wurden die in Tab. 9 dargestellten analytischen Methoden angewendet. Dabei wurden folgende Parameter untersucht: Eisen (Gesamt-Eisen), Mangan (Gesamt-Mangan), Ammonium (NH_4^+), Calcium (Ca^{2+}), Kalium (K^+), Natrium (Na^+), Nitrat (NO_3^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Chlorid (Cl^-), Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC).

Tab. 9: Im Labor gemessene Parameter

Parameter	**Methode**[2]	**Bestimmungs-grenze**[3]	**Messgerät**
Kalium	DIN EN ISO 11885	0,3 mg/L	Flammenphotometer (Jenway)
Natrium	DIN EN ISO 11885	0,15 mg/L	Flammenphotometer (Jenway)
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1	2 mg/L	IC (Biotronic und Dionex DX 100)
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1	5 mg/L	IC (Biotronic und Dionex DX 100)
Nitrat-N	DIN EN ISO 10304-1	0,5 mg/L	IC (Biotronic und Dionex DX 100)
Calcium	DIN EN ISO 11885	0,05 mg/L	AAS (Perkin-Elmer 1100)
Magnesium	DIN EN ISO 11885	0,03 mg/L	AAS (Perkin-Elmer 1100)
Gesamt-Eisen	DIN EN ISO 11885	30 µg/L	AAS (Perkin-Elmer 1100)
Mangan	DIN EN ISO 11885	0,5 µg/L	AAS (Perkin-Elmer 1100)
TOC	DIN EN 1484	1 mg/L	LiquiTOC (Heraeus)
Ammonium-N	DIN 38406 –E-5	0,02 mg/L	Aquatec 5400 (Foss)
Hydrogencarbonat	DEV D 8[4]	[5]	Titrator (Schott TW 280)

Abgesehen von den unbehandelten Nativproben für die Parameter Hydrogencarbonat und TOC wurden alle anderen, angesäuerte und nicht-angesäuerte Proben zunächst über Faltenfilter (Blaubandfiltern 589[3]) filtriert.

Mit den angesäuerten Proben wurden im Labor die Parameter Eisen, Mangan, Calcium und Magnesium gemessen. Nicht angesäuert wurden dagegen die Proben für die Parameter Sulfat,

[2] Nach: NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2001) und HÜTTER (1994)
[3] Nach: NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2001)
[4] Nach: Wasserversorgungsverband Rhein-Wupper: http://www.wvv-rhein-wupper.de/labor.htm (abgerufen am 09.04.03)
[5] in der Literatur keine Angabe

Chlorid, Kalium, Natrium, Nitrat, Ammonium und die beiden Nativproben für Hydrogencarbonat und TOC.

Die Proben für die Parameter Ammonium, Chlorid, Nitrat und Sulfat wurden zusätzlich noch über 0,45 µm Cellulose-Acetat-Membranfilter (Schleicher & Schuell) mikrofiltriert.

3.4.2 Messmethodik bei den einzelnen Parametern

Kalium und Natrium

Die beiden Alkalimetalle Kalium und Natrium wurden mit dem Flammenphotometer (Jenway) analysiert, das nach dem Prinzip der Flammenionisation funktioniert. Nach FRIMMEL (1999) wird dabei die fein zerstäubte Probenlösung zusammen mit einem Luft/Acetylen- oder Lachgas/Acetylen-Gemisch verbrannt und die Absorption der bei der Atomisierung der Elemente entstandenen Strahlung gemessen.

Calcium, Magnesium, Gesamt-Eisen und Mangan

Bei der Atomabsorptionsspektroskopie nutzt man die Eigenschaft vieler Elemente, dass sie im atomaren Grundzustand Strahlung absorbieren. Für die Elemente Calcium, Magnesium, Eisen und Mangan und andere Elemente gibt es dafür elementspezifische Lampen als Lichtquellen (FRIMMEL 1999). Für die Atomabsorptionsspektroskopie wurde ein Gerät der Fa. Perkin-Elmer (AAS 1100) eingesetzt.

Sulfat, Chlorid und Nitrat

Die Analysemethode der Ionenchromatographie, mit der die Anionen Sulfat, Chlorid und Nitrat gemessen wurden, gehört zur Flüssigkeitschromatographie, bei der die Verteilungsvorgänge des Analyten zwischen einer mobilen flüssigen und einer festen stationären Phase ausgenutzt werden (FRIMMEL 1999). Der verwendetete Ionenchromatograph von Biotronic bzw. Dionex (DX 100) verwendet für die Detektion der Eluenten Leitfähigkeitsdetektoren.

Hydrogencarbonat (HCO_3^-)

Die unbehandelten Nativproben wurden in mit Hilfe des Autotitrators (Schott TW 280) gegen 0,2 molare Salzsäure titriert.

Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC)

Bei der Bestimmung des Summenparameter Gesamtgehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) handelt es sich um ein direktes Analyseverfahren, bei dem der im Wasser enthaltene Kohlenstoff nasschemisch oxidiert und das dabei entstandene Kohlendioxid per IR-Spektrometer gemessen wird (LIENIG 1983). Das Analysegerät misst dabei den Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt (TC) und den gesamten anorganischen Kohlenstoff-Gehalte (TIC). Die geräteinterne Berechnung des TOC erfolgt dann nach folgender Formel: TOC = TC – TIC.

Als Beurteilungskriterium für die untersuchten chemischen und physikalischen Parameter wurden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (Stand: 05.12.1990) gemäss Tab. 10 herangezogen.

Tab. 10: Grenzwerte der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter gemäß der Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 (KÖLLE 2001).

Parameter	**Grenzwert**	**Bemerkungen**
Ammonium	0,5 mg/L	Geogen bedingte Überschreitungen bis 30 mg/L werden toleriert.
Calcium	400 mg/L[6]	
Chlorid	250 mg/L	
Eisen	0,2 mg/L	
Kalium	12 mg/L	Geogen bedingte Überschreitungen bis 50 mg/L werden toleriert.
Magnesium	50 mg/L[6]	Geogen bedingte Überschreitungen bis 120 mg/L werden toleriert.
Mangan	0,05 mg/L	
Natrium	200 mg/L	
Sulfat	240 mg/L	Geogen bedingte Überschreitungen bis 500 mg/L werden toleriert.
pH-Wert	6,5 – 9,5	
Leitfähigkeit	2500 $\mu m \cdot S^{-1}$ (25°C)	
Temperatur	25° C	Grenzwert gilt nicht für erwärmtes Trinkwasser

[6] Mit der EG-Trinkwasserrichtlinie vom 03.11.1998 werden für Calcium und Magnesium keine Grenzwerte mehr angeführt (KÖLLE 2001).

4 Ergebnisse

Während der vom 29.07. bis zum 03.08.2002 durchgeführten **Gesamttour** wurden alle zugänglichen GWM im Untersuchungsgebiet beprobt, um für die weiteren Untersuchungen repräsentative GWM auswählen zu können (Vgl. Kap. 2 Material und Methoden). Diese wurden zunächst in die **Tour Umgebung** und die **Tour Wasserwerk** aufgeteilt. Später musste aber die Durchführung der Tour Umgebung aus Zeitgründen eingestellt werden, um zugunsten der Tour Wasserwerk weitere - bisher nur in der Gesamttour beprobten GWM - zusätzlich zur Tour Wasserwerk als **Tour Absenkungstrichter** zu beproben (siehe Tab. 3 bis 6 und die Karten 1 und 2 im Abbildungsband).

Die Analyseergebnisse der untersuchten Parameter bei den einzelnen Touren, sollen im folgenden im zeitlichen, räumlichen und bei den ML-GWM auch im tiefenbezogenen Vergleich als Tiefenprofil dargestellt werden. In Tab. 11 erfolgt eine Zuordnung der einzelnen Beprobungstouren zu den jeweiligen Probenahmeterminen.

Tab. 11: Zuordnung der einzelnen Beprobungstouren zu den jeweiligen Probenahmeterminen.

Tour	02.08.02	02.10.02	16.10.02	30.10.02	13.11.02	27.11.02	11.12.02
Gesamt	●						
Umgebung			●		●		
Wasserwerk		●		●			
Absenkungstrichter						●	●

4.1 Chemisch-physikalische Parameter

4.1.1 Leitfähigkeit:

Zur Bewertung unserer Daten wurden folgende Einteilung verwendet:

0-200 µS cm^{-1} entspricht „sehr geringer“,
200-400 µS cm^{-1} entspricht „geringer“,
400-600 µS cm^{-1} entspricht „mittlerer“ und
600+ µS cm^{-1} entspricht „hoher“ Leitfähigkeit.

Bei der **Gesamttour (02.08.02)** zur Erfassung einer räumlichen Variabilität sind im **oberen GWL** mit einem Mittelwert von 411 µS cm^{-1} leicht mehr Ionen gelöst als im unteren mit einer gemittelten Leitfähigkeit von 389 µS cm^{-1} (vgl. dazu die Karte 11 im Abbildungsband). Minimal- und Maximalwert fallen zwar bei der Gesamttour im oberen GWL extremer aus als im unteren, betrachtet man jedoch die Extremwerte aller unserer Leitfähigkeitsmessungen, so liegen sie im unteren GWL. Dies spiegelt auch folgender Sachverhalt wieder. Im oberen GWL liegen gerade mal 3% der GWM in der Klasse „sehr gering“ und 14% in der Klasse „hoch“. Im unteren GWL jedoch finden sich entsprechend mehr GWM in den extremen Klassen. 21% werden als „sehr gering“ eingestuft und 28% als „hoch“. Ein Zusammenhang zwischen hohen oder niedrigen Werten im oberen GWL und der Nutzung lässt sich nicht erkennen. Bei fast 50% der GWM liegen oberer und unterer GWL in der gleichen Klasse, jedoch nur 21% haben die Einstufungen 400+ µS cm^{-1}. Diese GWM mit den gleichen Einstufungen in beiden Grundwasserstockwerken lassen sich räumlich nicht besonders gut in einen Bereich einordnen. Sie sind hauptsächlich entlang einer gedachten Linie von Südwesten nach Nordosten durch unser Untersuchungsgebiet anzutreffen. Die GWM gleicher Klassen der Größenordnung „mittel“ und „hoch“ sind P40, P39, P19 und P6.

Die „mittleren“ Werte im oberen GWL beschreiben in unserem Untersuchungsgebiet eine Kurve, die im Westen von Süden nach Norden verläuft und dort nach Osten hin abbiegt. An wenigen GWM (P40, P39, P27, P24 und P20F) in dieser Kurve werden auch „hohe“ Werte erreicht. Die geringsten Werte wurden südlich des nördlichen Teils dieses Bogens gemessen, an P37F.

Versucht man in den Daten des **unteren GWL** ein räumliches Muster zu erkennen, fällt ein deutlicher Ost-West-Gradient in unserem Untersuchungsgebiet auf, man kann es fast in zwei Teilgebiete mit unterschiedlichem Verhalten untergliedern (vgl. dazu Karte 12 im Abbildungsband).

Die Grenze zwischen diesen Teilgebieten kann ungefähr entlang der A 31 gezogen werden. Westlich dieser Grenze wurden bei der Gesamttour nur „hohe“ Werte (über 600 µS cm^{-1}) gemessen, mit der östlichsten GWM P26T direkt an der A 31. Im östlichen Teilgebiet sind die Ergebnisse heterogener. In der Regel liegen die Messdaten im „geringen“ Bereich zwischen 200 und 400 µS cm^{-1}, können aber vor allem im Nordwesten des Teilgebiets „mittlere“ Werte über 400 µS cm^{-1} und vereinzelt, eher bei den östlicheren GWM zwischen Neue Düne und Wesuve, auch „sehr geringe“ Werte unter 200 µS cm^{-1} erreichen. Der Norden unseres Untersuchungsgebiets, östlich der A 31, ist für uns besonders interessant, denn hier reicht das stärker mineralisierte Wasser bis in die Nähe der Förderbrunnen.

Sowohl bei der **Umgebungstour** (02.08.02 und 16.10.02), als auch bei der **Wasserwerkstour** (02.10.02. und 30.10.02) variiert die Leitfähigkeit des **oberen GWL** nur geringfügig in unserem viermonatigen Beprobungszeitraum von August bis November. Für alle GWM gültige Auf- oder Abwärtstrends sind nicht zu erkennen.

Auch im **unteren GWL** sind unsere Messdaten sehr konstant. Einheitliche Schwankungen sind nicht erkennbar. An zwei GWM weicht eine Messung allerdings stark von den anderen ab. Einerseits an P26T der schon bekannte Wert von 1590 µS cm^{-1}, der weit über dem Mittelwert 653 µS cm^{-1} der zwei anderen Messungen liegt, andererseits ein Ausreißer bei P24T, der mit 492 µS cm^{-1} ebenfalls über den Mittelwert von 154 µS cm^{-1} der anderen Proben hinausschießt.

An den einzelnen GWM schwanken die Werte des oberen GWL allerdings stärker als im unteren Grundwasserstockwerk. Sieht man einmal von den beiden oben besprochenen Ausreißern des unteren GWL ab, liegt die mittlere Standardabweichung (das Mittel der Standardabweichungen der Messtermine) des oberen bei 29 µS cm^{-1}, die des unteren bei 12 µS cm^{-1}.

Bei unserem dichteren Beprobungsnetz in der Nähe der Förderbrunnen bei der **Tour Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) kommt es zu einer etwas anderen Beschreibung des oberen und unteren GWL (vgl. dazu Profil 3 im Abbildungsband). Die Mittelwerte liegen unter denen der „Gesamttour“, der des oberen mit 375 µS cm^{-1} über dem des unteren mit 260 µS cm^{-1}. Auch in den Extremwerten hat der obere GWL eine höhere Leitfähigkeit als der untere. Im oberen GWL sind alle Klassen anzutreffen, im unteren liegen 50% der GWM in der „sehr geringen“ Klasse und die „hohe“ fehlt komplett.

Im **oberen GWL** der Tour Absenkungstrichter kommt „mittlere“ und „hohe“ Leitfähigkeit in 3 Teilgebieten vor (vgl. dazu Karte 13 und 14 im Abbildungsband). Das größte beinhaltet die drei GWM P24F, P18F und P19F, das kleinste befindet sich in der Mitte des Halbkreises aus Förderbrunnen mit GWM P02F und P3F. Das nordwestlichste liegt bei P06F. Nur dieses nordwestlichste findet sich auch im unteren GWL wieder, zusätzlich wurden noch „mittlere“ Leitfähigkeiten an P29T gemessen.

Bei der Untersuchung zur Konstanz der Daten der Tour Absenkungstrichter kommt man ebenfalls zu einem anderen Ergebnis als in unserem gesamten Untersuchungsgebiet.

Die beiden beprobten **ML-GWM** weisen trotz ihrer großen räumlichen Nähe zueinander einen erheblichen Unterschied in ihren Tiefenprofilen auf (vgl. dazu Profil 3 im Abbildungs-

band). ML-GWM VB6 zeigt „sehr geringe“ Werte. Sie liegen zwischen 100 und 150 µS cm^{-1}, im unteren GWL etwas niedrigere Werte als im oberen. Der niedrigste, und damit etwas abweichende, Wert im oberen GWL entstammte einer Verfilterungstiefe von 13-15 m unter GOK. In dieser Tiefe verläuft, wie aus Karte 13 und 14 im Abbildungsband ersichtlich, eine weitere geringmächtige Trennschicht. ML-GWM 10, die andere ML-GWM besitzt ein sehr unregelmäßiges Tiefenprofil, das auch in keinerlei Zusammenhang mit der Trennschicht zwischen den Grundwasserstockwerken steht. Oberhalb der Trennschicht beschreibt der Kurvenverlauf in Profil 3 im Abbildungsband ein „Z“ mit Werten zwischen 150 und 450 µS cm^{-1}, die beiden unterhalb gemessenen Werte liegen mit 480 und 120 µS cm^{-1} noch weiter auseinander. Unsere Daten erweisen sich auch an den ML-GWM als äußerst konstant.

4.1.2 pH-Wert

Die gemessenen pH-Werte für die Ergebnisbeschreibung wie folgt eingestuft:

pH-Wert von 3 – 4 entspricht sehr sauer,
pH-Wert von 4 – 5 entspricht sauer,
pH-Wert von 5 – 6 entspricht schwach sauer und
pH-Wert von 6 – 7 entspricht neutral.

Insgesamt wurden 38 GWM für eine erste Übersicht untersucht. Bei dieser **Gesamttour** (02.08.02) wurde an der GWM P31F mit 3,7 der niedrigste pH-Wert gemessen (siehe Karten 3 und 4 im Abbildungsband). Die höchsten Werte konnten an den GWM P40T und P47T ermittelt werden und lagen bei 6,7. Im **oberen GWL** liegt der höchste gemessene pH-Wert bei 6,6, der niedrigste bei 3,7. Von diesen 38 Standorten wiesen 25 GWM pH-Werte auf, die unter 5,5 lagen. Die Werte der GWM P01F, P19F, P20F, P26F, P34F, P36F und P46F lagen im pH-Bereich zwischen 6,0 und 5,5. Lediglich bei den GWM P39F, P 40F, P43F, P47F und P48F konnten pH-Werte über 6,0 gemessen werden. Tendenziell liegen die pH-Werte des Wassers im oberen GWL unter 5,5. Diese Verteilung der pH-Werte kehrt sich um, wenn man die Werte für das untere GWL betrachtet.

Der im **unteren GWL** gemessene pH-Höchstwert beträgt 6,7. Der niedrigste pH-Wert liegt bei 4,2. Hier zeigten nur P19T, P29T sowie P37T pH-Werte unter 5,5. Es konnten sieben GWM ermittelt werden, die einen pH-Werte zwischen 5,5 und 6,0 aufwiesen. Die pH-Werte der übrigen 19 GWM lagen über 6,0.

Ein ähnliches Bild ergibt sich, bei der Betrachtung der folgenden Touren. Die Spanne der pH-Werte der **Umgebungstour** (16.10.02 und 13.11.02) im **oberen GWL** reichte von 4,6 bis 6,8. Im Durchschnitt liegt der pH-Wert bei 5,5. Die GWM P43F und P40F weichen vom Mittelwert relativ stark ab, die gemessenen Werte liegen durchgehend über 6,0 (siehe Karte 3 im Abbildungsband).

Im **unteren GWL** der Umgebungstour reichen die pH-Werte von 4,7 bis 6,8, gemessen an der GWM P25T bzw. P40T. Der Mittelwert liegt bei 6,1 und ist damit höher als im oberen GWL. Überdurchschnittlich hoch sind gemessenen Werte an den GWM P40T, P43T und P26T. Durchgängig unter 6,0 liegen die pH-Werte an den GWM P25T und P37T. Sowohl im oberen als auch im unteren GWL weichen die gemessenen Werte an den einzelnen GWM über die Zeit nur geringfügig ab.

Die Messergebnisse der **Wasserwerkstour** (02.10.02 und 30.10.02) weisen pH-Werte von 4,2 bis 6,5 auf. Im **oberen GWL** wurden im Durchschnitt pH-Werte um 5,1 gemessen, im **unteren GWL** um 6,1. Gesenkt wird der Durchschnitts-pH-Wert im unteren GWL durch die Messergebnisse des P24T, welche bei fast allen Messungen unter 6,0 liegen (siehe Diagramm 3 im Abbildungsband).

Die Untersuchung der **ML-GWM** während der **Tour Wasserwerk** am 30.10.02 eignet sich besonders um eine mögliche Tiefenabhängigkeit der pH-Werte zu erkennen (vgl. hierbei Profil 1 im Abbildungsband). Betrachtet man die pH-Werte der ML-GWM, so stellt man fest, dass sich hier ein ähnliches Muster ergibt. Die VB6 ML-Messungen zeigen keine auffälligen Abhängigkeiten. Sowohl die Proben der flach als auch die der tief verfilterten GWM zeigen pH-Werte unter 5,0. Dagegen zeichnet sich beim ML-GWM P10, ähnlich wie bei der Übersicht der anderen GWM, eine Zweiteilung der pH-Werte ab. Die Messergebnisse der GWM P10/1 bis P10/5 weisen pH-Werte zwischen 4,6 und 5,47 auf . Bis auf einen Ausreißer vom 02.10.02 mit einem pH-Wert von 6,5 liegen sämtliche Messergebnisse in diesem Bereich. Im Unterschied dazu liegen die pH-Werte der beiden tiefer verfilterten Standorte P10/6 und P10/7 mit pH-Werten zwischen 5,7 und 6,4 über 5,5. Dieses Verteilungsmuster bleibt an den verschiedenen Messtagen konstant.

Die Mittelwerte der **Tour Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) liegen im oberen GWL bei 4,9, im unteren dagegen bei 5,5 (siehe Karte 5 und 6 im Abbildungsband). Die GWM P01F bestimmt die Maximalwerte mit einem pH von 6,2 am 27.11. und 6,9 am 11.12.

Dieser Maximalwert weicht jedoch stark von den übrigen GWS dieser Tour ab. Die pH-Werte vom 11.12 sind gegenüber denen vom 27.11 fast durchgehend höher.

Der Vergleich von **oberem und unterem GWL** macht deutlich, dass es eine Veränderung der pH-Werte mit der Tiefe gibt. Im oberen GWL wurden überwiegend pH-Werte gemessen die unter 5,5 lagen. Dagegen zeigten sich im unteren GWL größtenteils pH-Werte von über 6,0.

Über die verschiedenen Probentage hinweg lässt sich keine eindeutige Veränderung der pH-Werte feststellen. Die Werte für die einzelnen GWM weichen zum Teil recht unterschiedlich voneinander ab.

4.1.3 Redoxpotential

Die gemessenen Redoxpotentiale wurden wie folgt eingeteilt:

0 – 30 mV entspricht einem extrem geringen,
30 – 60 mV entspricht einem sehr geringen,
60 – 90 mV entspricht einem geringen,
90 – 120 mV entspricht einem mittleren,
120 – 150 mV entspricht einem hohen und
> 150 mV entspricht einem sehr hohen Redoxpotential.

Die Grundwasseruntersuchung im Einzugsgebiet Haren-Düne zeigt ein relativ breites Spektrum an Redoxpotentialen. Auf der **Gesamttour** (02.08.02) wird im **oberen GWL** eine Wertespanne von 29 –192 mV erreicht, wobei überwiegend Werte über 100 mV erreicht werden (siehe Karten 7 und 8 im Abbildungsband). Nur an den GWM P48F, P47F, P43F, P40F und P39F wurden Redoxpotentiale unter 50 mV gemessen.

Im **unteren GWL** dagegen überwiegen die GWM mit Redoxpotentialen, welche niedriger als 100 mV sind und nur die GWM P19T und P20T liegen darüber.

Beim Vergleich der Daten der Gesamttour zeigen sich besonders um die Förderbrunnen höhere Redoxpotentiale, mit Werten zwischen 90- 150 mV. Eine stärkere Ausprägung ist für den oberen GWL erkennbar. Dabei fallen die GWM P40T, P45T und P39T, welche im Bereich des „Versener“ und „Wesuver Moor“ lokalisiert sind, durch die niedrigsten Redoxpotentiale auf, sie liegen im Bereich 0- 30mV. Mit wachsender Entfernung von den Förderbrun-

nen sinken die Redoxpotentiale gleichermaßen für oberen und unteren GWL, mit dem Unterschied, dass die Werte der flachen Verfilterungen insgesamt höher liegen.

Die **Umgebungstour** (16.10.02 und 13.11.02) ist gekennzeichnet durch schwankende Werte an den einzelnen Messtagen und den jeweils verschiedenen GWM. Im Durchschnitt wurden Werte 40 bis 70 mV im unteren und 80 bis 90 mV im oberen GWL gemessen. Eine negative Redoxspannung von –3 konnte nur an der GWM P43F am 16.10.02 im oberen GWL gemessen werden. Die Werte der Gesamttour weichen nur unwesentlich von der Spannweite der Umgebungstour ab.

Die **Wasserwerkstour** (02.10.02 und 30.10.02) fällt auf durch einen einmaligen Höchstwert von 434 mV an der GWM P03F am 30.10.03, sonst aber sind die Werte an den verschiedenen Messtagen nur durch geringe Differenzen gekennzeichnet. Bis auf drei GWM weist der obere GWL nur Redoxpotentiale von über 100mV auf, im Durchschnitt wurden Werte zwischen 100 bis 150 mV gemessen. Der untere GWL zeigt nur Werte, welche niedriger als 100 mV sind, hier lag der Durchschnitt bei 58 mV. Eine Ausnahme war hier an der GWM P24T am 02.10.03 mit einem Wert von 126 mV festzustellen

Die **Tiefenverteilung** der Redoxpotentiale während der **Tour Wasserwerk** (30.10.02) an den **ML-GWM** zeigt für den **oberen GWL** an der GWM P10/1 bis P10/5 ein relativ ausgeglichenes Bild (vgl. dazu Profil 2 im Abbildungsband). Mit zunehmender Tiefe sinken die Werte von 125 mV auf 100 mV, steigen aber in 17- 19 m Tiefe wieder auf 125 mV an , um dann weiter auf 100 mV abzusinken.

