

Einwohnergemeinde Muttenz
Kirchplatz 3
4132 Muttenz



S C + P

Deponie Feldreben
Muttenz / BL

Schlussbericht
Technische Untersuchung, 1. Etappe

Bern

Winterthur

Zürich

Olten: Jurastrasse 6, CH-4600 Olten
Telefon: 062 205 54 00
Telefax: 062 205 54 09
e-mail: scpolten@scpag.ch

Inhalt

1. Einleitung	7
1.1. Problemstellung und Auftrag	7
1.2. Projektorganisation	8
1.3. Historische Untersuchungen	8
2. Hydrogeologischer Überblick	9
2.1. Untersuchungsgebiet	9
2.2. Geologie	10
2.3. Grundwasserverhältnisse	12
3. Technische Untersuchung	15
3.1. Zielsetzung	15
3.2. Untersuchungsprogramm	16
4. Ergebnisse Sondierbohrungen	17
4.1. Sondierarbeiten	17
4.2. Angetroffene Untergrundsverhältnisse	19
4.2.1. Tektonik	19
4.2.2. Lockergesteine	20
4.2.3. Felsobergrenze	20
4.2.4. Felsgesteine	21
5. Grundwasserspiegelmessungen	22
5.1. Kontinuierliche Pegelaufzeichnungen	23
5.1.1. Einbau Multiport Sample System (MPSS) in Bohrung F5	23
5.1.2. Einfluss der Grundwasseranreicherung	23
5.1.3. Jahreszeitliche Schwankungen	24
5.1.4. Einfluss des Pumpbetriebes der Florin AG	25
5.2. Stichtagsmessungen	26
5.3. Zusammenfassende Folgerungen	28
6. Hydraulische Versuche	29
6.1. Durchgeführte Bohrloch-Versuche	29
6.1.1. Leitfähigkeits- und Temperaturtiefenprofile	30
6.1.2. Flowmetermessungen	30
6.1.3. Folgerungen	31
6.2. Pumpversuche	31
6.2.1. Übersicht	31
6.2.2. Pumpversuche im Lockergesteinsgrundwasser	32
6.2.3. Pumpversuche im HMK-Grundwasser	33
6.2.4. Folgerungen	36



7.	Chemische Analysen Grundwasser	37
7.1.	Probenahme	37
7.2.	Untersuchungsergebnisse	38
7.2.1.	Feldblindwerte	40
7.2.2.	Allgemeine Beschaffenheit des Grundwassers	41
7.2.3.	Gesamtmineralisation und Redoxverhältnisse	44
7.2.4.	Anorganische Schadstoffe	46
7.2.5.	Organische Schadstoffe	48
7.2.6.	Ergebnisse der Screenings	51
7.2.7.	Qualität des Rheinwasser-Infiltrates.....	52
7.3.	Eluattest am Filterrohrmaterial.....	52
7.4.	Zusammenfassende Folgerungen	53
8.	Bodenanalysen und Luftmessungen.....	54
8.1.	Chemische Analysen des Oberbodens.....	54
8.1.1.	Sondierungen und Probenahme	55
8.1.2.	Aufbau des Untergrundes	55
8.1.3.	Ergebnisse der chemischen Untersuchungen..	55
8.2.	Luftmessungen	56
8.2.1.	Probenahme.....	56
8.2.2.	Untersuchungsergebnisse	57
8.2.3.	Zusammenfassende Folgerungen.....	58
9.	Isotopenmessungen.....	59
9.1.	Einleitung	59
9.2.	Probenahme	59
9.3.	Resultate.....	60
9.3.1.	Stabile Wasserisotope	60
9.3.2.	Tritium	62
9.3.3.	Stickstoff- und Sauerstoffisotopen am Nitrat....	64
9.3.4.	Kohlenstoff-Isotope	66
9.4.	Zusammenfassende Folgerungen	69
10.	Markerversuch.....	70
11.	Zusammenfassende Beurteilung	72
11.1.	Wertung der Untersuchungsergebnisse	72
11.1.1.	Schutzgut Luft	73
11.1.2.	Schutzgut Boden	73
11.1.3.	Schutzgut Grundwasser	73
11.2.	Emissionsverhalten.....	75



Tabellen

Tabelle 1-1: Eckdaten der historischen Untersuchung.....	8
Tabelle 2-1: Grundwassernutzung	13
Tabelle 3-1: Übersicht Untersuchungsprogramm (alle Deponien)	16
Tabelle 4-1: Sondierbohrungen	17
Tabelle 6-1: Flowmeter-Versuche (alle 3 Deponien).....	29
Tabelle 6-2: Pumpversuche.....	32
Tabelle 6-3: Durchlässigkeitsbeiwerte K (gerundet, in m/s)	32
Tabelle 7-1: Schadstoffbelastung des Grundwassers.....	39
Tabelle 7-2: Schwermetall- und Borgehalte im Grundwasser	47
Tabelle 8-1: Untersuchungsergebnisse Boden	55
Tabelle 8-2: Probenahmestellen Luftmessungen	56
Tabelle 8-3: Untersuchungsergebnisse Raumlufmessungen	57
Tabelle 8-4: Untersuchungsergebnisse Bodenluftmessungen	58
Tabelle 9-1: Isotopenmessungen (alle 3 Deponien).....	60
Tabelle 11-1: Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte..	74

Figuren

Figur 2-1 Generelles geologisches Nord-Süd Profil (aus: Rheinwasser, Hardwasser, Trinkwasser, Publikation Hardwasser AG, 1996).....	10
Figur 5-1: Grundwasserspiegellage F5, Infiltrationsmengen (Jan.04)	24
Figur 5-2: Grundwasserspiegellage F5, Infiltrationsmengen (12/03- 11/04)	25
Figur 5-3: Grundwasserspiegellage F5, Einfluss Brunnen Florin	26
Figur 5-4: Ausgewählte Ganglinien (März – Juli 2004)	27
Figur 6-1: Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F3.2	33
Figur 6-2: Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F2.1	34
Figur 6-3: Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F3.1	35



Figur 6-4: Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F4	36
Figur 7-1: Sulfat-/ Nitratgehalt	42
Figur 9-1: Unterscheidung der Wassertypen ($\delta^{18}\text{O}$ vs el.Leitf.) ...	61
Figur 9-2: stabile Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}$ vs δD).....	62
Figur 9-3: Tritiumgehalte	63
Figur 9-4: Stickstoff-15 / Sauerstoff-18 im Nitrat	65
Figur 9-5: Kohlenstoff-13 vs Hydrogenkarbonat.....	67
Figur 9-6: $\delta^{13}\text{C}$ -Werte im Per- und Trichlorethylen	69



Separate Beilagenbände

A: Auswertung Untersuchungsergebnisse

- A1 Situation 1:10'00, Überblick, Deponien und Sondierstellen
- A2 Geologische Karte 1:25'000
- A3 Situation 1:10'000, Darstellung der Grundwasserverhältnisse
 - a) bei Niedrigwasser NW am 29.3.2004
 - b) bei Mittelwasser MW am 15.3.2004
 - c) bei Hochwasser HW am 13.4.2004
 - d) oberes Grundwasserstockwerk Deponie Rothausstrasse
- A4 Hydrogeologische Profile 1:2'500 / 500 (5-fach überhöht)
 - a) Deponie Feldreben
 - b) Deponie Margelacker
 - c) Deponie Rothausstrasse
- A5 Auswertung der Grundwasseranalysen
 - a) Entnahmestellen, Feldmessungen (Tabelle)
 - b) Situation 1:7'500, Darstellung der Schadstoffbelastung
 - i) Gesamtmineralisation
 - ii) el. Leitfähigkeit, DOC/AOX
 - iii) Redoxverhältnisse
 - iv) chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)
 - c) Situation 1:7'500, Darstellung der Isotopenmessungen
- A6 Situation 1:7'500, Lage der Feststoffproben
- A7 Situation 1:5'000, Lage der Luftmessungen
- A8 Situation 1:7'500, Ergebnisse des Markierversuchs

B: Feld- und Laborresultate

- B1 Sondierbohrungen
 - a) Geologische Profile 1:100
 - b) Fotodokumentation
- B2 Luftmessungen GI
- B3 Isotopenmessungen Hydroisotop

S C + P

C: Chemische Analysen Labor RWB

Grundlagen

- [1] Geologischer Atlas der Schweiz 1:25'000, Blatt 1067 Arlesheim, 1984.
- [2] Hydrogeologische Synthese des Rheintals zwischen Ergolz und Birs, Bericht des Geologischen Instituts Dr. Schmassmann AG vom 19.10.1990.
- [3] Bahn 2000, Abschnitt MuttENZ – Sissach, Los 1.2, Adlertunnel (Bauprojekt), Geologischer Bericht über die Baugrundverhältnisse im Gebiet Hard–Chlingental (Gemeinde MuttENZ), Bericht des Geologisch–paläontologischen Instituts der Universität Basel vom 10.10.1991.
- [4] Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse in MuttENZ. Historische Untersuchung und Ist-Zustandsaufnahme des Grundwassers. Zusammenfassender Bericht des Projektteams auf der Basis des Berichtes des Geotechnischen Institutes vom 25.1.2002, datiert vom 29.1.2002.
- [5] Lenkungsgremium Untersuchung Deponien MuttENZ, Deponie Margelacker, Technische Untersuchung, Gesamtkonzept und Pflichtenheft 1. Etappe, Bericht des Geotechnischen Institutes vom 6. Mai 2003.
- [6] Qualitätssicherungskonzept: Analyse von organischen Verbindungen in Oberflächen- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Böden. Prof. Dr. Michael Oehme. Mai 2003.
- [7] Bauverwaltung MuttENZ, Deponien MuttENZ, Markiersuch Feldreben, Schlussbericht, Markiersuch vom April/Mai 2004, Bericht von Sieber Cassina + Partner AG vom 05.11.2004.

1. Einleitung

1.1. Problemstellung und Auftrag

Die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse in Muttenz sind aufgefüllte Kiesgruben und beinhalten aufgrund der Tatsache, dass dort in der Mitte des 20. Jahrhunderts u.a. auch Abfälle aus der Chemischen Industrie abgelagert wurden, ein erhöhtes Gefährdungspotential. Im nahen Umfeld der Deponien wurden im Grundwasser in der Vergangenheit auch schon signifikant erhöhte Schadstoffgehalte nachgewiesen.

Deponien mit erhöhtem Gefährdungspotential

Die drei Deponien werden deshalb im Rahmen einer Altlasten-Voruntersuchung eingehend untersucht, wobei sich die einzelnen Phasen streng nach dem Altlastenkonzept¹ des BUWAL's richten. Der erste Schritt der Altlastenbearbeitung, d.h. die historischen Untersuchungen wurden im 2001 aufgeführt und dokumentieren den heutigen Wissenstand aus der umfangreichen Aktenlage [4]. Basierend auf dieser Grundlage wurde für nachfolgende technische Untersuchung ein Pflichtenheft ausgearbeitet, welches die massgebende Grundlage für die durchgeführten Arbeiten bildete.

Altlasten-Voruntersuchung nach Altlastenkonzept BUWAL

Im Rahmen der 1. Untersuchungsetappe der technischen Untersuchung wurden alle drei Deponien gleichzeitig untersucht. Im vorliegenden Bericht sind deshalb neben den Untersuchungsergebnissen, welche speziell für die Deponie Feldreben von Bedeutung sind, auch "deponieübergreifende" Vorgehensweisen (Untersuchungsprogramm, Quervergleiche) und Dateninterpretationen für alle *drei* Deponien enthalten. Gestützt auf diese Ergebnisse wird im Hinblick auf das weitere Vorgehen das Emissionsverhalten der Deponie beurteilt und bestehende Kenntnislücken aufgezeigt.

1. Untersuchungsetappe

Gestützt auf unsere Offerte vom 12.6.2003 wurden wir von der Bauverwaltung Muttenz mit Vertrag vom 17.9.2003 mit der Durchführung der offerierten Leistungen im Rahmen des Projektes "Konzipierung und Begleitung der Datenerfassung, Datenauswertung" beauftragt.

Auftragserteilung

Im Wesentlichen waren dabei die geologischen und hydrogeologischen Felduntersuchungen und -beprobungen (Sondierbohrungen, hydraulische Versuche, Probenahme von Boden-, Grundwasser- und Luftproben) fachlich zu begleiten, auszuwerten und

Arbeitsumfang

¹ Altlastenkonzept für die Schweiz, BUWAL-Schrittenreihe Umwelt Nr. 220, 1994



zu interpretieren. Die Feldarbeiten wurden innerhalb eines knappen Jahres durchgeführt (Sept. 2003 - Aug. 2004).

Im vorliegenden Bericht werden alle Untersuchungsergebnisse dargestellt und näher erläutert. Der Bericht konzentriert sich vor allem auf die Analyse und Auswertung der Untersuchungsergebnisse, wobei aus Gründen der Lesbarkeit auf eine ausführliche Beschreibung der Untersuchungsmethoden bewusst verzichtet wurde, bzw. diese nur dort speziell erwähnt werden, wo es für das Verständnis und die Dateninterpretation notwendig erscheint. Empfehlungen für das weitere Vorgehen werden in einem separaten Bericht abgegeben.

Berichtsumfang



1.2. Projektorganisation

Auftraggeber: Einwohnergemeinde Muttenz, Bauverwaltung
 Projektleitung: Laube & Klein AG, Sissach
 Aufsichtsbehörde: Amt für Umweltschutz und Energie (AUE)
 Kanton Basel-Landschaft
 Projektteam: Vertreter/innen der IG DRB, Projektleitung,
 Geotechnisches Institut, Basel, und der
 Gemeinde Muttenz

1.3. Historische Untersuchungen

Die wichtigsten Eckdaten aus der historischen Untersuchungen sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst:

Deponie	ungefährer Ablagerungszeitraum	Deponieinhalt	Ausdehnung max. Mächtigkeit Volumen [ca.]	heutiger Zustand / Nutzung
Feldreben	ca. 1930 - 1967 (Kiesabbau begann ca. 1918)	grösstenteils Aushub und Bauschutt, untergeordnet Abfälle der chemischen Industrie (bis 1959, total ca. 10'000 m ³)	ca. 350 m x 150 m ca. 20-24 m ca. 950'000 m ³	weitgehend überbaut, asphaltiert, Gewerbe und Industriegebiet
Margelacker	1945 - ca. 1955 (Kiesabbau begann ca. 1920)	schlecht bekannt, vermutlich nur untergeordnet Abfälle der chemischen Industrie (ca. <1'000 m ³)	ca. 250 m x 150 m ca. 14 - 15 m ca. 150'000 m ³	Sportanlage mit Sportplätzen und Gebäuden
Rothausstrasse	ca. 1936 - 1965 (kl. Restfläche erst 1990)	Aushubmaterial, z.T. schwach belastet, mit unterschiedlichen Bauschutt-Anteilen, vermutlich nur sehr wenig Abfälle der chemischen Industrie	ca. 300 m x 200 m ca. 21 - 26 m ca. 1'200'000 m ³	Wald, Strasse

Tabelle 1-1: Eckdaten der historischen Untersuchung

Es handelt sich bei den drei Deponien um relativ grosse, aufgefüllte Kiesgruben (sog. Ablagerungsstandorte), die heute unterschiedlich genutzt werden. Der in den Beilagen dargestellte Deponieperimeter wurde gemäss der historischen Untersuchung übernommen, und stellt den heutigen Kenntnisstand mit gewissen Unsicherheiten dar.

Ablagerungsstandorte



2. Hydrogeologischer Überblick

2.1. Untersuchungsgebiet

Die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse liegen an verschiedenen Stellen der Peripherie des Dorfgebietes von Muttenz (vgl. Beilage A1).

Generelle Lage

Sie liegen alle innerhalb des gleichen, vergleichsweise kleinen Grundwassergebietes von Muttenz, welches im Osten ungefähr bis ins Gebiet Schweizerhalle und im Westen bis ins Gebiet Schänzli - Hofacker reicht. Im Norden wird es durch den Rhein und im Süden durch die Talflanke der Rütihard und des Wartenberges begrenzt (vgl. Beilage A3).

*Grundwassergebiet
(Beilage A3)*

Da die hydrogeologischen Verhältnisse in diesem Grundwassergebiet für alle drei Deponien von ausschlaggebender Bedeutung sind und ausserdem auch Grundwasserproben in grösserer Entfernung zur Deponie entnommen wurden, beschränkt sich der Betrachtungsperimeter nicht nur auf das unmittelbare Umfeld der Deponien, sondern schliesst praktisch das ganze Grundwassergebiet von Muttenz ein. Das Betrachtungsgebiet umfasst also einerseits das Dorfgebiet von Muttenz einschliesslich des ganzen Rangierbahnhofes und andererseits auch das nördlich daran anschliessende bewaldete Gebiet Hard bis zum Rhein. Allerdings werden die Verhältnisse nördlich der Autobahn nur insofern betrachtet bzw. in den Beilagen dargestellt, als dass sie für das Verständnis notwendig sind.

Betrachtungsgebiet

Für jede Deponie wurde zusätzlich noch ein enger gefasstes Untersuchungsgebiet mit dem eigentlichen Deponieumfeld und den zugehörigen Entnahmestellen definiert (vgl. Ausschnitte in Beilage A1). In diesen Gebieten ist aufgrund der neuen Bohrungen ein höherer Detaillierungsgrad (Informationsdichte) bezüglich der lokalen Verhältnisse ausgewiesen.

Untersuchungsgebiete Deponien



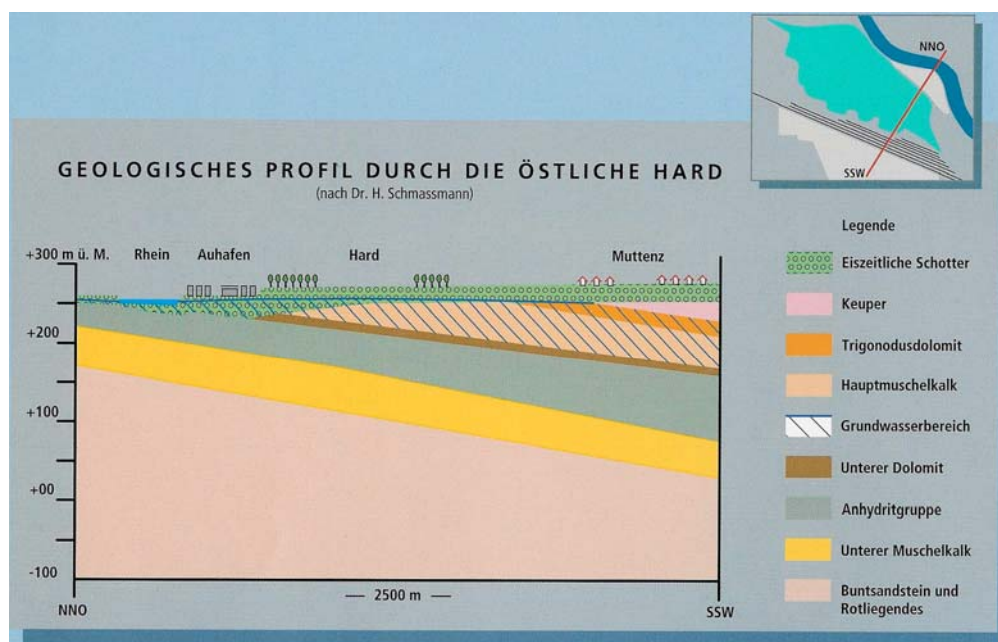
2.2. Geologie

Die geologischen Verhältnisse im betrachteten Gebiet sind in A2 veranschaulicht (Ausschnitt aus der geologischen Karte 1:25'000) und können wie folgt zusammengefasst werden:

Der Schichtaufbau des Felsuntergrundes ist stark durch eine Horst-Graben-Tektonik geprägt. Das Betrachtungsgebiet liegt östlich des ungefähr Nord-Süd verlaufenden, über 1000 m tief eingesunkenen Rheintalgrabens (Rheintalflexur), in welchem der Felsuntergrund westlich des Betrachtungsgebietes mit der ganzen stratigrafischen Schichtabfolge nahezu senkrecht gestellt wurde. Östlich des Betrachtungsgebietes verläuft der rund 500 m breite Nordost-Südwest-gerichtete Wartenberg-Graben, in welchem der Felsuntergrund um mehr als 100 m abgesenkt wurde. Die Deponie Rothausstrasse befindet sich im westlichen Randbereich dieser Grabenstruktur, weshalb dort der Felsverband durch mehrere parallel verlaufende, tektonische Störungszonen stark zerrüttet ist.

Horst-Graben-Tektonik

Figur 2-1 Generelles geologisches Nord-Süd Profil (aus: Rheinwasser, Hardwasser, Trinkwasser, Publikation Hardwasser AG, 1996)



Im dazwischenliegenden Gebiet von Muttenz fallen die Gesteinsschichten generell mit leichter Neigung nach Süden ein (vgl. Figur 2-1). Entsprechend besteht der Felsuntergrund im Norden aus älteren Gesteinen als im Süden. Der Hauptmuschelkalk erstreckt sich vom Rhein ungefähr bis in Gebiet des Rangierbahnhofs. Von

nördliches Dorfgebiet von Muttenz

dort bis ungefähr zum Dorfzentrum wird er von Trigonodus-Dolomit überlagert.