Im **unteren GWL** sind die Werte der GWM P10/6 und P10/7 noch niedriger, steigen aber in der tieferen Verfilterung von ca. 50 auf 60 mV an. Für die ML-GWM PVB6 ist dieser Trend nicht so eindeutig, aber prinzipiell ähnlich. Hier sind im unteren GWL die Werte im Vergleich zu P10 etwas höher.

Die Messung der GWM um den Absenkungstrichter bei der **Tour Ansenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) zeigte im **oberen GWL** im Durchschnitt mit 125- 130 mV nur geringfügige Unterschiede (siehe dazu die Karten 9 und 10 im Abbildungsband). Die Mittelwerte des Absenkungstrichter im unteren GWL sind mit 75 bis 80 mV ähnlich gering. Die gemessenen Werte zeigen ein recht ausgeglichenes Bild über den Messzeitraum, bis auf die hohe Wertedifferenz an der GWM P07F. Die Wertespanne der einzelnen GWM reicht von 37

bis 203 mV im oberen und 6 bis 152 mV im unteren GWL. Im unteren GWL schwanken die Werte etwas stärker als im oberen GWL. Im Vergleich zu den anderen Touren sind die Werte des vermuteten Absenktrichter sowohl im oberen als auch im unteren GWL höher. Im Durchschnitt sind die Werte im oberen GWL ca. 25- 50 mV, im Unteren um ca. 20- 35 mV höher als die der anderen Touren.

Nahe der Förderbrunnen sind im **unteren GWL**, im Bereich der ML-GWM P10 Werte zwischen 30-60 mV und um VB06 von 60- 90 mV zu verzeichnen. Im Bereich von Altharen und Neue Düne liegen die Werte mit 90- 180 mV höher. Die GWM P06 zeigt für den unteren GWL im Vergleich zu den anderen GWM die niedrigsten und für den oberen die höchsten Werte. Eine eindeutige Änderung direkt um die Förderbrunnen ist nicht zu erkennen, sondern nur in ihrem Umfeld.

4.1.4 Sauerstoff

Die Sauerstoff-Werte lassen sich zur besseren Übersicht in sechs Kategorien einteilen:

0 – 1 mg/L entspricht einem extrem geringem,
1 – 3 mg/L entspricht einem sehr geringen,
3 – 5 mg/L entspricht einem geringen,
5 – 7 mg/L entspricht einem mittleren,
7 – 9 mg/L entspricht einem hohen und
> 9 mg/L entspricht einem sehr hohen Sauerstoffgehalt.

Die Sauerstoffgehalte der Grundwasserproben wurden direkt vor Ort gemessen. Die maximalen Sauerstoffkonzentrationen wurden während der **Gesamttour** (02.08.02) bei dem GWM P3F ermittelt (vgl. dazu die Karten 23 und 24 im Abbildungsband). Hohe Sauerstoffgehalte über 7 mg/L wiesen auch die GWM P1F, P4F, P6F, P18F und P27F auf. Mehrere Grundwassermessungen ergaben, dass kein Sauerstoff enthalten war und zwar bei P38F, P39F, P40F und P43F. Die hohen Sauerstoffgehalte wurden auch bei den nachträglichen Messungen am 02.10.02 und am 30.10.02 vorgefunden. Einen weiteren Verlauf der zeitliche Abfolge der Sauerstoffgehalte im über Blick über die einzelnen GWM lässt sich nicht erkennen. In Einzelbetrachtung der GWM P01F und P02F, steigt der Sauerstoffgehalt von 02.08.02 bis zum 30.10.02 stetig an. Bei den GWM P04F und P06F verläuft der Trend direkt umgekehrt. Die Sauerstoffgehalte sinken mit der Zeit. Bei der Berechnung des Mittelwertes der einzelnen

Messtage liegt der Sauerstoffgehalt am 30.10.02, während der Tour Wasserwerk am niedrigsten, bei ca. 3,8 mg/L. Die Mittelwerte der beiden anderen Messtagen liegen bei ca. 4,8 mg/L.

Im **unteren GWL** sind die Sauerstoffgehalte konstant niedriger als im **oberen GWL**. Die Sauerstoff-Höchstwerte betragen nur noch 1,7 mg/L bei GWM P19T und bei GWM 38T mit 1,6 mg/L. Dies spiegelt sich auch auf der entsprechenden Karte der Sauerstoffgehalte des unteren GWL nieder (s. Anhang).

Die Messung der **ML-GWM** während der **Tour Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) ergeben für die Sauerstoffgehalte am 02.10.02 die höchsten Werte (siehe Profil 6 im Abbildungsband). Es werden Werte über 10 mg/L erreicht. Bei der ML-GWM VB6 ist von VB6/1 bis VB6/7 ein stetiges Abfallen der Sauerstoffkonzentration zu erkennen. Auch an den übrigen GWM ist der Sauerstoffgehalt im oberen GWL höher als im unteren. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Sauerstoffgehalt ab.

Bei der zeitlichen Abfolgen ist auffallend, dass nicht nur bei den ML-GWM, sondern auch bei den GWM P24F/T, P39F/T und P46F/T am 02.10.02 die höchsten Sauerstoffgehalte, im Vergleich zu den übrigen Messungen erreicht werden. Dies lässt sich eventuell auf einen Messfehlers des Gerätes zurückzuführen.

Deutlich zu erkennen ist auch hier, dass die Sauerstoffgehalte im oberen GWL höher sind als im unteren GWL. Im **oberen GWL** werden maximal Konzentrationen von 9,8 mg/L erreicht, im **unteren GWL** ist die maximale Sauerstoffkonzentration von 4,1 mg/L vor zu finden. Im unteren GWL sind die Sauerstoffwerte, bis auf die GWM P6T, am 27.11.02 niedriger als am 11.12.02. Im oberen GWL sind die Werte die am 11.12.02 gemessen wurden höher.

4.1.5 TOC

Die gemessenen TOC-Gehalte wurden zur Beurteilung in folgende Klassen eingeteilt:

0 – 5 mg/L TOC entspricht einem sehr niedrigen,
5 – 10 mg/L TOC entspricht einem niedrigen,
10 – 15 mg/L TOC entspricht einem mittleren und
15 – 60 mg/L TOC entspricht einem hohen TOC-Gehalt.

Bei der **Tour Umgebung** (16.10.02 und 13.11.02) konnten auffällige starke Abweichungen zwischen den drei Messterminen an GWM P43T festgestellt werden, wobei am 02.08.02 und 16.10.02 Werte von 50 mg/L, am 13.11.02 aber ein TOC-Gehalt über 90 mg/L gemessen wurde. Im flach verfilterten Bereich dieses GWM (P43F) ist diese Abweichung bereits am zweiten Messtermin festzustellen, liegt aber mit einer Differenz von 23 mg/L bei einem erreichten Wert von 33 mg/L nicht so hoch. Im Grunde ist keine Tendenz zwischen den einzelnen Messterminen festzustellen, lediglich ist in acht von vierzehn Fällen der Wert am 13.11.02 jeweils der höchste.

Im **oberen GWL** zeigt GWM P38F mit einem Wert um 60 mg/L die höchste Messung, alle anderen GWM liegen im Bereich von ca. 3 - 15 mg/L. Entsprechend ist der Mittelwert bei 15 mg/L. Der Gehalt an gesamtem organischen Kohlenstoff liegt in weiten Teilen des oberen GWL des Untersuchungsgebietes mit 10 - 15 mg/L relativ hoch, wobei die GWM P34F und P38F mit 15 bis 60 mg/L die höchsten Gehalte aufwiesen. Dagegen verzeichnete der östliche Teil des Untersuchungsgebietes niedrige TOC-Werte von 0 bis 5 mg/L. Insgesamt verteilen sich die TOC-Gehalte relativ ungleichmässig über die Fläche des Untersuchungsgebietes.

Im oberen GWL weisen die meisten der beprobten GWM mit 0 bis 5 mg/L einen geringen TOC-Gehalt auf. Nordwestlich des Wasserwerks Haren-Düne schliesst sich eine Zone mit geringfügig höherem TOC-Gehalt (5 bis 10 mg/L) an.

Im **unteren GWL** beträgt der Maximalwert, neben der oben erwähnten Abweichung an P43T, 20 mg/L an Brunnen 33T. Die Werte für die anderen tief verfilterten Brunnen liegen im Bereich von 2 - 12 mg/L. Somit liegt der Mittelwert unter dem des oberen GW-Leiters. Die räumliche Verteilung der TOC-Gehalte im unteren GWL unterscheidet sich insofern von derjenigen des oberen GWL, als dass mit Ausnahme der GWM P33T und P4T mit TOC-Gehalten von 15 bis 60 mg/L, weite Teile des Untersuchungsgebietes, vor allem in westlichen und nördlichen Bereich, geringe TOC-Gehalte aufwiesen. Insgesamt sind im unteren GWL die TOC-Gehalte deutlich geringer als im oberen GWL.

Die Verteilung an gesamtem organischen Kohlenstoff gliedert das Untersuchungsgebiet im unteren GWL in zwei Teile (Datengrundlage sind die Messdaten vom 30.10.2002): Mit der ML-GWM ML 10/7, die mit 10 bis 15 mg/L den höchsten TOC-Wert aufweist, beginnt weiter nördlich eine Zone mit mittlerem TOC-Gehalt (5 bis 10 mg/L). Südlich von ML 10/7 liegen dagegen die TOC-Gehalte mit weniger als 5 mg/L sehr niedrig. Als Datengrundlage dienen die.

Zwischen den einzelnen Messterminen während der **Tour Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) konnten wir hohe Schwankungen der TOC-Werte feststellen; allerdings muss man dabei die kleine Skalierung beachten, die für leichte Verzerrung sorgen könnte.

Betrachtet man zunächst den Mittelwert des **oberen GWL**, so fällt eine Abnahme des TOC am 02.10.02 und 30.10.02 mit 4,0 - 4,2 mg/L gegenüber dem 02.08.02 mit 6,2 mg/L auf. Diese Tendenz gilt nicht für die beiden GWM 1F und 39F, an denen die Werte der letzten beiden Messungen über bzw. an P39F sogar deutlich über dem Wert des 02.08.02 liegen. GWM 39F nimmt mit 14,2 mg/L am 02.10.02 den höchsten Wert im oberen GWL an, der Wert am 02.08.02 beträgt 7,5 mg/L.

Mit Ausnahme der GWM 24T sind im **unteren GWL** die Werte am 02.10.02 jeweils am höchsten und liegen über den Werten am 02.08.02. Der Mittelwert stellt einen guten Gesamtüberblick dar. Am 02.08.02 beträgt er 6,7 mg/L, um am 02.10.02 auf 8 mg/L zu steigen und am 30.10.02 wieder auf 6,1 mg/L TOC abzusinken. Der Höchstwert ist nicht an GWM P39T, wo der Wert nur halb so hoch (max. 7,0 mg/L) wie an P39F ist, sondern an GWM P46T mit 12,5 mg/L. Den niedrigsten Wert nimmt GWM P24T an, in dem der TOC-Wert für die letzten beiden Messungen 1 mg/L nicht übersteigt.

Die Werte für TOC sind einheitlich an den **ML-GWM**, die während der **Tour Wasserwerk** am 30.10.02 beprobt wurden (vgl. dazu Profil 10 im Abbildungsband). Die größte Schwankung beträgt 4,2 mg/L zwischen dem ersten Messtermin mit 5,6 mg/L und dem zweiten Termin mit 1,4 mg/L.

Den Höchstwert nimmt der in 5 - 7 Meter verfilterte GWM 10/1 mit 18 - 22 mg/L TOC ein. Alle übrigen GWM des **oberen GWL** erreichen nur Werte im bereich von 1,5 mg/L bis 6 mg/L. Festzuhalten bleibt noch, dass an ML-GWM VB6 die Messwerte gegenüber GWM 10 niedriger sind und 3 mg/L nicht überschreiten.

Im **unteren GWL** sind die Werte, sowohl für ML-GWM 10, als auch für VB6 einheitlich niedrig und liegen zwischen 3 mg/L und 5 mg/L. Insgesamt ist kein Anstieg oder Abfall der Werte, über die Zeit betrachtet, festzustellen. Einzige Auffälligkeit ist der relativ hohe TOC-Gehalt in ML-GWM 10/1 (s.o.) im Vergleich zu den anderen ML-GWM.

Beim **Tiefenprofil**, das am 30.10.02 während der **Tour Wasserwerk** untersucht wurde, zeichnet sich an ML-GWM 10 durch einen hohen TOC-Gehalt im oberen GWL mit 15 bis 60 mg/L aus, während die meisten der anderen GWM mit 0 bis 5 mg/L geringere TOC-Gehalte

aufweisen. Im unteren GWL existiert jedoch an den GWM P6 und P46 ein Bereich mit etwas höherem TOC-Gehalt (5 bis 10 mg/L).

Außer ML-GWM 10/1 im oberen GWL und ML-GWM 10/7 im unteren GWL zeigen alle übrigen GWM in der **Tour Absenkungstrichter** keine großen Schwankungen zwischen den beiden Messterminen am 27.11.02 und am 11.12.02. (siehe auch die Karten 41 und 42 im Abbildungsband). Die Werte liegen sowohl im oberen, als auch im unteren GWL alle, mit den bereits oben erwähnten Ausnahmen, im Bereich von 2 mg/L bis 8 mg/L. Dies ergibt jeweils einen Mittelwert von knapp 5 mg/L, wobei der Mittelwert im unteren Stockwerk etwas tiefer ist.
ML-GWM 10/1 mit einer Filtertiefe von 5 - 7 Metern nimmt am 27.11.02 zunächst den hohen Wert von fast 20 mg/L TOC an. Dies entspricht den zu einem früheren Zeitpunkt gemessenen Werten von ML-GWM 10/1 auf der Tour Wasserwerk ML (vgl. Karte 41 und 42 im Abbildungsband). Am 11.12.02 sinkt der Wert für ML-GWM 10/1 auf 2,5 mg/L stark ab. Im tiefer verfilterten (47 - 51 m) ML-GWM 10/7 ist der umgekehrte Vorgang festzustellen. Zunächst liegt der Wert, ebenfalls vergleichbar mit den zuvor gewonnenen Werten der Tour Wasserwerk ML, bei 3 mg/L. Am 11.12.02 ist hier ein Anstieg auf 17 mg/L zu verzeichnen.

Bei der Auswertung der Daten des vermuteten Absenkungstrichter (Tour Absenkungstrichter am 27.11.02 und am 11.12.02) zeichnen sich im Vergleich zwischen oberen und unteren GWL bezüglich der Versauerung ähnliche bzw. eine sich konzentrierende Tendenzen ab. Im tiefen GWL wiesen nur die GWM P06, P18 am 27.11.02 und am 04.12.02 saure pH-Werte auf, während für die Beprobung vom 11.12.02 nur P19 (von der Beprobung vom 27.11.02 bzw. vom 04.12.02 liegen keine Daten vor) im sauren Bereich liegt. Versauert sind die GWM P06, P08, P18, P19 und P29, die pH-Werte liegen hier zwischen 5,56 und 5,97. Die tiefe Verfilterung der ML-GWM zeigte am 11.12.02 sogar mit pH 6,23 an der GWM P10/7 und pH 6,31 an P VB06/1 natürliche Werte. Dagegen ist das Bild des oberen GWL relativ gleichförmig sauer. Nur die GWM P08 und P19 befinden sich mit pH-Werten von 5,51 bis 5,58 im versauerten Bereich.

4.2 Kationen

4.2.1 Kalium

Zur Beschreibung unserer Daten wurde folgende Einteilung genutzt:

0 - 6 mg/L entspricht einem sehr geringen,
6 - 12 mg/L entspricht einem geringen,
12 - 18 mg/L entspricht einem mittleren,
18 - 24 mg/L entspricht einem hohen,
24 - 30 mg/L entspricht einem sehr hohen und
30 - 70 mg/L entspricht einem äußerst hohen Kaliumgehalt.

Der folgende Abschnitt setzt sich mit den Ergebnissen der **Gesamttour** vom 02.08.02 auseinander (vgl. dabei die Karten 55 und 56 im Abbildungsband). Im **oberen GWL** wurden im Durchschnitt „mittlere“ Werte gemessen, die allerdings eine sehr große Spannbreite zwischen einem Minimum von 1,59 mg/L und einem Maximum von 67,06 mg/L aufweisen. Ein Mittelwert von 3,30 mg/L und 90% der GWM in der „sehr geringen“ Einstufung vervollständigen das Bild eines konstant kaliumarmen **unteren GWL**. Der einzige „mittlere“ und damit höchste Wert im unteren GWL (an P6F) wird im oberen GWL „äußerst hoch“ bewertet.

Der obere GWL zeigt sich wesentlich heterogener. Zwar liegen auch hier ein Großteil der GWM in der „sehr geringen“ Klasse, nämlich über 50%, aber auch alle anderen Klassen sind vertreten. Eine leichte Verteilung hin zu den Extremen zeigt sich durch die zweitgrößte „äußerst hohe“ Klasse, in die 14% aller GWM eingestuft werden. Diese hohen Werte scheinen an eine bestimmte Nutzung gebunden zu sein, fast die gesamten GWM (80%) mit „sehr hohen“ und „äußerst hohen“ Daten wurden an Ackerstandorten gemessen. „Geringe“ und „sehr geringe“ Werte lassen sich keiner bestimmten Nutzung zuordnen.

Die Verteilung der GWM verschiedener Klassen in unserem Untersuchungsgebiet zeigt im oberen GWL einen klaren Südwest-Nordost-Gradienten. Westlich der A31 wurden nur „sehr geringe“ Kaliumwerte erfasst, östlich nehmen sie nach Nordosten hin stetig zu. Die „äußerst hohen“ Daten wurden südlich von „Altharen“ und „Neue Düne“ an P6F, P18 - 20F und P35F erhoben, in ihrer direkten Umgebung liegen jedoch auch GWM mit „sehr geringen“ Werten wie P8F, P27F und P36F.

Die GWM des unteren GWL, die höher als „sehr gering“ eingestuft werden, liegen, gemessen am oberen GWL, am südwestlichen Rand des „äußerst hohen“ Raumes und zwar an P6F, P20F und P25F.

Der folgende Abschnitt beschreibt die Daten der **Umgebungs-** (am 16.10.02, 13.11.02) und **Wasserwerkstour** (am 02.10.02 und am 30.10.02), im wesentlichen im Hinblick auf die Veränderung der Kaliumwerte über den Untersuchungszeitraum. Allerdings gibt es auch GWM mit anderem Verhalten. An P25 beispielsweise variiert der untere GWL weitaus stärker als der obere, (allerdings nur am ersten Messtermin, deswegen könnte man auch von anderen Gründen als der Grundwasserbeschaffenheit ausgehen zum Beispiel Messfehler; an P33 könnten am dritten Messtermin die Proben/Daten des oberen und unteren GWL vertauscht worden sein).

Beide **ML-GWM** zeigen bei der **Tour Wasserwerk** am 30.10.02 ein sehr unterschiedliches Muster im oberen GWL (siehe Profil 14 im Abbildungsband). Während an ML-GWM VB6 die Werte mit zunehmender Tiefe nur leicht zwischen 2 und 5 mg/L schwanken, beschreiben die Daten von ML-GWM P10 in den Tiefenstufen des oberen GWL ein „Z“ mit Werten zwischen 6 und 19 mg/L. Im unteren GWL liegen bei beiden ML-GWM die Daten deutlich im „sehr geringen“ Bereich.

Die Messreihen sind relativ konstant, an ML VB6 noch konstanter als an ML-GWM P10. Die wenigen stark abweichenden Ergebnisse weichen z.T. so deutlich und unbegründet ab (zum Beispiel 2 mg/L zu 43 mg/L an ML-GWM P10/6 – unterer GWL), dass sie nicht mit in die Mittelwertsberechnung einbezogen werden. Diese starken Abweichungen treten vor allem in den Ergebnissen der letzten Probenahme der Tour Wasserwerk vom 30.11.02 auf.

In diesem Abschnitt werden die Daten der **Tour Absenkungstrichter** (am 27.11.02 und am 11.12.02) vorgestellt. Im Großen und Ganzen bieten sie das gleiche Bild wie die Gesamttour (Karten 55 und 56). Der **obere GWL** ist heterogener, umfasst alle Klassen, wobei die einzelnen GWM gleichmäßiger verteilt sind als bei der Gesamttour, der **untere GWL** ist kaliumärmer und wird hauptsächlich als „sehr gering“ eingestuft. Insgesamt liegen die Mittelwerte etwas über denen der Gesamttour, was mit dem gewählten Ausschnitt der Tour Absenkungstrichter zu tun hat. Hier lagen die GWM mit den höheren Werten.

Die GWM des unteren GWL, die höher als „sehr gering“ klassifiziert werden (P29T mit „gering“ und P6T mit „mittel“), haben im oberen GWL entsprechend ebenfalls „hohe“ (P29F) oder „äußerst hohe“ (P6F) Daten. Der Umkehrschluss ist nicht möglich.

Die Kaliumgehalte an den einzelnen GWM sind über den gemessenen Zeitraum sehr konstant, im unteren GWL noch etwas stärker als im oberen.

4.2.2 Natrium

Unsere Natriummessungen werden in folgende Klassen eingeteilt:

0 - 10 mg/L entspricht einem sehr geringen,
10 - 20 mg/L entspricht einem geringen,
20 - 30 mg/L entspricht einem mittleren und
30 - 80 mg/L entspricht einem hohen Natriumgehalt.

Die Mittelwerte der Daten des sowohl oberen als auch unteren GWL der im folgenden besprochenen **Gesamttour** (02.08.02) werden beide in die „geringe“ Klasse eingeordnet (siehe auch Karte 51 und 52 im Abbildungsband). Der Mittelwert des oberen GWL liegt jedoch mit 19 mg/L an der oberen Grenze, der des unteren GWL mit 13 mg/L an der unteren Grenze dieser Klasse.

Der **obere GWL** zeigt sich auch beim Natrium als inhomogener als der untere. Seine Extremwerte liegen bei 5 und bei 76 mg/L, im Gegensatz zum **unteren GWL**, der mit 6 und 35 mg/L vor allem im höheren Extrem weit unter dem des oberen GWL liegt.

Ein Großteil der GWM werden in beiden GWL als „gering“ eingestuft. Im unteren ungefähr 60% und im oberen fast 50%. Während aber im unteren nahezu alle übrigen GWM (ca. 30%) in die „sehr geringe“ Klasse fallen, werden im oberen GWL je 20% der GWM in die anliegenden Einstufungen „sehr gering“ und „mittel“ eingeordnet. Circa 10% gehören hier noch in die „hohe“ Klasse, die im unteren GWL nur an einer GWM (P19T) erreicht wird. Die höheren Werte („mittlere“ und „hohe“ Klasse) des unteren GWL, treten nur dort auf, wo im oberen GWL ebenfalls höhere Werte zu finden sind (an P8, P19 und P45). Darüber hinaus gehören sie nicht nur der gleichen Klasse an, sondern diese Werte des oberen und unteren GWL liegen nicht weiter als 3 mg/L auseinander. Umgekehrt ist das nicht der Fall. Viele natriumreiche GWM im oberen GWL sind im unteren durchaus natriumärmer. Hohe Natriumwerte im oberen GWL lassen sich auch nicht einer bestimmten Nutzungsform zuordnen.

Sie haben dennoch eine interessante Verteilung in unserem Untersuchungsgebiet. Werte oberhalb der „geringen“ Klassifizierung, kommen nur am südwestlichsten Rand (P48F und P45F) und am nordöstlichsten Rand (P19F, P24F, P27F und P30F mit „hoher“ Klasse)

dieses Gebietes vor, können jedoch nochmals durch eine Diagonale niedrigerer Werte von Südwest nach Nordost unterteilt werden. In dem nordöstlichen Teilgebiet liegen innerhalb dieser Diagonale niedriger Natriumwerte die einzigen GWM „sehr geringer“ Einstufung. Da in dem nordöstlichen Teilgebiet auch noch die einzigen GWM „hoher“ Einstufung liegen, ist die Umgebung der Förderbrunnen im Bezug auf das Natrium wesentlich vielseitiger als das übrige Untersuchungsgebiet.

Der **untere GWL** zeigt ähnliche, wenn auch weniger ausgeprägte Tendenzen Werte oberhalb der „geringen“ Klasse werden nur im Südwesten und Nordosten nachgewiesen. Im Nordosten liegt zusätzlich die einzige „hohe“ GWM, und die zahlreicheren „sehr geringen“.

Die Daten der **Wasserwerks-** (02.10.02 und 30.10.02) und **Umgebungstour** (16.10.02 und 13.11.02) dienen im folgenden Abschnitt der Darstellung der zeitlichen Variabilität. Im Allgemeinen sind die Werte relativ konstant. Die wenigen stärkeren Abweichungen erfolgten im oberen GWL an P35F und insbesondere an P24F, einer GWM im Wald mit Ergebnissen zwischen 34 und 95 mg/L Natrium. Ein Zusammenhang zwischen Schwankungen im oberen und unteren GWL ist nicht zu erkennen. Bei der Umgebungstour wurden die höchsten Werte am 13.11.02 und bei der Wasserwerkstour am 02.10.02 erfasst.

Der Verlauf der Natriumkonzentrationen in den **Tiefenprofilen** der **ML-GWM** während der **Tour Wasserwerk** (30.10.02) gestaltet sich an beiden Standorten sehr ähnlich (vgl. Profil 13 im Abbildungsband). ML-GWM VB6 liegt in jeder Tiefenstufe nur wenige mg/L unter den Werten von ML-GWM 10. Eine Ausnahme bildet die Verfilterungstiefe von 35 m unter GOK im zweiten GWL. Hier liegt der Natriumgehalt an ML-GWM VB6/6 über 10 mg/L unter dem von ML-GWM 10/6. Ansonsten liegen die Ergebnisse von VB6 am oberen Rand der „sehr niedrigen“ und die Ergebnisse von ML-GWM P10 am unteren Rand der „niedrigen“ Klasse, also unter- und oberhalb 10 mg/L. ML-GWM VB6 mit dem harmonischeren Tiefenprofil schwankt auch nur unmerklich zwischen den Messterminen, ML-GWM P10 lieferte vor allem bei den Daten der Gesamttour abweichende Ergebnisse, hier wurde die andere ML-GWM allerdings noch nicht beprobt.

Bei der genaueren Untersuchung des Absenkungstrichters **während der Tour Absenkungstrichter** (am 27.11.02 und am 11.12.02) kommt ein ähnliches Ergebnis wie bei der Gesamttour zustande (vgl. Karte 53 und 54 im Abbildungsband). Zu den schon genannten GWM des oberen GWL mit „hohen“ Werten tritt in diesem Untersuchungszeitraum noch P23F hinzu,

mit „mittleren“ Werten P06F. Insgesamt fallen sowohl die Daten des unteren als auch die des oberen etwas höher aus als beider Gesamttour. Die weiter oben formulierten Gesetzmäßigkeiten können auch für die Tour Absenkungstrichter übernommen werden. Die meisten GWM liegen in der „niedrigen“ Klasse, der obere GWL ist inhomogener und umfasst alle Klassen, und wo im unteren GWL „hohe“ Werte auftreten, gibt es sie auch im oberen GWL (P19). Allerdings zeigen nicht alle GWM des unteren GWL so hohe Natriumgehalte wie bei der Gesamttour, obwohl der obere GWL unverändert hohe Werte aufweist, so zu sehen an P6.

Die zwei Messreihen der Tour Absenkungstrichter liefern sehr unterschiedliche Daten. Vor allem im oberen GWL liegen die Ergebnisse oft über 10 mg/L auseinander. Die höheren Werte werden im oberen GWL ausschließlich und im unteren GWL größtenteils am ersten Messtermin um den 11.12.02 erzielt.

4.2.3 Calcium

Für die **Tour Umgebung** wurde die Werte an den folgenden zwei Messterminen ermittelt: 16.10.02 und 13.11.02 (vgl. die Karten 59 und 60 im Abbildungsband). Leider fehlen für einige GWM die Werte vom 02.08.02 (Gesamttour). Betrachtet man jeweils die Werte für den jeweiligen GWM, so sind nur geringfügige Unterschiede bis zu 5 mg/L, mit einer Ausnahme an GWM P40F, zwischen den einzelnen Messterminen festzustellen. Allerdings sind die Unterschiede zwischen den einzelnen GWM recht groß. Die größten Gehalte mit bis zu 110 mg/L Ca im **oberen GWL** hat P40F, die niedrigsten GWM P38F mit ca. 7 mg/L, während der Mittelwert bei ungefähr 35 - 40 mg/L Ca liegt. Im **unteren GWL** ist das ähnlich, der Spitzenwert beträgt ebenfalls 110 mg/L an P38T, der geringste Wert 7 mg/L an GWM P25T. Der Mittelwert liegt mit ca. 65 mg/L über dem des oberen GWL.

Auffällig erscheinen die starken Unterschiede zwischen oberem und unterem GWL bei den GWM 26 und 38. Oben sind die Calcium-Gehalte mit maximal 12 mg/L sehr niedrig, während die Werte unten bei diesen beiden GWM teilweise über 100 mg/L liegen.

Die Messungen für die **Tour Wasserwerk** erfolgten am 02.10.02 und am 30.10.02. Für Calcium und Magnesium ist eine Messung am 02.10.02 leider nicht erfolgt, und an den GWM P24 und P46 liegen für beide Parameter nur Werte vom 30.10.02 vor.

Im **oberen GWL** ist an den GWM P2F und P3F ein deutlicher Anstieg zwischen dem 02.08.02 und dem 30.10.02 festzustellen. Zunächst lag der Wert bei ca. 2 - 3 mg/L, um dann

am 30.10.02 auf 30 mg/L (P02F) bzw. 35 mg/L (P03F) anzusteigen. Für alle anderen GWM ist dieser Unterschied zwischen einzelnen Messterminen nicht festzustellen.

Die höchsten Messwerte erreicht GWM P39, im oberen GWL liegt der Wert bei 85 mg/L, im unteren bei 95 mg/L. GWM P46T hat einen Wert von 60 mg/L. Alle anderen GWM überschreiten einen Messwert von 40 mg/L nicht und liegen für die GWM P04F und P24T unter 10 mg/L. Der Mittelwert für den oberen GWL lautet ca. 30 mg/L, im unteren GWL liegt er mit 50 - 60 mg/L darüber. Hier muss festgehalten werden, dass durch das Fehlen einiger Messwerte der Mittelwert leicht verfälscht sein kann.

Die Messung der **ML-GWM** während der **Tour Wasserwerk** erfolgte am 02.10.02 und am 30.10.02 (Profil 15 im Abbildungsband). Für die ML-GWM VB6 wurde die Messung erst ab dem 02.10.02 durchgeführt. Für Calcium und Magnesium wurde zwar eine Messung am 02.10.02 durchgeführt, doch leider sind die Analyseergebnisse verloren gegangen, so dass für die Auswertung dieser beiden Parameter an VB6 nur die am 30.10.02 gemessenen Werte zur Verfügung stehen. Aufgrund der Anzahl der fehlenden oder nicht erfolgten Messungen ist die Betrachtung der Mittelwerte problematisch und erfolgte daher nicht.

Im **oberen GW-Leiter** sind die Messwerte für den ML-GWM VB6 recht einheitlich und liegen zwischen 2,5 und 10 mg/L. Für ML-GWM P10 sind die Werte bis auf GWM 10/4 mit 7,5 mg/L insgesamt höher und erreichen als Höchstwert 40 mg/L an ML-GWM P10/2. Die Schwankungen zwischen den einzelnen Messterminen sind gering.

Im **unteren GW-Leiter** sind die Werte uneinheitlicher als im oberen GWL. So ist zum Beispiel am 02.08.02 an ML-GWM P10/6 der hohe Wert von 42 mg/L zu verzeichnen, der am 30.10.02 nur noch bei 3 mg/L liegt. 42 mg/L erreicht am 30.10.02 der ML-GWM VB6. Die anderen Werte im unteren GWL liegen zwischen 7 mg/L und 13 mg/L.

Die Betrachtung des **Tiefenprofiles** während der **Tour Wasserwerk** am 30.10.02 zeigt für die ML-GWM 10 einen sehr schwankenden Verlauf (vgl. Profil 15 im Abbildungsband). Beginnend mit 12 mg/L in einer Tiefe von 5 - 7 m steigt der Gehalt in der nächsten Tiefenstufe (9 - 12 m) schnell auf 35 mg/L an, um dann wieder auf 8 mg/L in 17 - 20 m abzusinken. Danach beginnt ein erneuter starker Anstieg bis zum Höchstwert in 33 - 37 m Tiefe mit über 42 mg/L. Hier befinden wir uns bereits im unteren GW-Leiter. In einer Tiefe von 47 - 51 m liegt der Gehalt nur noch bei 11 mg/L. Die Messwerte für ML-GWM VB6 schwanken hingegen kaum. Die Spanne liegt zwischen 2 mg/L und 12 mg/L und die Verteilung im Tiefenprofil erscheint gleichmäßig.

Der **Profilschnitt** zwischen den GWM P24 und P46 bei der **Tour Wasserwerk** (30.10.02) zeigt für die Calciumgehalte im oberen und unteren GWL eine ähnliche Verteilung an Calcium. Im Bereich der ML-GWM VB6 und der GWM P24 liegen die Calciumgehalte sowohl im oberen als auch im unteren GWL mit 0 bis 10 mg/L im unteren Bereich. Etwas höhere Werte treten dagegen bei den GWM P6 und P46 und der ML-GWM 10 mit 30 bis 50 mg/L vor allem im unteren GWL auf. Die übrigen GWM liegen mit Calciumgehalten von 10 bis 30 mg/L dazwischen. Auffällig ist, dass die Calciumgehalte im Filterbereich der GWM P1, P2 und P3 gegenüber den umliegenden GWM leicht erhöht, die an GWM P4 dagegen etwas geringer sind.

Praktisch alle GWM in Bereich des Absenkungstrichters (**Tour Absenkungstrichter** am 27.11.02 und am 11.12.02) weisen im **oberen GWL** Calciumgehalte zwischen 0 und 10 mg/L auf. Westlich der Autobahn steigen die Gehalte langsam an. Dabei konnten an den GWM P39 und P40 die höchsten Calcium-Gehalte von mehr als 70 mg/L bzw. 90 mg/L nachgewiesen werden.

Die Verteilung der Calciumgehalte verhält sich im **unteren GWL** ähnlich wie im oberen. Die wasserwerksnahen GWM zeichnen sich durch geringe Gehalte an Calcium aus, während die GWM zwischen der Autobahn und dem Süd-Nord-Kanal höhere Werte aufweisen. Im Unterschied zum oberen GWL liegen, mit Ausnahme der GWM P48, die Ca-Gehalte einiger GWM deutlich höher als im oberen GWL. Die GWM P34, P43, P39, P38, P40 und P45 bilden einen von Nord nach Süd verlaufenden Bereich mit Calciumgehalten von mehr als 70 bis 120 mg/L.

4.2.4 Magnesium

Die Analyseergebnisse der Magnesiumgehalte wurden für die Auswertung in folgende Kategorien eingeteilt:

0 – 3 mg/L entspricht einem sehr niedrigen,
3 – 6 mg/L entspricht einem niedrigen,
6 – 9 mg/L entspricht einem mittleren und
9 – 20 mg/L entspricht einem hohen Magnesiumgehalt.

Während der **Gesamttour** am 02.08.02 ergab sich beim Vergleich der Magnesiumgehalte ein ähnliches Bild wie beim Calcium (vgl. die Karten 59, 60, 63 und 63 im Abbildungsband). Die Magnesium-Gehalte des **oberen GWL** sind im Gegensatz zum unteren GWL eher heterogen verteilt. Im Nahbereich des Wasserwerkes und an einigen entfernteren GWM (P33, P39, P40 und P43) sind mit 6 bis 9 mg/L höhere Werte zu verzeichnen, als im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Nordwestlich des Wasserwerkes konnte an P52 mit 9 bis 20 mg/L der höchste Magnesiumgehalt festgestellt werden.

Die räumliche Verteilung der Magnesiumwerte im **unteren GWL** verhält sich wesentlich homogener als im oberen GWL. Der östliche Bereich des Unter-suchungsgebietes weist mit Ausnahme des Nahbereiches des Wasserwerkes (P52 und P6) überall niedrige Werte von 0 bis 3 mg/L auf. Der östliche Bereich des Untersuchungsgebietes zeichnet sich dagegen durchweg durch höhere Magnesiumgehalte aus. Diese liegen vor allem im Wertebereich zwischen 6 und 9 mg/L.

Bei der **Umgebungstour** (am 16.10.02 und am 13.11.02) sind zwischen den einzelnen Messterminen nur geringe Unterschiede bei den Calciumwerten festzustellen. Die größten Differenzen betragen maximal 5 mg/L Mg zum Beispiel an P25F und P33T. Im **oberen GW-Leiter** fällt GWM P35F mit einem Wert von bis zu 20 mg/L heraus, während die Werte für die anderen GWM alle im Bereich des Mittelwertes von ca. 15 mg/L bzw. leicht darunter liegen. Dem hohen Wert im oberen GWL steht mit 2 mg/L an GWM 35T ein sehr geringer Wert im **unteren GW-Leiter** entgegen. Alle übrigen GWM im unteren GWL schwanken leicht um den Mittelwert von 5 - 7 mg/L.

Die Untersuchungen im Laufe der **Tour Wasserwerk** ergab einen deutlichen Anstieg der Magnesiumgehalte an den folgenden vier GWM: P02F, P03F und P46F im oberen und P46T im unteren GW-Leiter. Am 02.08.02 liegen alle vier Werte im Bereich von 0,2 mg/L, um am 30.10.02 auf 4,3 mg/L (P02F), 7,3 mg/L (P03F), 6,8 mg/L (P46F) bzw. 8 mg/L (P46T) anzusteigen.

Die höchsten Werte im **oberen GW-Leiter** erreichen GWM 06F mit 10,2 - 11,0 mg/L und 24 F mit 10 mg/L Magnesium. Der Mittelwert für den ersten Messtermin beträgt 2,3 mg/L, für den letzten Termin knapp 6 mg/L.

Im **unteren GW-Leiter** haben ebenfalls GWM P6T und P24T die Höchstwerte mit 12 mg/L bzw. 11 mg/L. Der Mittelwert liegt mit 5 mg/L am 02.08.02 und 9 mg/L am 30.10.02 über dem des oberen GW-Leiters.

Im Vergleich zu den Calciumgehalten verhält sich die Verteilung der Magnesiumwerte im **oberen GWL** während der **Tour Wasserwerk** am 02.10.02 und am 30.10.02 deutlich heterogener. Weite Teile des Untersuchungsgebietes weisen mittlere Mg-Gehalte von 6 bis 9 mg/L auf, während besonders die GWM im Nahbereich des Wasserwerkes Haren-Düne mit 9 bis 20 mg/L deutlich höhere Werte aufweisen. Dieser Bereich wird im Westen von einer Zone mit geringeren Magnesiumgehalten von 0 bis 3 mg/L umgeben (P7, P8, P19 und P24).

Ähnlich wie im oberen GWL liegen die Magnesiumwerte im **unteren GWL** für den größten Teil des Untersuchungsgebietes bei 6 bis 9 mg/L. Nur P18 und P24 liegen mit 9 bis 20 mg/L darüber. Die ML-GWM 10/7 und das umliegende Gebiet nördlich des Wasserwerkes weisen geringere Magnesiumgehalte von weniger als 6 mg/L auf.

Die Messungen an den **ML-GWM** der **Tour Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) zeigten im **oberen GW-Leiter** bei den GWM P10/1 und P10/5 starke Schwankungen zwischen den beiden Messungen. ML-GWM P10/1 liegt am 02.08.02 zunächst bei 1,2 mg/L und steigt am 30.10.02 auf 13 mg/L, während an ML-GWM P10/5 der Vorgang umgekehrt ist und von 17 mg/L am 02.08.02 auf 2,2 mg/L am 30.10.02 absinkt. Die übrigen Werte für ML-GWM P10 liegen im Bereich von 6 - 8 mg/L. Die Werte für VB6 sind um das zwei- bis dreifache höher, der Höchstwert beträgt 37 mg/L Magnesium. Eine Ausnahme macht VB6/2 mit nur 5 mg/L Mg und einer Filtertiefe von 9 - 11 Meter.

Im **unteren GW-Leiter** zeigen die ML-GWM P10/ und P10/7 einen Anstieg der Messwerte vom 02.08.02 zum 30.10.02 hin. Die Werte lauten 2,6 mg/L bzw. 0,5 mg/L und bei der Messung im Herbst 10,5 mg/L bzw. 14 mg/L. Für den ML-GWM VB6/6 wird am 30.10.02 25 mg/L Magnesium festgestellt. Auffällig erscheint dann der Wert für den 10 Meter tiefer verfilterten ML-GWM VB6/7 mit nur 0,5 mg/L.

Beim **Tiefenprofil** der **Tour Wasserwerk** liegen am 30.10.02 die Magnesiumgehalte im unteren GWL mit 9 bis 40 mg/L prinzipiell etwas höher als im oberen GWL. Hier treten vorwiegend Magnesiumgehalte bis 9 mg/L auf. Ausnahmen sind die ML-GWM VB6 und P24. Einige GWM (P01, P02, P04, P46 und ML-GWM P10) weisen im Bereich der Verfilterung

deutlich geringere Magnesiumgehalte auf, als in den umliegenden Zonen. Insgesamt stellt sich die Verteilung des Magnesiums als sehr heterogen dar.

Beide ML-GWM zeigen für die Magnesiumgehalte eine sehr ungleichmäßige Verteilung im **Tiefenprofil**, das während der Tour Wasserwerk am 30.10.02 untersucht wurde (vgl. dazu Diagramm 26 im Abbildungsband). ML-GWM P10 schwankt im **oberen GWL** zwischen 2 mg/L und 13 mg/L, wobei der höchste Wert in der obersten Verfilterungsstufe gemessen wurde. Im **unteren GWL** erfolgt dann ein plötzlicher Anstieg auf 25 mg/L (33 - 37 m), gefolgt von einem starken Abfall des Gehaltes in 47 - 51 m auf nur 0,6 mg/L.

ML-GWM VB6 hat in 5 - 7 m zunächst einen Mg-Gehalt von 24 mg/L , der dann auf 5 mg/L in 7 - 12 m absinkt. Die Gehalte der nächsten drei Verfilterungsstufen des oberen GWL schwanken nur wenig bei 33 - 38 mg/L. Im unteren GWL sinken die Werte auf 10 mg/L (33 - 37 m), bzw. 14 mg/L (47 - 51 m) ab und verhalten sich dementsprechend einheitlich.

4.2.5 Eisen

Die Messergebnisse für Eisen wurden für die Beurteilung in folgende Kategorien eingeteilt:

0 – 0,2 mg/L entspricht einem sehr geringen,
0,2 – 10 mg/L entspricht einem geringen,
10 – 20 mg/L entspricht einem mittleren,
20 – 30 mg/L entspricht einem hohen,
30 – 40 mg/L entspricht einem sehr hohen und
40 – 60 mg/L entspricht einem äußerst hohen Eisengehalt.

Betrachtet man die Ergebnisse der **Gesamttour** (02.08.02), ist festzustellen das mehrere GWM im **oberen GWL** den Eisengehalt um ein vielfaches überschreiten (vgl. dazu Karte 15 im Abbildungsband). GWM P26F (60,75 mg/L) und P46F (56,25 mg/L) liegen um ein 24-faches bzw. 22-fache über dem vorgesehenen Wert. Hohe Eisengehalte zeigen auch die GWM P8F und P36F mit über 30 mg/L. Sehr niedrige Eisengehalte sind bei P04F, P18F, P20F uns P 52F zu finden, die Gehalte liegen unter 0,1 mg/L. Vergleicht man die mehrmals gemessenen Pegel im zeitlichen Verlauf, ist kein Trend zu erkennen. Die Mittelwerte der Eisengehalte der GWM an den verschiedenen Messterminen schwanken kaum.

Der maximale Eisengehalt im **unteren GWL** ist hier bei P38T festzustellen, mit 27, 9 mg/L. Ebenfalls Eisengehalte über 20 mg/L wurden bei den GWM P26T, P45T und P48T gemessen. Diese Ergebnisse decken sich auch mit der Karte der Eisengehalte der Gesamttour (28.07.02 - 03.08.02) des unteren GWL (vgl. Karte 15 und 16 im Abbildungsband). Um das „Versener Moor“ und dem „Wesuwer Moor“ sind die höchsten Eisengehalte zu finden (P48T, P38T,P45T). GWM P26T liegt nicht in der Nähe des Moores. Die niedrigsten Eisengehalte sind südlich von „Altharen“ zu finden.

Auch im **unteren GWL** lässt sich keine zeitliche Abfolge der Eisengehalte begründen. Die Mittelwerte der einzelnen Messtermine sind fast gleich, der Mittelwert der Eisengehalte bei der **Tour Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) beträgt ca. an allen Terminen 14 mg/L. Im unteren GWL gibt es im Gegensatz zum oberen weniger Ausreißer mit extremen Werten, allerdings liegen die Eisengehalte insgesamt höher.

Um eine mögliche Tiefenabhängigkeit festzustellen, betrachtet man die **Tiefenverteilung** der Eisengehalte an den **ML-GWM** während der Tour Wasserwerk (30.10.02). Im **oberen GWL** der ML-GWM P10 sind die Werte niedriger, als im unteren GWL (vgl. Diagramm 24 im Abbildungsverzeichnis). Bei den ML-GWM P10/1 und P10/2 lässt sich das Eisen kaum feststellen, die Werte liegen bei ca. 0,2 mg/L bzw. sind nicht nachzuweisen. Im **unteren GWL** bei der ML-GWM 10/6 beträgt der Eisengehalt ca. 16,0 mg/L. Bei der ML-GWM VB6 lässt sich dieser Trend nicht nachvollziehen. VB6/1 und VB6/2 beträgt der Wert ca. 24 mg/L bzw. 9 mg/L. Der Eisengehalt im unteren GWL ist niedriger. Betrachtet man die anderen GWM auf eine Beziehung zwischen oberem und unterem GWL, ist in den Messreihen kein Zusammenhang festzustellen. Auffällig ist, dass bei der ML-GWM VB6 die Eisengehalte am 02.10.02 immer am höchsten sind.

Bei der **Tour Absenktrichter** (27.11.02 und 11.12.02) wurde der Absenktrichter genauer untersucht (siehe Karte 17 und 18 im Abbildungsverzeichnis). Im **oberen GWL** sind dort sehr niedrige Eisengehalte unter 1 mg/L zu finden. Ausnahmen sind nur die GWM P6F, P7F und besonders P8F mit einem Eisengehalt von über 40 mg/L. Ein sehr hoher Eisengehalt wird auch im **unteren GWL** bei GWM P8T erreicht. Hier beträgt der Eisengehalt am 11.12.02 fast 65 mg/L.

4.2.6 Mangan

Die analysierten Mangangehalte wurden zur Beurteilung in folgenden Klassen eingeteilt:

0 – 0,05 mg/L entspricht einem sehr geringen,
0,05 – 0,2 mg/L entspricht einem geringen,
0,2 – 1 mg/L entspricht einem mittleren und
1 – 2 mg/L entspricht einem hohen Mangangehalt.

Unsere Untersuchungen des Grundwassers im Einzugsgebiet der Trinkwassergewinnung Haren-Düne wiesen bis auf wenige Ausnahmen bei der **Gesamttour** (02.08.02) eine Mangan-Konzentration über 0,05 mg/L auf (vgl. Karte 19 und 20 im Abbildungsverzeichnis). Lediglich den GWM P01F und P37F im flach verfilterten Bereich können Mangankonzentrationen unter 0,05 mg/L zugeordnet werden. Die gemessene Maximal-Konzentration im **oberen GWL** wurde am Messstandort P52F mit einer Konzentration von 1,56 mg/L ermittelt. Auch die Proben der Standorte P06F, P08F, P35F, P40F, P46F und P52Fzeichneten sich durch Konzentrationen über 1,0 mg/L Mangan aus. Im tief verfilterten Bereich fiel lediglich die GWM P48T durch eine Konzentration von 1,11 mg/L Mangan auf.