Im westlichen Dorfgebiet von Muttentz, d.h. im Bereich der beiden Deponien Feldreben und Margelacker, sind weitere tektonische Strukturen von Bedeutung. Es sind dies einerseits der nordost-südwest-verlaufender Ausläufer des Hardgrabens, welcher im Felsuntergrund zu senkrechten Verschiebungsbeträgen von bis zu 50 m und mehr geführt hat, und welcher den östlichsten Teilbereich der Deponie Feldreben tangiert (vgl. Beilage A2). Andererseits verläuft unmittelbar westlich der Deponie Feldreben ein ungefähr nord-süd-gerichteter "Horst", in welchem die Gesteinschichten gegenüber den beidseits anschließenden Gesteinspartien relativ angehoben sind. Aufgrund der neusten Bohrbefunde dürfte dieser Horst vermutlich etwas breiter sein als bisher angenommen, und zudem sind die Felsschichten auch seitlich nach Osten verkippt (vgl. Profil in Beilage A4a). Auch ist zu vermuten, dass er sich noch weiter südlich erstrecken dürfte, d.h. bis ungefähr zur Deponie Margelacker, da die dort angetroffene Gesteinsabfolge in der neuen Bohrung (M2) sich nur durch das Vorhandensein eines solchen "Horstes" erklären lässt (vgl. Profil in Beilage A4b).

westliches Dorfgebiet von Muttentz



Die Felsoberfläche liegt im südlichen Betrachtungsgebiet bis zum Bereich der Gleisanlagen im Mittel rund 15-20 m u.T., entsprechend einer Kote von rund 260-265 m ü.M. Sie fällt generell in nördliche Richtung ab und befindet sich nördlich der Gleisanlagen bereits rund 30-40 m unter der Terrainoberfläche (ca. 240-250 m ü.M.). Lokal liegt die Felsoberfläche aber tiefer und bildet eigentliche "Rinnen" oder "Löcher" in der Felsoberfläche (z.B. im östlichen Bereich der Deponie Feldreben oder im Gebiet Hard, hervorgerufen durch Einsturztrichter von Karsthöhlen oder ehemaligen Erosionsrinnen des Rheins).

Felsoberfläche

Über dem Fels wurde in den neuen Bohrungen oft eine meist geringmächtige, lehmig-kiesige Übergangsschicht erbohrt, welche sich zwischen der eigentlichen Felsoberfläche und dem darüberliegenden sandig-kiesigen Niederterrassen-Schotter befindet. Stellenweise ist diese Übergangsschicht auch mächtiger ausgebildet, speziell im Bereich von tektonischen Störzonen oder besagten "Löchern" in der Felsoberfläche. Zuerst liegen in der Regel geringmächtige und feinkörnige Deckschichten.

Lockergesteine

2.3. Grundwasserverhältnisse

Die Grundwasserverhältnisse im Betrachtungsgebiet (= Grundwassergebiet von Muttentz) sind in Beilage A3 in den drei Grundwasserkarten mit Darstellung der Fliessverhältnisse anlässlich von 3 Stichtagsmessungen bei niedrigem, mittlerem und hohem Grundwasserstand veranschaulicht.

*Grundwasserkarten
in Beilage A3*

S C + P

Grundwasserleiter, -stauer

Der Grundwasserleiter (Aquifer) wird im *südlichen* Grundwassergebiet von Muttentz durch den geklüfteten, rund 50-60 m mächtigen Hauptmuschelkalk (untergeordnet Trigonodusdolomit) gebildet. Das HMK-Grundwasser zirkuliert dabei in verschiedenen Tiefenlagen hauptsächlich innerhalb von meist geringmächtigen stark wasserführenden Horizonten und offenen Klüften (Kluft- und Karstaquifer). Innerhalb des Hauptmuschelkalk-Aquifers besteht sowohl lateral als auch vertikal praktisch überall eine durchgehende hydraulische Verbindung.

HMK-Grundwasser

Im *nördlichen* Grundwassergebiet, d.h. im Gebiet Hard, liegt der Schotter direkt dem Hauptmuschelkalk auf, so dass infolge der abtauchenden Felsoberfläche das Grundwasser ab hier zunehmend im Schotter und nicht im Fels zirkuliert. Es besteht ein enger hydraulischer Zusammenhang zwischen dem nördlichen (Lockergesteins-) Aquifer und dem Felsgrundwasser.

*Lockergesteins-
grundwasser*

Die unter dem Hauptmuschelkalk liegende Dolomitzone der Anhydritgruppe ist weitgehend undurchlässig und kann als Grundwasserstauer (Aquitard) angesehen werden. Wie bereits oben erwähnt, fehlt örtlich der Hauptmuschelkalk, so dass es hier zu "Grundwasser-Inseln" kommt.

*Grundwasserstauer
(Aquitard)*

Begrenzung Grundwassergebiet, Grundwasserstockwerke

Sowohl Rheintalgraben als auch der Wartenberg-Graben bewirken durch den Versatz von schlecht durchlässigen Gesteinsschichten des Doggers (Opalinuston) bzw. Keupers (Mergel), dass das im Hauptmuschelkalk/Trigonodus-Dolomit zirkulierende Grundwasser nicht, bzw. nur in geringem Ausmass nach Westen bzw. Osten abströmen kann (vgl. Beilage A3). Im südlichen Dorfgebiet von Muttentz tauchen schliesslich die grundwasserführenden Felsschichten infolge der Südneigung unter schlecht durchlässige Keupermergel ab. Im Norden bildet der Rhein die Vorflut für das abfliessende Grundwasser (Staukote 254.25 m ü.M).

*regional begrenztes
Grundwassergebiet*

Gebietsweise sind die beiden Aquifere im HMK bzw. Lockergestein durch eine schlecht durchlässige Schicht aus Keupermergel hydraulisch voneinander getrennt, so z.B. im südlichsten Grundwassergebiet, wo der Hauptmuschelkalk unter die Keupermergel

*oberes Grundwas-
serstockwerk*



abtaucht, im westlichen Grundwassergebiet bei der Deponie Rothausstrasse oder auch im Bereich des Hardgrabens bei der Deponie Feldreben. In diesen Gebieten sind dementsprechend lokal zwei Grundwasserstockwerke vorhanden, ein oberes, meist wenig ergiebiges im Niederterrassen-Schotter und ein unteres i.d.R. gut durchlässiges im Hauptmuschelkalk (z.T. subartesisch gespannt).

Im Grundwassergebiet sind ausserdem einzelne "Grundwasser-Inseln" vorhanden, nämlich dort, wo die Felsoberfläche hoch liegt und gut durchlässiger Felsuntergrund aus Hauptmuschelkalk oder Trigonodus-Dolomit gänzlich fehlen. Diese werden vom HMK-Grundwasser weitgehend umströmt, so dass dort praktisch kein oder höchstens wenig Grundwasser zirkuliert. Solche Bereiche befinden sich einerseits unmittelbar westlich und nordöstlich der Deponie Feldreben und andererseits im westlichen Teilbereich der Deponie Margelacker (vgl. Beilage A3).

"Grundwasser-Inseln"

Grundwasserfliessverhältnisse, -nutzung

Der Grundwasserspiegel liegt im südlichen Grundwassergebiet (südlich Rangierbahnhof) rund 20-30 m unter der Terrainoberfläche, wobei der Flurabstand generell von Süden nach Norden abnimmt. Die Grundwassermächtigkeit beträgt rund 50-60 m, kann aber in tektonisch gestörten Zonen je nach dem auch mehr oder weniger betragen.

Grundwasserspiegel, -mächtigkeit

Im Gebiet Hard nördlich des Bahnhofs liegt der Grundwasserspiegel noch rund 10-15 m u.T. (ca. 255-260 m ü.M.), wobei er sich hier bereits grösstenteils im Schotter befindet (vgl. Beilage 2). Die Grundwassermächtigkeit beträgt im Mittel rund 10-15 m, stellenweise aber auch mehr (bis zu rund 40 m innerhalb von schottergefüllten Felsrinnen).

Gebiet Hard

Fassungen		Nutzung		mittlere Entnahme
Konz. Nr..	Bezeichnung.			
21.A.103	Schanz	WV MuttENZ	Trinkwasser	ca. 10'000 m ³ /Tag
21.A.105	Obere Hard	WV MuttENZ	Trinkwasser	ca. 12'000 m ³ /Tag
21.A.01 – 34	Fassungen Hardwald	Hardwasser AG	Trinkwasser	ca. 120'000 m ³ /Tag
21.E.5, E.8, E.9, E.12, E.13, E.2, E.21, E.22, E.23, E.24, E.26, J.2, J.21	Schweizerhalle	Chemische Industrie	Brauchwasser	ca. 50'000 m ³ /Tag
21.E.3/4	Brunnen Florin	Florin AG	Brauchwasser	ca. 4'500 m ³ /Tag
21.E.6	Kieswerk	Meyer-Spinnler	Brauchwasser	ca. 50 m ³ /Tag

Tabelle 2-1: Grundwassernutzung

Die natürlichen Fließverhältnisse in Grundwassergebiet von Muttenz werden durch die intensive Grundwassernutzung bzw. Grundwasseranreicherung und -entnahmen (Hardwasser AG, Industrie Schweizerhalle, vgl. Tabelle 2-1) grossräumig derart verändert, dass es zu einer dauerhaften Ausbildung eines „Grundwasserberges“ im Gebiet Hard und zu „Grundwassersenkungen“ sowohl im Gebiet Hard als auch Schweizerhalle kommt.

Grundwasserfließ-
verhältnisse



Auswirkungen der Grundwasseranreicherung

Durch die Infiltration von aufbereitetem Rheinwasser (heute im Durchschnitt rund 80'000 m³/Tag), welches oberhalb von Schweizerhalle in Pratteln entnommen wird, kommt ein rund 5-6 m über dem natürlichen Niveau liegender „Grundwasserberg“ zustande.

„Grundwasserberg“

Ausgehend vom Grundwasserberg strömt das Grundwasser allseitig mehr oder weniger in alle Richtungen ab. Ein grosser Teil fliesst einerseits in nördliche bis nordöstliche Richtung zu den rund 25 Trinkwasserfassungen der Hardwasser AG ab, welche der Wasserversorgung der Stadt Basel dienen. Andererseits strömt das in der Hard infiltrierte Rheinwasser bzw. Grundwasser auch massgeblich nach Osten bis Südosten zu den intensiv genutzten Brauchwasserfassungen von Schweizerhalle ab, und bildet auf der östlichen Flanke des Grundwasserberges entsprechend eine relativ steiles Grundwasserspiegelgefälle (vgl. Beilage A3).

Grundwasser-
strömung

Generell wirkt sich die Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG nach Süden bis weit über den Rangierbahnhof hinaus aus. Bei normalem Betriebszustand² liegt der Grundwasserspiegel hier etwa rund 3-4 m höher als er ohne die Grundwasseranreicherung liegen würde. Bei *reduzierter* Anreicherung liegt der Grundwasserspiegel zwar rund 2.0-2.5 m tiefer, der „Grundwasserberg“ ist aber immer noch vorhanden, und bewirkt immer noch einen höheren Wasserstand von rund 1-2 m gegenüber einem Zustand ohne Anreicherung. Bei *hoher* Grundwasseranreicherung liegt der Grundwasserspiegel gegenüber mittlerem Wasserstand rund 1-2 m höher. Im Dorfgebiet von Muttenz fliesst daher das Grundwasser ungefähr in östliche Richtung ab. Im unmittelbaren Nahfeld der Deponie Feldreben werden die Grundwasserfließverhältnisse zudem auch durch die Grundwasserentnahme der Florin AG massgeblich beeinflusst.

veränderte
Fließrichtung

² Ein normaler Betriebszustand bedeutet eine tägliche Anreicherung von rund 80'-90'000 m³ aufbereitetem Rheinfiltrat-Wasser. Dieser Zustand wird praktisch das ganze Jahr mehr oder weniger konstant aufrecht erhalten, und nur vorübergehend kurz reduziert (z.B. infolge zu starker Trübung des Rheins) oder verstärkt (z.B. nach kurzfristigem Unterbruch).

Grundwasserneubildung, jahreszeitliche Schwankungen

Das Grundwassergebiet von Muttenz wird also einerseits durch die künstliche Infiltration von aufbereitetem Rheinwasser gespeist, andererseits findet aber auch eine natürliche Speisung durch unterirdische Hangwasserzuflüsse aus Süden im Hauptmuschelkalk statt. Dementsprechend findet eine Mischung dieser beiden Wässer im Übergangsbereich statt, welcher ungefähr im Bereich der Deponie Feldreben liegt.

Grundwasserneubildung



Aufgrund der intensiven Nutzung und künstliche Grundwasseranreicherung sind im Grundwassergebiet praktisch keine natürlichen jahreszeitlichen Hoch- oder Tiefstände des Grundwasserspiegels zu beobachten. Solche Stände werden einzig durch das Regime der Grundwasseranreicherung Hardwasser hervorgerufen. Paradoxerweise sind gerade in niederschlagsreichen Perioden oftmals geringe Wasserstände zu verzeichnen, da nämlich die Grundwasseranreicherung infolge zu hoher Trübung des Rheins für kurze Zeit unterbrochen werden muss, und durch die fehlende Infiltration der Grundwasserspiegel dann rasch absinkt (vgl. Kap. 5). Hochwasserstände hingegen werden ausschliesslich durch eine gesteigerte Infiltration erreicht (i.d.R. bis max. rund 135'000 m³/Tag). Gesamthaft betrachtet sind künstlich hervorgerufene Änderungen auf wenige Tage bis Wochen im Jahr beschränkt.

jahreszeitliche Schwankungen

3. Technische Untersuchung

3.1. Zielsetzung

Das Hauptziel der technischen Untersuchung ist es, die Grundlagen zur Beurteilung des Sanierungs- oder Überwachungsbedarfs gem. Art. 9-12 der Altlastenverordnung für die Deponie Feldreben zu erarbeiten.

Hauptziel

Die technische Untersuchung wird dabei in Etappen durchgeführt. Die erste, hier vorliegende Untersuchungsetappe beinhaltet im Wesentlichen die Erkundung der Grundwasser-Fließverhältnisse im unmittelbaren Umfeld der Deponie sowie die Ermittlung der Grundwasserqualität im Zu- und Abstrombereich der Deponien. Im Vordergrund stand dabei vor allem eine abschliessende Beurteilung der Emissionssituation der Deponien sowohl bei den im Normalfall herrschenden als auch veränderten hydrogeologischen Bedingungen (worst case). Zusätzlich wurde das Schutzgut Boden

*1. Etappe:
Ermittlung des
Emissions-
verhaltens*

und Luft (Raumluft in Kellerräumen, Immission kontaminierter Bodenluft bei den Deponien Feldreben, Margelacker) überprüft.

Alle hier beschriebenen Arbeitsschritte wurden unter Beizug von externen Experten (PD. Dr. P. Huggenberger, Prof. Dr. M. Oehme) einer umfassenden Qualitätssicherung unterzogen.

Qualitätssicherung



3.2. Untersuchungsprogramm

Im Rahmen der Altlastenuntersuchung für die drei Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse wurden folgende in Tab.3-1 zusammengestellten Feld- und Laborarbeiten durchgeführt:

Feld- und Laborarbeiten

Table 3-1: Übersicht Untersuchungsprogramm (alle Deponien)

Schutzgut	Untersuchungsmethode		Anzahl	Firma / Labor	Datum / Probenahme / Messzeit	Beschreibung in	Resultate in
Luft	Bodengasmessungen		8 Gasproben aus Rammsondierungen (ca. 5 m u.T.)	Geotechnisches Institut, Weil a.R./D	13.5. resp. 17.6.2004	Kap. 9	B2
	Raumluftmessungen		8 Gasproben Raumluft				
Oberboden	Chemische Analysen		23 Feststoffproben	Labor RWB	März 2004	Kap. 8	C
Untergrund	Deponiematerial (Rothaus)	Chemische Analysen	7 Feststoffproben		Stump Foratec AG	Oktober 2003	Kap. 8
		Eluattest	3 Säulentest AltIV	Kap. 8			C
	Sondierbohrungen (Ausbau zu Grundwasser-Entnahmestellen)		17 Rotationskernbohrungen (30.0 - 95.0 m u.T.)		Okt. 2003 - März 2004	Kap. 4.2	C
Grundwasser	Hydraulische Versuche		12 Pumpversuche (Dauer 1h – 1.5 Tage)	Geotest AG, Emil Lutz AG	Feb. - März 2004	Kap. 6	-
			2 Flowmeter		Nov./Dez. 2003	Kap. 6	-
	Chemische Analyse		76 Grundwasserproben (2 Kampagnen)	Labor RWB	März-April resp. Juli 2004	Kap. 7	C
	Grundwasserspiegelmessungen		regelmässige Abstichmessungen und kontinuierliche Aufzeichnungen	Bauamt Muttenz und Hardwasser AG, Pratteln	Feb. - Aug. 2004	Kap. 5	-
	Isotopenuntersuchungen		22 Wasserproben	Hydroisotop GmbH	Juli 2004	Kap. 10	B3
	Markierversuch Deponie Feldreben		6 Tracer, 22 Entnahmestellen	SC+P AG / Otzhydro	April - Sept. 2004	Kap. 11	separat. Bericht

Zuerst wurden die Sondierbohrungen abgeteuft und als Grundwasserentnahmestellen ausgebaut (Okt. 03 – März 04). Im Anschluss an die Bohrarbeiten wurden Pumpversuche durchgeführt. Die Beprobung des Grundwassers zur chemischen Analyse erfolgte kurz darauf erstmals im März/April bzw. ein zweites Mal im Juli 2004. Parallel dazu wurden zur Dokumentation der Grundwasserspiegellage regelmässige Abstichsmessungen bei ausgewählten Piezometern sowie bei der Deponie Feldreben zusätzlich noch ein Markierversuch ausgeführt. Zur Klärung offener Fragen wurde das Untersuchungsprogramm (2. Probenahme) ausserdem noch mit Isotopenmessungen ergänzt.

Zeitlicher Ablauf



4. Ergebnisse Sondierbohrungen

4.1. Sondierarbeiten

Die genauen Sondierstandorte waren bereits im Rahmen des Pflichtenheftes festgelegt worden. Davon abweichend wurden zusätzlich 2 untiefere Bohrungen (F2.2 und F3.2) im oberen Grundwasserstockwerk (Schotter) ausgeführt.

*Sondierstandorte,
Abweichungen vom
Pflichtenheft*

In der Tabelle 4-1 ist eine Übersicht der durchgeführten Sondierungen im Umfeld der Deponie Feldreben gegeben. Die detaillierten Bohrprofile inkl. einer Fotodokumentation sind in Beilage B1 enthalten.

Tabelle 4-1: Sondierbohrungen

Bohrung		Koordinaten	OKT	Tiefe	Ausbau		Grundwasserspiegel		
Feld bez.	Kant.-Nr.		[m ü.M.]	[m]	Verrohrung	Filterstrecke (m u.T.)	Datum	m u.T.	m ü.M.
F1	21.P.035	614'726 / 264'993	280.36	80.5	PE Ø 4½"	20 - 30	15.03.04	22.61	257.49
F2.1	21.P.036	614'792 / 265'131	278.68	72.6	PVC Ø 6"	35 - 46	15.03.04	20.70	257.82
F2.2	21.P.050	614'792 / 265'132	278.65	32.0	PVC Ø 6"	16 - 28	15.03.04	20.80	257.76
F3.1	21.P.037	615'074 / 265'021	279.79	68.0	PVC Ø 6"	46 - 63	15.03.04	21.95	257.62
F3.2	21.P.051	615'075 / 265'021	279.80	30.0	PE Ø 4½"	20 - 27	15.03.04	22.20	257.52
F4	21.P.038	615'095 / 264'846	279.52	94.0	PVC Ø 6" (-48.5m) und 4½"	20 - 32 38 - 48.5 66 - 84	15.03.04	22.5	257.60
F5	21.P.039	614'894 / 265'119	278.04	82.0	1)		15.03.04	20.59	257.45

1) spezieller Ausbau mit MPSS-System der Firma (vgl. Beilage B1)

Im Rahmen des Gesamtprojektes wurden total 17 Rotationskernbohrungen abgeteuft (Bohrunternehmer: Stump Foratec AG, Nänikon Uster). Zeitweise standen bis zu drei Bohrmaschinen gleichzeitig im Einsatz, damit die Bohrarbeiten bis zur vorgesehenen Probenahme der ersten Grundwasserproben im März 2004 fertig erstellt werden konnten. Die Bohrarbeiten dauerten vom 26.09.2003 bis 09.03.2004 (rund 4 Monate). Insgesamt betrug die totale Bohrlänge rund 800 m. Die tieferen Bohrungen wurden dabei jeweils zuerst mit kleinerem Durchmesser ausgeführt, und nachträglich zum Filterausbau (\varnothing 6") mit dem Rollenmeissel aufgeweitet.