Im tief verfilterten Bereich (**unterer GWL**) der Gesamttour lagen alle gemessenen Konzentrationen über 0,05 mg/L. Die minimale Konzentration von 0,11 mg/L im tief verfilterten Bereich wurde an der GWM VB6/7 gemessen. Am Standort P01 konnte über den gesamten Zeitraum kein Mangan nachgewiesen werden.

Bei der **Umgebungstour** (16.10.02 und 13.11.02) liegt der Mittelwert für Mangan nahe an 0,5 mg/L im oberen wie auch im unteren GWL. Wobei es jedoch starke Abweichungen vom Mittelwert nach oben an den GWM P35F und P40F sowie starke Abweichungen nach unten an P33F und P38F gibt. Im **unteren GWL** ist die Schwankungsbreite der ermittelten Werte wesentlich geringer, bis auf P38T weichen diese nur wenig vom Mittelwert ab.

Ein ähnliches Bild zeichnet sich in der Werteverteilung der **Touren Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) und **Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) ab. Im oberen Stockwerk schwanken die Werte zwischen 0,0 und 1,7 mg/L. Dagegen weichen die Werte des unteren GWL nur geringfügig vom Mittelwert 0,4 mg/L ab. Jedoch weichen die Werte im oberen Bereich des Absenkungstrichters häufiger vom Mittelwert ab.

Beim Betrachten des **Tiefenprofils** während der **Tour Wasserwerk** (30.10.02) konnte für den Parameter Eisen anhand des Diagrammes 24 (im Abbildungsband) kein eindeutiger Trend zu erkennen. Die ML-GWM VB6 lässt eine Abnahme von den flachen Verfilterungen im Bereich von 8 m Tiefe mit 0,18 mg/L zur nächsten in 10 m Tiefe mit 0,08 mg/L erkennen. Ab der 14 m tiefen Verfilterung ist kein Mangan im Grundwasser vorhanden. Die ML-GWM P10 zeigt ein ganz anderes Bild. In den beiden oberen Verfilterungen 8 und 10 m Tiefe konnte kein Mangan nachgewiesen werden, aber ab 14 m Tiefe zeigen sich stark schwankende Werte mit steigender Tiefe. Die Konzentrationen reichen von 0,18 mg/L in 14 und 49 m Tiefe und bis zu 0,8 mg/L in 22 m Tiefe, d.h. bis 22 m Tiefe steigen die Werte an und bis 49 m Tief sinken sie wieder ab.

4.2.7 Ammonium

Die Ammoniummessungen wurden zur besseren Beurteilung wie folgt klassifiziert:

0-0,5 mg/L entspricht einem sehr geringen,
0,5-2 mg/L entspricht einem geringen,
2-4 mg/L entspricht einem mittlerem,
4-6 mg/L entspricht einem hohen und
6-12 mg/L entspricht einem sehr hohen Ammoniumgehalt.

Die Mittelwerte des oberen und unteren GWL liegen im oberen bei 1,7 mg/L und im unteren bei 2,1 mg/L, also im „geringen“ und „mittleren“ Bereich. Die Verteilung der Daten ist im oberen GWL allerdings weitgefächerter mit Minimum und Maximum bei 0,1 und 10,5 mg/L als im unteren GWL mit einem Minimum von 0,2 mg/L und einem Maximum von 4,8 mg/L. 40% der im unteren GWL beprobten GWM werden als „gering“, 30% als „hoch“, 20% als „sehr gering“ und 10% als „mittel“ eingestuft. Im oberen GWL verteilen sich 80% auf die „geringe“ und „sehr geringe“ Klasse, die übrigen GWM liegen in den höheren Klassen. Die „sehr hohen“ GWM des oberen GWL kommen allein auf Moorstandorten vor (P38F und P45F), die „hohen“ auf Acker- und Moorstandorten (P39F, P40F, P43F und P48F), Moorstandorte mit niedrigeren Werten kommen nicht vor. Allen diesen GWM mit mindestens „hohen“ Ammoniummessungen im oberen GWL ist gemeinsam, dass sie im unteren GWL mindestens „mittlere“ Werte besitzen, meist sogar „hohe“.

Eine umgekehrte Beschreibung ist dieses Mal auch nicht möglich. „Hohe“ und auch „mittlere“ Messungen kommen im unteren GWL noch an anderer Stelle vor (P26T, P33T, P34T, P46T und P52T). Alle diese höher als „geringen“ GWM liegen in unserem Untersuchungsgebiet auf der westlichen Seite mit den östlichsten GWM P33T, P46T und P52T. Die „sehr geringen“ GWM konzentrieren sich südlich von „Altharen“ und „Neue Düne“ in der Nähe der Förderbrunnen, umgeben und durchsetzt mit GWM „geringer“ Ammoniumkonzentrationen.

Die Datenreihen der **Umgebungs-** und **Wasserwerkstour** unterliegen relativ großen Schwankungen. Die niedrigsten Schwankungen wurden direkt am Wasserwerk gemessen (P01 – P04F). Die größte Schwankung beider GWL an P38, einem Ackerstandort in ehemaligem Moorgebiet. Die größeren Variationen liegen an den GWM mit höheren Ammoniumgehalten. Vergleicht man die Messtermine, so ist kein einheitliches Muster zu erkennen.

Bei der genaueren Untersuchung des Absenkungstrichters während der **Tour Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) können die oben gewonnenen Erkenntnisse bestätigt werden (vgl. die Karten 27 und 28 im Abbildungsband). Die Ergebnisse liegen in beiden GWL im Grenzbereich von „sehr geringer“ und „geringer“ Klassifizierung und unterliegen nur sehr kleinen Schwankungen.

Die **ML-GWM** verlaufen im **Tiefenprofil** (**Tour Wasserwerk** am 30.10.02) beide im „sehr geringen“ Wertebereich (siehe dazu Diagramm 25 im Abbildungsband). Die ML-GWM P10 hat etwas höhere Ammoniumgehalte und einen etwas unstetigeren Verlauf als die ML-GWM VB6. Beide ML-GWM unterliegen keinen nennenswerten Schwankungen in Bezug auf die verschiedenen Messtermine.

4.3 Anionen

4.3.1 Chlorid

Zur besseren Beurteilung wurden die gemessenen Chloridgehalte in folgende Klassen eingeteilt:

0 – 20 mg/L entspricht einem niedrigen,
20 – 40 mg/L entspricht einem mittleren,

40 – 60 mg/L entspricht einem hohen und

60 – 250 mg/L entspricht einem sehr hohen Chloridgehalt.

Wie an den Karten 47 und 48 (im Abbildungsband) der **Umgebungstour** vom 16.10.02 und vom 13.11.02 zu sehen ist, ist im Vergleich mit der Gesamttour am 02.08.02 der höchste Chloridgehalt im **oberen GWL** zu verzeichnen. Durchschnittlich war am 02.08.02 mit 46,2 mg/L doppelt soviel Chlorid in den Grundwasserproben, wie am 13.11.02 mit 24,8 mg/L und etwa 3 mal so viel wie am 16.10.02 mit 14.2 mg/L. Der Maximalwert der Chloridgehalte ist am 02.08.02 an der GWM P26F mit 85,66 mg/L gemessen worden. Der Minimalwert wurde am 16.10.02 an der GWM P35F gemessen und betrug dort nur 0,94 mg/L.

Bei den Messungen im **unteren GWL** sind zwar ebenfalls am 02.08.02 durchschnittlich am meisten Chloride im Grundwasser gewesen, doch die Werte der anderen beiden Termine fallen nicht so weit zurück, wie im oberen GWL. Das Maximum von 82,57 mg/L wurde zwar auch wieder am 02.08.02 gemessen und zwar an der GWM P25T, aber am 16.10.02 wurde an der GWM P26T ebenfalls ein sehr hoher Wert von 46,6 mg/L gemessen. Das Minimum von 3,89 mg/L wurde, wie schon bei den flachen GWM an der GWM P35F am 16.10.02 gemessen. Die Durchschnittswerte zeigen, dass am 02.08.02 mit 29,65 mg/L etwa 1,7 mal so viel Chlorid im Grundwasser war, wie am 16.10.02 und etwa 2,2 mal so viel, wie am 13.11.02.

An den Pegelgrafiken der **Tour Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) des **oberen GWL** ist zu sehen, dass am 02.08.02 am meisten Chloride im Grundwasser nachgewiesen werden konnten. De einzige Ausnahme ist die GWM P24F an der am 30.10.02 mit 39,14 mg/L mehr Chlorid gemessen wurde, als am 02.08.02 mit 34,66 mg/L.

Die Grafiken der **flachen GWM** zeigen, dass die Chloridwerte am 02.08.02 im Durchschnitt mit 38,28 mg/L ca. doppelt so hoch waren, wie am 30.10.02 mit 23,2 mg/L und etwa 2,5 mal so hoch, wie am 02.10.02 mit 16,20 mg/L. Die GWM P06F hat insgesamt an allen drei Terminen das Maximum der Chloridwerte erreicht. Das Minimum ist an der GWM P39F mit 8,17 mg/L am 02.10.02 zu verzeichnen gewesen. Die GWM P46F wies am 02.10.02 keinerlei Chloride auf.

Die Werte des **unteren GWL** zeigen ebenfalls, dass am 02.08.02 das meiste Chlorid in den Grundwasserproben war. Das Maximum der drei Termine war am 02.08.02 mit 41,26 mg/L an der GWM P39T zu verzeichnen gewesen. An der GWM P46T wurden am 02.10.02 keine Chloride nachgewiesen und am 30.10.02 mit 1,26 mg/L nur minimale Spuren davon.

Die Durchschnittswerte zeigen, dass am 02.08.02 mit 29,3 mg/L etwa 2 mal so viel Chloride im Grundwasser waren, wie an den anderen beiden Terminen, an denen nur 13 mg/L nachgewiesen wurden.

Die Ergebnisse des **oberen GWL** bei der **Tour Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) zeigen, dass die Chloridwerte an den beiden Messterminen sehr gleichmäßig verteilt waren. Der Durchschnittswert am 27.11.02 betrug 18,55 mg/L und der am 11.12.02 22,14 mg/L. Damit sind die Werte hier durchschnittlich wesentlich gleichmäßiger, als bei den anderen Touren. Allerdings ist auch bei dieser Tour die Differenz zwischen Maximal- und Minimalwert mit 83,35 mg/L sehr groß.

Die einzige GWM die wesentlich höhere Chloridwerte aufwies, ist P24F. Hier wurden sowohl am 27.11.02 mit 52,52 mg/L und vor allem am 11.12.02 mit 86,04 mg/L im Vergleich zu den anderen Werten dieser Messtour erhöhte Werte gemessen. Die Werte der GWM P24F sind auch im Vergleich mit den Messwerten dieser GWM an den Terminen der Wasserwerktour erheblich höher.

Auch im **unteren GWL** waren die Ergebnisse sehr gleichmäßig verteilt, was auch den Durchschnittswerten zu entnehmen ist. Der Wert für den 27.11.02 betrug 15,0 mg/L und der für den 11.12.02 17,7 mg/L. Auffällig ist hingegen, dass in den Proben der GWM P24T wesentlich weniger Chlorid nachgewiesen werden konnte, wie in der GWM P24F. Dies war besonders auffällig am 11.12.02, wo die Differenz 78,8 mg/L betrug.

4.3.2 Hydrogencarbonat

Die gemessenen Gehalte an Hydrogencarbonat wurden für die Beurteilung in folgenden Klassen eingeteilt:

0 – 150 mg/L entspricht einem niedrigen,
150 – 300 mg/L entspricht einem mittleren,
300 – 450 mg/L entspricht einem hohen und
450 – 600 mg/L entspricht einem sehr hohen Hydrogencarbonatgehalt.

Die Schwankungen der Hydrogencarbonatgehalte zwischen den unterschiedlichen Messterminen (16.10.02 und 13.11.02) der **Tour Umgebung** sind sehr gering, mit Ausnahme von GWM P26T, wo zwischen dem 02.08.02 mit einem HCO_3^--Gehalt von 100 mg/L und den

beiden anderen Messtagen mit einem Wert von 400 mg/L ein Unterschied von 300 mg/L vorliegt. GWM P40F zeigt eine Abnahme von ca. 90 mg/L am 13.11.02 gegenüber dem Wert am 02.08.02, wo mit 450 mg/L der höchste Wert für den **oberen GWL** erreicht wurde. Ausser dieser GWM und der GWM P43F mit 180 mg/L bleiben die Werte für den oberen GWL im Mangelbereich von 0 - 20 mg/L oder liegen nur leicht darüber. Der Mittelwert beträgt knapp 100 mg/L.

Die während der **Umgebungstour** gemessenen Hydrogencarbonatgehalte im oberen GWL sind ziemlich homogen verteilt. Mit Ausnahme von GWM P40, die einen HCO_3^--Gehalt zwischen 450 und 600 mg/L verzeichnete, liegen die Hydrogencarbonat-Gehalte im gesamten Untersuchungsgebiet auf einem niedrigen Niveau von 0 bis 150 mg/L HCO_3^-. Auffällig ist, dass P40F sowohl beim Calcium als auch beim Hydrogencarbonat den höchsten gemessenen Wert aufweist.

Im **unteren GWL** erreichen gleich vier GWM (P26T, P38T, P40T, P43T) den hohen Wert von 400 mg/L Hydrogencarbonat und mehr. GWM P25T liegt im Mangelbereich, während P33T und P35T mit 50 - 70 mg/L nur leicht darüber liegen. Der Mittelwert liegt bei ca. 230 mg/L.

Die räumliche Verteilung an Hydrogencarbonat im unteren GWL verhält sich ähnlich der im oberen GWL. Dabei teilt sich das Untersuchungsgebiet in einen Bereich mit niedrigem Hydrogencarbonat-Gehalt in Wasserwerksnähe und in einen Bereich mit hohem Hydrogencarbonat-Gehalt zwischen Autobahn und Süd-Nord-Kanal auf.

Bei der **Tour Wasserwerk** (02.10.02 und 30.10.02) konnte im **oberen GWL** nur die GWM P39F festgestellt werden, die mit 250 - 270 mg/L deutlich aus dem Mangelbereich von 0 - 20 mg/L heraustritt. Hinzu kommt GWM P01F mit 75 mg/L an zwei Messtagen und P24F an einem Messtag mit 55 mg/L. Alle anderen fünf GWM nehmen Werte unter 20 mg/L an. Der Mittelwert liegt bei 30 - 55 mg/L Hydrogencarbonat.

Es ist ein leichter Anstieg zum Herbst zu festzustellen. Dies gibt auch für den unteren GWL. Den Höchstwert erreicht ebenfalls GWM P39T mit bis zu 375 mg/L. Die Schwankungen zwischen erster Messung und den beiden späteren Messungen sind an den anderen GWM des unteren GWL relativ hoch. An P6T beträgt der erste Wert 20 mg/L, die beiden anderen lauten 125 mg/L bzw. 110 mg/L. An P46T ist der erste Wert 60 mg/L, die beiden anderen lauten 245 mg/L und 235 mg/L. Der Mittelwert ist höher als im oberen GWL und beträgt 115 mg/L am 02.08.02 und 200 mg/L bzw. 195 mg/L an den beiden anderen Messterminen.

Beim Vergleich der beiden **ML-GWM** der **Wasserwerkstour** (02.10.02 und 30.10.02) konnten wir drei Ausnahmen feststellen (siehe Diagramm 17 im Abbildungsband). An dieser Stelle seinen die Messwerte vom 02.10.02 und 30.10.02 erwähnt, da diese teilweise deutlich angestiegen sind. Als Beispiele für den **oberen GWL** seien erwähnt: GWM VB 6/2 mit 7,5 mg/L am 02.10.02 und 47 mg/L am 30.10.02 oder VB 6/3 mit 3 mg/L am 02.10.02 und 45 mg/L am 30.10.02. An der ML-GWM GWM 10 ist der Anstieg im unteren GWL viel höher als im oberen GWL, wo die größte Differenz an GWM 10/3 13 mg/L beträgt, wobei der Mangelbereich von 0-20 mg/L aber nicht überschritten wird.

Im **unteren GWL** ist zum Beispiel an GWM P10/7 (Filtertiefe 47-51 m) am 02.08.02 ein Wert von 7 mg/L festzustellen, der am 02.10.02 auf 47 mg/L steigt und dann am 30.10.02 leicht auf 41 mg/L absinkt. Auffälligste Ausnahme stellt GWM 10/2 mit einer Filtertiefe von 9 - 11 Meter dar. Hier ist mit fast 50 mg/L am 02.08.02 zunächst ein sehr hoher Wert gemessen worden, der an den folgenden Messterminen bis auf 6 mg/L in den Mangelbereich für Hydrogencarbonat absinkt. Insgesamt betrachtet liegen 26 Messwerte unterhalb der kritischen Grenze von 20 mg/L und nur neun darüber, wobei der Maximalwert 49,5 mg/L beträgt.
Die Hydrogencarbonatgehalte an den **ML-GWM**, die während der **Tour Wasserwerk** am 30.10.02 an den **Tiefenprofilen** untersucht wurden, verhalten sich im Gegensatz zu Calcium und Magnesium sehr homogen (vgl. dazu Diagramm 23 im Abbildungsband). Abgesehen von einem geringfügig höheren Hydrogencarbonatgehalt im unteren GWL (150 bis 300 mg/L) bei GWM P46 liegt der Gehalt an Hydrogencarbonat bei den übrigen beprobten GWM der Tour Wasserwerk um 0 bis 150 mg/L (vgl. Profil 9 im Abbildungsband).

Die Gehalte für Hydrogencarbonat schwanken im **oberen GWL** von ML-GWM P10 leicht zwischen 7 mg/L und 17 mg/L. In 33 - 37 m Tiefe sinkt der Wert auf 1,5 mg/L ab, um dann in der untersten Verfilterung (47 - 51 m) sehr stark auf 45 mg/L anzusteigen. Für den ML-GWM VB6 liegen die Gehalte im oberen GWL zunächst höher (bei 32 - 47 mg/L), beginnen aber ab einer Tiefe von 17 - 20 m (17 mg/L) wieder deutlich zu sinken und erreichen in 22 - 24 m den niedrigen Wert von 7 mg/L.

Für den **unteren GWL** erkennt man den gleichen Verlauf wie bei ML-GWM P10. Die Gehalte nehmen stark zu und erreichen in 47 - 51 m mit 45 mg/L ebenfalls einen sehr hohen Wert. Sowohl im oberen, als auch im unteren GWL weisen sämtliche GWM Hydrogencarbonatgehalte zwischen 0 und 150 mg/L auf.

Die **Tour Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) zeigt für die ML-GWM P10/1 im oberen und die GWM P10/7 und P24T im unteren GWL Schwankungen von bis zu 30 mg/L

Hydrogencarbonat zwischen den beiden Messungen. Bei den ML-GWM P10/1 und 10/7, die ja nur wenige Meter auseinander liegen, sind die Werte bezüglich der beiden Messtermine genau umgekehrt.

Betrachtet man den **oberen GWL**, so sind nur ML-GWM P10/1 am 11.12.02 mit 45 mg/L und GWM P01F mit über 80 mg/L deutlich über dem Mangelbereich für Hydrogencarbonat von 0 - 20 mg/L. An allen GWM liegen die Werte entweder nur leicht über diesem Bereich, zumeist aber doch sehr deutlich in diesem Mangelbereich. Verdeutlicht wird diese Tatsache durch den Mittelwert, der 12 mg/L für den 27.11.02 und 16 mg/L für den 11.12.02 beträgt.

Im **unteren GW-Leiter** liegt der Mittelwert über dem Mangelbereich, allerdings diesmal am ersten Messtermin mit 47 mg/L höher als am zweiten Termin mit nur 33 mg/L Hydrogencarbonat. Es sorgen jedoch lediglich zwei GWM (ML-GWM P10/7 und P24T) für diesen großen Unterschied zwischen beiden Terminen. Insgesamt zeigen die tief verfilterten GWM relativ große Schwankungen untereinander, P06T erreicht 110 mg/L, P18T über 70 mg/L und P29T weniger als 5 mg/L. Auffällig sind GWM P06 und P18 bezüglich der starken Unterschiede zwischen oberem und unterem GWL. Im unteren GWL sind die Werte wie oben erwähnt hoch, im oberen liegen sie unter 5 mg/L.

4.3.3 Nitrat

Die Nitratwerte wurden in folgende Klassen eingeteilt:

0 - 25 mg/L entspricht einem geringen,
25 - 50 mg/L entspricht einem mittleren,
50 - 75 mg/L entspricht einem hohen und
> als 75 mg/L entspricht einem sehr hohen Nitratgehalt.

Bei der **Gesamttour** (02.08.02) wird der Mittelwert des oberen GWL mit 37 mg/L in den „mittleren“ Bereich eingeordnet, der untere bleibt mit 24 mg/L gerade noch in der „geringen“ Einstufung. Trotz des niedrigeren Mittelwerts, liegt das Maximum im unteren GWL (159 mg/L im oberen zu 131 mg/L im unteren). Der Großteil der GWM beider GWL wird in „geringe“ Klasse eingeteilt, über 50% im oberen, circa 75% im unteren. Die übrigen GWM verteilen sich im oberen GWL auf die restlichen Klassen, im unteren nur auf die „mittlere“ und „sehr hohe“ Klasse.

Ein Zusammenhang zwischen Flächennutzung und hohen oder niedrigen Werten im oberen GWL geht nicht aus unseren Daten hervor. Ebenfalls kann man weder von hohen Werten im oberen GWL auf hohe Werte im unteren schließen, noch ist der umgekehrte Sachverhalt ersichtlich.

„Hohe“ und „sehr hohe“ Nitratkonzentrationen wurden im **oberen GWL** nur im Südwesten (an P48F und P38F) und etwas zahlreicher im Nordosten um die Konzentrationszentren von P28F und P29F herum gemessen. Ein Gürtel von als „gering“ eingestuften GWM trennt diese beiden Schwerpunktsgebiete. Im Nordosten finden sich allerdings mit P19F und P30F ebenso wie im Südwesten mit P40F und P45F auch noch weitere „geringe“ GWM.

Der **untere GWL** ist im Wesentlichen nitratarm, nur an drei GWM (P29T, P30T und P51T) im nördlichen Osten unseres Untersuchungsgebietes kommt es zu „sehr hohen“ Nitratkonzentrationen.

Die bei der **Wasserwerks**- (02.10.02 und 30.10.02) und **Umgebungstour** (16.10.02 und 13.11.02) Untersuchung der zeitlichen Variabilität ergab für die gemessenen GWM des unteren GWL relativ konstant Nitratgehalte, einzig an P24T, P38T und besonders an P39T kommt es zu größeren Schwankungen, die hauptsächlich aus den höheren Nitratkonzentrationen des ersten Messtermins (am 02.08.02) resultieren. Im **oberen GWL** variieren die Ergebnisse sehr viel stärker, insbesondere auch durch die höheren Werte des ersten (und auch zweiten) Messtermins. An den GWM P02F, P03F und P04F direkt am Wasserwerk wurden die größten Schwankungen der Nitratwerte gemessen, sowohl weit über 100 mg/L als auch um die 1 mg/L.

Die Ergebnisse der **Tiefenprofile** während der **Tour Wasserwerk** (am 30.10.02) können an beiden **ML-GWM** als „gering“ klassifiziert werden. Im unteren GWL liegen die Nitratgehalte unterhalb der Nachweisgrenze. Im oberen GWL nimmt die Nitratkonzentration mit steigender Tiefe zu, um dann an ML-GWM 10 bei einer Verfilterungstiefe von 18 m (unter GOK) und an ML-GWM VB6 bei einer Verfilterungstiefe von 22 m (unter GOK) abrupt gegen null zu fallen. An ML-GWM VB6 wird ein Spitzenwert von 4,5 mg/L erreicht, an ML-GWM 10 nur die 1 mg/L Grenze leicht überschritten.

An der ML-GWM VB6 sind die Messergebnisse der beiden Probenahmetermine sehr konstant. An ML-GWM 10 jedoch kommt es vor allem in den ersten drei Verfilterungstiefen zu starken Unterschieden zwischen den Daten der einzelnen Messtermine. Bei den ersten beiden Probenahmen wurden Werte bis zu 130 mg/L gemessen.

Die Daten des **unteren GWL** bei der **Tour Absenkungstrichter** (27.11.02 und 11.12.02) sind sehr leicht zu beschreiben. Alle GWM können als „gering“ eingestuft werden, selbst die GWM, die noch bei der Gesamttour „mittlere“ (P8T) und „sehr hohe“ (P29T) Nitratgehalte zeigten. Der Mittelwert liegt bei 2,3 mg/L und die zwei Messtermine führten zu fast identischen Ergebnissen.