Bohrablauf



Bezüglich des Filterausbaus der Piezometer ist zu erwähnen, dass die kurzen Bohrungen bis rund 30 m u.T., welche in der Regel zur Grundwasserentnahme im Lockergestein (Schotter) dienen, mit PE-Rohren (\varnothing 4½") ausgebaut wurden. Hingegen wurden bei den tieferen Bohrungen (70 - 95 m u.T.) PVC-Rohre (\varnothing 6") verwendet, da ansonsten die langfristige Stabilität bzw. Funktionsstüchtigkeit nicht gewährleistet war (Gefahr von Rohrverformungen oder Filterschlitzverengungen). Sämtliche Piezometer wurden mit Tonabdichtungen (Compaktonit) abgedichtet, um das Eindringen von Oberflächenwasser zu verhindern. Dort, wo mehrere Filterstrecken eingebaut wurden (F4, F5) wurden die dazwischenliegenden Streckenabschnitte ebenfalls abgedichtet (vgl. Bohrprofile in Beilage B1).

*Filterausbau
Piezometer*

Gemäss Pflichtenheft [5] waren im Hinblick auf die Festlegung der Filterstrecken ursprünglich bei jeder tieferen Bohrung im Fels Flowmetermessungen zur Bestimmung der Durchlässigkeitsverhältnisse im Grundwasserleiter (Hauptmuschelkalk) vorgesehen. Aufgrund der z.T. grossen Zerklüftung und der damit verbundenen Gefahr eines Bohrlocheinsturzes konnten diese Versuche jedoch nicht oder nur teilweise durchgeführt werden. Die Festlegung der definitiven Filterstrecken erfolgte deshalb in der Regel aufgrund des geologischen Befundes und konnte nur in einigen Fällen vorgängig mittels Flowmeter-Versuchen (F4, M2) oder Pumpversuchen (F5) erhärtet werden. Die wenigen Versuche zeigten insgesamt eine gute Übereinstimmung mit dem im Bohrgut erkennbaren Klüftungszonen.

*Festlegung Filter-
strecken*

Im Anschluss an die Bohrarbeiten wurden mit Ausnahme der schlecht ergiebigen Entnahmestellen überall Pumpversuche durchgeführt, welche je nach Ergiebigkeitsverhältnissen von rund 2 Stunden bis zu knapp 2 Tagen dauerten (vgl. Kap. 6.2).

Pumpversuche

4.2. Angetroffene Untergrundsverhältnisse

Gestützt auf die Sondierergebnisse können die Untergrundsverhältnisse im Umfeld der Deponie Feldreben wie folgt beschrieben werden (vgl. auch das hydrogeologische Profil in Beilage A4)



4.2.1. Tektonik

Der Felsuntergrund im Bereich der Deponie Feldreben wird durch eine ausgeprägte Horst–Graben–Struktur geformt, welche vertikale Versatzbeträge benachbarter Gesteinspakete von bis zu 50 m bewirkt. Im hydrogeologischen Profil sind von Nordwest nach Südost folgende Strukturen zu beobachten (vgl. Beilage A4):

Horst-Graben-Struktur

Im weiter entfernten Gebiet nordöstlich der Deponie besteht der Felsuntergrund entsprechend der regionalen Tektonik aus Trigonodusdolomit (21.C.236). Jüngere Sondierungen zeigen demgegenüber aber, dass im unmittelbar westlichen Nahbereich der Deponie (21.P.1 und P.2) Tone und Mergel der Anhydritgruppe bis in grössere Tiefe (> 125 m u.T.) anstehen³. Dementsprechend muss zwischen den Sondierungen C.236 und P.1 eine tektonische Störung angenommen werden, welche die Felsschichten um mindestens 50 m versetzt. Dies kann am plausibelsten mit einem ungefähr Nord–Süd verlaufenden ca. 150 - 200 m breiten Horst erklärt werden, welcher vermutlich die südliche Fortsetzung des bereits bekannten, im Bereich des Rangierbahnhofes verlaufenden Horstes bildet. Die Gesteinsschichten sind leicht verkippt und fallen generell mit ca. 10-15° nach Osten ein. Mit dem Bohrstandort F2 dürfte gerade noch das östliche Ende erbohrt worden sein (vgl. Beilage A4).

Verkippter Horst

Östlich der Sondierung F2, d.h. im Untergrund der Deponie Feldreben, liegen wieder "normale" ungestörte Verhältnisse mit leicht nach Süden einfallenden Felsschichten vor (Felsoberfläche aus Hauptmuschelkalk).

*Felsuntergrund
Deponie Feldreben*

Weiter südöstlich dieser rund 250 m breiten „ungestörten“ Scholle liegt der südliche rund 200 m breite Ausläufer des Hardgrabens, welcher einen vertikalen Versatz von rund 20–30 m aufweist, so dass die Felsoberfläche dort aus Lettenkohle oder auch Keupermergel (F3.1) besteht.

Hardgraben

³ Gemäss Bohrrapporten wurden die damals mit Spülbohrungen erkundeten Gesteine als Keupermergel interpretiert. Gestützt auf die Sondierergebnisse der Bohrungen F1 und F2 sind diese aber der Anhydritgruppe zuzuordnen.

4.2.2. Lockergesteine

In allen Bohrungen wurden zuoberst rund 1 bis 2½ m mächtige künstliche Auffüllungen angetroffen. Bis rund 1 m Tiefe handelt es sich dabei i.d.R. um unverschmutzten sandig-kiesigen Strassenkoffer. In den Bohrungen F3, F4 und F5 folgt darunter zusätzlich siltiges bis kiesiges Auffüllmaterial mit einzelnen Fremdkomponenten (Ziegelbruchstücke).

künstliche Auffüllungen

In den Bohrungen F2 und F5 folgen unter den künstlichen Auffüllungen bis in eine Tiefe von rund 4 m u.T feinkörnige Deckschichten, welche im Wesentlichen aus tonigem Silt mit Sand und Kies bestehen.

Deckschichten

Unter den Deckschichten bzw. direkt unter den künstlichen Auffüllungen steht sandig-kiesiger Niederterrassenschotter an. Die Mächtigkeit variiert zwischen rund 6.5 m (F5) bis maximal 14.5 m (F1), entsprechend liegt die Untergrenze des Schotters zwischen rund 10 – 15 m u.T. (ca. 264-270 m ü.M.). Unmittelbar nordwestlich (P1) und südöstlich (z.B. T.34) der Deponie ist die Mächtigkeit mit bis 20 m jedoch deutlich grösser und entsprechend liegt dort die Untergrenze auch tiefer (rund 255–260 m ü.M.).

Niederterrassenschotter

Unter dem Schotter wurde, mit Ausnahme der Bohrung F4, überall eine sog. Übergangsschicht aus tonigem Silt mit Kies bis siltigem Kies mit Steinen und z.T. Blöcken angetroffen, welche meist moränenartig, d.h. kompakt gelagert ist. Die Grobkomponenten (Kies) sind meist gut gerundet und bestehen vor allem aus Kalk und Dolomit, nur am Bohrstandort F2 wurden praktisch ausschliesslich kristalline Komponenten angetroffen. Die Mächtigkeit beträgt rund 2 – 6 m und die Untergrenze liegt in einer Tiefe von ca. 14–20 m u.T.

Übergangsschicht

An den drei Bohrstandorten F1, F2 und F3 folgen unter der lehmig-kiesigen Übergangsschicht wiederum sandig-kiesig ausgebildete Schichten, welche wir als „ältere Schotter“ bezeichnen. Diese bestehen meist aus tonig-siltigem Kies mit reichlich bis viel Sand, mit einzelnen, z.T. kristallinen Steinen (F2, F3). In der Bohrung F1 ist diese Schicht feinkörniger ausgebildet und handelt es sich dort im oberen Bereich bis ca. 33 m u.T vorwiegend um siltig-tonigen Sand mit Kies mit mehreren Meter mächtigen Zwischenlagen aus tonigen Silt. Die Mächtigkeit der älteren Schotter variiert zwischen rund 7–10 m (F2, F3) und ca. 30 m in der Bohrung F1.

„ältere Schotter“

4.2.3. Felsobergrenze

In den neu abgeteuften Bohrungen liegt die Felsoberfläche auf einer Kote zwischen rund 233 m ü.M (F1) bis maximal 269 m ü.M (F4). Damit liegt die Felsoberfläche im westlichsten Deponiebe-

Verlauf der Felsobergrenze





reich (F1 und F2.1) rund 15–30 m tiefer als in weiter östlich gelegenen Sondierungen (z.B. F5, 21.P.3, 21.T.102), d.h. im westlichen Deponiebereich taucht die Felsoberfläche zumindest lokal steil nach Westen ab (vgl. auch hydrogeologisches Profil in Beilage A4). Östlich der Deponie liegen die Sondierungen F3 und F4 unmittelbar am nördlichen bzw. südlichen Rand einer rund 30 m tiefen trichterartigen Felsvertiefung (z.B. 21.T.34).

Gestützt auf die Sondierergebnisse muss generell davon ausgegangen werden, dass die Felsoberfläche eine ausgeprägte, lateral rasch wechselnde Topographie aufweist, welche durch Verkartungserscheinungen einerseits und durch Bruch–Tektonik andererseits hervorgerufen wurde.

Felstopographie

4.2.4. Felsgesteine

Die in den durchgeführten Sondierungen angetroffenen Felsgesteine können wie folgt beschrieben werden (Details in Sondierprofilen in Beilage B1)

Am Sondierstandort F3, welcher am nordwestlichen Rand des Hardgraben-Ausläufers liegt, wurde Gipskeuper erbohrt, der über die gesamte aufgeschlossene Mächtigkeit von rund 16.5 m mehr oder weniger vollständig verwittert ist. Es handelt sich um tonigen Silt mit Sand mit cm–mächtigen Gipslinsen, welcher in verschiedenen Farben auftritt (grau, beige, rötlich). Aufgrund der mehrheitlich tonig-siltigen Zusammensetzung ist der Gipskeuper nur schlecht wasserdurchlässig und dementsprechend grundsätzlich als Grundwasserstauer einzustufen.

Gipskeuper (mittlerer Keuper)

Unter dem Gipskeuper wurde in der Bohrung F3.1 in einer Tiefe von rund 45–48 m u.T. sog. Lettekohle des Unteren Keupers erbohrt. Diese besteht hier im wesentlichen aus beige Dolomit.

Lettekohle (unterer Keuper)

In den Sondierungen F3.1 und F4 wurde Trigonodusdolomit angetroffen. Es handelt sich dabei um verwitterten dolomitischen Kalk und Dolomit, welcher zahlreiche z.T. mit lehmigem Material verfüllte Hohlräume aufweist. Da in keiner Sondierung die vollständige stratigrafische Schichtabfolge erbohrt wurde, kann die Schichtmächtigkeit nur ungefähr abgeschätzt werden; gestützt auf ältere Sondierungen beträgt sie rund 15–25 m. Aufgrund der z.T. ausgeprägten Verkartungserscheinungen ist der Trigonodusdolomit gut wasserdurchlässig (Kluft- und Karstaquifer). Die Obergrenze liegt bei F4 rund 10 m u.T., während sie in F3.1 infolge des tektonischen Versatzes durch den Hardgraben-Ausläufer deutlich tiefer ansteht (ca. 48 m u.T.).

Trigonodusdolomit (oberer Muschelkalk)

In den Sondierungen F2, F4 und F5 steht der Hauptmuschelkalk ab einer Tiefe von rund 15–30 m u.T an. Die Mächtigkeit beträgt in den Bohrungen F4 und F5 rund 55 - 60 m. Er besteht aus hellem massigem Kalk mit einer teilweise rauhwackenartigen Struktur und ist nahe der Felsoberfläche meist stark verwittert (F2.1). Das Gestein ist stark verkartstet und weist z.T. mit Kies verfüllte Hohlräume von mehreren Metern Mächtigkeit auf. In beiden Bohrungen wurden ausserdem an der Basis bis rund 1 m mächtige offene Karsthohlräume angetroffen.

*Hauptmuschelkalk
(oberer Muschelkalk)*



Unter dem Hauptmuschelkalk folgt in den Sondierungen F2.1, F4 und F5 die Dolomitzone der Anhydritgruppe, welche aus meist fein laminiertem dolomitischem Mergel mit Zwischenlagen von Anhydrit besteht. Die gesamte Mächtigkeit wurde nur in F2.1 erbohrt und beträgt dort rund 12 m. Die Dolomitzone ist aufgrund der eher feinkörnigen Zusammensetzung schlecht wasserdurchlässig und bildet daher den Grundwasserstauer unter dem grundwasserführenden Hauptmuschelkalk.

*Dolomitzone der
Anhydritgruppe
(mittlerer Muschel-
kalk)*

Die Sulfatzone wurde in den Sondierungen F1 und F2.1 ab einer Tiefe von rund 47–58 m.u.T angetroffen. In F1 bildet sie direkt die Felsoberfläche, während in F2.1 der sedimentäre Kontakt zur darüberliegenden Dolomitzone erbohrt wurde. Es handelt sich um grauen, fein laminierten Mergel, welcher viele cm-mächtige helle Gipslagen enthält. Das Gestein ist oft stark deformiert, d.h. duktil verfaltet oder aber spröde verformt (breckziöses Aussehen). Die gesamte Schichtmächtigkeit wurde in keiner Sondierung vollständig aufgeschlossen, sie beträgt jedoch mehr als 35 m. Allerdings dürfte es sich aufgrund der tektonischen Verformung nicht um die primäre sedimentäre Mächtigkeit handeln. Wie die Dolomitzone ist auch die Sulfatzone nur schlecht wasserdurchlässig (Grundwasserstauer).

*Sulfatzone der
Anhydritgruppe
(mittlerer Muschel-
kalk)*

5. Grundwasserspiegelmessungen

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurden durch Vertreter der Wasserversorgung Muttenz regelmässige (wöchentliche) Stichtagsmessungen im Zeitraum vom März bis Juli 2004 durchgeführt. Ergänzend dazu wurden uns ausgewählte Aufzeichnungen einzelner Piezometer der Hardwasser AG zur Verfügung gestellt (wöchentliche Handmessungen). Ergänzend dazu konnte ausserdem auf kontinuierlich aufzeichnende Pegelschreiber zurückgegriffen werden (Bohrung F5 ab Mitte Dezember 2003, 10 weitere Messstellen ab Oktober 2004).

*wöchentliche
Stichtagsmessun-
gen*

Insgesamt stand so ein ausreichendes Messnetz mit rund 25 Messstellen im Nah- und Fernfeld der drei Deponien zur Verfügung (vgl. Beilage A1).

Messnetz



5.1. Kontinuierliche Pegelaufzeichnungen

5.1.1. Einbau Multiport Sample System (MPSS) in Bohrung F5

In der Bohrung F5 wurde im HMK-Grundwasser durch die Solexperts ein sog. Multiport Sample System (MPSS) eingebaut, welches in verschiedenen Tiefen sowohl eine Probenahme als auch eine kontinuierliche Aufzeichnung der Grundwasserspielschwankungen (Druckmessungen) erlaubt. Insgesamt wurde das Bohrloch mit fünf solchen Ports in Tiefen von 24.0 m (F5P1), 40.0 m (F5P2), 51.0 m (F5P3), 60.0 m (F5P4) und 69.5 m (F5P5) versehen (Detailangaben in Sondierprofil in Beilage B1). Beim mittleren Port F5P3 ist nur eine Druckaufzeichnung ohne Probenahme möglich.

Druckmessung in 5 verschiedenen Tiefen

Wie die Datenauswertung zeigt, lassen sich zwischen den einzelnen Ports kaum merkliche Unterschiede bezüglich des hydraulischen Druckniveaus feststellen. Einzig die beiden unteren Ports (F5P1, F5P2), welche mehr oder weniger an der Basis des Hauptmuschelkalkes plaziert wurden, liegen im Durchschnitt rund 5 bis 6 cm höher als die Ports im mittleren und oberen Grundwasserbereich (F5P3 - F5P5). Daraus lässt sich grundsätzlich eine nach oben gerichtete (vertikale) Strömungsrichtung des Grundwassers ableiten.

nach oben gerichtete (vertikale) Strömungsrichtung

5.1.2. Einfluss der Grundwasseranreicherung

Die Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG wurde Mitte Januar 2004 betriebsbedingt für rund 29 Stunden unterbrochen (14.1., 9.15 Uhr bis 15.1., 14.00 Uhr). Die Auswirkungen dieses Unterbruches auf den Grundwasserspiegel im Gebiet Feldreben sind durch die Pegelaufzeichnungen in F5 festgehalten und können wie folgt zusammengefasst werden (vgl. dazu Figur 5-1):

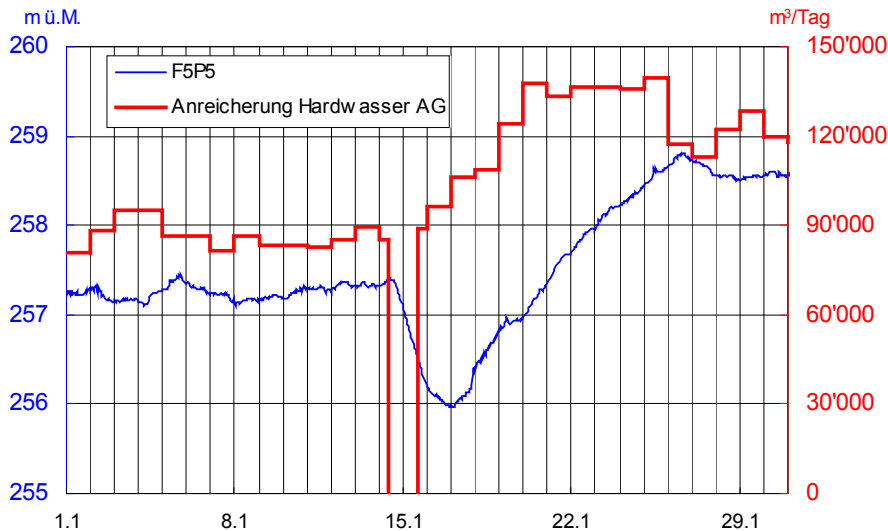
betriebsbedingter Unterbruch der Grundwasseranreicherung Mitte Januar 2004

- Das Abstellen der Grundwasseranreicherung im Gebiet Hard hat eine, nur um wenige Stunden (2-3 Std) verzögerte Absenkung des Grundwasserspiegels im Gebiet Feldreben zur Folge. Die Absenkung erfolgt dabei sehr rasch und erreicht bereits nach 5-10 Stunden eine konstante Absenkgeschwindigkeit von rund 6 cm/Stunde.

rasche Absenkung des Grundwasserspiegels im Gebiet Feldreben

- Die Wiederinbetriebnahme der Grundwasseranreicherung wirkt sich demgegenüber verzögert aus, indem der Grundwasserspiegel erst nach rund 30 Stunden zunächst für rund 2 Tage auf gleichem Niveau verharrt und erst anschliessend über mehrere Tage langsam wieder ansteigt.

verzögerter Grundwasseranstieg



Figur 5-1: Grwsp.–Lage F5, Infiltrationsmengen (Jan.04)

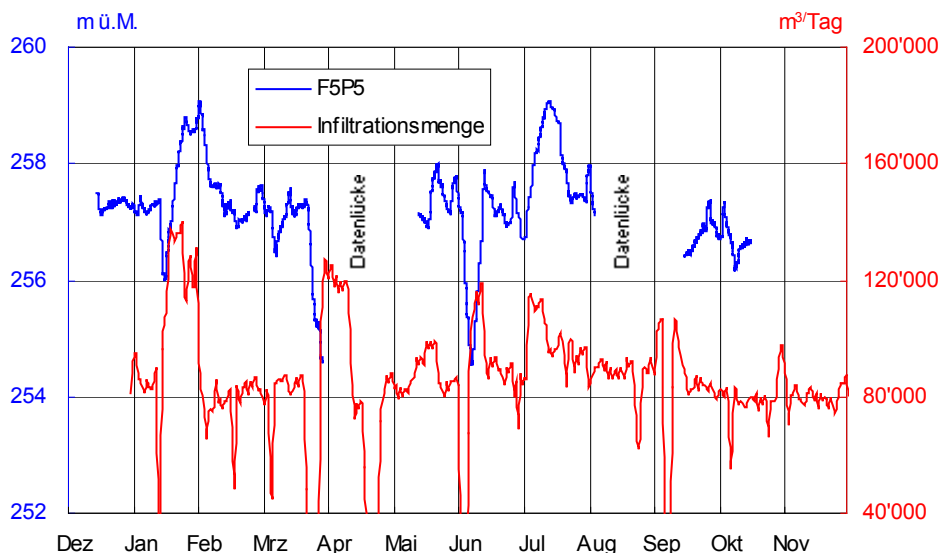
Gesamthaft bewirkte der rund 1-tägige Unterbruch der Grundwasseranreicherung also eine rasche und relativ grosse Grundwasserspiegelabsenkung von rund 1.2 m. Das ursprüngliche Niveau wurde dabei erst nach mehreren Tagen (5-7 Tage) wieder erreicht.

1-tägiger Unterbruch bewirkt relativ grosse Grundwasserspiegelabsenkung

5.1.3. Jahreszeitliche Schwankungen

Das oben beschriebene Feststellung ist kein Einzelfall sondern die Regel. In der Figur 5-2 sind die vorhandenen Messaufzeichnungen (oberster Port F5P5) während rund 1 Jahres (Dez. 03 bis Nov 04) grafisch als Ganglinie dargestellt. Daraus ist zu entnehmen, dass der Grundwasserspiegel im jahreszeitlichen Verlauf relativ wenigen Schwankungen unterworfen ist, bzw. es nur zu einer Absenkung oder Anstieg kommt, wenn die Grundwasseranreicherung merklich verändert wird. Im „Normalfall“, d.h. wenn die durchschnittliche Anreicherungs menge der Hardwasser AG rund 80'-90'000 m³/Tag beträgt, verharrt der Grundwasserspiegel bei der Bohrung F5 im Jahresverlauf ungefähr auf einem gleichbleibenden Niveau von rund 256.5 – 275.5 m ü.M. (vgl. dazu auch nachfolgendes Kapitel).

relativ wenige jahreszeitliche Schwankungen



Figur 5-2: Grwsp.-Lage F5, Infiltrationsmengen (12/03-11/04)

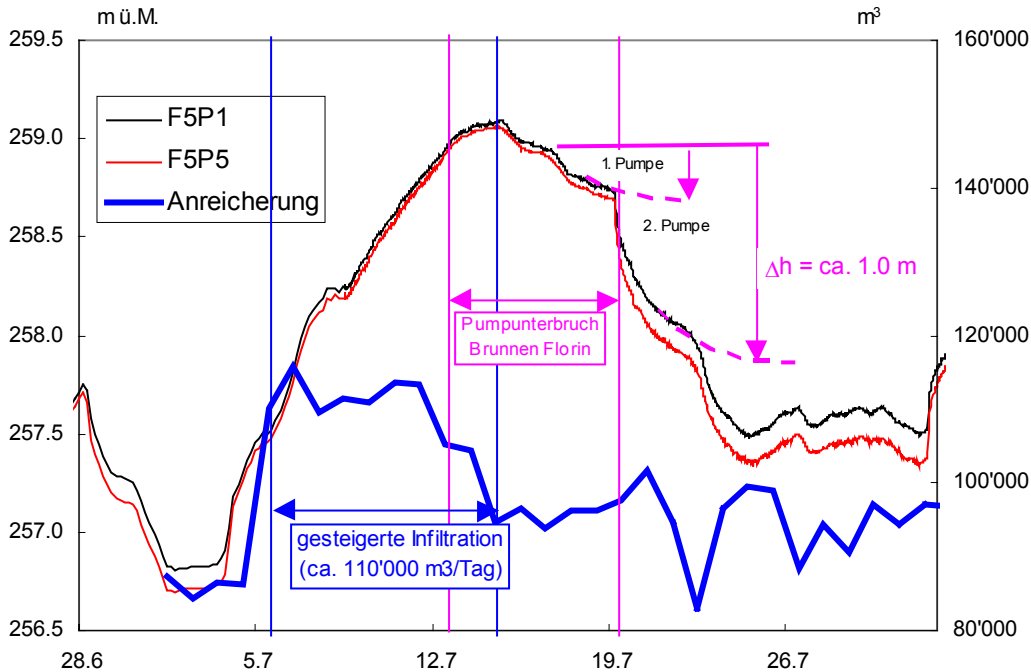
5.1.4. Einfluss des Pumpbetriebes der Florin AG

Mit den Aufzeichnungen des MPSS lässt sich ausserdem der Einfluss der beiden rund 30-40 m entfernten Förderbrunnen der Florin AG (21.E.3 und 21.E.4) aufzeigen. Gemäss mündlicher Auskunft des technischen Leiters der Florin AG werden die beiden Brunnenanlagen alternierend zueinander betrieben, und zwar so dass mehrmals pro Tag abwechslungsweise aus beiden Brunnen Grundwasser ohne Unterbruch gefördert wird (total ca. 4'500 m³/Tag). Dieser alternierende Pumpbetrieb verursacht im Grundwasserspiegel geringfügige Druckspiegelschwankungen von bis zu rund 5 cm, so dass die aufgezeichneten Ganglinien einen "sägeartigen" Verlauf aufweisen.

geringfügige Druckspiegelschwankungen als Folge des alternierenden Pumpbetrieb

Die durch den Pumpbetrieb verursachte Feldabsenkung konnte dank des vorübergehenden Unterbruches des Förderbetriebes Mitte Juli 2004 ermittelt werden. Wie aus dem Ganglinienverlauf in Figur 5-3 ersichtlich ist, beträgt die Feldabsenkung bei der Bohrung F5 rund 1 m. Die Absenkung erfolgte in zwei Phasen, eine erste geringeren Absenkungsphase von rund 0.2 m (Inbetriebnahme einer reduzierten Förderleistung über das Wochenende vom 17.-19.7.), gefolgt von einer zweiten, deutlichen Absenkung von rund 0.8 m während rund 4-5 Tagen (Steigerung bis auf die volle Förderleistung).

durch den Pumpbetrieb Florin verursachte Feldabsenkung



Figur 5-3: Grundwasserspiegellage F5, Einfluss Brunnen Florin

Desweiteren lässt sich auch schön erkennen, dass während des Pumpenstillstandes (wie auch während der Anstiegsphase als Folge der gesteigerten Anreicherung) die Druckunterschiede zwischen den einzelnen Ports vernachlässigbar klein sind, diese aber mit dem Beginn des Pumpbetriebes wieder deutlich grösser werden (rund 5 cm höheres Druckniveau der tieferen Ports F5P1 bis F5P3).

5.2. Stichtagsmessungen

Ergänzend zur Figur 5-2 ist in der Figur 5-4 der Verlauf des Grundwasserspiegels vom März bis Juli 2004 anhand von Ganglinien ausgewählten Piezometerrohren im Umfeld der drei Deponien dargestellt.

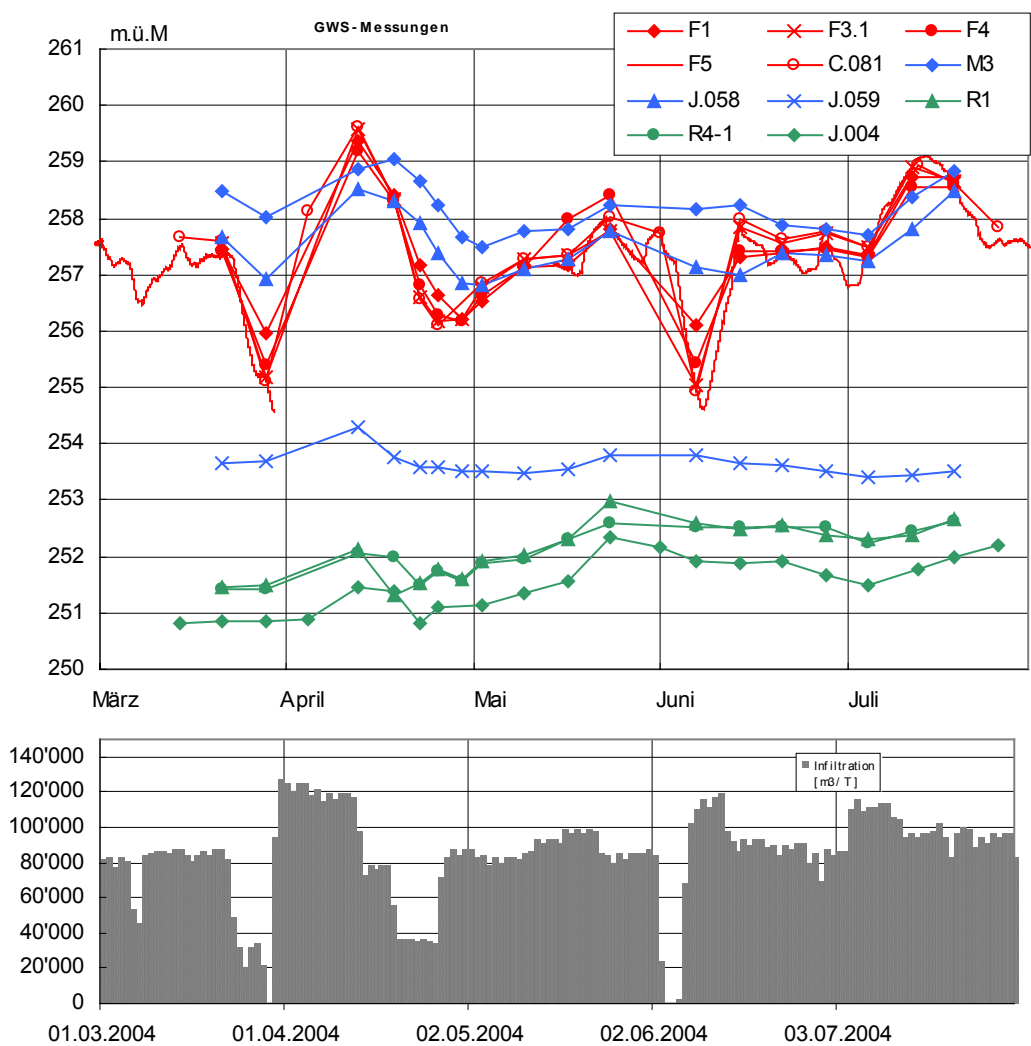
Ganglinien ausgewählten Piezometerrohren

Der Grundwasserspiegel lag anfangs März bei einer durchschnittlichen Infiltrationsrate von rund 80'000 m³/Tag auf einem mittleren Niveau von rund 257 m ü.M. Ende März/Anfangs April wurde die Grundwasseranreicherung während rund 2 Wochen für die Probenahme auf rund 35'000 m³/Tag gedrosselt, was im Gebiet Feldreben eine rasche Absenkung des Grundwasserspiegels zur Folge hatte. Im April wurde die Infiltrationsrate auf ca. 120'000 m³

Ganglinienverlauf als Folge der Grundwasseranreicherung



pro Tag gesteigert, um Stichtagsmessungen bei hohem Grundwasserstand durchführen zu können. Danach wurde die Anreicherung vorübergehend bis Ende April wieder leicht reduziert. Anfangs Juni sank der Grundwasserspiegel vorübergehend wieder auf ein tiefes Niveau, weil die Anreicherung infolge starker Trübung des Rheins unterbrochen werden musste. In der ersten Julihälfte wurde die Grundwasseranreicherung wiederum verstärkt, um bewusst einen hohen Grundwasserspiegel herbeizuführen (2. Analytik bei HW).



Figur 5-4: Ausgewählte Ganglinien (März – Juli 2004)

Im Gebiet der Deponie Feldreben verlaufen alle Ganglinien mehr oder weniger parallel zueinander. Dies bedeutet insbesondere, dass der Grundwasserspiegel im ganzen Umfeld der Deponie in analoger Weise, wie oben für die Bohrung F5 beschrieben, reagiert. Dies heisst schliesslich, dass die Lage des Grundwasserspiegels praktisch ausschliesslich durch das Regime der Grundwasseranreicherung dominiert wird. Bei "normaler" Grundwasseranreicherung (rund 80'000 m³/Tag) liegt der Grundwasserspiegel im ganzen Umfeld der Deponie bei insgesamt flachen Gefällsverhältnissen auf einer Kote von rund 257 - 258 m ü.M.

Grundwasserspiegel wird durch das Regime der Grundwasseranreicherung dominiert



Tief- oder höherliegende Grundwasserstände werden einzig durch eine Reduktion (oder Unterbruch) bzw. durch eine Steigerung der Infiltrationsmenge verursacht. Die tiefsten Grundwasserstände liegen dabei rund 2 m tiefer (ca. 255 m ü.M.), und die höchsten Grundwasserstände rund 1-2 m höher (rund 259 m ü.M.) als bei "normalen" Bedingungen.

Tiefst- und Höchststände

Desweiteren ist aus der Figur 5-4 auch ersichtlich, dass der Grundwasserspiegel bei F1 bei niedrigerem Grundwasserstand vergleichsweise eine etwas geringere Absenkung aufweist. Dies dürfte durch die dort herrschenden schlechten Durchlässigkeitsverhältnisse (vgl. Kap. 6) begründet sein.

Grundwasserspiegel bei F1

5.3. Zusammenfassende Folgerungen

In der Regel sind die Gefällsverhältnisse im Bereich der Deponie Feldreben ausgesprochen flach. Dies wird durch die Grundwasserentnahme durch die Florin AG verursacht, welche dem „Grundwasseraufstau“ entgegenwirkt und bei niedrigem Wasserstand sogar zu einer kleinen „Grundwassersenkung“ führt.

flache Gefällsverhältnisse

Wie die bisherigen Untersuchungen gezeigt haben, genügt bereits eine kurzfristige Unterbrechung der Grundwasseranreicherung von rund 1 Tag, dass der Grundwasserspiegel im Bereich der Deponie Feldreben innert wenigen Stunden deutlich sinkt, und erst rund 5-6 Tage später wieder das ursprüngliche Niveau erreicht. Allerdings ist hier zu bemerken, dass dies nicht gleichzeitig bedeutet, dass auch das Grundwasser schnell fliesst, sondern es handelt sich vor allem um einen Druckausgleich, welcher naturgemäss viel rascher erfolgen kann.

rasche Absenkung des Grundwasserspiegels

Insgesamt zeigt sich, dass der Abströmbereich der Deponie Feldreben, welcher im Hinblick auf die Beurteilung der Altlastensituation von ausschlaggebender Bedeutung ist, in erster Linie von der Infiltrationsrate der Hardwasser AG abhängig ist. Eigentliche saisonale natürliche Grundwasserstände sind angesichts des do-

Abströmbereich

minaten Einflusses der Grundwasseranreicherung von untergeordneter Bedeutung und praktisch vernachlässigbar.

Ebenso ist eine klare Festlegung des Zuströmbereiches schwierig, da die Deponie Feldreben im Bereich einer Grundwasserscheide liegt, welche aufgrund der sehr flachen Gefällsverhältnisse schlecht zu bestimmen ist, und ausserdem in Abhängigkeit der Grundwasserentnahmen und -anreicherung auch zeitlich verändert. Auch ist anzunehmen, dass ein gewisser Anteil von HMK-Grundwasser von unten zuströmt (vgl. hydrogeologisches Profil in Beilage A4).

Zuströmbereich



6. Hydraulische Versuche

6.1. Durchgeführte Bohrloch-Versuche

Die Tabelle 6-1 gibt eine Übersicht über die durchgeführten Bohrlochversuche während den Bohrarbeiten⁴. Die Messaufzeichnungen sind in den nachfolgenden Figuren grafisch aufbereitet.

Bohrung		Versuch	Datum	Teststrecke (m u.T.)
Feldbez.	Kant.-Nr.			
F4	21.P.045	Tiefenprofile (T, el. LF) Kaliberlog	28./29.10.2004	ca. 40 – 86
M2	21.P.042	Flowmeter	21.11.04	26 – 58.5
F5	21.P.039	Flowmeter	26.11.04	21 – 77.5

Tabelle 6-1:
Flowmeter-
Versuche (alle 3
Deponien)

Da die Ergebnisse der durchgeführten Versuche allgemein gültige Aussagen über die Beschaffenheit des HMK-Aquifers erlauben, welche im *ganzen* Betrachtungsgebiet der drei Deponie Gültigkeit haben, wird nachfolgend auf alle durchgeführten Versuche eingegangen.

⁴ Gemäss Pflichtenheft waren ursprünglich bei allen neuen Bohrungen Bohrlochversuche (Flowmeter) vorgesehen. Aufgrund der instabilen Bohrlochwände konnten aber mit vertretbarem Aufwand insgesamt nur 2 Flowmeterversuche und einige LF/T-Messungen durchgeführt werden.

6.1.1. Leitfähigkeits- und Temperaturtiefenprofile

Im Hinblick auf die Festlegung des Filtereinbaus wurden in der Bohrung F4 nach Erreichen der Endtiefe (94 m u.T.) im offenen Bohrloch mehrere Leitfähigkeits-/Temperatur-Tiefenprofile und ein Kaliberlog durch die Geotest AG, Zollikofen, gemessen.

Mit Hilfe der durchgeführten Messungen konnte im Hauptmuschelkalk mit zunehmender Tiefe tendenziell eine stärkere Mineralisation des HMK-Grundwassers (Zunahme der el. Leitf. um rund 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und eine Abnahme der Temperatur um rund 1°C beobachtet werden. Andererseits konnten damit auch zwei verschiedenen Tiefenbereiche mit grösseren Wasserzuflüsse bzw. stark wasserführenden Zonen lokalisiert werden:

- Oberer Grundwasserbereich rund 41 – 47 m u.T., d.h. rund 10 m unter dem Grundwasserspiegel
- Unterer Grundwasserbereich rund 70-85 m u.T. (Basis HMK)

stärkere Mineralisation mit zunehmender Tiefe

wasserführende Zonen

6.1.2. Flowmetermessungen

In den beiden Bohrungen M2 und F5 wurden jeweils nach Erreichen der Endtiefe durch die Emil Lutz AG, Müllheim, Flowmeterversuche, ausgeführt.

Bei der Bohrung F5 konnten mit Hilfe der Flowmetermessungen innerhalb des Hauptmuschelkalkes verschiedene Tiefenbereiche mit z.T. stark grundwasserführenden Zonen erkannt werden. Namentlich waren bei einer Pumprate von rund 300 l/min in vier Bereichen (37-41 m, 49-52 m, 59-62 m sowie 68-71 m) Wasserzutritte in der Grössenordnung von rund 0.5 bis 1.5 l/s zu verzeichnen, in welchen dann auch die Probenahmeports des MPSS platziert wurden (vgl. Sondierprofil, Beilage B1). Die oberste dieser Zone liegt dabei rund 15 m unter dem Grundwasserspiegel.

Bohrung F5

Bei der Bohrung M2 konnten mit dem Flowmeterversuch zwei wasserführende Schichten innerhalb des Hauptmuschelkalkes in einer Tiefe von rund 35 bzw. 45 m u.T. eruiert werden. Die Wasserzutritte betragen wiederum rund 1 l/s bei einer Pumprate von rund 200 l/min Die obere Zone liegt wiederum rund 10 m unter dem Grundwasserspiegel, und die tiefere befindet sich an der Basis des Hauptmuschelkalkes.

Bohrung M2

Insgesamt zeigte sich bei beiden Versuchen eine gute Übereinstimmung zwischen zerklüfteten/verkarsteten Zonen. Desweiteren wurde jedesmal auch die unter dem Hauptmuschelkalk folgende, rund 12 m mächtigen Dolomitzone der Anhydritgruppe getestet. Dabei konnten trotz vereinzelter Karstphänomen im Bohrgut keine wasserführenden Schichten lokalisiert werden. Dementsprechend

Dolomitzone der Anhydritgruppe bildet Grundwasserstauer



darf die Dolomitzone als eigentlicher Grundwasserstauer betrachtet werden. Gestützt auf die klaren Ergebnisse dieser beiden Flowmeterversuche konnte bei den anschliessend ausgeführten Bohrungen auf deren Durchführung verzichtet werden.



6.1.3. Folgerungen

Im Hauptmuschelkalk können hauptsächlich zwei verschiedenen Tiefenbereiche mit stark wasserführenden Zonen erkannt werden.

zwei wasserführende Tiefenbereiche

- Eine obere Zone liegt rund 10 - 15 m unterhalb des Grundwasserspiegels (rund 35-40 m u.T.)
- die untere, i.d.R. sehr ergiebige Zone umfasst den untersten Tiefenbereich an der Basis des Hauptmuschelkalkes (im Gebiet Feldreben rund 70-80 m u.T.)
- Die Beschaffenheit des Grundwassers in diesen beiden Zonen ist leicht unterschiedlich (Zunahme der el. Leitf. mit der Tiefe).

6.2. Pumpversuche

6.2.1. Übersicht

Im Anschluss an die Bohrkampagne wurden anfangs März 2004 in allen neuen Bohrungen Pumpversuche ausgeführt, mit Ausnahme der Bohrung F5, wo bereits am 26./27.11.2003 aus dem offenen Bohrloch vor dem Einbau des MPSS ein Versuch gemacht wurde. Diese dauerten je nach Ergiebigkeit rund 1 bis max. 27 Stunden.

Die relevanten Messergebnisse sind nachfolgend grafisch als Ganglinien des Grundwasserspiegels im Pumpbrunnen sowie in den benachbarten Messstellen veranschaulicht. In der Tabelle 6-2 sind die wichtigsten Eckdaten der durchgeführten Pumpversuche zusammengefasst.