Auch der **obere GWL** hat im Verhältnis zur Gesamttour niedrigere Werte. Der Mittelwert liegt bei 16,7 mg/L, das Maximum der Daten überraschenderweise aber bei ca. 160 mg/L, wieder wurde es am Wasserwerk (an P02F) erfasst, wie auch der zweithöchste Wert von 135 mg/L (an P03F). Alle diese höheren Daten wurden am 11.12.02, dem zweiten Messtermin der Tour Absenkungstrichter aufgenommen. Die Daten des ersten Termins liegen allesamt in der „geringen“ Klasse. Alle die GWM des zweiten Messtermins, die höher als „gering“ eingestuft werden (es sind circa 33%), liegen im Zentrum unseres Untersuchungsgebiets des Absenkungstrichters, mit den höchsten Werten in der Mitte (am Wasserwerk). Im oberen GWL ergibt sich somit alles andere als eine Konstanz der Ergebnisse.

4.3.4 Sulfat

Die Sulfatgehalte wurden für die Beurteilung in folgende Klassen eingeteilt:

0 – 30 mg/L entspricht einem niedrigen,
30 – 60 mg/L entspricht einem mittleren,
60 – 90 mg/L entspricht einem hohen und
90 – 150 mg/L entspricht einem sehr hohen Sulfatgehalt

Die **Tour Umgebung** wurde am 16.10.02 und am 13.11.02. durchgeführt. Die Karten 43 und 44 (im Abbildungsband) zeigen, dass im **oberen GWL**, mit Ausnahme der GWM P43F der Sulfatgehalt am 02.08.02 deutlich am höchsten war. An der GWM P43F sind an allen drei Terminen etwa gleich große Messwerte ermittelt worden, wobei allerdings der Messwert vom 13.11.02 mit 24,81 mg/L den höchsten Wert für diese GWM aufweist. Der höchste Wert aller drei Termine und GWM ist an der GWM P35F gemessen worden. Dieser beträgt 125,17 mg/L.

Die Maximalwerte der drei Termine betragen für den 02.08.00 (GWM P35F) 125,17 mg/L, für den 16.10. (GWM P26F) 53,6 mg/L und für den 13.11. (GWM P35F) 69,52 mg/L. Damit liegen die Maximalwerte der 3 Termine sehr weit auseinander, wobei der Messwert vom

02.08.02 etwa doppelt so groß ist, wie die anderen Beiden. Bei den Minimalwerten der drei Termine fällt der Termin 16.10.02 heraus, weil für diesen Termin der Messwert offensichtlich 0 mg/L beträgt bzw. nicht nachweisbar ist. Der Messwert am 02.08.02 (GWM P40F) beträgt 6,3 mg/L und der am 13.11. (GWM P40F) 2,83 mg/L. Die Differenzen zwischen den Minimal- und Maximalwerten liegen damit am 02.08.02 bei 118,9 mg/L und am 13.11.02 bei 66,7 mg/L. Die Messwerte vom 02.08.02 ergeben zusammen den höchsten Durchschnittswert von 62,11 mg/L. Dann folgt der Mittelwert vom 13.11.02 mit 33,04 mg/L und schließlich der vom 16.10.02 mit 13,25 mg/L. Somit ist sind die Werte vom 02.08.02 durchschnittlich um das doppelte größer, als die vom 13.11.02 und fast fünf mal so groß, wie die vom 16.10.02.

Die Messwerte des **unteren GWL** zeigen eine völlig gegensätzliche Verteilung zu den flachen GWM. Hier sind im Durchschnitt die höchsten Konzentrationen am 16.10.02 gemessen worden. Der höchste Wert aller GWM und Termine ist am 16.10.02 an der GWM P35F mit 124,1 mg/L gemessen worden. Die Maximalwerte der anderen beiden Termine sind 28,24 mg/L (GWM P25T) am 13.11.02 und 91,32 mg/L (GWM P25T) am 02.08.02 Die Minimalwerte der drei Termine liegen im Bereich zwischen 0 und 0,5 mg/L. Die Messwerte vom 16.10.02 ergeben mit 33,47 mg/L den höchsten Durchschnittswert für die tiefen GWM. Danach folgt der Durchschnittswert vom 02.08.02 mit 22,03 mg/L und schließlich der vom 13.11.02 mit 8,67 mg/L. Also sind die Werte vom 16.10.02 im Durchschnitt etwa um 1/3 höher, als die vom 02.08.02 und etwa 4 mal so groß, wie die vom 13.11.02.

Die Messungen für die **Tour Wasserwerk** erfolgten am 02.10.02 und am 30.10.02. Die Pegelgrafiken (siehe Karten 43 und 44 im Abbildungsband) der GWM der Wasserwerktour zeigen, das die Werte im **oberen GWL** am 02.08.02 und am 02.10.02 durchschnittlich in etwa auf dem selben Level liegen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Messwerte am 02.08.02 zwei enorme Ausreißer aufweisen, die um und über 140 mg/L liegen und es am 02.10.02 nur einen solchen Ausreißer gab. Also liegen die Sulfatkonzentrationen am 02.10.02 durchschnittlich höher, als am 02.08.02. Diese enorm hohen Sulfatkonzentrationen traten vor allem an der GWM P6F auf, an der zusätzlich zu den hohen Messwerten an den schon genannten Terminen auch noch der Maximalwert für den Termin des 30.10.02 gemessen wurde. Dieser betrug 91,25 mg/L. Im Gegensatz dazu ist an der GWM P24F im Vergleich zu den anderen GWM sehr wenig Sulfat gemessen worden. Gar keine Sulfatkonzentration konnte an der GWM P39F am 30.10.02 und an der GWM P46F am 02.10.02 festgestellt werden.

Im **unteren GWL** waren am 30.10.02 nur minimale Spuren von Sulfat in den Proben ermittelt worden. Ebenfalls keine Sulfatkonzentration wiesen die GWM P39T und P46T für den Termin 02.10.02 auf. Die Durchschnittswerte zeigen, dass die Sulfatkonzentrationen am 02.08.02 etwas mehr als das Doppelte so hoch waren, als am 02.10.02. Die GWM P46T fällt besonders auf, weil die Messwerte für diese GWM so gut wie keine Sulfatkonzentration zeigen.

Die Messung der **ML-GWM** erfolgte während der **Tour Wasserwerk** am 30.10.02. Anhand des Profiles 11 (im Abbildungsband) des **oberen GWL** ist zu sehen, dass am 02.08.02 bei weitem die höchsten Konzentrationen an Sulfat gemessen wurden. Allerdings wurde an der ML-GWM VB6 am 02.08.02 keinerlei Sulfat gemessen. An den anderen beiden Terminen nimmt die Sulfatkonzentration mit der Tiefe zu und erreicht ihr Maximum schließlich am tiefsten Messpunkt der GWM. Dort betragen die Sulfatkonzentrationen am 02.10.02 52,02 mg/L und am 30.11.02 72,40 mg/L. Die höchste Konzentration am 02.08.02 ist im Bereich der ML-GWM P10/5 mit 115,94 mg/L gemessen worden. Die ML-GWM P10/7 weißt am 02.08.02 überhaupt kein Sulfat auf. Die Messwerte der Sulfatkonzentration an der ML-GWM VB6 bleiben an den Terminen 02.10.02 und 30.11.02 weitestgehend konstant. Die Durchschnittswerte der beiden GWM zeigen, dass die Sulfatkonzentrationen am 02.08.02 bei den flachen GWM um mehr als das doppelte so hoch waren, wie an den beiden anderen Terminen. Bei den **tiefen GWM** unterscheiden sich die Durchschnittswerte lediglich um jeweils ca. 10 mg/L, wobei die Werte am 02.08.02 mit 46.17 mg/L den höchsten Durchschnittswert hatten.

Für die **Tour Absenkungstrichter** sind zwei Messungen vorgenommen worden, und zwar am 27.11.02 und am 11.12.02. Die Karten 45 und 46 (im Abbildungsband) für den **oberen GWL** zeigen, dass mit drei Ausnahmen der Sulfatgehalt des Grundwassers am 11.12.02 höher war als am 27.11.02. Die drei Ausnahmen sind die GWM P08F, P19F und P23F an denen der Sulfatgehalt am 27.11.02 höher ist als am 11.12.02. Die Maxima der beiden Termine betragen 89,90 mg/L (GWM P6F) am 11.12.02 und 65,30 mg/L (GWM P08F) am 27.11.02. Die Minima betragen 10,94 mg/L (ML-GWM 10/1) am 11.12.02 und 9,78 mg/L (ML-GWM 10/1) am 27.11.02. Die Differenzen zwischen dem Maximal- und Minimalwert betragen am 11.12.02 79 mg/L und am 27.11.02 55,52 mg/L. Die Durchschnittswerte an den beiden Terminen betragen 34,97 mg/L (11.12.02) und 23,19 mg/L (27.11.02). Die Differenz der Durchschnittswerte der beiden Termine beträgt demnach 11,78 mg/L.

Die Werte für den **unteren GWL** zeigen eine Verteilung, die etwas ungleichmäßiger ist. Es gibt drei GWM, bei denen der Sulfatgehalt am 27.11.02 höher ist als am 11.12.02 und

vier bei denen es umgekehrt ist. Außerdem gibt es noch eine GWM, bei der nur ein Messwert für den 11.12.02 vorliegt. Die Maximal- und Minimalwerte weisen wiederum eine sehr große Differenz auf. Die Minimalwerte betragen 1,2 mg/L für den 11.12.02 und 5,0 mg/L für den 27.11.02. Die Maximalwerte 71,24 mg/L für den 11.12.02 und 55,0 mg/L für den 27.11.02. Die Differenzwerte der Maxima und Minima betragen 70,04 mg/L für den 11.12.02 und 50 mg/L für den 27.11.02. Die Mittelwerte betragen 24,02 mg/L für den 11.12.02 und 25,86 mg/L für den 27.11.02. Die Differenz der beiden Durchschnittswerte ist also 1,84 mg/L. Damit ist hier die Differenz wesentlich kleiner als bei den flachen GWM. Insgesamt ist festzustellen, dass die Sulfatgehalte im flachen GWL höher sind als im tiefen GWL.

5 Diskussion

5.1 Allgemeines zu den Parametern

Im Gegensatz zur Gliederung, wie sie in der Ergebnisbeschreibung durchgeführt wurde, sollen in diesem Kapitel die einzelnen Parameter nicht nach Kationen und Anionen getrennt behandelt werden. Die einzelnen Parameter wurden so gruppiert, dass etwaige Zusammenhänge zwischen ihnen deutlicher werden.

5.1.1 Natrium

Natrium ist mit etwa 2,8 Gew% in der Erdkruste das sechsthäufigste Element. Es kommt oft zusammen mit Kalium in gebundener Form in Mineralien vor. Dies sind unter den Silikaten vor allem Feldspäte, Hornblenden, Glimmer und Tonminerale. Neben den Vorkommen in Gesteinen ist ein großer Teil des Natriums als Halogenverbindungen in Salzlagerstätten gebunden und in den Weltmeeren gelöst (MERKEL und SPERLING 1996). Tab. 12 vermittelt einige Orientierungswerte von Natriumgehalten in verschiedenen Grundwasserleitern.

Auf anthropogenem Wege gelangen Natriumverbindungen vor allem über die Anwendung von Streusalzen auf Verkehrsflächen in das Grundwasser. Auch bei der industriellen Gewinnung und Verarbeitung von Natriumverbindungen können diese freigesetzt werden. Neben Kalium- dienen auch Natriumverbindungen in der Landwirtschaft als Düngesalz.

Natriumionen verhalten sich in aquatischen Systemen weitgehend konservativ, das heißt sie bleiben nach der Freisetzung durch Vewitterungsprozesse weitgehend als freie Natriumionen im Wasser gelöst (MERKEL und SPERLING 1996) und sind im Gegensatz zu Kalium sehr mobil (KÖLLE 2001).

Der Natriumgehalt in Grundwässern kann nach HÜTTER (1994) zwischen wenigen mg/L und etwa 59 mg/L schwanken. In Oberflächengewässern liegen die Konzentrationen in der Regel über 10 mg/L, zum Teil aber auch über 100 mg/L. Diese relativ hohen Werte natürlichen Ursprungs sind zum einen auf die Häufigkeit von Natriumverbindungen in der Erdkruste (zum Beispiel lokal in Salzlagerstätten oder in Natronfeldspäte) zurückzuführen, zum anderen auf die relativ gute Löslichkeit dieser Verbindungen.

Einige Verfahren der Trinkwasseraufbereitung führen zu einer Erhöhung des Natriumgehalts im aufbereiteten Wasser (zum Beispiel Enthärtung mit Natrium als Ionenaustauscher). Nach

der Trinkwasserverordnung (Stand: 05.12.1990) gilt für Natrium ein Grenzwert von 150 mg/L, der nicht überschritten werden darf. Dieser Grenzwert wurde in der EG-Trinkwasserrichtlinie vom 03.11.1998 auf 200 mg/L erhöht (KÖLLE 2001).

Tab. 12: Orientierungswerte für Natriumgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996)

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	6 - 30	ab 50
Kalk/Dolomit	5 - 35	ab 50
Buntsandstein	4 - 10	ab 15
sonstiges Festgestein	4 - 40	ab 55

5.1.2 Kalium

Mit einer Häufigkeit von ca. 2,6 Gew% ist das Kalium eines der häufigsten Elemente der Erdkruste und ist nach Natrium mengenmäßig das wichtigste Alkalimetall. Die geogenen Vorkommen von Kalium decken sich weitgehend mit denen des Natriums. Es sind primär magmatische Gesteine wie Silikate, unter denen vor allem die Kalifeldspäte (zum Beispiel Orthoklas, Leucit) und Glimmer (Biotit, Muskovit) von Bedeutung sind (MERKEL und SPERLIN 1996).

In der Nähe von Kalisalzlagerstätten können durch die Gewinnung und Verarbeitung von Kaliumverbindungen lokal hohe Kaliumgehalte in Grund- und Oberflächenwasser auftreten. Flächenhafte anthropogene Einträge erfolgen in erster Linie über die Ausbringung von Kalidüngern in der Landwirtschaft (MERKEL und SPERLING 1996).

Kalium ist meist in Konzentrationen von 1 bis 2 mg/L in Grund- und Oberflächenwässern anzutreffen. Ursache für diese geringen Gehalte ist die relativ geringe Löslichkeit von Kalifeldspaten und die hohe Adsorbtionsfähigkeit tonhaltiger Böden für Kalium. In Süßwässern liegt das molare Na^+/K^+-Verhältnis bei 3 bis 10, was auf die unterschiedlich hohe Mobilität von Natrium und Kalium hindeutet (WORCH 1997).

Kaliumionen werden auf natürlichem Wege bei der Verwitterung kaliumhaltiger Silicate freigesetzt. Erhöhte Kaliumgehalte ab 5-10 mg/L Kalium im Grundwasser sind meist auf Auswaschung von Kalidüngern zurückzuführen (HÜTTER 1994).

Wie aus Tab. 13 zu entnehmen ist, ist ein Kaliumgehalt ab 9 mg/L in Lockersedimenten bereits anthropogen beeinflusst.

Nach der Trinkwasserverordnung (Stand: 05.12.1990) soll ein Gehalt von 12 mg/L nicht überschritten werden, allerdings sind geogen bedingte Überschreitungen bis 50 mg/L zulässig (KÖLLE 2001; WORCH 1997). Seit der EG-Trinkwasserrichtlinie vom 03.11.1998 entfällt dagegen der Grenzwert für Kalium (KÖLLE 2001).

Tab. 13: Orientierungswerte für Kaliumgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996)

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	1 - 4	ab 9
Kalk/Dolomit	0,7 - 4	ab 7
Buntsandstein	2 - 5	ab 7
sonstiges Festgestein	1 - 8	ab 15

5.1.3 Calcium

Nach MERKEL und SPERLING (1996) und SCHLEYER & KERNDORFF (1992) stellt Calcium mit etwa 3,6 Gew% das fünfthäufigste Element der Erdkruste und zugleich das häufigste Erdalkalimetall dar. Neben Magnesium ist das Calcium Bestandteil vieler gesteinsbildender Minerale wie etwa der Plagioklase und der Carbonate. Unter den Carbonaten bildet dabei das Calcit ($CaCO_3$) mit 42 Gew% den größten Anteil des mineralisch gebundenen Calciums (MERKEL und SPERLING 1996).

In Sandsteinen kommen Calcit und Dolomit als Bindemittel vor. Neben den mineralischen Vorkommen stellt der Kationenbelag an Austauscherplätzen von Tonmineralien und Huminstoffen ein weiteres wichtiges Calcium-Vorkommen dar.

In silikatischen Grundwasserleitern sowie im Raum Haren (Ems) und in weiten Teilen Nordwest-Deutschlands liegen die Gehalte an Ca^{2+}-Ionen nach SCHLEYER & KERNDORFF (1992) und MATTHEß (1994) gewöhnlich unter 100 mg/L. SCHLEYER & KERNDORFF (1992) geben als Anhaltspunkte für Calciumgehalte in Grundwässern folgende Orientierungswerte an (Tab. 14):

Tab. 14: Orientierungswerte für Calciumgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLIN. 1996)

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	35 - 120	ab 150
Kalk/Dolomit	65 - 130	ab 160
Buntsandstein	20 - 75	ab 100
sonstiges Festgestein	20 - 75	ab 120

Neben dem geogenen Vorkommen von Calcium gibt es eine Vielzahl von anthropogenen Eintragswegen in das Grundwasser. Laut SCHLEYER und KERNDORFF (1992) findet neben dem atmosphärischen Eintrag von Calcium durch die Deposition von industriellen Staubemissionen auch durch die trockene und nasse Säuredeposition durch den sog. „sauren Regen“ eine Freisetzung von Ca- und Mg-Ionen im Boden statt. Im Umkreis von Zementwerken und Bauschuttdeponien können erhebliche Calcium-Konzentrationen auftreten. So sprechen SCHLEYER und KERNDORFF (1992) in diesem Zusammenhang von Calcium-Konzentrationen in Lockersedimenten von bis zu 785 mg/L. Da bei der Auflösung von Gips neben Calcium auch Sulfat freigesetzt wird, sind in solchen Grundwässern auch die Sulfat-Gehalte erhöht.

Die Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 sieht für Calcium einen Grenzwert von 400 mg/L vor. Mit der EG-Trinkwasserrichtlinie (Stand: 03.11.1998) werden die Parameter Calcium und Magnesium nicht mehr aufgeführt, ebenso entfällt mit dieser Richtlinie die Forderung nach einem Mindestgehalt an Calcium nach der Wasserenthärtung (KÖLLE 2001). Siehe auch Tab. 10 im Einleitungsteil auf Seite 20.

5.1.4 Magnesium

Neben dem Calcium gehört das Magnesium mit einem Anteil von 2,1 Gew% zu den häufigsten Elementen der Erdkruste (MERKEL und SPERLING 1996; KÖLLE 2001). In Magmatiten ist Magnesium als ein typischer Bestandteil dunkler Mineralien, beispielsweise in Olivin oder in Granat anzutreffen. In den Sedimentgesteinen Dolomit ($CaMgCO_3$), Magnesit ($MgCO_3$) und Magnesium-Carbonaten (= Calcit mit Magnesiumanteilen) ist eine Anreicherung von Magnesium zu verzeichnen (MERKEL und SPERLING 1996; MATTHEß 1994).

Obwohl die meisten Mg-Verbindungen eine bessere Wasserlöslichkeit als Ca-Verbindungen aufweisen, ist der Magnesiumgehalt vieler Oberflächengewässer aufgrund der geringeren geochemischen Häufigkeit geringer als der von Calcium. Das Magnesium-Ion Mg^{2+} ist somit das zweithäufigste Kation in süßen Oberflächen- und Grundwässern mit geogen bedingten Konzentrationen zwischen 0 und 50 mg/L (MERKEL und SPERLING 1996; SCHLEYER und KERNDORFF 1992; MATTHEß 1994).

Höhere Magnesiumgehalte, wie sie in Tab. 15 angegeben sind, werden mit großer Wahrscheinlichkeit durch anthropogene Einflüsse hervorgerufen. Dazu zählen die Verwendung von Mg-haltigen Düngemitteln in der Landwirtschaft, Abwässer aus der Kaliindustrie und Sickerwässer aus Bauschutt- und Hausmülldeponien (KÖLLE 2001; SCHLEYER und KERNDORFF 1992)

Tab. 15: Orientierungswerte für Magnesiumgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996)

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	4 - 25	ab 30
Kalk/Dolomit	7 - 40	ab 45
Buntsandstein	6 - 20	ab 30
sonstiges Festgestein	7 - 35	ab 40

5.1.5 Wasserhärte

Bei der Wasserhärte versteht man nach DIN 38 409-H6 den Gehalt eines Wassers an Calcium-, Magnesium-, Strontium- und Barium-Ionen, wobei nur Calcium- und Magnesium-Ionen mengenmäßig von Bedeutung sind. Man unterscheidet bei der Härte zwischen Gesamt-, Carbonat- und Nichtcarbonathärte (HÜTTER 1994).

Unter Gesamthärte (GH) ist der Gehalt an Calcium- und Magnesiumionen und deren Gegenionen Hydrogencarbonat, Carbonat, Sulfat, Phosphat oder Chlorid zu verstehen (WORCH 1997). Die Carbonat-Härte (KH) bezeichnet den Gehalt an den Erdalkaliionen Calcium und Magnesium und deren äquivalente Konzentration an Hydrogencarbonat- und Carbonationen (HÜTTER 1994; KNOCH 1991). Nach WORCH (1997) weisen die meisten unserer heimischen Wässer mittlere pH-Werte und dadurch fast ausschließlich Hydrogencarbonationen auf. Die Nichtcarbonathärte (NKH) errechnet sich aus der Differenz: NKH = GH – KH

(HÖLTING 1996; HÖLL 1986; HÜTTER 1994) und umfasst diejenige Stoffmengenkonzentration an Erdalkaliionen, die der der restlichen gelösten Ionen, wie beispielsweise Sulfat oder Clorid, äquivalent ist (KNOCH 1991).

5.1.6 Hydrogencarbonat

Auf natürlichem Wege wird Hydrogencarbonat (HCO_3^-) durch die Reaktion von Kohlensäure (H_2CO_3) mit carbonatischen Gesteinen wie Kalkstein ($CaCO_3$) oder Dolomit ($CaMgCO_3$) gebildet. Die Kohlensäure entsteht dabei zunächst in einer Gleichgewichtsreaktion von CO_2 und Wasser nach Gl. (1), wobei die CO_2-Löslichkeit temperatur- und druckabhängig ist. In einer zweiten Reaktion wird nach Gl. (2) ein H^+ abgespalten. Da es sich bei der Kohlensäure um eine schwache Säure handelt verläuft die Dissoziation gemäß Gl. (2) nur unregelmäßig. Das Reaktionsgleichgewicht liegt mit 99,9 % stark auf der linken Seite (HÜTTER 1994).

$$(1) \qquad CO_2 + H_2O \leftrightarrows H_2CO_3$$

$$(2) \qquad H_2CO_3 + H_2O \leftrightarrows H_3O^+ + HCO_3^-$$

Das Kohlendioxid kann durch folgende Eintragswege mit Wasser in Kontakt kommen: Auswaschung von atmosphärischem oder biogen entstandenem Kohlendioxid sowie geogen bedingte Freisetzungen aus der Erdkruste (zum Beispiel Vulkanausbrüche, Sedimentabbau) (HÖLTING 1996). Der CO_2-Gehalt kann in Grundwässern stark schwanken und liegt in der Regel zwischen 10 und 20 mg/L, in Ausnahmefällen kann er in Mineralwässern aber auch über 1000 mg/L und mehr betragen (HÜTTER 1994).

Die an sich nur gering wasserlöslichen Carbonate der Erdkruste werden gemäß Gl. (3) von den im Grundwasser abgegebenen Hydronium-Ionen der Kohlensäure unter Bildung von Hydrogencarbonat angegriffen:

$$(3) \qquad CaCO_{3aq} + H_3O^+_{aq} \leftrightarrows Ca^{2+}_{aq} + HCO_3^-{}_{aq}$$

Zwischen den Konzentrationen der an Reaktion (3) beteiligten Stoffe (CO_2, HCO_3^- und Ca^{2+}-Ionen) stellt sich ein pH-Wert abhängiges Gleichgewicht, das sog. Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, ein (HÖLTING 1996). Nach MERKEL und SPERLING (1996) hängt die Lage die-

ses Puffersystems vom Carbonatgehalt des GWLs, vom pH-Wert und von der Ionenstärke des Grundwassers ab.