Bohrung		Dauer	Ruhe-Grw.sp.	Pump-menge	Grw. Mächtigg.	Absenkung	Beobachtungsstellen	
Bez.	Datum		[m u. T.]	[l/min]	[m]	[m]	Bez.	Abs. [m]
F1	12.3.04	1 Std	22.96	14	10	3.57 (instationär)	F2.1, F2.2, F3.1, P.3, F5	keine
F2.1	15./16.3.04	19.5 Std	21.31 (gespannt)	400	11	15.61 (stationär)	F1	(0.09)
							F3.1	0.73
							F4	(0.06)
							P.3	(0.09)
							F5	(0.15)
F2.2, E.25, C.232	keine							
F2.2	17.3.04	5 Std	21.01	30	7	6.09 (stationär)	F5	(0.12)
F1, F2.1, F3.1, F3.2, C.232, E.25, F4, P.3	keine							
F3.1	10./11.3.04	27 Std (mit Unterbruch)	23.05 (gespannt)	300	17	18.97 (stationär)	F1, F2.1, F2.2, F3.2, C.232, F5, E.25, F4, P.3	keine
F3.2	11.3.04	4 Std	22.65	110	4	2.04 (stationär)	F1, F2.1, F2.2, F3.1, C232, E.25, F4, P.3, F5	keine
F4	8./9.3.04	23.5 Std	22.99	700	60	13.20 (stationär)	F3.1	0.12
							F3.2	0.13
							E.25	0.39
							P.3	0.16
							F1, F2.1, F2.2, C232, F5	keine
F5	26./27.11.2003	15 Std	20.70	800	60	0.20 (stationär)	C.232	(0.03)
F4	keine							

Tabelle 6-2: Pumpversuche

Deponie	Lockergestein		Fels (Hauptmuschelkalk)
Feldreben	9×10^{-6} bis 5×10^{-4}	älterer Schotter	$2 - 7 \times 10^{-5} - 9 \times 10^{-4}$
Margelacker	-	-	1×10^{-5} bis 3×10^{-4}
Rothausstrasse	$1 - 6 \times 10^{-4}$	Niederterrassen-Schotter	$1 - 6 \times 10^{-3}$

Tabelle 6-3:
Durchlässigkeits-
beiwerte K
(gerundet, in m/s)

Bemerkung: für die Berechnung der K-Werte des HMK wurde vereinfacht von homogenen isotropen Verhältnissen ausgegangen.

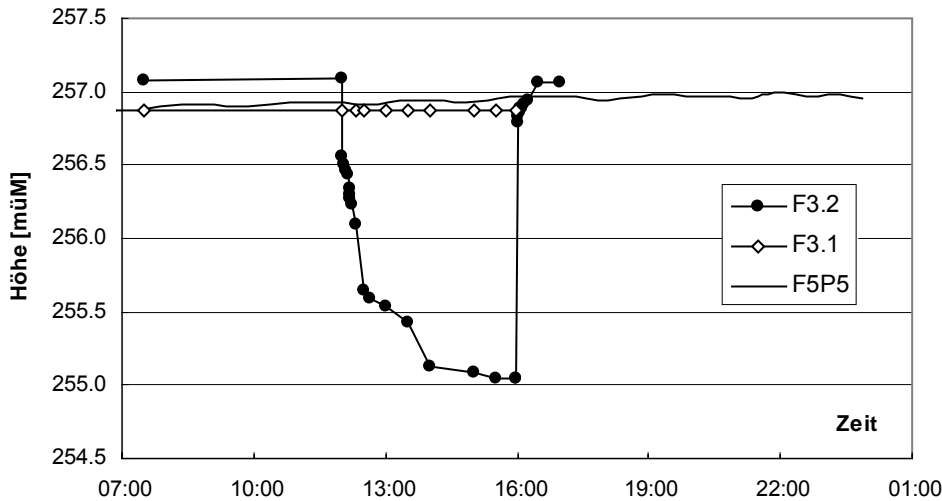
6.2.2. Pumpversuche im Lockergesteinsgrundwasser

Insgesamt wurden 3 Pumpversuche im Lockergesteinsgrundwasser (älterer Schotter) zwischen 1 - 5 Stunden Dauer durchgeführt (F1, F2.2, F3.2, vgl. Tabelle 6-2). Bei allen drei Versuchen konnten rund 15-110 l/min aus den Piezometern gepumpt werden. Dabei betrug die Absenkung jeweils zwischen rund 2 bis 6 m, wobei bei Versuchsende, mit Ausnahme des Versuches bei F1, stationäre Verhältnisse erreicht wurden. Bei allen 3 Versuchen konnten in den benachbarten Messstellen praktisch keine Reaktionen festge-

Versuchsergebnisse



stellt werden. Einzig beim Pumpversuch F2.2 reagierte der Grundwasserspiegel in der Messstelle F5 mit einer geringen Absenkung von rund 0.1 m, wobei dafür auch regionale Schwankungen verantwortlich sein könnten.



Figur 6-1:
Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F3.2

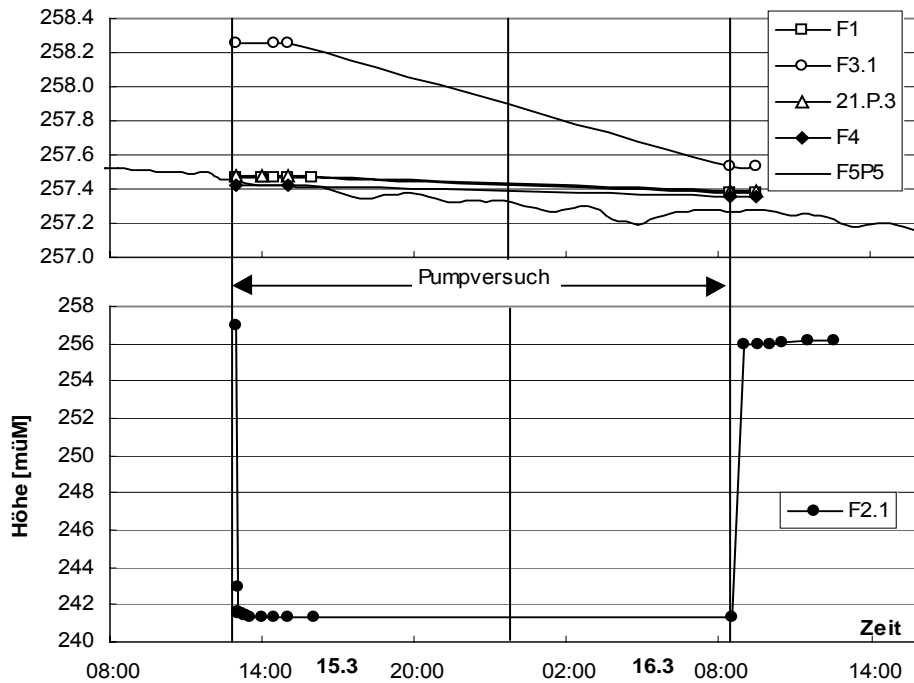
6.2.3. Pumpversuche im HMK-Grundwasser

Im Hauptmuschelkalk wurden insgesamt vier Pumpversuche durchgeführt (F2.1, F3.1, F4, F5, Tabelle 6-2), wobei der Pumpversuch in der Bohrung F5 im offenen Bohrloch noch vor Einbau des MPSS erfolgte. Die Versuche wurden bewusst länger angesetzt, um mögliche Reaktionen benachbarter Messstellen beobachten zu können (rund 15 - 27 Stunden). Aus allen Bohrungen wurden relativ grosse Fördermenge von rund 300 - 700 l/min gepumpt, was zu vergleichsweise hohen Absenkungen im jeweiligen Versuchsbrunnen von rund 13 - 19 m führte (ausser F5)

Versuchsergebnisse

Beim Pumpversuch in der Bohrung F2.1 konnte bei der rund 300 m entfernten Bohrung F3.1 eine eindeutige Reaktion bzw. Absenkung des Grundwasserspiegels von rund 0.7 m festgestellt werden, wobei sich die Absenkung aber erst nach mehreren Stunden Versuchsdauer bemerkbar machte (vgl. Figur 6-2). Bei den übrigen, z.T. näher gelegenen Messstellen (F1, F4, F5, 21.P.3) konnten demgegenüber nur geringe Absenkungen von meist weniger als 0.1 m, oder gar keine (21.C.232) gemessen werden, welche aber durch regionale Schwankungen und höchstwahrscheinlich nicht durch den Pumpversuch verursacht wurden.

Pumpversuch F2.1



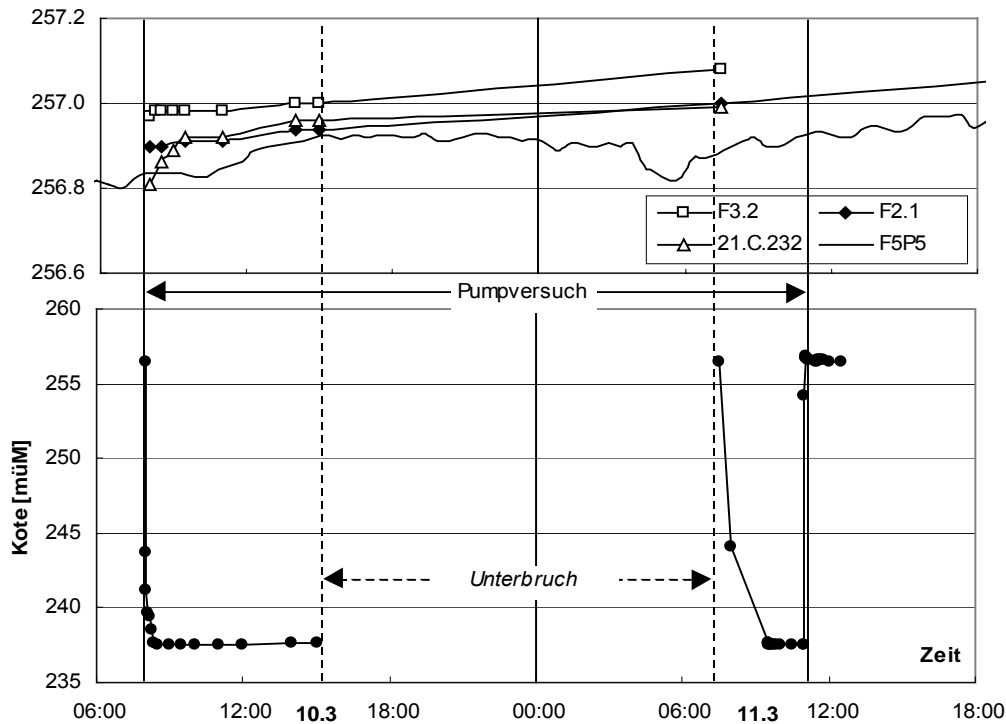
Figur 6-2:
Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F2.1



Die vergleichsweise hohe Absenkung bei F3.1 lässt sich durch die dort herrschenden gespannten Grundwasserverhältnisse erklären, da sich dabei Absenkungen bzw. hydraulische Druckentlastungen naturgemäß viel weiträumiger auswirken. Desweiteren konnte auch bei der unmittelbar benachbarten Messstelle F2.2 im darüber liegenden Lockergesteinsgrundwasser keine Absenkung während der ganzen Versuchsdauer gemessen werden, was belegt, dass es sich hier um 2 verschiedene, hydraulisch getrennte Grundwasserstockwerke handelt.

Demgegenüber konnte beim Pumpversuch in der Bohrung F3.1 in keiner der benachbarten Messstellen eine signifikante Absenkung des Grundwasserspiegels während der Versuchsdauer festgestellt werden, insbesondere sowohl bei der unmittelbar benachbarten Messstelle F3.2 als auch bei F2.1, wo im umkehrten Fall - wie oben beschrieben - eine eindeutige Absenkung beobachtet werden konnte (vgl. Figur 6-3). Die Ursachen dafür dürften in den gespannten Druckverhältnisse bei F3.1 begründet sein.

Pumpversuch F3.1



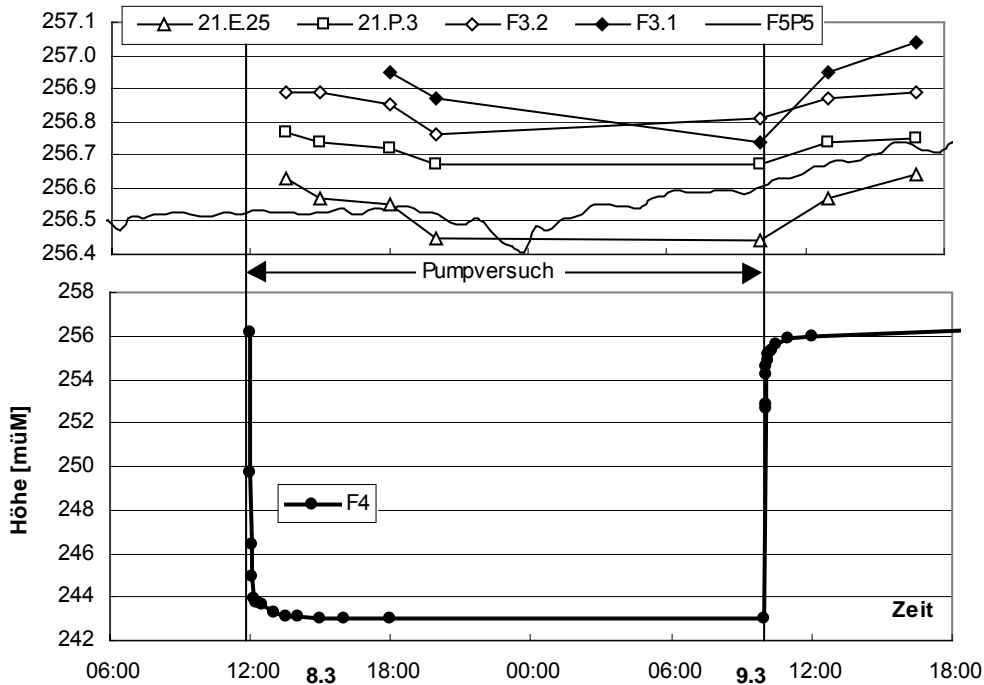
Figur 6-3: Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F3.1

Beim Pumpversuch in der Bohrung F4 zeigten sich in den am nächsten gelegenen Messstellen (21.E.25, 21.P.3, F3.1/2) bereits nach wenigen Stunden im Umkreis von rund 200 m eindeutige Reaktionen bzw. Absenkungen des Grundwasserspiegels zwischen rund 0.1 bis maximal 0.4 m (vgl. Figur 6-4). Aufgrund der klaren Reaktion sowohl im oberen (F3.2) als auch unteren Stockwerk (F3.1) am Standort F3 (vgl. Figur 6-4) wird belegt, dass eine hydraulische Verbindung zwischen F4 und der dazwischen liegenden tektonischen Grabenzone (Hardgraben) existiert.

Pumpversuch F4

Der Pumpversuch in F5 zeigte im Vergleich zu den anderen 3 Versuchen ganz andere Verhältnisse. Hier betrug die Absenkung im Versuchsbrunnen bei einer Fördermengen von 800 l/min nur gerade 0.2 m und es konnten bei den nahegelegenen Messstellen keine eindeutigen Reaktionen festgestellt werden.

Pumpversuch F5



Figur 6-4: Verlauf Grundwasserspiegel Pumpversuch F4

6.2.4. Folgerungen

Aus den durchgeführten Pumpversuchen können folgende Folgerungen abgeleitet werden:

- Die aus den Pumpversuchen errechneten Durchlässigkeitsbeiwerte K (vgl. Tabelle 6-3) für das Lockergesteinsgrundwasser (älterer Schotter) liegen relativ weit auseinander und sind insgesamt als sehr klein (F1) bis mittelgross (F2.2) zu beurteilen.
- Für das HMK-Grundwasser lassen sich aus den durchgeführten Pumpversuchen F2.1, F3.1 und F4 ungefähr gleich grosse Durchlässigkeitsbeiwerte K (vgl. Tabelle 6-3) von nur gerade $2 - 7 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ errechnen. Es handelt sich dabei um eine ausgesprochen geringe Durchlässigkeit, insbesondere auch im Vergleich zum östlichen Grundwassergebiet im Bereich der Deponie Rothausstrasse, wo die Durchlässigkeit des HMK überaus gross ist
- Im Vergleich dazu ist die Durchlässigkeit bei der Bohrung F5 rund 50 x grösser (ca. $0.9 \times 10^{-4} \text{ m/s}$). Dies steht im Einklang mit der hohen Feldergiebigkeit des Brunnens Florin, wo relativ grosse Wassermengen gefördert werden, ohne dass dadurch

*K-Werte
Lockergesteins-
grundwasser*

*K-Werte
HMK-Grundwasser*

*rasch wechselnde
Durchlässigkeits-
verhältnisse im
HMK*



weiträumige Grundwasserspiegelabsenkungen hervorgerufen werden. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Durchlässigkeitsverhältnisse im HMK auf engem Raum rasch ändern, und/oder, dass entlang präferenzierter Fließwege innerhalb des HMK dementsprechend überdurchschnittlich viel Grundwasser zirkuliert (gilt zumindest im Bereich nördlich der Deponie Feldreben).

- Die Pumpversuche haben ferner gezeigt, dass mit den vorhandenen Entnahmestellen das Beprobungsnetz im nördlichen und östlichen Teilbereich der Deponie Feldreben ausreichend ist, indem eine gegenseitige Wechselwirkung über grössere Distanzen nachgewiesen werden konnte. Hingegen ist angesichts der schlechten Durchlässigkeit des Untergrundes im westlichen und ev. auch südlichen Deponiebereich bei den Bohrungen F1, 21.P.3 wahrscheinlich eine vollständige Erfassung des Einflussbereiches ("Abströmbereiches") der Deponie mit den vorhandenen Messstellen nicht vollständig gegeben.

*Repräsentativität
der Entnahmestellen*

7. Chemische Analysen Grundwasser

7.1. Probenahme

Die Probenahme wurde gemäss Qualitätskonzept Oehme [6] durchgeführt. Dieses beinhaltet im Wesentlichen, dass bei jeder Probenahme ein neuer Probenahmeschlauch aus Teflon verwendet wurde, und dass dieser vorgängig mit ultrareinem Wasser vorgespült wurde (Blindprobe). In der Regel wurden bei der Probenahme jeweils mindestens 300 Liter vorgepumpt. Der Sauerstoffgehalt der Proben wurde mittels WTW-Messgerät vor Ort abgelesen⁵.

*Entnahme nach
Qualitätskonzept
Oehme*

Wie im Pflichtenheft [5] vorgesehen, wurden zwei Probenahmekampagnen durchgeführt, und zwar wie folgt:

Probenahmekampagnen

- eine erste Kampagne im vom 24.3 – 1.4.2004 bei niedrigem Grundwasserstand (Grw.sp. rund 254.5 – 255.5 m ü.M.) sowie
- eine zweite Kampagne vom 12. – 20.7 bei hohem Grundwasserstand (Grw.sp. rund 258 – 259 m ü.M.)

⁵ Bei der ersten Probenahme vom März/April 2004 wurden irrtümlicherweise kein Sauerstoffgehalte gemessen.



Zur Stabilisierung der Grundwasserspiegellage auf niedrigem bzw. hohem Niveau konnte freundlicher Weise mit der Hardwasser AG eine Abmachung getroffen werden, dass die Grundwasseranreicherung während den vorgesehenen beiden Probenahmeaktionen entsprechend gedrosselt bzw. gesteigert wurde. Es handelt sich dabei um zwei *extreme* Grundwasserstände, welche gemäss Auskunft der Hardwasser AG nur selten so aufrecht erhalten werden (Differenz des Grw.sp. zwischen beiden Aktionen rund 3.5 m).

Zur Vorbereitung der beiden Messaktionen (im wesentlichen Festlegung der Probenahmefolgenfolge) wurde vorgängig, d.h. anfangs März 2004, eine Vorkampagne durchgeführt. Dabei wurden überall dort Wasserproben entnommen, wo Pumpversuche durchgeführt wurden (vgl. Kap. 6.2, total 13 Proben). Die entnommenen Wasserproben wurden bezüglich ausgewählter Einzel- oder Summenparameter analysiert (DOC sowie halogenierte leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe). Da die Probenahme nicht nach dem Qualitätskonzept Oehme erfolgen konnte, und die Vorkampagne nur orientierenden Charakter hatte, werden die Analysenwerte im vorliegende Bericht nicht verwendet.

Vorkampagne

Bei einzelnen Entnahmestellen wurden mehrere Proben aus verschiedenen Tiefen entnommen (bei F4 und 21.P.3 mit Einsatz eines Packers; bei F5 mittels MPSS). Einzelne ursprünglich vorgesehene Entnahmestellen konnten nicht oder nur einmal beprobt werden, da zum Probenahmezeitpunkt kein Grundwasser vorhanden war bzw. die Probenahme erfolgte bei einzelnen Entnahmestellen aufgrund geringer Ergiebigkeit mittels eines Schöpfers (21.C.238, 21.C.81, 21.C. 231). Insgesamt wurden so im Rahmen der beiden Hauptaktionen im Umfeld der Deponie Feldreben insgesamt 44 Grundwasserproben aus 23 ausgewählten Grundwasser-Entnahmestellen (Bohrungen) entnommen.

*Entnommene
Wasserproben*

Eine Zusammenstellung der beprobten Entnahmestellen sowie detaillierte Angaben dazu (Entnahmedatum, -tiefe, Pumpmenge Feldmessungen) ist in Beilage A5a gegeben. In der Tabelle 7-1 sind die Entnahmestellen bezüglich Nah- und Fernfeld unterteilt.

7.2. Untersuchungsergebnisse

Die Unterschiede der Analysenresultate der beiden Aktionen sind in der Regel nicht allzu gross und zeigen häufig eine sehr gute Übereinstimmung bezüglich des untersuchten Schadstoffspektrums. Deshalb werden nachfolgend die Ergebnisse beider Aktionen gemeinsam diskutiert, und nur dort, wo sich es-

sentielle Unterschiede zwischen der 1. und 2. Kampagne feststellen lassen, wird speziell darauf eingegangen.



Parameter	Nahfeld		Fernfeld	
	Lockergesteinsgrundwasser	HMK-Grundwasser	Lockergesteinsgrundwasser	HMK-Grundwasser
Probenahmestellen	F1, F2.2, F3.3	F2.1, F3.1, F4.1, F4.2, F4.3, F5P1, F5P2, F5P4, F5P5, 21.C.232, 21.E.3, 21.E.25, 21.P.3.1, 21.P.3.2	21.C230	21.C.81, 21.C231, 21.C.236, 21.C.244, 21.C.245
Nitrat Nitrit Ammonium	Der Nitratgehalt liegt i.d.R. zwischen 10-40 mg/l. Vereinzelt wurden auch erhöhte Nitrit- und Ammoniumgehalte (F1, F2, F3, 21.E.25) gemessen, was durch eine Deponiebeeinflussung verursacht sein könnte.		I.d.R. geringe Nitratgehalte unter 20 mg/l, ausser 21.C.244, keine erhöhte Nitrit- oder Ammoniumgehalte	
Schwermetalle	Praktisch in allen Wasserproben wurden Schwermetallgehalte wenig über der Bestimmungsgrenze gemessen (i.d.R. < 1 µg/l). Vereinzelt wurden auch leicht höhere Gehaltswerte festgestellt, insbesondere Zink bis max. 20 mg/l. Als Ursachen werden vor allem Kontaminationen durch (eisenverzinkte) Piezometerrohre oder durch die Probenahme oder Laboreffekte vermutet.			
Bor	Vereinzelt leicht erhöhte Werte bis max. rund 0.36 mg/l, was entweder auf eine natürliche Gipsauslaugung zurückzuführen ist, oder durch eine Deponiebeeinflussung hervorgerufen wurde.		keine erhöhten Gehaltswerte	
DOC	Praktisch immer < 1 mg/l, ausser bei den Messstellen am Ostrand der Deponie, d.h. bei F3.2 und 21.E.25, wo Werte von und 3-4 mg/l gemessen wurden.		Praktisch immer < 1 mg/l, einzig bei der Schöpfprobe aus 21.C.231 etwas erhöht (2. Kamp. 4.2 mg/l)	
AOX	Bei einigen Proben erhöhte Werte bis rund 130 µg Cl/l, wobei sich die Ursache i.d.R. durch erhöhte CKW-Gehalte plausibel erklären lässt		Praktisch immer < 10 µg/l, ausser bei Schöpfprobe 21.C.231 erhöht (2. Kamp. mit 200 µg Cl/l)	
CKW	Im Nahfeld z.T. deutlich erhöhte CKW-Gehalte deutlich über 2 µg/l (insb. PER mit max. Gehalten bis rund 80-90 µg/l).		I.d.R. meist kleiner als 1-2 µg/l.	
PAK	Mit Ausnahme von F5P2 (vgl. Kap. 7.2.5) in keiner Wasserprobe nachweisbar			
Pestizide	Praktisch in allen Messstellen Herbizide in Spuren nachweisbar (20-300 ng/l), auch abseits der Deponie			
Aniline	nur bei 1. Kamp. in F5 in Spuren (<30 ng/l)		keine	
Phenole	vereinzelt in Spuren <0.5 µg/l (1. Kamp.: F2.1, F4.2 2. Kamp.: F5.2/4, 21.E.3, in F1 bei beiden Kampagnen)		keine	

Tabelle 7-1: Schadstoffbelastung des Grundwassers
(Details, vgl. Text)

Anlässlich der beiden Kampagnen wurden insgesamt 34 Proben aus dem Nahfeld und 10 Proben aus dem Fernfeld der Deponie Feldreben entnommen (vgl. Beilage A5). Die detaillierten Untersuchungsergebnisse sind aus Beilage C zu entnehmen. Als Übersicht bzw. zum besseren Verständnis der nachfolgenden Ausführungen sind die wichtigsten Analysenergebnisse in Tabelle 7-1 halbquantitativ bzw. "beschreibend" zusammengestellt. Desweiteren veranschaulichen auch die grafischen Darstellungen in Beilage A5b die geografische Verteilung und das lokale Auftreten ausgewählter Analysenparameter.

7.2.1. Feldblindwerte

Mit der Entnahme einer Feldblindprobe vor jeder Probe wurde das Ziel verfolgt, Artefakte bei der Probenahme und der Analytik feststellen zu können. Die Laborergebnisse dieser sog. Feldblindwerte können wie folgt zusammengefasst werden:

In beiden Kampagnen lagen abgesehen von einigen wenigen Ausnahmen in sämtlichen Proben die Messwerte für PAK, Pestizide, Aniline und halogenierte Kohlenwasserstoffe sowie der AOX-Gehalt unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

*PAK, Pestizide,
Aniline, halogenierte
Kohlenwasser-
stoffe, AOX-Gehalt*

In den Blindproben wurde Phenol bei der 1. Kampagne noch bei etwa der Hälfte der Proben deutlich über der Bestimmungsgrenze gemessen (bis rund 350 ng/l). Die Ursache dafür konnte auf eine Kontamination durch Probenahmehandschuhe zurückgeführt werden, so dass bei der 2. Kampagne keine erhöhten Feldblindwerte mehr festgestellt wurden.

Phenol

Demgegenüber war in beiden Kampagnen der DOC-Gehalt ausnahmslos bei allen Proben vergleichsweise erhöht und betrug rund 0.2 – 0.7 mg/l (im Mittel rund 0.3-0.4 mg/l). Er ist in den Blindproben damit z.T. halb so hoch wie bei den meisten Grundwasserproben (abgesehen von knapp 10 Grundwasserproben, wo der DOC-Gehalt deutlich über 1 mg/l liegt). Die Ursache für die erhöhten DOC-Gehalte sind noch mit dem Labor zu klären.

DOC-Gehalt

Die Schwermetallgehalte wurden in einem extrem niedrigen Spurenbereich gemessen. Die bei der 2. Kampagne durchgeführten Bestimmung der Feldblindwerte zeigt, dass in den Blindproben für Arsen, Cadmium, Kobalt, Chrom und Antimon höchstens vereinzelte und nur wenig über der Bestimmungsgrenze liegende Konzentration bestimmt wurden (i.d.R. weniger als 10 % der Proben). Demgegenüber zeigen Bor, Zinn, Quecksilber und Eisen höhere "Nachweisraten" (ca. 20-30 %), und bei Kupfer, Nickel und Zink wurden in der Mehrzahl der Blindproben sogar z.T. deutlich erhöhte Gehaltswerte nachgewiesen (mehrfach über der Bestimmungsgrenze).

*z.T. erhöhte
Schwermetall-
gehalte (inkl. Bor)*

Als Ursache für diese erhöhten Schwermetallgehalte in den Feldblindproben ist am ehesten eine Kontamination bei der Probenahme oder Laboreffekte (insbesondere für Kupfer, Nickel, Zink und Eisen) anzunehmen⁶. Für Antimon, Quecksilber und Bor sind

*Ursache für erhöhte
Schwermetallge-
halte*

⁶ Die modernen atomspektrometrischen Apparaturen erlauben „ohne weiteres“ sensitive Schwermetall-Messungen im ng/l-Bereich. Die Problematik und der grosse Aufwand liegen deshalb weniger bei der Messtechnik, als bei der Spurenkontaminationsgefahr in der Präanalytik und bei den Hilfsmaterialien





auch andere Ursachen zu vermuten (z.B. Grundbelastung des ultrareinen Wasser)

Grundsätzlich bedeutet dies, dass die gemessenen Gehaltswerte der Grundwasserproben nur dann als signifikant erhöht betrachtet werden dürfen, wenn diese deutlich über den ermittelten Wertebereichen der Blindproben liegen. Insbesondere sind daher in den Grundwasserproben leicht erhöhte Kupfer-, Nickel- und Zink-Gehalte wenig über der Bestimmungsgrenze vorsichtig zu interpretieren bzw. solche Kontaminationseffekte müssen zwingend mitberücksichtigt werden.

7.2.2. Allgemeine Beschaffenheit des Grundwassers

Bevor nachfolgend auf die einzelnen (Schadstoff-)Parameter näher eingegangen wird, erfolgt zuerst einleitend eine allgemeine Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit im ganzen Betrachtungsgebiet Anhand der wichtigsten physikalischen Kenngrößen (pH, el. Leitfähigkeit) und der gelösten Hauptbestandteile (Hydrogenkarbonat, Sulfat).

Generell lassen sich aufgrund der anorganischen Hauptbestandteile (Anionen) verschiedene Wassertypen unterscheiden, welche in gegenseitiger Wechselbeziehung zueinander stehen bzw. in unterschiedlichem Masse gemischt werden:

*verschiedene
Wassertypen:*

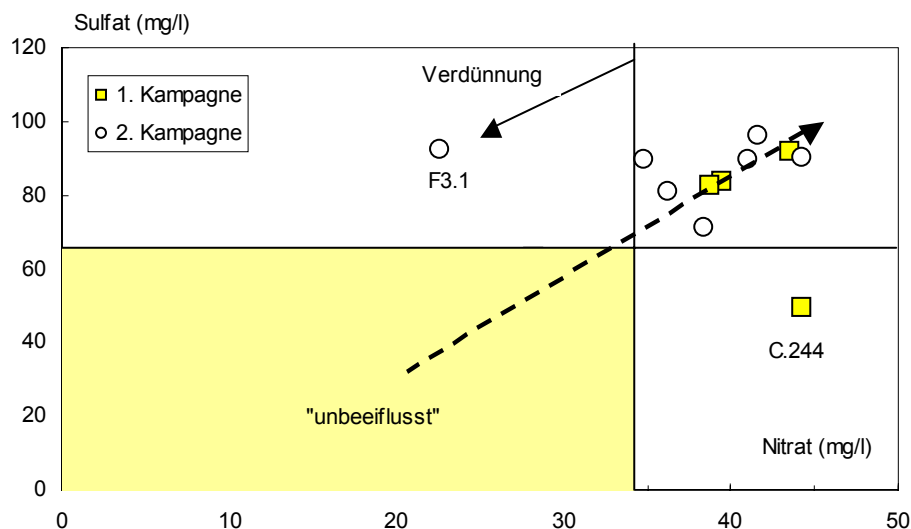
- Der überwiegende Anteil im Grundwassergebiet von Muttenz (südlich des Rangierbahnhofes) wird durch im Hauptmuschelkalk zirkulierendes Grundwasser gebildet (kurz: HMK-Grundwasser). Es handelt sich dabei überwiegend um ein hartes, calcitgesättigtes Hydrogenkarbonat-Wasser mit einer normalen Gesamtmineralisation von rund 0.4 - 0.5 g/l bzw. einem mittleren Hydrogenkarbonatgehalt von rund 350 – 400 mg/l, einem Sulfatgehalt von rund 30 - 50 mg/l und Nitratgehalten von maximal rund 30-35 mg/l.
- Durch die Infiltration von aufbereitetem Rheinflusswasser durch die Hardwasser AG entsteht im Gebiet Hard ein mittelhartes Rheinwasser-Infiltrat (calcitgesättigtes Hydrogenkarbonat-Wasser) mit einer deutlich geringeren Gesamtmineralisation von rund 0.2 - 0.3 g/l. Kennzeichnend sind vor allem der geringere Hydrogenkarbonatgehalt von rund 150 - 250 mg/l sowie ein niedriger Chlorid- und Nitratgehalt (< 10-15 mg/l), und ein mittlerer Sulfatgehalt von meist weniger als 20 - 30 mg/l.

HMK-Grundwasser

*Rheinwasser-
Infiltrat*

- Im Nahbereich der drei untersuchten Deponien lässt sich ausserdem häufig ein stärker mineralisiertes Grundwasser nachweisen (Gesamtmineralisation bis rund 0.9 g/l), welches sich vor allem durch Sulfatgehalte von mindestens ca. 100 - 300 mg/l und Hydrogenkarbonatgehalten bis rund 500 - 600 mg/l auszeichnet (vgl. Verbreitung der Wassertypen in Beilage A5b). Im Bereich der Deponien Margelacker und Feldreben steigt dabei in der Regel mit einer Zunahme des Sulfatgehaltes gleichzeitig auch der Nitratgehalt an (bis rund 40 - 45 mg/l, vgl. Figur 2-1). Demgegenüber sind im Nahfeld der Deponie Rothausstrasse meist nur kleinere Nitratgehalte von weniger als 15 mg/l festzustellen (Ausnahme R2), dafür ist dort der Chloridgehalt mit rund 100 - 150 mg/l vergleichsweise höher. Solche Wässer sind sowohl sehr lokal im Lockergestein (Schotter, Übergangsschicht) als auch etwas grossräumiger im HMK (z.B. östliche Randzone des Grundwassergebietes bei der Deponie Rothausstrasse) zu finden.

sulfathaltiges
Grundwasser



Figur 7-1: Sulfat/
Nitratgehalt

Für die Entstehung dieser stärker mineralisierten Grundwässer steht neben einer natürlichen Auslaugung von Gips und z.T. Salzen des Keupers bzw. der Anhydritgruppe hauptsächlich eine Beeinflussung durch Deponiesickerwasser im Vordergrund. Vor allem die hohen Hydrogenkarbonat- und Nitratgehalte sind kaum durch eine natürliche Wasser-Gesteins-Interaktionen erklärbar⁷.

Beeinflussung
durch Deponiesick-
erwasser wahr-
scheinlich

⁷ Hydrogenkarbonatgehalte über 400-450 mg/ bedingen einen relativ hohen CO₂-Partialdruck, welcher deutlich über den normalerweise herrschenden Bedingungen der Bodenzone liegt. Als Ursache muss deshalb ein zusätzlicher CO₂-Input stattfinden (z.B. aus Deponieentgasung, vgl. dazu auch Kap. 9.3.4). Desweiteren

Diese Annahme wird sowohl aufgrund der nahen Lage zu den Deponien als auch durch Isotopenmessungen aussagekräftig untermauert (vgl. Kap. 9).

Wegen der verschiedenen Herkunft bzw. Entstehung können diese oben beschriebenen Wassertypen aufgrund ihres unterschiedlichen Mineralisationsgrades relativ einfach voneinander unterschieden werden. Die lokale Verbreitung dieser Wassertypen kann daher in vereinfachter Weise mit einer Isoliniendarstellung der elektrischen Leitfähigkeit (als Indikator für die Gesamtmineralisation) grafisch veranschaulicht werden, und zwar wie folgt (vgl. dazu Beilage A5b):

Im westlichen Grundwassergebiet zwischen den Deponien Margelacker und Feldreben lässt sich eine "Grundwasserzone mit relativ hohen el. Leitfähigkeiten" von rund 600-800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erkennen, welche sich vom Gebiet Margelacker in nordöstliche Richtung verfolgen lässt. Diese Zone streift gerade noch den östlichen bzw. südwestlichen Teil der Deponie Feldreben und endet schliesslich nördlich des Rangierbahnhofes (vgl. Beilage A5).

Entsprechend der Grundwasser-Isohypsendarstellung in Beilage A3 (vgl. Kap. 2) fliesst das Grundwasser von dieser besagten "Grundwasserzone" zwischen den Deponien Feldreben und Margelacker generell in südöstliche bis östliche Richtung. Durch den hangseitigen unterirdischen Zufluss aus Süden von "normal" mineralisiertem HMK-Grundwasser kommt es in Fliessrichtung des Grundwassers zu einer Mischung dieser beiden Wassertypen und die el. Leitfähigkeit nimmt bis ins Dorfgebiet von Muttenz wieder ab.

Auf der nördlichen Flanke dieser "Grundwasserzone" kommt es durch den Zufluss von Rheinwasser-Infiltrat zu einer Mischung dieser beiden Wassertypen, was dazu führt, dass die el. Leitfähigkeit nördlich des Rangierbahnhofes rasch auf weniger als 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ abnimmt. Durch den Einfluss des Brunnen Florins, welcher Rheinwasser-Infiltrat "anzieht", verringert sich die el. Leitfähigkeit dort "keilartig" bis an den nördlichen Rand der Deponie Feldreben. Im Gebiet Rothausstrasse ist schliesslich im östlichen Grundwasserrandgebiet nochmals eine starke Zunahme der el. Leitfähigkeiten zu erkennen⁸, und zwar sowohl im HMK-

Unterscheidung der Wassertypen



Grundwasserzone mit relativ hohen el. Leitfähigkeiten

Mischungen der Wassertypen

sind Nitratgehalte von über 30-35 mg/l in einem städtischen Gebiet ausgesprochen untypisch, so dass auf jeden Fall noch ein Stickstoffeintrag besteht (z.B. durch ammoniumhaltige Sickerwässer, Ammonium wird dann in Gegenwart von Sauerstoff nitrifiziert).

⁸ Gemäss dem Isolinenbild der el. Leitfähigkeit in Beilage A5bii resultiert im HMK-Grundwasser eine markante Abnahme der Leitfähigkeit von West nach Ost, also quer zur Grundwasserflussrichtung. Dies könnte ev. durch einen randlichen

Grundwasser bis auf rund 1'200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ als auch im Lockergesteinsgrundwasser bis auf über 3'000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Infolge dieser komplexen Entstehungs- und Mischungsverhältnisse ist der Mineralisierungsgrad (gemessen am Anionenanteil an Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid) nicht immer konstant sondern im jahreszeitlichen Verlauf stellenweise unterschiedlich. So können insbesondere bei den stärker mineralisierten sulfathaltigen Grundwässern diesbezüglich zwischen 1. und 2. Kampagne z.T. deutliche Unterschiede festgestellt werden (z.B. F3.2). Demgegenüber zeigen Messstellen, wo Mischungseffekte nur von untergeordneter Bedeutung sind, nur geringe jahreszeitliche Schwankungen (z.B. im HMK-Grundwasser bei 21.J.59, 21.C.245 oder von Rheinwasserinfiltrat dominierten Grundwasser bei F5 oder Brunnen Florin).

*jahreszeitlichen
Schwankungen*

Desweiteren liegt bei allen untersuchten Wasserproben der pH-Wert aufgrund der guten Pufferung mit Karbonaten im allgemeinen in einem engen Wertebereich von schwach sauer bis leicht basisch (6.7 - 7.7). Der Sauerstoffgehalt ist meistens recht hoch (> 5-6 mg/l). Einzig in subartesischen gespannten Teilbereichen (z.B. ganzes östliches Grundwassergebiet bei der Deponie Rothausstrasse), wo kein freier Austausch mit der ungesättigten Zone möglich ist, nimmt der Sauerstoffgehalt im HMK-Grundwasser auf rund 1.5 - 4.0 mg/l ab.

*pH-Wert
Sauerstoffgehalt*

7.2.3. Gesamtmineralisation und Redoxverhältnisse

Ergänzend zu den obigen Ausführungen und zur Charakterisierung der Redoxverhältnisse im Bereich der Deponie Feldreben sind folgende Analyseergebnisse von Bedeutung:

Die Gesamtmineralisation des Grundwassers ist, wie bereits oben erwähnt, im Nahbereich der Deponien am grössten (bis rund 0.9 g/l), ungeachtet ob es sich um Lockergesteins- (F1, F3.2) oder Felsgrundwasser (F3.1, 21.E.25, 21.P.3) handelt. Im Vergleich dazu ist die Gesamtmineralisation sowohl im nördlichen Nahfeld als auch im ganzen Fernfeld generell kleiner (rund 0.3-0.4 g/l). Desweiteren lässt sich bei den Messstellen mit Probenahmen aus verschiedenen Tiefen keine einheitliche Veränderung mit der Tiefe feststellen. Während bei der Messstelle F5 tendenziell ein Mineralisationsabnahme in den tieferen Wasserproben gemessen werden kann, zeigt sich bei der Messstelle F4 eine Zunahme der Mi-

*Gesamt-
mineralisation*

Zufluss von stärker mineralisiertem Grundwasser aus Westen hervorgerufen werden. Theoretisch wäre auch eine Deponiebeeinflussung denkbar, allerdings ist die Datengrundlage für eine eindeutige Interpretation zu gering.



neralisation in den tieferen Wasserproben, und bei 21.P.3 sind demgegenüber wiederum praktisch keine signifikanten Tiefenunterschiede festzustellen.

Der Sauerstoffgehalt (2. Kampagne) war abgesehen von einer Ausnahme (21.E.25) stets grösser als 4 mg/l, was einer mittleren bis guten Sauerstoffsättigung von mehr als 40 % entspricht (vgl. Beilage A5b). Generell wurden im nördlichen Deponiebereich, wo der Einfluss des Rheinwasserinfiltrates am grössten ist, meist Werte zwischen rund 7.5 - 9.0 mg/l gemessen (rund 75 bis 90 % Sauerstoffsättigung).