Erhöhte HCO_3^--Konzentrationen im Grundwasser können nur durch erhöhte CO_2-Konzentrationen bewirkt werden. Durch anthropogene Einflüsse geschieht dies unter anderem in stark kontaminierten Grundwässern im Abstrom von Hausmülldeponien (MERKEL und SPERLING 1996). Die Tab. 16 vermittelt einen Eindruck über HCO_3^--Gehalte in verschiedenen Grundwasserleitern:

Tab. 16: Orientierungswerte für Hydrogencarbonat-Gehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (MERKEL und SPERLING 1996).

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	80 - 350	ab 420
Kalk/Dolomit	210 - 390	ab 420
Buntsandstein	50 - 270	ab 360
sonstiges Festgestein	70 - 350	ab 370

5.1.7 Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht

Bei der Auflösung der carbonatischen Mineralien stellt sich für das Hydrogencarbonat-, die Calcium- und Magnesiumionen eine bestimmte Konzentration sowie ein bestimmter pH-Wert ein. Dieser bestimmt zusammen mit der Wassertemperatur und der Gesamtmineralisierung welche und wie viele der anionischen Kohlensäuren-Spezies vorliegt. Gemäß Abb. 7 nimmt die Konzentration an Hydrogencarbonationen ab pH 4,3 rapide zu, erreicht bei pH 8,2 das Maximum und fällt dann wieder ab. Gleichzeitig nimmt ab pH 8,2 die Konzentration an Carbonationen ebenso rasch zu und erreicht etwa bei pH 12,2 die 100%-Marke. Natürliche Gewässer mit meist niedrigen bis mittleren pH-Werten weisen gemäß Abb. 7 vernachlässigbar geringe Konzentrationen an Carbonationen auf (HÜTTER 1994).

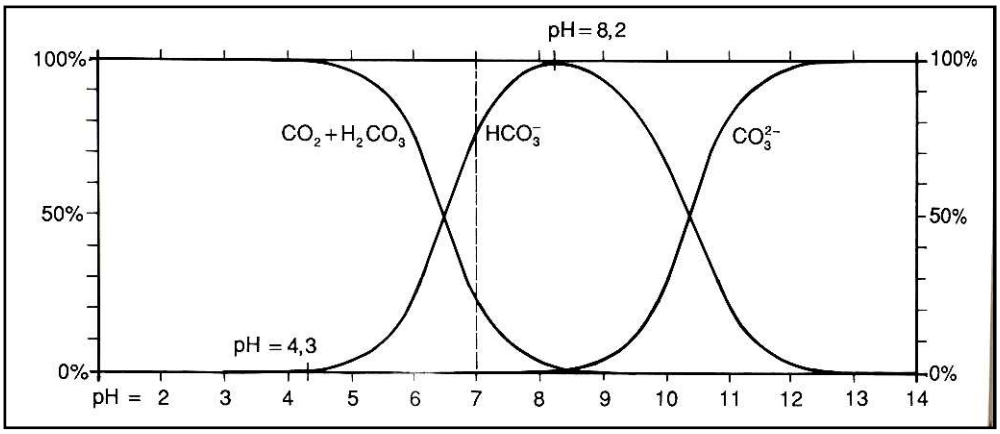

Abb. 7: Der pH-abhängige Existenzbereich der verschiedenen Kohlensäure-Spezies bei 20 °C [in %] (HÜTTER 1994).

Man spricht dann vom sog. Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, wenn eine bestimmte Menge an freiem CO_2 vorhanden ist, das eine gewisse Menge an Erdalkali-Ionen in Form von Hydrogencarbonat gerade in Lösung hält (siehe Abb. 8 und vgl. Gl. 1 bis 3). Liegt der CO_2-Gehalt höher, als für die Aufrechterhaltung des Gleichgewichtes notwendig ist, bewirkt das Wasser Kalklösung, es ist carbonatauflösend. Liegt der CO_2-Gehalt unterhalb der Gleichgewichtskurve, findet Carbonatausfällung statt. Nach HÖLL (1986) reicht der pH alleine nicht aus, um die Lage des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes zu beurteilen. Gewöhnlich haben Wässer, die sich im Gleichgewicht befinden, einen neutralen pH-Wert um 7. Harte Wässer dagegen weisen nach WORCH (1997) stets höhere Gehalte an CO_2 bei niedrigeren pH-Werten auf als weiche Wässer.

Laut Abb. 8 gibt es für jeden Punkt auf der Gleichgewichtskurve einen entsprechenden pH-Wert. Die Schnittpunkte der Geraden mit der Kurve markieren die Konzentrationen an CO_2 und HCO_3^- beim angegebenen pH-Wert (WORCH 1997).

Analog dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht existiert auch ein entsprechendes Gleichgewicht für Magnesium und andere Erdalkaliionen (HÜTTER 1994; WORCH 1997; KÖLLE 2001).

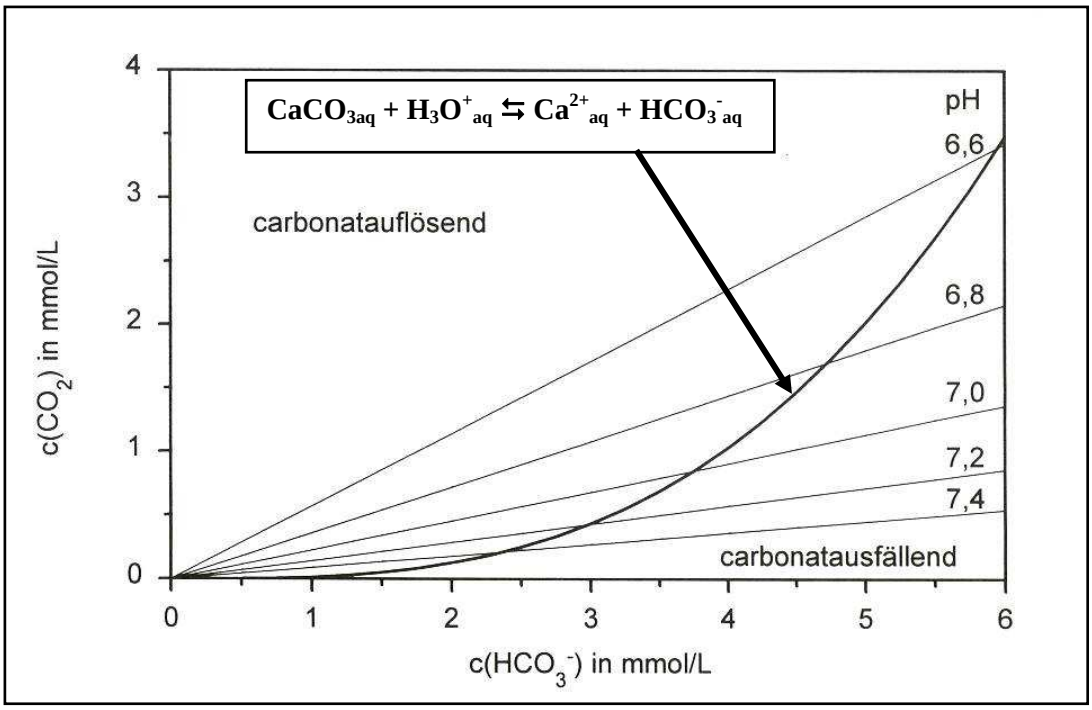

Abb. 8: Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht (nach WORCH 1997; KÖLLE 2001, verändert)

5.1.8 TOC

Der gesamte organisch gebundene Kohlenstoff (Total Organic Carbon: TOC) umfasst als Summenparameter diejenigen organischen - gelösten und ungelösten - Kohlenstoffverbindungen, die nicht zur Kohlensäure und ihren Salzen gehören (GROHMANN, HÄSSELBARTH und SCHWERDTFEGER 2003). Die Analyse des TOC vermittelt einen schnellen Überblick über die Gesamtbelastung der Wasserprobe mit organischen Substanzen (CAMMANN 2001). Dazu gehören neben den geogen bedingten Kohlenstoffverbindungen, wie beispielsweise Huminstoffe, vor allem anthropogen eingebrachte Verbindungen (GROHMANN, HÄSSELBARTH und SCHWERDTFEGER 2003).

Die Bestimmung des TOC nach DEV H3 / DIN 38409 beruht auf der vollständigen Oxidation des Kohlenstoffs der im Wasser enthaltenen Kohlenstoffverbindungen zu Kohlendioxid. Da aufgrund der vollständigen Oxidation weniger Störungen auftreten als zum Beispiel bei der Bestimmung von CSB und BSB, gilt der TOC als aussagekräftiger Summenparameter für schwer abbaubare organische Stoffe (KNOCH 1991).

Der organische Kohlenstoff (DOC und TOC) erhält nach der Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 keinen Grenzwert (KÖLLE 2001).

5.1.9 Sauerstoff

Sauerstoff gelangt über die Bodenpassage mit dem Sickerwasser in das Grundwasser oder tritt aus der Bodenluft am Kapillarsaum bzw. am Grundwasserspiegel in das Grundwasser über Bei 0° - 20° C beträgt die Sauerstoffkonzentration etwa 6 – 12 mg/L im oberflächennahen Bereich des Grundwassers. Grundwässer lassen sich grundsätzlich in sauerstoffhaltige, sauerstofffreie (reduzierte) und teilreduzierte Wässer unterteilen. Als Reduktionsmittel fungiert im Grundwasser neben den anorganischen Substanzen hauptsächlich das organische Material und bedingt so den Sauerstoffverbrauch. Als Folge der Sauerstoffzehrung ist eine Erniedrigung des Redoxpotentials zu verzeichnen (MERKEL und SPERLING 1996).

In tiefen Grundwässern, also in reduzierten Bereichen wird der Sauerstoff durch chemische und mikrobiologische Vorgänge vollständig aufgebraucht oder es sind nur wenige Milligramm pro Liter vorhanden. Die Grenze zwischen oxidierenden und reduzierenden Bedingungen hängt vom Sauerstoffbedarf der unterschiedlichen Bakterienarten ab (MATTHEß 1994).

5.1.10 Redoxpotential

Das Redoxpotential ist ein Maß für die relative Aktivität der oxidierenden und reduzierenden Stoffe in einem System. Die Oxidation steht für den Sauerstoffverbrauch sowie für den Entzug von Elektronen. Dagegen ist die Reduktion durch Elektronenzufuhr gekennzeichnet. Je niedriger das Redoxpotential ist, desto geringer ist die reduzierende Wirkung eines Systems. Die reduzierende Kraft eines Systems sinkt mit steigender Temperatur und steigendem pH-Wert (MATTHEß 1994). In Grund- und Porenwässern sind an der Einstellung des Mischpotentials meist mehr als zwei Redoxpaare beteiligt.

In der ungesättigten Zone erfüllt Luft die Hohlräume, dort befindet sich der oxidierende Bereich. In der gesättigten Zone liegt je nach An- und Abwesenheit von freiem Sauerstoff eine oxidierende oder reduzierende Zone vor. Grundsätzlich ist eine deutliche Abnahme des gelösten Sauerstoffs und damit des Redoxpotentials von der gesättigten Zone hin zu den tiefen Grundwasserbereichen zu verzeichnen (MATTHEß 1994).

In natürlichen Grundwässern kommen häufig Redox- Potentiale von 0 - 200 mV vor (HÖLTING 1996). Die Zufuhr von atmosphärischem Sauerstoff in ein System mit einem ursprünglich niedrigem Redoxpotential verursacht eine schnelle Verschiebung des Redoxpotentials zu positiveren Werten hin, wie zum Beispiel bei Luftkontakt im Brunnen oder im Absenkungstrichter von Trinkwassergewinnungsanlagen (MATTHEß 1994). An der Grundwasser-

oberfläche ist deshalb eher ein hohes Redoxpotential zu erwarten, da dort der Kontakt mit der Bodenluft stattfindet. Eine ähnliche gleichgewichtsstabilisierende Wirkung geht auch von Feststoffen aus. Ein hoher Gehalt an reduzierenden Agenzien ist begleitet von niedrigen Redoxwerten (HELLMANN 1999). Unter reduzierenden Bedingungen kommt es zur Anreicherung von Schwermetallsulfiden, organischer Substanz und vieler anderer Elemente (MATTHEß 1994).

Das Redoxpotential spielt für die Löslichkeit von Eisen und Mangan eine wichtige Rolle. Ihre Metallionen kommen in verschiedenen Oxidationsstufen vor; ihre Löslichkeit hängt nicht nur vom pH-Wert ab, sondern auch von der im jeweiligen Wasser gegebenen Oxidationsstufe (MATTHEß 1994). Bei einem niedrigen Redoxpotential und höherem pH-Wert ist die Konzentration des zweiwertigen Eisens und Mangans im Grundwasser erhöht.

Innerhalb des Grundwassers sind regionale und vertikale Unterschiede der Redoxverteilungen möglich. Wenn sich Wässer mit verschiedenen Redoxpotentialen mischen, so können Stoffe ausgefällt werden, deren Löslichkeit vom Redoxpotential abhängt, zum Beispiel Eisen(III)hydroxid ($Fe(OH)_3$) (MATTHEß 1994).

5.1.11 Leitfähigkeit

Anhand der Leitfähigkeit ist bei der Vorortanalytik eine erste Beurteilung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers möglich, da die elektrische Leitfähigkeit ein gutes Maß für die Gesamtmineralisation eines Wassers ist. Sie erlaubt eine Abschätzung von sauber bis kontaminiert (HELLMANN 1999).

Eine hohe Leitfähigkeit kann sowohl geologische als auch anthropogene (Salzfrachten, anorganische Verschmutzungen) Ursachen haben. Die Leitfähigkeit hängt von der Konzentration, der Art und dem Dissoziationsgrad der Elektrolyte, der elektrochemischen Wertigkeit der Ionen, deren Wanderungsgeschwindigkeit und schließlich von der Temperatur (LIENIG 1983).

Die Leitfähigkeit von (süßem) Grundwasser beträgt 30 bis 2000 µS/cm. Sie setzt sich aus den Teilbeträgen der einzelnen Kat- und Anionen zusammen und stellt somit einen Summenparameter dar. Die Beweglichkeit und damit die Leitfähigkeit der Ionen steigt mit zunehmender Temperatur und umgekehrt um durchschnittlich 2 % pro 1°C. (MATTHEß 1994). Bei zunehmendem Elektrolytgehalt des Wassers beeinträchtigen sich die Ionen infolge gegenseitiger

elektrostatischer Anziehung immer stärker (geringere Ionenaktivität). Daraus resultiert eine im Verhältnis zur Gesamtmineralisation zu geringe Leitfähigkeit (HÜTTER 1994). Die Trinkwasserverordnung sieht einen Grenzwert der Leitfähigkeit von 2000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ vor.

5.1.12 pH-Wert

Es gibt deutliche Unterschiede zwischen dem quartären und dem tertiären Grundwasserleiter bezüglich des Versauerungspotentials. Quartäre Grundwasserleiter besitzen natürlicherweise einen neutralen pH-Wert, niedrige elektrische Leitfähigkeit und einen geringeren Schwefelgehalt. Tertiäre Grundwasserleiter zeigen teilweise sehr niedrige pH-Werte sowie eine hohe elektrische Leitfähigkeit. Hier findet in der Regel eine deutliche Pyritoxidation statt und es besteht ein hohes Säurefreisetzungspotential.

Fast alle chemischen und biochemischen Vorgänge und Reaktionen in Gewässern und Böden sind vom pH-Wert abhängig. Der pH-Wert selbst ist von der Temperatur abhängig und oft mit Redoxprozessen gekoppelt (HELLMANN 1999). Auch das umgebende Gestein hat einen Einfluß auf die Beschaffenheit des Grundwassers, so hat weiches Wasser aus silikatischem Gestein einen niedrigeren pH-Wert als solches aus carbonatischem Gestein (MATTHEß 1994). Der pH-Wert bestimmt die Löslichkeit vieler Elemente, nur wenige Ionen (K^+ Na^+ NO_3^-, Cl^-) bleiben in allen pH-Bereichen im Grundwasser in Lösung. Die meisten Metallionen sind im sauren Grundwasser als Kationen löslich und fallen bei steigendem pH-Wert als Hydroxid oder basisches Salz aus. Gelöste Stoffe verändern für gewöhnlich den pH-Wert, da sich einige Ionen mit den H^+ und OH^- Ionen des dissoziierten Wassers verbinden. Durch gelöstes Eisen entsteht zum Beispiel eine saure Reaktion. Mit dem Absinken des Sauerstoffgehaltes im Grundwasser gegen Null sinkt auch der pH-Wert. Unter diesen anaeroben Verhältnissen wird das dreiwertige Eisen zu zweiwertigen Eisen reduziert (siehe Gl. 4). Diese Reduktion erfolgt über den Abbau von organischer Substanz im Grundwasserleiter durch heterotrophe Mikroorganismen. Sobald der Sauerstoff völlig aufgebraucht ist, werden die dreiwertigen Eisenverbindungen als Elektronendonatoren genutzt. Der damit einhergehende Protonenverbrauch läßt den pH-Wert absinken (HÜTTER 1994).

$$(4) \qquad Fe(III)OOH + [H] + 2H^+ \leftrightarrows Fe^{2+} + H_2O$$

([H] steht für oxidierbaren Wasserstoff organischer Verbindungen)

Die pH-Werte lassen sich in drei für Gewässer sinnvolle Gruppen einteilen. Natürliche Gewässer haben einen pH-Wert, der über 6,0 liegt. Gewässer mit einem pH-Wert zwischen 6,0 und 5,5 werden als versauert bezeichnet. Sinkt der pH-Wert unter 5,5, so spricht man von einem sauren Gewässer.

Mit Hilfe dieser Dreiteilung der pH-Werte lassen sich die Messergebnisse leichter beschreiben; es ergeben sich auffällige Muster in der Tiefenverteilung.

5.1.13 Eisen und Mangan

Eisen und Mangan sind die beiden häufigsten Schwermetalle in der Erdkruste und liegen in gebundener Form in vielen Mineralien vor. Die zweiwertigen Eisen- und Manganionen sind meist geogenen Ursprungs und sind hauptsächlich in Silikaten und Sulfiden unter anderem aber auch in Carbonaten und Phosphaten zu finden (MERKEL und SPERLING 1996).

Das Vorkommen oder Fehlen von gelöstem Eisen oder Mangan im Wasser hängt von ihrer Oxidationsstufe und den pH-Redox-Bedingungen ab. An der Oxidation bzw. Reduktion und damit an der Ausfällung bzw. Auflösung von Eisen und Mangan sind Bakterien und Pilze beteiligt. Für die Oxidation benötigen die Bakterien als Kohlenstoff- und Energiequelle organische Substanzen.

5.1.13.1 Eisen

Das Eisen ist mit etwa 5 Gew% das vierthäufigste Element und das häufigste Schwermetall der Erdrinde. Häufig kommen eisen- und manganhaltige Minerale nebeneinander vor, wobei die Silikate die wichtigste Gruppe darstellt. Die schwer wasserlöslichen Sulfide (zum Beispiel Eisensulfide wie Pyrit) und Oxide besitzen die größte Bedeutung unter den Eisen- und Mangenerzen. Bei der Verwitterung dieser Erze entstehen neben den Oxiden, Hydroxide oder auch Carbonate von Eisen und Mangan (MERKEL und SPERLING 1996).

Einen Überblick über Eisengehalte in verschiedenen GWL vermittelt Tab. 17:

Tab. 17: Orientierungswerte für Eisengehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996).

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	< 0,02 - 3	ab 8
Kalk/Dolomit	< 0,02 - 0,1	ab 0,3
Buntsandstein	< 0,02 - 0,5	ab 0,6
sonstiges Festgestein	< 0,02 - 0,4	ab 3

Anthropogen bedingte Einträge von Eisenverbindungen in die Umwelt erfolgen beispielsweise bei der Verhüttung von Eisenerzen und in Stahlwerken durch Fe(II)- und Fe(III)-haltige Abwässer (MERKEL und SPERLING 1996).

Nach HÖLL (1986) enthalten die Grundwässer im norddeutschen Tiefland mit 1 bis 3 mg/L oft erhebliche Eisengehalte. Normalerweise kommen Eisen und Mangan gemeinsam als Hydrogencarbonate im Grundwasser vor. In Moorwässern kann Eisen aber auch als Humat organisch gebunden vorkommen (HÖLL 1986).

In reduzierten Grundwässern haben wir Fe-Gehalte zwischen 1 und 10 mg/L; allerdings können diese Werte örtlich und zeitlich stark variieren. Hohe Werte treten anthropogen bedingt auf, zum Beispiel an einer Deponie 700 mg/L Eisen (HÖLL 1986; MATTHEß 1994).

Das geochemische Verhalten von Eisen im Grundwasser wird hauptsächlich durch die pH- und Redox-Bedingungen, den Gehalt an organischen Substanzen und der mikrobiellen Aktivität bestimmt (MERKEL und SPERLING 1996).

Die Konzentration des zweiwertigen Eisens ist in der Regel in Oberflächengewässern mit Fe-Gehalten bis zu 0,3 mg/L (Fliessgewässer) geringer als im Grundwasser (HÖLL 19986).

Das bei der Verwitterung freiwerdende Eisen wird vorwiegend in stabile, schlecht wasserlösliche Eisenoxide und –hydroxide umgewandelt. Dieses dreiwertiges Eisen kann in saurer Lösung als Fe^{3+}, $FeOH^{2+}$ und $Fe(OH)_2^{+}$ und in polymerisierter Form gelöst sein. Die vorherrschende Form hängt vom pH-Wert ab, zum Beispiel findet man bei einem pH-Wert über 4,8 weniger als 0,01 mg/L Fe^{3+} (Vgl. Abb. 9 und 10).

Bei neutralen pH-Werten oder beim Zutritt von Luftsauerstoff kommt es zur Ausfällung des Eisens als dreiwertiges Eisenhydroxid, da sich dann das Redoxpotential erhöht und das Eisen oxidiert wird. Die Zufuhr von Luftsauerstoff, zum Beispiel durch den Belüftungseffekt der von Trinkwasserentnahmebrunnen hervorgerufen wird, ist laut FRIMMEL (1999) dafür verantwortlich, dass Eisensulfide mit Hilfe von Mikroorganismen (zum Beispiel *Thiobacillus ferrooxidans*) oxidiert und gleichzeitig Sulfat- und Metallionen freigesetzt werden. Bei dieser entsprechend Gl. (5) verlaufenden Reaktion, die auch als Pyritverwitterung bezeichnet wird, wird der pH-Wert durch die Entstehung von Schwefelsäure erniedrigt.

$$(5) \qquad FeS_2 + 15/4\ O_2 + ½\ H_2O \leftrightarrows Fe^{3+} + 2\ SO_4^{2-} + H^+$$

Ist der pH-Wert größer als 3,0, so fällt das dreiwertige Eisen aus, während das zweiwertige Eisen ab einem pH-Wert von 5,1 als Hydroxid ausfällt (MATTHEß 1994). Eisen ist fast nur unter reduzierenden Bedingungen als zweiwertiges Eisen mobil (MERKEL und SPERLING 1996). In sauerstoffhaltigen Grundwässern ist gelöstes Eisen daher nur in Spuren nachweisbar.

Für das Ausmaß der Löslichkeit von Mineralien ist das Ionenpotential der dissoziierten Ionen (Quotient aus Ionenwertigkeit und Ionenradius) verantwortlich. Die oxidierten Formen von Eisen und Mangan Fe^{3+} und Mn^{4+} mit einem mittleren Ionenpotential von 4,7 bzw. 6,7 sind nur unter bestimmten Bedingungen leicht löslich und bilden meistens zusammengesetzte Komplexionen (FRIMMEL 1999).

In pH-/E_H-Diagrammen, sog. Stabilitäts- oder Dominanzfeldern, kann für jedes Redoxsystem die vorherrschende Spezies dargestellt werden (FRIMMEL 1999). Solche Stabilitätsfelder sind für Eisen in den Abb. 9 und 10 dargestellt.