Sauerstoffgehalt



Anteile von Wasser mit eindeutig reduzierendem Milieu scheinen einzig bei der Messstelle 21.E.25 vorzuliegen. Neben praktisch fehlendem Sauerstoff weisen auch erhöhte Ammonium-, Nitrit- und DOC-Gehalte darauf hin. Der gleichzeitig erhöhte Nitratwert von rund 35 -45 mg/l sowie die geringen Ammonium- und Nitritgehalte bei der 1. Kampagne lässt aber vermuten, dass zumindest zeitweise Wasser mit oxidierendem Milieu zugemischt wird.

reduzierende Verhältnisse

Der Nitratgehalt im nahen Umfeld der Deponie beträgt rund 10 - 45 mg/l. Ein deutlich höherer Nitratgehalt von 130 mg/l wurde einzig bei der 1. Kampagne im Lockergesteinsgrundwasser bei F3.2 festgestellt. Tendenziell ist eine Abnahme des Nitratgehaltes von Süden nach Norden festzustellen (vgl. Isoliniendarstellung in Beilage A5b), indem bei den Messstellen im südlichen Deponiebereich die Gehalte meist rund 35 - 45 mg/l betragen (z.B. F1, 21.P.3), während im nördlichen Deponiebereich die Gehalte i.d.R. unter 15 - 25 mg/l liegen (z.B. F5, 21.C.232). Diese generelle Abnahme lässt sich plausibel durch eine Ver- bzw. Zumischung von nitratarmem Rheinwasserinfiltrat aus dem Norden erklären. In den Messstellen F2.1, F2.2 und F3.2 wurden bei der 2. Kampagne nur etwa halb so hohe Gehalte wie bei der 1. Kampagne gemessen, was auf unterschiedliche Mischungsanteile zurückzuführen sein dürfte. Bei der Messstelle F4 (südöstlich der Deponie) sind die unterschiedlichen Nitratgehalte der beiden Kampagnen hingegen eher durch saisonale Schwankungen einer möglichen Deponiebeeinflussung zu vermuten, da dort der Einfluss des Rheinfiltrates nur marginal ist.

Nitratgehalt

Im Umfeld der Deponie wurden sowohl bei der 1. als auch der 2. Kampagne relativ häufig Ammonium und Nitrit in Spuren wenig über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Signifikant höhere Werte⁹, d.h. über 0.01 mg/l (Nitrit) bzw. 0.1 mg/l (Ammonium), wurden nur bei den Messstellen im Westen der Deponie (F1, F2.1,

Ammonium und Nitrit

⁹ damit sind Überschreitungen von Richtwerten der GSchV, FIV oder des Schweiz. Lebensmittelbuches gemeint

F2.2) und im Osten (F3.1, 21.E.25) festgestellt, allerdings mit Ausnahme von F1 nur jeweils bei einer der beiden Kampagnen (vgl. Beilage A5b). Als Ursache dafür muss eine Deponiebeeinflussung in Betracht gezogen werden, da eine Denitrifikation (Nitratreduktion) höchstens lokal dafür verantwortlich sein kann.

Abschliessend ist zu erwähnen, dass bei der Messstelle F5P2 (Entnahmetiefe 60 m u.T.) bei beiden Kampagnen eine Kontamination mit Zementwasser festgestellt wurde (hoher pH-Wert über 11.0, rel. hohe Kalium-, Natrium- und Ammoniumgehalte). Als Ursache dafür ist eine Beeinflussung durch den Bohrlocheinbau anzunehmen, da für den MPSS-Einbau auch Zement eingesetzt worden war (Zement/Bentonit/Opalit-Mischung). Diese Analyseergebnisse werden daher für die Interpretation nicht verwendet.

Messstelle F5P2



7.2.4. Anorganische Schadstoffe

Bei beiden Kampagnen wurden in allen entnommenen Grundwasserproben verschiedene Schwermetallgehalte sowie Bor über der Bestimmungsgrenze gemessen. In der Tabelle 7-2 sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

Schwermetalle

Generell wurden bei der 2. Kampagne überall etwas tiefere Gehaltswerte gemessen. Insbesondere konnten die bei der 1. Kampagne signifikant erhöhten Gehaltswerte deutlich über 1 µg/l (Kobalt, Kupfer, Nickel) in der Regel bei der 2. Kampagne nicht bestätigt werden. Zu den einzelnen Schwermetallgehalten können folgende Ergänzungen/Bemerkungen angebracht werden:

Praktisch in allen entnommenen Grundwasserproben im Nah- und Fernfeld der Deponie wurden Kobalt, Kupfer, Nickel, Arsen und Antimon in Spuren nachgewiesen. Dabei wurden auch an einigen Stellen etwas höhere Werte über 1 µg/l gemessen. Diese wurden aber entweder nur bei der 1. Kampagne festgestellt (Kobalt), oder es waren anlässlich der 2. Kampagne deutlich weniger Messstellen mit höheren Gehalten über 1 µg/l zu verzeichnen (Kupfer, Nickel). Antimon lag lediglich bei der Messstelle F5P2 jedesmal deutlich über 1 µg/l, was aber vermutlich auf eine Kontamination mit Zement zurückzuführen sein dürfte (vgl. Kap. 7.2.3).

*Kobalt, Kupfer,
Nickel, Arsen und
Antimon*

Bei vereinzelt Messstellen konnten Cadmium, Quecksilber, Zinn oder Chrom in Spuren wenig über der Bestimmungsgrenze bzw. meist deutlich unter 1 µg/l gemessen werden. Einzig der Chromgehalt lag z.T. etwas darüber (vgl. Tabelle 7-2).

*Cadmium, Queck-
silber, Zinn oder
Chrom*

Tabelle 7-2: Schwermetall- und Borgehalte im Grundwasser

Parameter / Bestimmungsgrenze		1. Kampagne (März/April 2004)		2. Kampagne (Juli 2004)		Anzahl Messstellen mit Gehaltswerten >1 µg/l		
		Schwankungen	Ø	Schwankungen	Ø	1. Kampagne	2. Kampagne	
Kobalt	µg/l	<0.02	0.22 - 2.4	0.6	<0.02 - 0.64	0.2	3 [F2.1, F3]	keine
Kupfer	µg/l	<0.02	0.55 - 4.4	1.4	<0.02 - 1.8	0.4	15	1 [21.C.231]
Nickel	µg/l	<0.1	1.4 - 10	4.6	<0.1 - 3.6	0.87	11 ²⁾	keine ²⁾
Arsen	µg/l	<0.1	<0.1 - 3.5	0.68	<0.1 - 3.7	0.53	3 [F3, 21.E.25]	2 [F3.1, C.231]
Antimon	µg/l	<0.02	0.03 - 1.3	0.17	<0.02 - 1.4	0.19	1 [F5P2]	1 [F5P2]
Cadmium	µg/l	<0.02	<0.02 - 0.34	0.25	<0.02 - 0.95	0.06	keine	keine
Chrom	µg/l	<1	<1 - 1.4	0.83	<1 - 1.4	0.15	1 [F3.1]	1 [F1]
Quecksilber	µg/l	<0.05	<0.05 - 0.07	0.07	<0.05 - 0.40	0.04	keine	keine
Zinn	µg/l	<0.02	<0.02 - 0.05	0.03	<0.02	-	keine	keine
Eisen	µg/l	<2	<2 - 210	³⁾	<2 - 39.7	6.4	1 [21.C.230] ²⁾	7 ²⁾
Zink	µg/l	<1	<1 - 1300	174	<1 - 20'000	78 ¹⁾	17 ²⁾	13 ²⁾
Bor	µg/l	<0.1	26.4 - 359	59	22 - 170	48	21 [alle]	23 [alle]

1) ohne einzelnen Extremwert (20'000 mg/l bei 21.E.25)

2) Anzahl Messstellen mit Gehaltswerten > 5 (Ni, Fe) bzw. 10 µg/l (Zn)

3) nur ein Einzelwert über der Bestimmungsgrenze

Zink wurde in beiden Kampagnen praktisch in jeder Messstelle nachgewiesen, teilweise in relativ hohen Konzentrationen (max. Konz. bis 20 mg/l). Vor allem die hohen Gehalte lassen sich plausibel durch eine Kontamination aus verzinkten (früheren) Piezometerrohren erklären (21.C230/244/245, 21.E.25). In den neuen Bohrungen (F1 bis F5) liegen die Gehalte unter 30 - 80 µg/l, was angesichts der hohen Feldblindwerte (vgl. Kap. 7.2.1) höchstwahrscheinlich auf eine Kontamination bei der Probenahme oder Laboreffekte zurückzuführen sein dürfte.

Zink

Bei der 1. Kampagne konnte lediglich bei einer Messstelle (21.C.230) Eisen in relevanter Konzentration nachgewiesen werden (210 µg/l). Demgegenüber wurden anlässlich der 2. Kampagne erstaunlicherweise fast überall Gehaltswerte über der Bestimmungsgrenze gemessen. Diese lassen sich aber entweder auf eine Kontamination durch frühere (eisenverzinkte) Piezometer zurückführen, oder aber die Analysenergebnisse sind angesichts der z.T. hohen Feldblindwerte nicht aussagekräftig.

Eisen



Borgehalt

Der Borgehalt ist bei einigen Stellen vergleichsweise leicht erhöht (Maximalwerte bis 0.36 mg/l). Der Borgehalt ist dort am grössten, wo auch der Sulfatgehalt gleichzeitig erhöht ist (z.B. F3.2). Angesichts dieses eindeutigen, nahezu linearen Zusammenhanges steht als Ursache dafür in erster Linie eine Gipsauslaugung im Vordergrund, entweder hervorgerufen durch natürliche Ursachen (Wasser-Gesteinsinteraktion) oder infolge einer Deponiebeeinflussung (z.B. Auswaschung von gipshaltigem Bauschutt).

Erhöhte Borgehalte



7.2.5. Organische Schadstoffe

Summenparameter

Der DOC-Gehalt lag in den allermeisten Fällen unter 1 mg/l. Ein leicht erhöhter Wert von rund 3-4 mg/l wurde bei beiden Kampagnen einzig im Lockergesteinsgrundwasser bei F3.2 (Nahfeld) festgestellt. Darüber hinaus waren bei der 2. Kampagne noch zusätzlich bei den zwei Messstellen 21.E.25 und 21.C.231 (nördlich Bahngleise in der Hard) ungefähr gleichhohe Werte nachgewiesen worden. Allerdings wurde letztere Wasserprobe als Schöpfprobe entnommen, so dass dort erhöhte Werte auch durch "abgestandenes" Wasser im Kleinfiterrohr verursacht sein könnten.

DOC-Gehalt

In knapp 1/3 der untersuchten Wasserproben wurden leicht bis deutlich erhöhte AOX-Gehalte bis maximal 200 µg Cl/l festgestellt. In der Regel sind diese erhöhten Gehalte durch das gleichzeitige Vorhandensein von CKW zu erklären (vgl. unten), da die gemessenen AOX-Gehalte einigermaßen gut mit den CKW-Werten korrespondieren. In einigen wenigen Fällen (21.C.236, 21.P.3, F4-tief) dürften dafür aufgrund niedriger CKW-Gehalte vermutlich andere Ursachen in Frage kommen, wobei hier allerdings jeweils nur bei einer Kampagne ein erhöhter AOX-Gehalt bis maximal rund 20 µg Cl/l nachgewiesen wurde¹⁰. Bei der Entnahmestelle 21.C.231, wo der höchste Gehalt von 200 µg Cl/l anlässlich der 2. Kampagne gemessen wurde, dürfte die Ursache wiederum in "abgestandenem" Wasser zu suchen sein (Schöpfprobe).

AOX-Gehalte

¹⁰ Die Bestimmungsgrenze des AOX-Gehaltes liegt bei 10 µg Cl/l

Chlorierte Lösungsmittel (CLM)

Bei beiden Kampagnen¹¹ konnten mit Ausnahme der Proben aus F4 in praktisch allen Proben aus dem Nahfeld chlorierte Kohlenwasserstoffe über 2 µg/l nachgewiesen werden (Summe Per-, Tri-, cis-1,2-Dichlorethylen und Chloroform, vgl. Beilage A5). In der Regel sind es vor allem Per- und Trichlorethylen, welche den überwiegendsten Anteil der CKW-Belastung ausmachen. Ebenfalls in erhöhten Konzentrationen über 1-2 µg/l wurden vereinzelt auch noch Chloroform (bis max. 2 µg/l) oder CKW-Abbauprodukte nachgewiesen (im wesentlichen cis-/trans-1,2-Dichlorethylen und 1,1,2,2-Tetrachlorethan; max. Werte bis rund 20 µg/l). Hingegen konnte in keiner der untersuchten Wasserproben Vinylchlorid festgestellt werden, was wiederum die grundsätzlich aeroben Verhältnisse im Aquifer bestätigt.

CKW-Belastung im Nahfeld der Deponie nachgewiesen



Bei insgesamt fünf Bohrungen lag der Gehalt an Perchlorethylen über 20 µg/l (F1, F2, F3, F5 und 21.E.3). Dabei zeigen sich aber z.T. deutliche Unterschiede zwischen der 1. und 2. Kampagne, indem zwar jeweils bei beiden Kampagnen die höchsten Messwerte rund 80-90 µg/l betragen, dafür aber nicht am gleichen Ort, bzw. nicht in der gleichen Bohrung auftraten. Bei der 1. Kampagne wurden die höchsten PER-Gehalt im Lockergesteinsgrundwasser in den beiden Wasserproben F2.2 resp. F3.2 festgestellt, während bei der 2. Kampagne die höchsten Messwerte in Proben aus dem HMK-Grundwasser lagen (Brunnen Florin [21.E.3], F5P5). Bei beiden Kampagnen lässt sich aber ausserdem eine klare Abnahme der CKW-Gehalte mit der Tiefe feststellen, so sind z.B. die tieferen Wasserproben sowohl aus F5 (F5P1, F5P2) als auch im HMK der Bohrungen F2 und F3 im Vergleich zum darüberliegenden Lockergesteinsgrundwasser deutlich weniger mit CKW belastet (vgl. Beilage A5b).

Hauptbelastung durch Perchlorethylen

Generell konzentrieren sich die hohen CKW-Gehalte auf die im nördlichen und westlichen Deponiebereich gelegenen Messstellen¹² (vgl. Beilage A5b). In den Messstellen unmittelbar südöstlich der Deponie (21.P.3, 21.E.25, F4) sowie auch im Fernfeld sind nur noch leicht erhöhte CKW-Gehalte von rund 1-3 µg/l festzustellen.

CKW hot spots

¹¹ Bereits auch in der Vorkampagne wurden in den untersuchten Grundwasserproben CKW in ungefähr gleicher Konzentration nachgewiesen.

¹² Mit den Bodenluftmessungen konnte ungefähr an den gleichen Stellen CLM in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden (vgl. Kap. 8).

Weitere leichtflüchtige Organika

Bezüglich der übrigen untersuchten leichtflüchtigen Organika kann wiederum ein Unterschied zwischen 1. und 2. Kampagne festgestellt werden. Während bei der 1. Kampagne praktisch ausser der oben erwähnten CKW-Belastung keine weiteren Substanzen nachgewiesen wurden¹³, konnten bei der 2. Kampagne in einzelnen Bohrungen leicht erhöhte Schadstoffgehalte festgestellt werden. Es handelt sich dabei im wesentlichen um Spurengehalte an BTEX bis max. 0.4 µg/l (F3.2, F4-h, F5P2), einen MTBE-Gehalt von 5 µg/l bei F2.2 sowie um erhöhte leichtflüchtige Aliphate (C₅-C₁₀) bis rund 30-50 µg/l in den beiden Bohrungen F5 (praktisch nur in den beiden oberen Wasserproben) und im Brunnen Florin (21.E.3).

leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe



Übrige organische Schadstoffe

In praktisch allen Proben beider Kampagnen wurden leicht erhöhte Herbizidgehalte nachgewiesen (Σ Atrazin und Simazin: 20-300 ng/l). Beide Kampagnen zeigen praktisch ein mehr oder weniger identisches Bild mit vergleichbaren Gehaltswerten an der gleichen Stelle. Tendenziell sind in der 2. Kampagne im Durchschnitt die Simazingehalte eher etwas geringer, und die Atrazingehalte sind leicht höher (rund 50 ng/l). Bei der 2. Kampagne wurden wiederum die höchsten Gehalte bei P3 (Σ : rund 300 ng/l) und die niedrigsten bei F5 gemessen.

Herbizide

Phenole wurden in beiden Kampagnen nur in Spuren unter 0.5 µg/l nachgewiesen (total 5 Stellen: F1, F2.2, F4.1, F2P2, 21.E.3). Einzig bei F1 wurden beides mal leicht erhöhte Gehalte festgestellt, wobei es sich aber nicht um die gleichen Einzelsubstanzen handelte.

Phenole

Abgesehen von zwei Ausnahmen wurden in keiner der entnommenen Grundwasserproben erhöhte Gehalte von Einzelsubstanzen der Stoffgruppe PAK festgestellt (alle Resultate der Einzelsubstanzen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze). Einzig bei der 2. Kampagne lagen die Gehalte an Naphtalin, 1- bzw. 2-Methylnaphtalin in der Probe F5P2 nur wenig über der Bestimmungsgrenze, und in der Bohrung 21.C.231 (unbeeinflusstes Fernfeld) wurden etwas höhere PAK-Gehalte (Σ : 1.9 µg/l) gemessen.

PAK

¹³ einzige Ausnahme: F5P5 mit 0.6 µg/l Toluol

Aniline wurden einzig in der 1. Kampagne bei der Messtelle F5 in drei verschiedenen Tiefen wenig über der Bestimmungsgrenze festgestellt (bis rund 40 ng/l). Ansonsten wurden keine erhöhten Gehaltswerte gemessen.

Aniline



7.2.6. Ergebnisse der Screenings ¹⁴

Die Screening-Chromatogramme¹⁵ bestätigen die in der Einzelanalytik bereits vorgefundenen Schadstoffgruppen. Es sind dies chlorierte Lösungsmittel und Triazinherbizide (auch Desethylatriazin und Prometryn), letztere im Fernfeld im Bereich bis wenige µg/l (C230, C231, C244; 2. Kampagne).

Ergänzend dazu liessen sich mehrere organische Substanzgruppen nachweisen. Die Konzentrationen liegen aber meist bei einigen wenigen Mikrogrammen pro Liter oder darunter¹⁶.

mehrere organische Substanzgruppen

Im *Nahfeld* handelt es sich u.a. um gesättigte oder ungesättigte zyklische Ketone (Cyclohexanon F5, bzw. Cyclohexadienon F1), Brompyridin und Unbekannte (F3h), Fettsäureamide (F3t) und in der 2.Kampagne zusätzlich in F5 weitere Ketone (total ca.20 µg/l). Im Florin-Brunnen (E3) waren Phthalate in einigen µg/l vorhanden.

Nahfeld

Im *Fernfeld* wurde bei der 2. Kampagne auch 21.C.81 untersucht. Die nachgewiesenen Substanzen sind Dioctylphthalat, Caprolactam, ein Cyclohexadienon, ein Biphenyl und PAKs (total rund 15 µg/l an Substanzen mit Gehalten > 1 µg/l). Da es sich hier um eine Schöpfprobe handelt, sind diese Daten mit Vorsicht zu interpretieren.

Fernfeld

Bei einzelnen dieser aufgeführten Substanzen ist eine Herkunft aus Abfällen der chemischen Industrie wahrscheinlich, sprich eine Deponiebeeinflussung zu vermuten. Andererseits kann aber auch eine Kontamination bei der Probenahme durch PVC-Rohre nicht restlos ausgeschlossen werden. Beispielsweise werden in F3.1 (1. Kamp.) C₁₄- und C₁₈-Fettsäureamide im tiefen µg/l-Bereich gefunden, mit mässig gutem Identifikations-Fit. Diese Verbindungen wa-

Hinweise auf Herkunft aus Abfällen der chemischen Industrie

¹⁴ Interpretation unter Beizug eines spezialisierten Chemikers (Dr. M. Schurter, Institut Bachema AG, Schlieren)

¹⁵ Die organischen Screeninguntersuchungen wurden im Analysenlabor nach dem Stand der Technik durchgeführt. Es ist die Eigenschaft der zur Verfügung stehenden Methodik, dass die chromatografischen Ergebnisse durch das Daten-system mit einem numerischen Identifikations-Fit (%ID Fit) versehen werden. Letzterer ist ein (halbquantitatives) Mass für die Richtigkeit der maschinellen Identifikation.

¹⁶ Weil es sich beim Screening um eine qualitative Methode handelt, sind die angegebenen Konzentrationen nur als Grössenordnungshinweis zu betrachten



ren auch im Laboreluat des Piezorohr-Materials PVC vorhanden (vgl. Kap. 7.3). In F3.2 waren diese Substanzen nicht nachweisbar und in der 2. Kampagne in beiden Rohren ebenfalls nicht. Wir vermuten daher, dass es sich um Substanzen aus dem PVC-Rohr handelt (vgl. Kap. 7.3).

Weiter wurde in den beiden Rohren F3.1 und F3.2 in der 1. Kamp. Brompyridin mit gutem Identifikations-Fit im Bereich von 0.5 µg/l gemessen. In der 2. Kampagne war nur in F3.2 eine Spur davon detektierbar. Im Laboreluat des PVC-Materials war die Substanz nicht vorhanden. Wir vermuten deshalb, dass die Substanz zum Deponiesickerwasser gehört.

In F3.2 wurden 1.7 µg/l eines Propenylhydrazons mit schlechtem Identifikations-Fit, 1.2 µg/l eines Diketons und 0.7 µg/l eines Thiophens, beide mit mässig gutem Identifikations-Fit sowie mehrere Unbekannte (total ca. 9 µg/l) gefunden. Keine der genannten Substanzen erscheint im Laboreluat des PVC-Materials. Wir vermuten wieder, dass die Substanzen zum Deponiesickerwasser gehören.