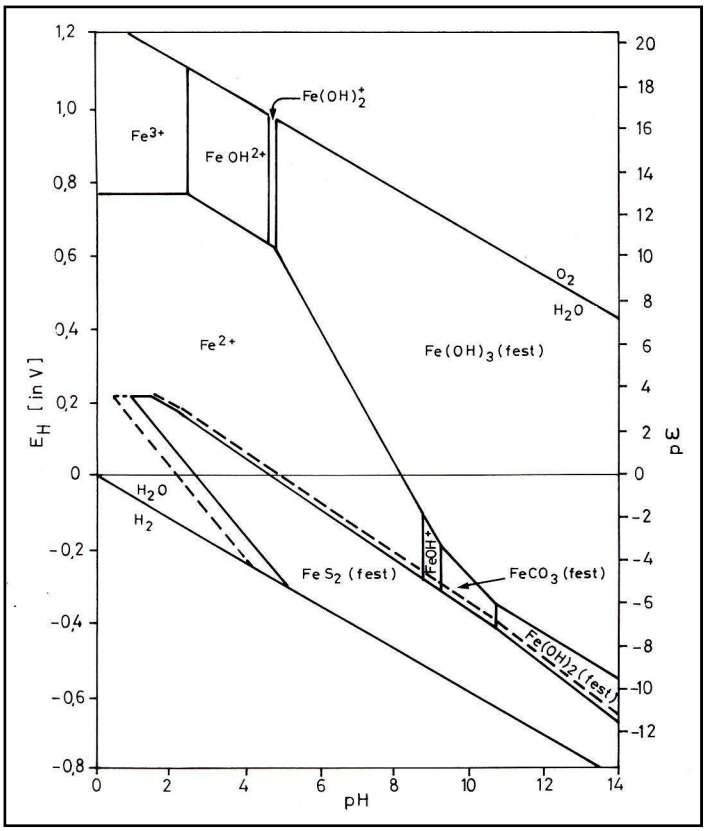

Abb.9: Stabilitätsfelder für Eisen(II)- und Eisen(III)-Spezies für Aktivitäten entsprechend 0,01 mg/kg gelöstes Eisen und 100 mg/kg Carbonatspezies als Hydrogencarbonat (MATTHEß 1994).

Im tiefen GWL fehlt der gelöste Sauerstoff oder ist nur in geringen Konzentrationen vorhanden. Unter diesen reduzierenden Bedingungen wird das dreiwertige Eisen von Mikroorganismen als Elektronendonator beim anaeroben Abbau organischer Substanz genutzt. So wird Pyrit in Gegenwart von gelöstem Nitrat unter Nitratreduktion durch Bakterien (*Thiobacillus denitrficans*) oxidiert und in zweiwertiges Eisen umgewandelt (Vgl. Gl. 5 und Abb. 11).

Hohe Werte an Fe^{2+} können daher als Indikator für reduzierende Vehältnisse genutzt werden und dienen als Kriterium für anthropogene Verunreinigungen durch Nitrate oder organische Substanzen. Extrem hohe Eisengehalte sind mit 10 - 50 mg/L in sauren Grubenwässern (MATTHEß 1994; MERKEL und SPERLING 1996) oder mit etwa 30 mg/L auch in Mineralwässern (HÖLL 1986) zu finden.

Das örtlich verschieden hohe Auftreten des zweiwertigen Eisens kann auch durch die unterschiedliche Verfügbarkeit organischer Substanz sowie der heterogenen Verteilung der Eisenverbindungen im Grundwasser bedingt sein (MATTHEß 1994).

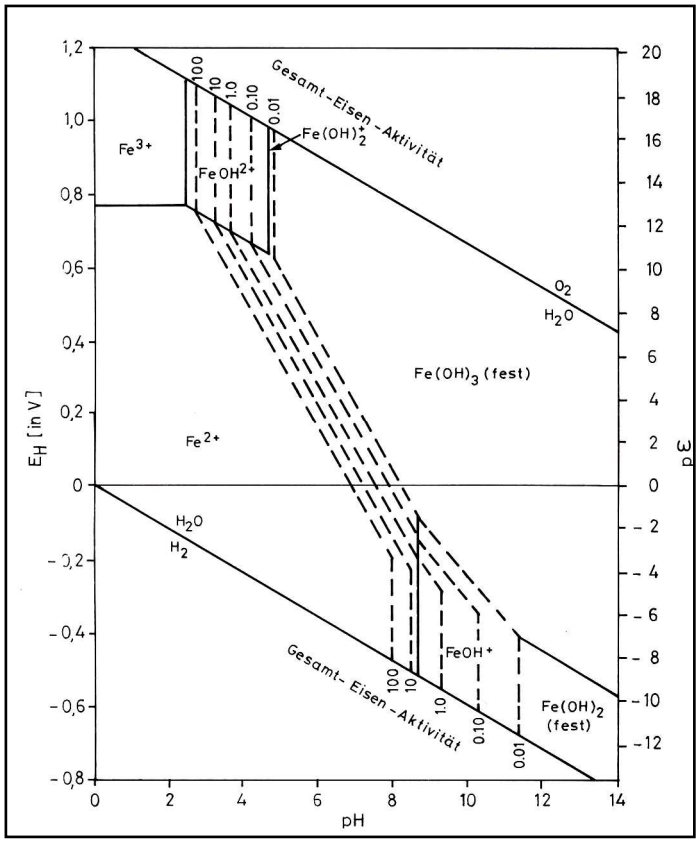

Abb. 10: Stabilitätsfelder für Eisen(II)- und Eisen(III)-Spezies für Aktivitäten entsprechend 0,01 – 100 mg gelöstes Eisen/kg (MATTHEß 1994).

Im Trinkwasser ist Eisen zwar nicht gesundheitsschädlich, beeinträchtigt aber schon ab 0,3 mg/L den Geschmack (LIENIG, 1983). Als Grenzwert für Eisen gilt nach der Trinkwasserverordnung vom 05.112.1990 eine Konzentration von 0,2 mg/L, wobei kurzzeitige Grenzwertüberschreitungen sicht erlaubt sind (KÖLLE 2001).

5.1.13.2 Mangan

Manganverbindungen kommen geogen meist zusammen mit Eisen in magmatischen Gesteinen (zum Beispiel in Silikaten) oder in Eisensulfiden (zum Beispiel Pyrit) vor. Orientierungswerte für Mangangehalte in verschiedenen GWL gibt Tab. 18. Auf anthropogenem Wege gelangen Manganverbindungen als Futtermittelzusätze, Düngemittel, Fungizide oder Holzschutzmittel in die Umwelt (MERKEL und SPERLING 1996).

FRIMMEL (1999) gibt für Gülle einen Mangangehalt von 30 bis 550 mg/kg, bezogen auf die Trockensubstanz, an. Damit nimmt Mangan neben Zink den größten Anteil an den in der Gülle vorkommenden Schwermetalle ein.

Mangan hat eine geringe geochemische Mobilität. Allgemein ist der Gehalt an Mangan niedriger als der von Eisen (MATTHEß 1994). In den meisten Grundwässern ist Mangan nur in Spuren nachweisbar, auch unter reduzierenden Bedingungen sind die Gehalte selten höher als 1 mg/L. Im Grundwasser werden Konzentrationen unter 0,05 mg/L als natürlich eingeordnet (HEATH 1988).

Tab. 18: Orientierungswerte für Mangangehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996).

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	< 0,01 - 0,3	ab 0,8
Kalk/Dolomit	< 0,01 - 0,01	ab 0,1
Buntsandstein	< 0,01 - 0,05	ab 0,1
sonstiges Festgestein	< 0,01 - 0,1	ab 0,7

Der pH-Wert und das Redoxpotential des Wassers bestimmen die Löslichkeit des Mangans. Bei neutralen pH-Werten herrscht zweiwertiges Mangan vor. Oxidation und Fällung können durch steigende pH-Werte beschleunigt werden, ab einem pH-Wert über 8, meist aber über 10,5 fallen die zweiwertigen Manganionen aus (MATTHEß 1994).

Mikroorganismen spielen bei der Reduktion und Oxidation eine wichtige Rolle als Katalysatoren, da sie die Oxidation von zweiwertigen Manganionen beschleunigen. Diese werden enzymatisch zu dreiwertigen und katalytisch in Gegenwart von Sauerstoff zu vierwertigen Mangan oxidiert. Durch Massenentwicklungen dieser Bakterien kann es zu Brunnenverockerungen kommen. Begünstigt wird diese Entwicklung durch Redoxpotetiale von - 10 bis ± 20 mV und durch einen Eisengehalt über 0,2 bis 0,5 mg/L im Bereich des Absenkungstrichter von Trinkwassergewinnungsanlagen (MATTHEß 1994).

Ähnlich wie beim Eisen verursacht das Mangan einen unangenehmen Geschmack, hat aber für den Menschen keine gesundheitsschädigende Wirkung. Bei Fischen und Kleinlebewesen wurden allerdings toxische Wirkungen bei Konzentrationen über 50 mg/L festgestellt. Für die Trinkwasseraufbereitung erweist sich schon eine geringe Konzentration als problematisch da Manganionen nicht so leicht oxidierbar sind wie Eisenionen. Im Trinkwasser sollten laut der Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 die Manganwerte 0,05 mg/L nicht überschreiten (KÖLLE 2001).

Ein Grund dafür ist die Oxidation zu Mangandioxid bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff. Dieses Mangandioxid ist schwerlöslich und lagert sich in den Rohrleitungen ab und führt zur Rohrverengung (LIENIG, 1983).

5.1.14 Ammonium

In Böden gelangen anorganische Stickstoffverbindungen vorwiegend durch die mikrobiellen oder photochemischen Zersetzung von Stickstoffverbindungen in organischer Masse. Sie werden auf dem Wege der Ammonifizierung gebildet. In mineralischer Form kommt Ammonium als Derivate der Salpetersäure und Ammoniumchlorid (MERKEL und SPERLING 1996).

Anthropogen bedingte Eintragswege in Böden und Grundwasser erfolgen durch die Verwendung von NH_4^+-haltigen Düngemitteln oder von NH_4^+-Emissionen aus der Massentierhaltung. Weitere anthropogene Eintragspfade sind industrielle und kommunale Abwässer aufgrund der vielseitigen Verwendung von Ammoniumverbindungen in Industrie und Haushalt (WORCH 1997; MERKEL und SPERLING 1996).
Die Tab. 19 gibt Orientierungswerte für Ammoniumgehalte in verschiedenen GWL:

Tab. 19: Orientierungswerte für Ammoniumgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996).

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	< 0,01 – 0,3	ab 0,5
Kalk/Dolomit	< 0,01 – 0,02	ab 0,3
Buntsandstein	< 0,01 – 0,05	ab 0,2
sonstiges Festgestein	< 0,01 – 0,1	ab 0,4

Unter aeroben, d.h. oxidierenden Bedingungen erfolgt eine mikrobielle Umwandlung von Ammonium in Nitrat (Nitrifikation). Bei niedrigen Sauerstoffgehalten, niedrigen pH-Werten (pH < 6) und niedrigen Temperaturen (< 15°C) spielt die Nitrifikation, wenn überhaupt, eine zunehmend geringere Rolle (KUNZE et al. 1994). Pro Mol Ammonium werden 2 Mol Sauerstoff verbraucht und dabei 1 Mol Nitrat und 2 Mol Protonen gebildet. Sauerstoffzehrung, hohe Nitratwerte und niedrige pH-Werte können die Folge von hohen Ammoniumeinträgen sein (WORCH 1997).

Nach der Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 liegt der Grenzwert für Trinkwasser bei 0,5 mg/L NH_4^+, wobei geogen bedingte Ammoniumgehalten bis 30 mg/L außer Acht bleiben (KÖLLE 2001).

5.1.15 Nitrat

In ausreichend mit Sauerstoff versorgten Wässern ist, abgesehen vom Luftstickstoff (Sättigungskonzentration bei 10°C: 18,1 mg/L), Nitrat die dominierende anorganische Stickstoffverbindung. Sein Auftreten kann geologisch bedingt sein (Salpeter), ist meist aber auf anthropogene Einträge (Düngemittelauswaschungen, Kläranlagenabläufe, Auswaschung von Luftschadstoffen) und mikrobiologische Prozesse (Nitrifikation) zurückzuführen (MERKEL und SPERLING 1996).
In Tab. 20 sind Orientierungswerte für Nitratgehalte in verschiedenen GWL angegeben.

Unter sauerstoffarmen Verhältnissen wird nicht nur kein Nitrat mehr gebildet, sondern das vorhandene Nitrat wird denitrifiziert und dann über das Zwischenprodukt Nitrit (NO_2^-) abgebaut und schließlich als molekularen Stickstoff (N_2) oder als Distickstoffoxid (Lachgas N_2O) an die Atmosphäre abgegeben (vgl. Abb. 12).

Der Nitratgrenzwert liegt nach der Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 bei 50 mg/L (WORCH 1997).

Tab. 20: Orientierungswerte für Nitratgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996).

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	0,4 - 30	-
Kalk/Dolomit	4 - 35	-
Buntsandstein	4 - 15	ab 20
sonstiges Festgestein	0,2 - 25	-

5.1.16 Chlorid

Chloride kommen aufgrund der guten Löslichkeit der Alkali- und Erdalkalichloride in allen natürlichen Wässern vor (LIENIG 1983).

Über die Zeit haben sich die Chloride in den Magmatiten, die durchschnittlich 350 mg/kg Chlorid enthalten und in Tonmineralen und Evaporiten abgelagert. In diesen Tonmineralen können Chloride je nach Tiefe mit 170-1400 mg/kg enthalten sein (MATTHEß 1994).

In den undurchlässigen Tongesteinen werden die Chloriionen im allgemeinen zurückgehalten und somit meistens in Form von NaCl-Kristallen oder NaCl-Lösungen angereichert, während sie in durchlässigeren Schichten nicht verbleiben und ausgewaschen werden. Besonders im Bereich von Salzlagerstätten treten hohe Chloridgehalte im Grundwasser auf (LIENIG 1983).

Grundwasser hat eine natürliche Chloridkonzentration von ca. 30 mg/l. Höhere Werte lassen meist auf die Zugabe von mineralisiertem Wasser oder anthropogene Verunreinigungen schließen (LIENIG 1983). Grundwässer in Urgesteinen enthalten nach HÜTTER (1994) meist weniger als 10 mg/L Chlorid.

In der Atmosphäre kann CL^- als anthropogene Luftverunreinigung vorkommen und ebenso als Cl-haltiger Abfallstoff auf Deponien. Des weiteren können Chloridionen auch aus Düngemitteln und Streusalzen in das Grundwasser gelangen (MATTHEß 1994). Im Bereich von Salz- und Kalibergwerken sind die Oberflächengewässer und das Grundwasser häufig stark mit Chlorid belastet (MERKEL und SPERLING 1996).

Die erhöhte Konzentration von Chloriden im Grundwasser kann eine Reaktion mit im Boden vorhandenen Schwermetallen auslösen, welche dann in Lösung gehen können. ALLOWAY und AYRES (1996) sprechen in diesem Zusammenhang von einer erhöhten Mobilität von Quecksilber und Cadmium.

Die verstärkte Freisetzung von Schwermetallen ist auf die korrosive Wirkung der Chloride zurückzuführen, die ab einer Konzentration von mehr als 200 mg/L einsetzt und somit zum Beispiel Eisenbestandteile im Boden beeinflusst (HÜTTER 1994).

Im Wasser erfahren Chloride gewöhnlich keine chemischen Veränderungen, das heißt sie verhalten sich konservativ und werden beim der Bodenpassage kaum adsorbiert. Nach HÜTTER (1994) kann eine erhöhte Chloridkonzentration nur durch Verdünnen des Wassers beseitigt werden. Chloride sind daher durch ihre Persistenz sehr dauerhafte Verschmutzungsindikatoren.

Die Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 erlaubt eine Maximalkonzentration von 240 mg/L für Chlorid im Grundwasser (KÖLLE 2001).

5.1.17 Sulfat

Schwefel ist mit 410 mg/kg im Gestein nur ein verhältnismäßig geringfügiger Bestandteil der Magmatite. Es ist allerdings ein geochemisch sehr mobiles Element, das durch Ausgasung aus Magmen auch in Evaporiten, Sedimentgesteinen und Meerwasser anzutreffen ist. Schwefel kommt in den Oxidationsstufen –2, +4 und +6 vor, wobei unter der Oxidationsstufe –2 und +6 am beständigsten ist. In der Lithosphäre sind alle vier Oxidationsstufen des Schwefels verbreitet: Sulfide und Schwefelwasserstoff (-2), elementarer Schwefel (0), Schwefeldioxid (SO_2) in vulkanischen Gasen (+4) und Schwefeltrioxid (SO_3) in vulkanischen Gasen und Sulfaten (+6) (MERKEL und SPERLING 1996).

Sulfate sind Bestandteile von Feldspatvertretern. Zum größten Teil jedoch sind sie in Gips ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) und Anhydrit ($CaSO_4$) zu finden, die vor allem als Bindemittel, Einlagen oder Kluftfüllungen in Sedimentgesteinen vorkommen. Außerdem kommen in den Evaporiten außer den Calciumsulfaten auch noch Sulfate des Natriums, Kaliums und Magnesiums vor (MATTHEß 1994).

Sulfate werden anthropogen vor allem durch saure Niederschläge, trockene Deposition von Stäuben und anderen anthropogenen Verunreinigungen eingetragen. Des weiteren gelangen auch oft Sulfate durch den Einsatz von Düngemitteln in den Stoffkreislauf von Agrarökosystemen. (MATTHEß 1994).

Einige Sulfatgehalte in verschiedenen GWL sind in Tab. 21 angegeben.

Tab. 21: Orientierungswerte für Sulfatgehalte in verschiedenen Grundwasserleitern (nach SCHLEYER und KERNDORFF 1992; In: MERKEL und SPERLING 1996).

	Geogener Normalbereich [mg/L]	**Beginn anthropogen beeinflusster Bereich [mg/L]**
Lockersedimente	15 - 105	ab150
Kalk/Dolomit	20 - 125	ab 210
Buntsandstein	10 - 60	ab 85
sonstiges Festgestein	7 - 75	ab 190

Neben dem Sulfateintrag durch die Auflösung von Gips kann der Sulfateintrag im aeroben Milieu auch durch die Oxidation von Eisensulfiden (zum Beispiel Pyrit) bei der chemolithotrophen Denitrifikation oder von schwefelhaltiger organischer Substanz erfolgen (HÜTTER 1994). Wenn pyrithaltiges Substrat mit Sauerstoff in Kontakt kommt, dann findet bei der

Oxidation der Eisensulfide durch die entstehende Schwefelsäure eine starke Absenkung des pH-Wertes statt (MERKEL und SPERLING 1996).

Ein weiterer Eintragsweg für Sulfat in das Grundwasser erfolgt durch den Abbau von organischen Substanzen im Boden. In sauren Böden ist Sulfat an Aluminium- und Eisen-Verbindungen gebunden. In Böden mit neutralen pH-Werten ist es dagegen leicht auswaschbar.
Nach der Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990 ist für Sulfat eine Maximalkonzentration von 250 mg/L erlaubt. Dabei werden jedoch geogen bedingte Grenzwertüberschreitungen bis 500 mg/L SO_4^{2-} toleriert (KÖLLE 2001).

5.2 Diskussion der Ergebnisse

5.2.1 Oberer GWL

Im Oberen GWL konnten wir während der **Gesamttour** (02.08.02) an den GWM P26F und P46F im Vergleich zu den umliegenden GWM stark erhöhte Eisengehalte (vgl. Karte 15 und 16 im Abbildungsband) feststellen. Gleichzeitig waren an diesen GWM niedrige Sauerstoff- und Nitratgehalte sowie hohe Sulfatgehalte zu verzeichnen.

Die im „Bourtanger Moor" durchgeführten Grünlandumbrüchen können zur erhöhten Nitratauswaschung geführt haben. Neben Nitrateinträgen findet nach Grünlandumbrüchen auch ein schneller Abbau von schwefelhaltigen Verbindungen statt, der zu starken Sulfateinträgen in das Grundwasser führt (FIEDLER 1990).

Die gemessenen Nitratgehalte von mehr als 75 mg/L an GWM P48F liegen deutlich über dem geogen bedingten Nitratgehalt von 0,4 – 30 mg/L (vgl. Tab. 20).

Diese Umstände deuten auf den Prozess der chemolithotrophe Denitrifikation hin, bei der das in das Grundwasser eingetragene Nitrat von anaeroben Bakterien der Gattung *Thiobacillus denitrificans* zu molekularem Stickstoff abgebaut wird (vgl. dazu Abb. 11). Mit Hilfe von reduzierten anorganischen Schwefelverbindungen, wie zum Beispiel Eisensulfide (Pyrit), werden Nitrat und Nitrit zu Distickstoffoxid (N_2O) und schließlich zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert und die Schwefelverbindungen zu Sulfat oxidiert. Gleichzeitig wird aus den Eisensulfiden zweiwertiges Eisen (Fe^{2+}) sowie Eisenoxidhydroxide (FeOOH) freigesetzt. Derartige Denitrifikationsprozesse können nach HÜTTER (1994) erhöhte Sulfat- und Fe^{2+}-Gehalte des Grundwassers hervorrufen.

Während die gemessenen Eisengehalte auf eine anthropogene Beeinflussung hindeuten, liegen die Sulfatgehalte noch im geogen bedingten Bereich (vgl. Tab. 21).

Die mit 1 – 2 mg/L hohen Mangangehalte vor allem an GWM P40F lassen sich durch die reduzierenden Bedingungen in diesem Bereich erklären, so dass das Mangan in seiner mobilen, reduzierten Form als Mn^{2+} vorliegen könnte. Anhand der Tab. 18 sind Mangangehalte von mehr als 0,8 mg/L auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Dies trifft praktisch auf alle beprobten GWM zu,

Eine anthropogene Manganquelle könnte auch die Ausbringung von Gülle darstellen, da diese nach FRIMMEL (1999) Mangangehalte zwischen 30 bis 550 mg/kg (bezogen auf Trockensubstanz) enthält.

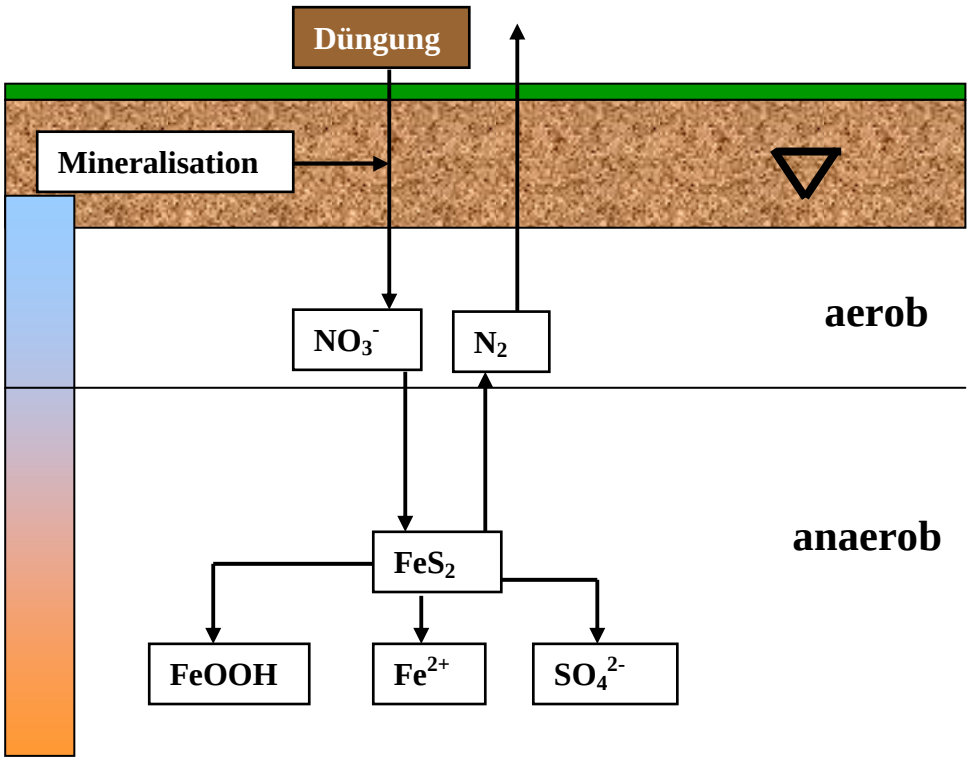

Abb. 11: Ablaufschema der chemolithotrophen Denitrifikation, die aufgrund der hohen Eisen- und Sulfatgehalte im Grundwassers vermutlich im landwirtschaftlich genutzten Gebiet westlich des Wasserwerkes bei den GWM P26F und P46F abläuft.

Im südwestlichen Bereich des Untersuchungsgebietes an GWM P40F konnte mit 600 bis 800 µS cm^{-1} eine hohe Leitfähigkeit festgestellt werden. In diesem Zusammenhang sind hohe Calcium-, Magnesium- und Eisengehalte bei pH-Werten zwischen 6 und 7 gemessen worden. Obwohl die Kalium- und Natriumgehalte in diesem Gebiet eher niedrig sind, spricht der relativ hohe Gehalt an TOC für eine hohe Mineralisation der organischen Substanz. Für diese These spricht die Tatsache, dass sich in diesem Bereich des Untersuchungsgebietes Moorflächen befinden, die zum Teil entwässert und abgetorft worden sind (vgl. dazu die Karten 15, 35, 59, und 63 im Abbildungsband).

Die niedrigen Nitrat- und die hohen Hydrogencarbonatgehalte bei P40 sprechen dafür, dass in den aeroben Bodenregionen der Prozess der chemoorganotrophen Denitrifikation abläuft. Dafür sprechen die geringen Nitratgehalte und die hohen Gehalte an Hydrogencarbonat, die sowohl von der Mineralisation der organischen Substanz, als auch aus der Denitrifikation stammen können.

Die HCO_3^--Gehalte von mehr als 420 mg/L deuten bei der GWM P40F bereits auf die Auswirkungen der Entwässerung und des Torfabbaus in den Moorflächen in südwestlichen Untersuchungsgebiet hin (vgl. dazu Tab. 16).

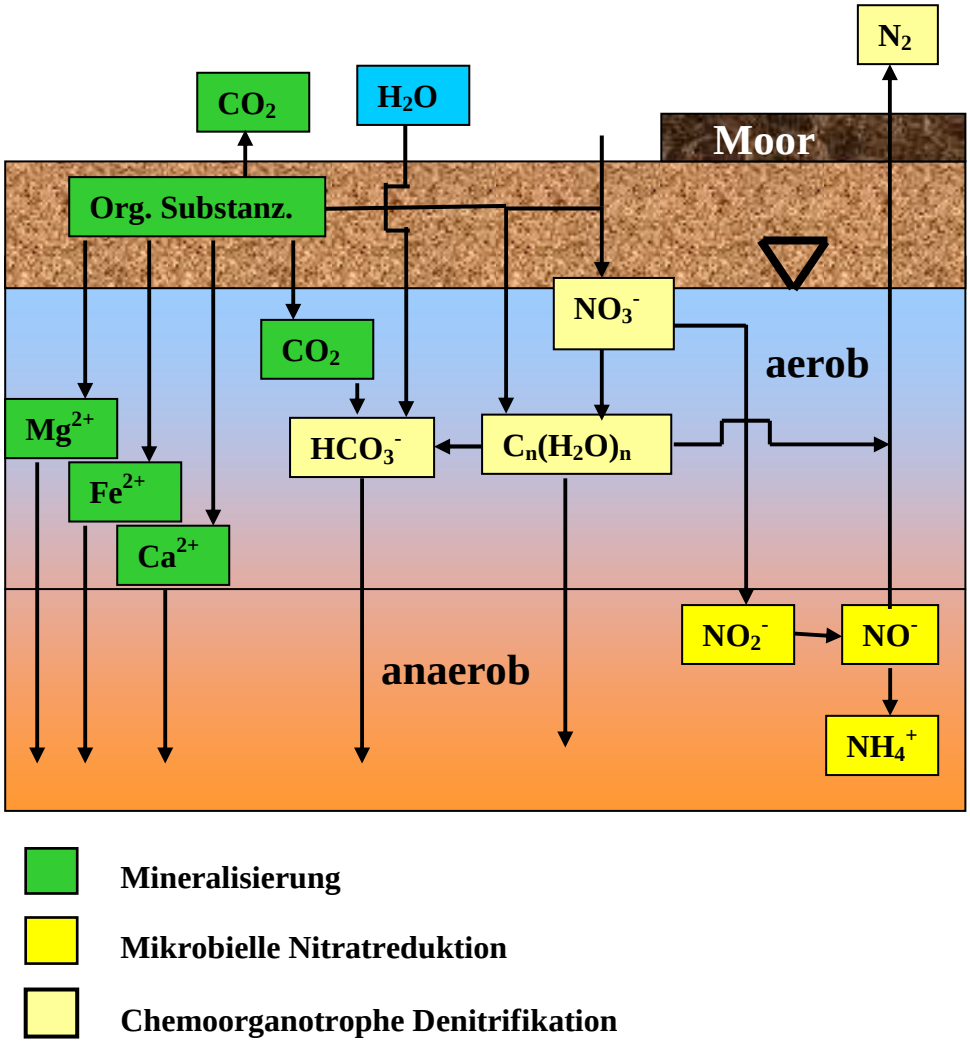

Abb. 12: Zusammenhang der vermutlich ablaufenden mikrobiellen Abbauprozesse im Grundwasser im Moorgebiet nahe der GWM P40.

Derjenige Teil des bei der Denitrifikation entstandenen Nitrits, der nicht als molekularer Stickstoff an die Atmosphäre abgegeben wird, wird durch Sickerwässer in das anaerobe Grundwasser transportiert, wo das NO_2^- bei der mikrobiellen Nitratreduktion in Ammonium umgewandelt wird. Die Abb. 12 zeigt den vermuteten Zusammenhang zwischen der Mineralisation, der Denitrifikation und der Nitratreduktion.

Entlang der A31 konnten auffällig hohe Chloridgehalte festgestellt werden. Diese können im Zusammenhang mit der Ausbringung von Streusalzen stehen. Der Kaliumgehalt stützt diese These, da er von der A31 in nordöstlicher Richtung zum Wasserwerk hin zunimmt. Womög-

lich werden die Kalisalze mit dem Grundwasserstrom dorthin verfrachtet. Die Natriumgehalte dagegen zeigen eine Verteilung, die diese These nicht bestätigen.

Die Sande im wasserwerksnahe Dünenbereich weisen geringe Gehalte an Calcium und damit eine geringe Pufferkapazität auf, so dass die pH-Werte im sauren Bereich liegen. Unter den mit Kiefern aufgeforsteten Dünenbereichen befindet sich eine mehr oder weniger mächtige Rohhumusdecke. Die schlechte Abbaubarkeit hat vermutlich den geringen TOC-Gehalt des Grundwassers zur Folge. Die hohen Sauerstoffgehalte lassen auf einen Belüftungseffektes des Dünensandes schließen (vgl. dazu die Karten 25a und b, sowie 26a und b im Abbildungsband).
Wir konnten in den Grundwasserproben des Dünenbereichs hohe Sulfat-, Nitrat-, Kalium- und Chloridgehalte nachweisen. Dabei liegen die Kalium-, Natrium- und Chloridgehalte weit über der „natürlicherweise“ geogen vorkommenden Gehalten (vgl. dazu Tab. 12 und 13).

Wahrscheinlich stammen diese Stoffe aus feuchter oder trockener Deposition von Luftschadstoffen an den Kiefern. Erhöhte Mangan- und Kaliumgehalte können geogenen Ursprungs sein und werden durch das saure Milieu leicht freigesetzt. Die erwähnten Ionen können im sandigen Substrat der Dünen nicht ausreichend festgehalten werden, so dass es zur Auswaschung und Verlagerung in den Grundwasserkörper kommt.

5.2.2 Unterer GWL

Im unteren GWL sind die Sauerstoffwerte wie erwartet niedriger als im oberen GWL und es herrschen reduzierende Bedingungen. Der gelöste Sauerstoff und damit auch das Redoxpotential sinken beim Durchgang des Wassers von der gesättigten Zone bis hin zum tiefen Grundwasser ab (MATTHEß 1994).
Bis auf wenige Ausreißer liegen daher die Sauerstoffwerte im unteren GWL unter 2 mg/L. Die GWM P19T und P06T sind in der näheren Umgebung zu den Entnahmebrunnen und könnten somit im Einflussbereich des Absenkungstrichters liegen, wodurch hier die höheren Sauerstoffwerte zu erklären wären.

Die niedrigen Sauerstoffwerte bedingen niedrige Redoxpotentiale, welche zum Großteil kleiner als 100 mV sind. Sie befinden sich im Bereich von natürlichen Grundwässern, sind aber im unteren GWL deutlich niedriger als im oberen GWL. Das Redoxpotential und

die damit verbundenen Prozesse werden durch die pH-Werte sowie durch das umgebende Gestein beeinflußt (MATTHEß 1994).

Im Einzugsgebiet des Wasserwerks Haren-Düne lagern überwiegend silikatische Lockergesteine mit relativ geringem Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen. Da der obere und untere GWL dem Quartär zuzuordnen werden können, sind eher neutrale pH-Werte zu erwarten. Die pH-Werte befinden sich allerdings überwiegend im sauren Bereich, wobei der untere GWL im Durchschnitt etwas höher pH-Werte aufweist als der oberen GWL. Die pH-Werte bewegen sich im Wertebereich zwischen 6,2 und 5,5. Somit lässt sich das Wasser des unteren GWL als natürlich bis versauert einstufen (KRIETER 1991). Fast alle chemischen und biochemischen Vorgänge und Reaktionen im Wasser sind vom pH-Wert abhängig. Im besonderen tritt dies bei Metallionen in Erscheinung, wie zum Beispiel bei Eisen und Mangan. Im sauren Grundwasser gehen diese in Lösung, im basischen pH-Bereich werden sie dagegen ausgefällt (MATTHEß 1994).

Obwohl der pH-Wert die Löslichkeit stark beeinflusst, spielen die Redox-Bedingungen für die Löslichkeit von Metallionen die entscheidende Rolle. Eisen ist fast nur unter reduzierenden Verhältnissen als zweiwertige Verbindung mobil. Im GWL können Werte zwischen 1 und 10 mg/L mit starker örtlicher und zeitlicher Variation erreicht werden (MATTHEß 1994).

Im Untersuchungsgebiet übersteigen die zweiwertigen Eisenionen an allen GWM den Eisengehalt von 10 mg/L, wobei die GWM P26T, P38T und P39T besonders hohe Eisengehalte erreichen (vgl. dazu Karte 16 und 18 im Abbildungsband). Mit Werten zwischen 10 und 28 mg/L werden die üblichen Konzentrationen an zweiwertigen Eisen im Grundwasser deutlich überschritten. Besonders hoch sind die Werte unter den Moorgebieten des Wesuwer und des Verserer Moores.

Die Messungen um den Absenkungstrichter (P06T, ML-GWM P10/6 und VB6/7, P29T) zeigen dagegen weitaus niedrigere Eisenwerte. Dabei könnte der Einfluss der Grundwasserabsenkung um die Entnahmestellen eine entscheidende Rolle spielen. Vermutlich gelangt im Breich des Absenkungstrichters Sauerstoff in den unteren GWL infolge eines Belüftungseffektes, der vermutlich durch die Förderbrunnen im Dünenbereich hervorgerufen wird. Damit ändern sich plötzlich die Redox-Bedingungen, das Redoxpotential wird größer und das zweiwertige Eisen wird zum dreiwertigen Eisen oxidiert und ausgefällt (vgl. dazu Karte 18 und 26a+b im Abbildungsband).

An den GWM P48T, P38T und P43T liegen die pH-Werte über 6,0, die Redoxpotentiale liegen hier durchschnittlich unter 25 mV. Ein ähnliches Bild zeigt die GWM P26T, diese liegt allerdings viel näher an den Entnahmebrunnen.

Die tiefen Verfilterungen der ML-GWM weisen trotz etwa gleicher Entfernung von den Förderbrunnen recht unterschiedliche Werte auf. So sind die Eisenwerte an der GWM VB6 niedriger als an der ML-GWM 10. Dazu passen auch die höheren Redoxpotentiale bei der ML-GWM VB6 und die niedrigeren Redoxwerte an P10. Allerdings liegen die pH-Werte am VB6 unter 5,5, an der ML-GWM P10 über 5,5.

Mangan ist meist nur in Spuren im Grundwasser nachweisbar, Werte bis 0,05 mg/L gelten als natürlich (HEATH, 1988).

In unserem Untersuchungsgebiet liegen die Werte des unteren GWL deutlich über diesem natürlichen Grenzwert, sie reichen fast an 1 mg/L heran. Wahrscheinlich sind diese hohen Werte auf die niedrigen pH-Werte zurückzuführen. Mangan ist nicht so mobil wie Eisen, bei ansteigenden pH-Werten verläuft die Ausfällung verzögert (HEATH, 1988). Das könnte der Grund für die hohen Manganwerten bei gleichzeitig hohen pH-Werten sein.

Die niedrigen Sauerstoffgehalte im unteren GWL weisen auf den Aufbrauch des molekular gebundenen Sauerstoffs hin. Das jeweilige Verhältnis von Ammonium und Nitrat steht in einem engen Zusammenhang mit der An- bzw. Abwesenheit von Sauerstoff. Der im Nitrat gebundene Sauerstoff kann zum Beispiel im tiefem Grundwasser von Mikroorganismen durch die Denitrifikation (siehe Abschnitt 5.2.1) aufgebraucht werden. Daraus ergibt sich, dass im unteren GWL keine oder nur geringe Nitratwerte gemessen wurden. Im Gegenzug dazu konnten wir oft hohe Ammoniumgehalte nachweisen.

In Lockersedimenten werden 0,4 bis 30 mg/L Nitrat als geogen bedingt beurteilt. Als natürlich vorkommende Ammoniumgehalte werden Konzentrationen von 0,01 bis 0,3 mg/L angegeben (MERKEL & SPERLING 1996).

Für Nitrat lagen die Konzentrationen in unseren Untersuchungen zum großen Teil auch in diesem Bereich, die gemessenen Höchstwerte für Nitrat lagen um 13 mg/L. Bei den Ammoniumgehalten weisen die gemessenen Werte allerdings auf eine anthropogene Beeinflussung hin. Im Durchschnitt lagen die Werte während der Tour Absenktrichter über 0,5 mg/L, auf der Tour Wasserwerk zwischen 1,5 und 2 mg/L und bei der Umgebungstour wurden sogar im Mittel Konzentrationen um 3 mg/L gemessen. Als mögliche Nitratquelle kommen die intensive landwirtschaftliche Nutzung oder auch der Einträge aus den abgetorften Bereich der Moore in Frage.

Neben den hohen Ammoniumwerten wurden teilweise auch noch recht hohe Nitratwerte gemessen, wie zum Beispiel bei der Tour Absenkungstrichter und der Tour Wasserwerk. Dabei fallen besonders P06T, P24T und P33T auf. Insgesamt liegen die Ammoniumgehalte überwiegend über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (Stand: 05.12.1990) von mg/L

Erhöhte Konzentrationen an Hydrogencarbonat stehen in Verbindung mit hohen Kohlendioxid-Konzentrationen. In Lockersedimenten können geogen bedingte Werte von 10 bis 110 mg/L erreicht werden. Ab Werten von 420 mg/L spricht man von anthropogenen Einflüssen (MERKEL und SPERLING 1996).

Die gemessenen Hydrogencarbonatgehalte bei der Tour Wasserwerk und der Tour Absenkungstrichter liegen somit noch im geogen hervorgerufenen Wertebereich. Die HCO_3^--Gehalte, die bei der Umgebungstour gemessen wurden, sind allerdings geringfügig höher als die geogen bedingten Gehalte. Es wurden HCO_3^--Werte von durchschnittlich 400 mg/L und an der GWM P38T sogar 420 mg/L ermittelt.

5.2.3 Ausbildung der Trennschicht

Um eine Aussage über die Durchlässigkeit der Trennschicht zu treffen, betrachtet man in erster Linie die Parameter, die im Wasserkörper keinen Redoxprozessen unterliegen, wie zum Beispiel Chlorid, Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium. In dieser Reihenfolge werden die Elemente zunehmend stärker im Bodenkörper adsorbiert. Chlorid eignet sich am besten, um Wasserbewegungen nachzuvollziehen (WORCH 1997).

Die Chloridverteilung in der Nähe der Förderbrunnen lässt im Profilschnitt nur geringe Rückschlüsse auf eine Verbindung der beiden GWL zu (vgl. Profil 12, Diagramm 25 im Abbildungsband). Einzig bei den GWM P06 und ML-GWM VB6 wurden im oberen und unteren GWL ähnlich hohe Chloridgehalte gefunden. Das Ergebnis der Natriummessung widerspricht der oben genannten Vermutung nicht, kann sie aber auch nicht deutlich bestätigen.

Anhand der Kalium- und Magnesiumanalyse wird die Vermutung eines Stoffaustausches zwischen den Grundwasserstockwerken im Bereich der GWM P06 gestützt. Beim Parameter Magnesium treten weiterhin bei der GWM P46 in beiden GWL Mg-Werte in der gleichen Größenordnung auf. Betrachtet man die Darstellung der Calciumverteilung im Profilschnitt, dann lassen sich die Vermutungen nur zum Teil bestätigen. Abweichungen liegen im Bereich der GWM P06 vor.

Die Untersuchung der Grundwasserstände beider GWL zeigt eindeutig, dass in der Umgebung des Wasserwerkes eine durchgehende Trennschicht vorliegt (vgl. Diagramm 1 im Abbildungsband). Im unteren Grundwasserstockwerk herrscht durch die Grundwasserförderung ein niedrigerer Grundwasserstand vor als im oberen GWL. Wäre die Trennschicht nicht vorhanden, würde sich dieser Unterdruck schnell ausgleichen. So jedoch könnte die Trennschicht lediglich in einigen kleinen Bereichen weniger mächtig ausgeprägt sein. Der Grundwasserfluss vom oberen in den unteren GWL wäre dort so gering, dass es nicht zu einem Ausgleich der Wasserstände beider GWL kommen könnte, Wasserinhaltsstoffe gelängen aber sehr wohl in geringen Mengen von oben nach unten.

Dies könnte im Bereich der oben besprochenen GWM P06 und der ML-GWM VB6 der Fall sein. Auch andere GWM deuten darauf hin, wie zum Beispiel einige während der Gesamttour gemessenen Kaliumgehalte.

Der Überblick über das gesamte Untersuchungsgebiet lässt im südwestlichen Teil (P43, P39, P48, P40) auf eine großflächig undeutlich ausgeprägte Trennschicht schließen. Hier wurden gleiche Grundwasserstände in beiden GWL angetroffen (vgl. Diagramm 1 im Abbildungsband)

Dies ist in diesem durch Moorflächen geprägten Raum besonders interessant, da hier im oberen Grundwasserstockwerk schon sehr geringe Sauerstoffgehalte, ein niedriges Redoxpotential und vor allem hohe Eisengehalte gemessen wurden. Wäre die Trennschicht nicht oder nur teilweise vorhanden, dann könnte das gelöste Eisen hier in den unteren GWL gelangen. Diese höheren Eisenwerte im unteren GWL konnten durch unsere Messungen auch bestätigt werden. Auch die anderen von uns gemessenen Parameter widersprechen dieser Hypothese nicht: Hohe Ammoniumgehalte im oberen GWL setzen sich im unteren GWL fort. Nitrat- und TOC-Konzentrationen nehmen von oben nach unten ab, und auf der anderen Seite steigen die Hydrogencarbonatgehalte mit zunehmender Tiefe an, ebenso die Konzentration einiger Kationen wie Calcium und Magnesium, die bei der Mineralisierung der organischen Substanz freigesetzt werden könnten. Auf diesen Sachverhalt deuten auch der nach unten hin noch weiter abnehmende Sauerstoffgehalt und das sinkende Redoxpotential. Ausgehend von dieser Durchbruchsstelle in der Trennschicht, könnte Eisen dann im reduzierten unteren GWL dem Grundwasserstrom folgen und bis zu den Förderbrunnen im Dünenbereich gelangen.

6 Literaturverzeichnis:

- ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt. Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford

- CAMMANN, KARL (Hrsg.) (2001): Instrumentelle Analytische Chemie. Verfahren, Anwendungen, Qualitätssicherung. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin

- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (Hrsg.)(1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil 1, Heft 110; Wirtschafts- und Verlagsges. Gas und Wasser mbH, Bonn

- FIEDLER, HANS JOACHIM (1990): Bodennutzung und Bodenschutz. VEB Gustav Fischer, Jena

- FRIMMEL, FRITZ HARTMANN (Hrsg.)(1999): Wasser und Gewässer. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg; Berlin

- GROHMANN, A.; HÄSSELBACH, U.; SCHWERDTFEGER, W. (Hrsg.) (2003[4]): Die Trinkwasserverordnung. Einführungen und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden. Erich Schmidt Verlag, Berlin

- HANCKE, KLAUS (2000[5]): Wasseraufbereitung. Springer, Berlin

- HEATH R. C. (1988): Einführung in die Grundwasserhydrologie; Oldenbourg Verlag, München

- HELLMANN, H. (1999): Qualitative Hydrologie – Wasserbeschaffenheit und Stoffflüsse. Borntraeger; Berlin, Stuttgart

- HÖLL, KARL (1986[7]): Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. De Gruyter, Berlin

- HÖLTING, BERNWARD (1996[5]): Hydrogeologie. Enke, Stuttgart

- HOUBEN, GEORG (2000): Modellansätze zur Prognose der langfristigen Entwicklung der Grundwasserqualität – Fallbeispiel Bourtanger Moor (Emsland). In: Aachener Geowissenschaftliche Beiträge, Band 36. Wissenschaftsverlag, Mainz

- HÜTTER, LEONARD A. (1994[6]): Wasser und Wasseruntersuchung. Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Salle: Frankfurt am Main; Sauerländer

- KNOCH, WILFRIED (1991): Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Abfallentsorgung. VCH, Weinheim

- KÖLLE, WALTER (2001): Wasseranalysen – richtig beurteilt. Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie. Wiley-VCH, Weinheim

- KRIETER, M. (1991): Ökosystemare Untersuchungen zur Boden- und Gewässerversauerung im südlichen Taunus und Hunsrück, Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung Heft 22, Bremen

- LANDKREIS EMSLAND (Hrsg.)(2002): Der Landkreis Emsland: Geographie, Geschichte, Gegenwart – eine Kreisbeschreibung. Landkreis Emsland, Meppen

- LIENIG, DIETER (1983[2]): Wasserinhaltsstoffe: Bedeutung und Erfassung. Akademie-Verlag, Berlin

- MATTHESS, GEORG (Hrsg.)(1994[3]): Lehrbuch der Hydrogeologie Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. Borntraeger; Berlin, Stuttgart

- MERKEL, B.; SPERLING, B. (1996) :Hydrogeochemische Stoffsyteme Teil 1, DVWK Schriften 110, DVWK Bonn

- MEYERHOFF, R. (1995): Anwendungsmöglichkeiten der in situ-Aufbereitung von eisen- und manganhaltigen Grundwässern In: Aktuelle Entwicklungen in der Wasserversorgung aus Grund- und Oberflächenwässern. 9. Trinkwasserkolloquium (2. März 1995). Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft e.V., Stuttgart; München; Oldenburg

- POTT, RICHARD (1999): Nordwestdeutsches Tiefland zwischen Ems und Weser: mit 9 Exkursionen. Ulmer, Stuttgart

- RUMP, HANS HERMANN (1998[3]): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. Wiley-VCH, Weinheim

- SCHLEYER, R.; KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. VCH Verlagsges., Weinheim

- SELENT, K.-D.; GRUPE, A. (Hrsg.)(1998): Die Probenahme von Wasser. Ein Handbuch für die Praxis. R. Oldenbourg Verlag, München

- TRINK- UND ABWASSERVERBAND „BOURTANGER MOOR“ (Hrsg.)(2001): Broschüre Wasserwerk Haren/Düne; Meppen

- TRINK- UND ABWASSERVERBAND „BOURTANGER MOOR“ (1997): Auszug aus der Bodenkundlichen Standortkarte

Internetquellen:

- GEOLOGIE DES NORDDEUTSCHEN TIEFLANDES (o. J.): http://mitglied.lycos.de/tstroeh/geologie.htm (abgerufen am 04.03.03)

- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN: Gewässergütebericht 2001, Kap. 8 Anhang: http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/gewgue01/gewgue01_272.pdf (abgerufen am 20.03.03)

- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.)(2001): Erkundungsmethoden online, Kap. 1.7 Probenahmeverfahren: http://www.nlfb.de/grundwasser/produkte/alahabu/hbr-1_7.html (abgerufen am 19.03.03)

- TRINKWASSERVERORDNUNG, Anlage 2 Grenzwerte für chemische Stoffe: http://www.wasser.de/richt-vero/trinkwasserverordnung/a4-3.htm (abgerufen am 29.03.03)

- WASSERVERSORGUNGSVERBAND RHEIN-WUPPER: http://www.wvv-rhein-wupper.de/labor.htm (abgerufen am 09.04.03)