Desweiteren ist zu erwähnen, dass die relative Unsicherheit der Identifikation der mit den Screenings erfassten Substanzen an der methodisch bedingten Bestimmungsunsicherheit der zur Verfügung stehenden Untersuchungstechnik liegt, und nicht etwa an einem Mangel im Laboratorium.

7.2.7. Qualität des Rheinwasser-Infiltrates

In den beiden untersuchten Wasserproben des Rheinwasserinfiltrates (Filter II) wurden abgesehen von vernachlässigbaren Spuren an Atrazin (rund 10-20 ng/l) und Anilin (1. Kamp.: 12 ng/l) keine erhöhten Schadstoffgehalte nachgewiesen. Auch beim Screenings konnten lediglich im Mikrogrammbereich zwei unbekannte Substanzen (1. Kamp.) bzw. ein Fettsäureamid (2. Kamp.) festgestellt werden.

praktisch keine erhöhten Schadstoffe nachgewiesen

7.3. Eluattest am Filterrohrmaterial

Bei den untiefen Bohrungen bis rund 30 m Tiefe wurde als Filterrohre überall PE-Rohre verwendet. Da aber PE-Rohre mit dem gewünschten Durchmesser bei den tieferen Bohrungen ab 30 m aus Stabilitätsgründen ungeeignet sind, wurde dort das als Filterrohrmaterial PVC-Rohre verwendet.

Zielsetzung

Zur Überprüfung einer allfälligen Kontamination durch PVC-Rohre bei der Entnahme der Grundwasserproben (z.B. durch Weichma-

cher), wurde die Eluierbarkeit und ein allfälliger Austrag von Schadstoffen des Rohrmaterials getestet.

Dazu wurde ein Eluattests an den gleichen wie in die Bohrungen eingebauten PVC-Filterrohrstücken durchgeführt. Insgesamt wurden 4 Rohtypen mit unterschiedlichen Durchmessern untersucht (35 mm, 50 mm, 120 mm, 145 mm).

Nach Durchführung des Eluattests gemäss TVA wurde das Eluat mittels Screening auf lösliche organische Stoffe untersucht.

Die Laborergebnisse zeigen übereinstimmend, dass im Eluat hauptsächlich langkettige organische Säuren (C₁₀–C₂₀) in Konzentrationen von rund 0.5 - 6.2 µg/l festgestellt wurden (organische Fettsäuren). Weiter wurden noch einzelne Phenole (ca. bis rund 1.5 µg/l), Phtalate (ca. 1.5 µg/l) und Squalene (ca. 1.4-2.1 µg/l) nachgewiesen. Einzelne dieser organischen Stoffgruppen wurden z.T. auch in ähnlich hoher Konzentration in den entnommenen Grundwasserproben festgestellt (z.B. 9-Octadecenic-Säure in F3.1). Entsprechend sind diese Substanzen höchstwahrscheinlich auf eine Kontamination zurückzuführen (vgl. Kap. 7.2.6).

Proben

Screening

Analysenergebnisse



7.4. Zusammenfassende Folgerungen

Aufgrund der oben beschriebenen Verhältnisse können die wesentlichen Analyseergebnisse insgesamt wie folgt zusammengefasst werden:

- Aufgrund der anorganischen Beschaffenheit des Grundwassers im Nahfeld der Deponie Feldreben ist eine Deponiebeeinflussung zu vermuten, welche sich im Wesentlichen durch erhöhte Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte im Grundwasser bemerkbar macht (vgl. dazu auch Isotopenmessungen, Kap. 9). Stellenweise sind auch erhöhte Ammonium- und Nitritgehalte festzustellen.
- Die hohen Nitratgehalte und die gemessenen Sauerstoffwerte deuten darauf hin, dass abgesehen von lokalen Ausnahmen überwiegend *aerobe* Verhältnisse im Deponiebereich vorliegen.
- Im nördlichen Deponiebereich findet eine Zu-/Vermischung mit Rheinwasserinfiltrat statt, so dass sich im jahreszeitlichen Verlauf z.T. unterschiedliche Belastungen des Grundwassers durch Nitrat bzw. Ammonium und Nitrit ergeben.

*anorganische
Deponiebeeinflussung*

*aerobe
Verhältnisse*

*Zu-/Vermischung
mit Rheinwasserinfiltrat*

- Die Schwermetallgehalte liegen meist unter 1 µg/l. Relevante Toleranz- oder Grenzwerte für Trinkwasser/Grundwasser werden nirgends auch nur annähernd erreicht. Die Gehalte für Antimon, Cadmium und Quecksilber liegen im ng/l-Bereich.
- Bezüglich der organischen Schadstoffbelastung lässt sich vor allem im nördlichen und westlichen Nahbereich der Deponie eine Belastung des Grundwassers mit chlorierten Lösungsmitteln (CLM) nachweisen, im wesentlichen hervorgerufen durch eine Per- und Trichlorethylen-Belastung. Das besonders problematische Vinylchlorid war nirgends nachweisbar (<0.1µg/l). Gestützt auf die Untersuchungsergebnisse ist ein direkter Zusammenhang mit der Deponie nicht erwiesen, jedoch zu vermuten (vgl. Kap. 11). Während bei einzelnen Bohrungen (z.B. F1, F3.2) bei beiden Kampagnen vergleichbare Konzentrationen nachgewiesen wurden, zeigen andere Stellen (z.B. Brunnen Florin, F2.1, F2.2) deutliche Unterschiede.
- Die gaschromatischen Screenings ergaben erstens eine qualitative Bestätigung der Einzelstoffanalytik und zeigten zweitens, dass weitere Organika, wenn überhaupt, nur im tiefen µg/l-Bereich oder darunter vorliegen. Als häufigste Gruppe wurden zyklische Ketone im µg-Bereich gefunden (z.B. Cyclohexanon¹⁷). Diese Stoffgruppen weisen auf eine Deponiebeeinflussung durch Abfälle der chemischen Industrie hin, eine eindeutige Interpretation ist aber schwierig, da u.E. noch eine Validierung der Screeningbefunde durch die Spezialisten vorgenommen werden sollte.

Schwermetallgehalte

Belastung des Grundwassers mit chlorierten Lösungsmitteln (CLM)

Hinweise auf Sickerwässer aus chemischen Abfällen erfordert eine Validierung der Daten durch Spezialisten



8. Bodenanalysen und Luftmessungen

8.1. Chemische Analysen des Oberbodens

Im Aspekt einer umfassenden Untersuchung wurde auch das Schutzgut Boden untersucht. Im vorliegenden Fall beschränkt sich die vorhandene Bodenfläche auf eine relativ kleine Fläche von rund 500 m² (vgl. Beilage A6), was rund 1 % der gesamten Deponieoberfläche entspricht (restliche Fläche überbaut oder asphaltiert).

¹⁷ Lösemittel in der Farben- und Lackherstellung; Zwischenprodukt bei der Nylonherstellung und der Produktion von Ketonharzen.



8.1.1. Sondierungen und Probenahme

Die Beprobung des Oberbodens erfolgte nach VBBo¹⁸. Dazu wurden am 18.03.2004 auf einer Fläche von jeweils ca. 10x10 m 16 Handeinstiche bis in eine Tiefe von 0.2 m u.T. durchgeführt und zwei Bodenproben entnommen (Lage vgl. Beilage A6).

2 Bodenproben
nach VBBo

8.1.2. Aufbau des Untergrundes

Unter der Grasnarbe liegt bis in eine Tiefe von 0.20 m u.T eine tonig-siltige bis sandige Humusschicht vor, welche meist stark durchwurzelt ist. Es handelt sich um den eigentlichen Oberboden.

Humusschicht

8.1.3. Ergebnisse der chemischen Untersuchungen

Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des Oberbodens wurden beide entnommen Proben gemäss dem Untersuchungsprogramm im Pflichtenheft [5] chemisch analysiert. Die vollständigen Analyseergebnisse sind in Tabelle 8-1 zusammengefasst.

Tiefe	cm u.T	0-20	
		Schwankungsbereich	Mittelwert
Cadmium	mg/kg	<0.3	<0.3
Kupfer	mg/kg	17-21	19.00
Nickel	mg/kg	20-21	20.50
Blei	mg/kg	28-44	36.00
Zink	mg/kg	60-73	66.50
Quecksilber	mg/kg	0.12-0.73	0.43
TOC	%	1.6-2.5	2.05
KW ges	mg/kg	40-41	40.50
Σ PAK	mg/kg	1.2-1.3	1.25

Tabelle 8-1:
Untersuchungsergebnisse Boden

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass nur in einer der beiden Proben der Quecksilber-Gehalt leicht erhöht ist (bis maximal 0.73 mg/kg). Die Gehalte aller übrigen untersuchten Schwermetalle sind gering und liegen im Bereich der geogenen Hintergrundbelastung.

Schwermetalle

Bezüglich der organischen Schadstoffe wurden leicht erhöhte Gehalte von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (bis 1.3 mg/kg PAK) und von Kohlenwasserstoffen >C₁₀ (bis 0.41 mg/kg KW gesamt) festgestellt. Es handelt sich dabei insgesamt um eine vergleichsweise geringe Schadstoffbelastung (Prüfwerte gemäss VBBo nicht überschritten).

Organische Schadstoffe

¹⁸ Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1.7.1998 (Stand 28.3.2000)

8.2. Luftmessungen

8.2.1. Probenahme

Im Gebiet Feldreben wurden zur Beurteilung der Belastungssituation innerhalb des Deponieperimeters an fünf Stellen Proben der Raum- und Bodenluft entnommen (2 separate Kampagnen an denselben Messstellen). Die Raumluft-Proben wurden dabei ausschliesslich in Kellerräumen entnommen und die Bodenluft-Proben in der Nähe davon als Referenzproben.

5 Messstellen



In Tabelle 8-2 sind die Probenahmestellen aufgelistet, die genauen Probenahmestellen können aus Beilage A7 entnommen werden.

Probenahmestelle	Bez.	Probe	Sondiertiefe (m.u.T)
NE-Ecke der Deponie	BL 1	Bodenluft	5.0
	RL 1	Raumluft	-
SE-Ecke der Deponie	BL 2	Bodenluft	5.0
	RL 2	Raumluft	-
nördlicher Randbereich der Deponie	BL 3	Bodenluft	5.0
	RL 3	Raumluft	-
	BL 4	Bodenluft	5.0
	RL 4	Raumluft	-
westlicher Randbereich der Deponie	BL 5	Bodenluft	5.0
	RL 5	Raumluft	-
südlicher Randbereich der Deponie	BL 6	Bodenluft	5.0
	RL 6	Raumluft	-

Tabelle 8-2: Probenahmestellen Luftmessungen

Die Messungen bzw. Probenahmen wurden am 13.05. und 17.06.2004 bei trockenem Wetter durchgeführt. Luftdruck und Temperatur betragen 986 mbar und 14°C (13.05.04) bzw. 992 mbar und 24°C (17.06.04).

Probenahme

Wie im Pflichtenheft vorgegeben wurden jeweils die Hauptparameter (CH₄, CO₂, O₂) vor Ort bestimmt. Zusätzlich wurde in einem ersten Schritt mit PID-Analysen¹⁹ überprüft, ob mit leichtflüchtigen organischen Substanzen zu rechnen ist. Aufgrund einzelner erhöhter PID-Werte wurden bei der 2. Kampagne noch zusätzliche Bodenluftproben entnommen

Messprogramm

¹⁹ PID: Übersichtsanalyse leichtflüchtiger organischer Parameter mit Photo-Ionisationsdetektor.

8.2.2. Untersuchungsergebnisse

Raumluft

Die wichtigsten Messergebnisse sind in Tabelle 8-3 zusammengefasst (Detaillierte Laborresultate in Beilage B2).

In keiner der durchgeführten Messungen wurden deponietypische Gase (CH₄ und CO₂) nachgewiesen und der Sauerstoffgehalt entspricht natürlichen und unbeeinflussten Verhältnissen. Weiter zeigte die PID-Analyse keine Hinweise auf das Vorhandensein von leichtflüchtigen organische Kohlenwasserstoffen (vgl. Tabelle 8-3).

CO₂, CH₄, O₂, PID



	Parameter	Deponiebereich	NE-Ecke	SE-Ecke	N-Rand		W-Rand	S-Rand
		Probe	RL 1	RL 2	RL 3	RL 4	RL 5	RL 6
1. Messung 13.05.04	CH ₄	Vol. %	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	CO ₂	Vol. %	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	O ₂	Vol. %	21	21	21	21	20.9	21
	PID	ppm	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
2. Messung 17.06.04	CH ₄	Vol. %	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	CO ₂	Vol. %	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	O ₂	Vol. %	20.9	20.9	20.9	20.9	20.9	20.9
	PID	ppm	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

Tabelle 8-3: Untersuchungsergebnisse Raumluftmessungen

Bodenluft

Die wichtigsten Messergebnisse sind in Tabelle 8-4 zusammengefasst (Detaillierte Laborresultate in Beilage B2).

Im Gegensatz zur Raumluft wurden in der Bodenluft Deponie-spezifische Gase in z.T. leicht erhöhten Konzentrationen gemessen (CH₄ bis 0.1 Vol.% und CO₂ bis 1.6 Vol.%). Der Sauerstoffgehalt betrug 20.9–21 Vol.% was praktisch natürlichen Verhältnissen entspricht (vgl. Tabelle 8-4).

CO₂, CH₄, O₂

In den drei Proben BL3, BL4 und BL5 wurde leicht erhöhte PID-Werte bis zu 8.8 ppm gemessen, so dass diese drei Proben zusätzlich noch auf leichtflüchtige organische Kohlenwasserstoffe untersucht wurden.

PID

In der untersuchten Bodenluftproben lagen z.T. geringe Konzentrationen von chlorierten Fluorkohlenwasserstoffen (FCKW, Dichlordifluormethan und Trichlorfluormethan) bis max. rund 0.9 mg/m³ und chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) bis max. rund 10 mg/m³ vor. Die höchsten Gehalte wurden dabei für Trichlorethen (rund 9.5 mg/m³ TRI) und Tetrachlorethen (bis 10 mg/m³ PER) nachgewiesen. Insgesamt liegen aber alle ermittelten Konzentration weit unter den massgebenden Konzentrationswerten der AltIV.

FCKW, CKW



	Ort	Probe	NE-Ecke	SE-Ecke	N-Rand		W-Rand	S-Rand
			BL 1	BL 2	BL 3	BL 4	BL 5	BL 6
	Sondiertiefe	m.u.T	5	5	5	5	5	5
1. Messung 13.05.04	CH4	Vol. %	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	CO2	Vol. %	0.3	0.3	1.3	0.3	0.4	1
	O2	Vol. %	20.8	20.8	20.2	20.9	20.9	20.4
	PID	ppm	<0.1	<0.1	<0.1 (Startwert: 0,4)	0.6	0.3	<0.1
2. Messung 17.06.04	CH4	Vol. %	<0.1	<0.1	0,1 (0)	<0.1	0.1	<0.1
	CO2	Vol. %	0.5	0.4	1.6	0.6	1.5	0.5
	O2	Vol. %	20.7	20.7	19.7	20.2	17.8	20.4
	PID	ppm	<0.1	<0.1	0.2	8.8	0.6	<0.1
	Dichlordifluormethan	mg/m ³			0.014	0.013	0.015	
	Trichlorfluormethan	mg/m ³			0.084	0.083	0.425	
	Summe FCKW	mg/m³			0.098	0.096	0.44	
	Chloroform	mg/m ³			0.002	0.172	0.011	
	Tetrachormethan	mg/m ³			<0.001	0.005	<0.001	
	1,1-Dichlorethen	mg/m ³			<0.02	0.02	<0.02	
	1,2-cis-Dichlorethen	mg/m ³			<0.05	4.36	<0.05	
	1,2-trans-Dichlorethen	mg/m ³			<0.05	0.17	<0.05	
	Trichlorethen (TRI)	mg/m ³			0.065	9.44	1.17	
	Tetrachlorethen (PER)	mg/m ³			0.64	10	0.79	
Summe CKW	mg/m³			0.707	24	1.97		

Tabelle 8-4: Untersuchungsergebnisse Bodenluftmessungen
(Leeres Feld: nicht analysiert)

8.2.3. Zusammenfassende Folgerungen

Im Oberboden wurden nur geringe Gehalte von einzelnen Schwermetallen und organischen Schadstoffen festgestellt. Oberboden

Die Untersuchungsergebnisse der Raumlufmessungen zeigen, dass in den untersuchten Kellerräumen keine Beeinträchtigung der Raumluf durch Deponiegase zu erwarten ist. Raumluf

Im Bodengas wurden teilweise geringe Gehalte von FCKW und CKW festgestellt. Gestützt auf die durchgeführten Untersuchungen beschränken sich diese Belastungen auf den nordwestlichen Deponiebereich (BL3, BL4, BL5). Im südöstlichen Bereich wurden hingegen keine erhöhten Konzentrationen von leichtflüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen gemessen (BL1, BL2, BL6). Damit decken sich die Stellen mit CKW in der Bodenluft in etwas mit denjenigen Stellen, wo ebenfalls im Grundwasser CKW festgestellt wurden. Bodenluft

9. Isotopenmessungen

9.1. Einleitung

Isotopenuntersuchungen stellen in Ergänzung zu den chemischen Analysen ein hervorragendes hydrogeologisches Werkzeug dar. Ausschlaggebend dafür ist vor allem die geringe Reaktivität der meisten Isotope, was eine Verwendung als natürlicher Tracer erlaubt. Generell werden stabile und instabile Isotope unterschieden.

Ergänzung zu den chemischen Analysen

Das Grundprinzip der stabilen Isotopengeochemie beruht darauf, dass in der Natur eine Fraktionierung zwischen schweren und leichten Isotopen aufgrund physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse stattfindet. Eine solche Isotopenfraktionierung beruht im wesentlichen auf Massen- und Energieunterschiede der verschiedenen Isotope. Mit Hilfe der Isotopenmessungen können daher Rückschlüsse über die beteiligten Entstehungsprozesse bzw. der gelösten Inhaltsstoffe gewonnen werden. Mit Hilfe der instabilen, d.h. radioaktiven Isotope können Altersabschätzungen und/oder Mischungen erkannt werden.

Grundprinzip

Bei den stabilen Isotopen wird als Messgröße das Verhältnis des nachzuweisenden Isotops zum häufigsten Isotop mit einem international festgelegten Standardverhältnis verglichen, die Resultate werden daher üblicherweise dimensionslos in ‰ angegeben (je negativer der Wert, desto kleiner ist der Anteil des schwereren Isotops). Bei den instabilen Isotopen wird als Messwert die Aktivität des radioaktiven Zerfalls angegeben.

Messgrößen der Resultate

9.2. Probenahme

Im Hinblick auf eine umfassende Beurteilung der chemischen Analysenresultate (Herkunft von Schadstoffen) sowie als Ergänzung zur Interpretation der komplexen Grundwasserverhältnisse wurden an ausgewählten Grundwasserproben der 2. Probenahmekampagne (vgl. Kap. 7.1) verschiedene Isotopenmessungen durchgeführt (vgl. Tab. Tabelle 9-1).

ausgewählte Grundwasserproben





Isotopenbestimmung	Anzahl	Feldreben	Margelacker	Rothausstrasse	Rheinfiltrat
stabile Wasserisotope (δD , $\delta^{18}O$)	22	16	2	3	1
Tritium	9	6	1	1	1
$\delta^{15}N$, $\delta^{18}O$ Nitrat	10	5	2	2	1
$\delta^{13}C$ DIC	11	5	3	2	1
$\delta^{13}C$ CKW	3	3	-	-	-

Tabelle 9-1: Isotopenmessungen (alle 3 Deponien)

Die Probenahme erfolgte anlässlich der Entnahme der Grundwasserproben für die chemischen Analysen durch die SJ Geotech AG, Wolfwil. Die Isotopenbestimmungen wurden von der Hydroisotop GmbH in Schweitenkirchen/D ausgeführt.

Probenehmer und Labor

Die Untersuchungsergebnisse der Isotopenbestimmungen werden im Folgenden nicht für jede Deponie einzeln beschrieben, sondern zusammenfassend erläutert, da aus den Ergebnissen oft "deponieübergreifende" Aussagen zu den vorherrschenden hydrogeologischen Verhältnisse abgeleitet werden können, welche den ganzen Betrachtungsperimeter betreffen. Zum besseren Verständnis der Dateninterpretation ist es ausserdem z.T. notwendig, dass alle Resultate herangezogen werden.

zusammenfassende Beschreibung für alle 3 Deponien

9.3. Resultate

Die vollständigen Untersuchungsergebnisse sind im Beilage A5c enthalten. Die Ergebnisse werden nachfolgend Anhand verschiedener Diagramme veranschaulicht und näher erläutert. Die Datenpunkte sind dabei für jede der drei Deponien speziell gekennzeichnet.

Grafische Darstellung der Untersuchungsergebnisse

9.3.1. Stabile Wasserisotope

Mit Hilfe der stabilen Wasserisotope lassen sich im vorliegenden Fall folgende hydrogeologische Gegebenheiten erkennen:

Alle Datenpunkte liegen in der Figur 9-2 auf der sog. "Meteoric Water line" (MWL) und bestätigen damit, dass das Grundwasser dem aktuellen natürlichen Wasserkreislauf angeschlossen ist (keine Paläo-Wässer oder Wasser-Gesteins-Interaktionen).

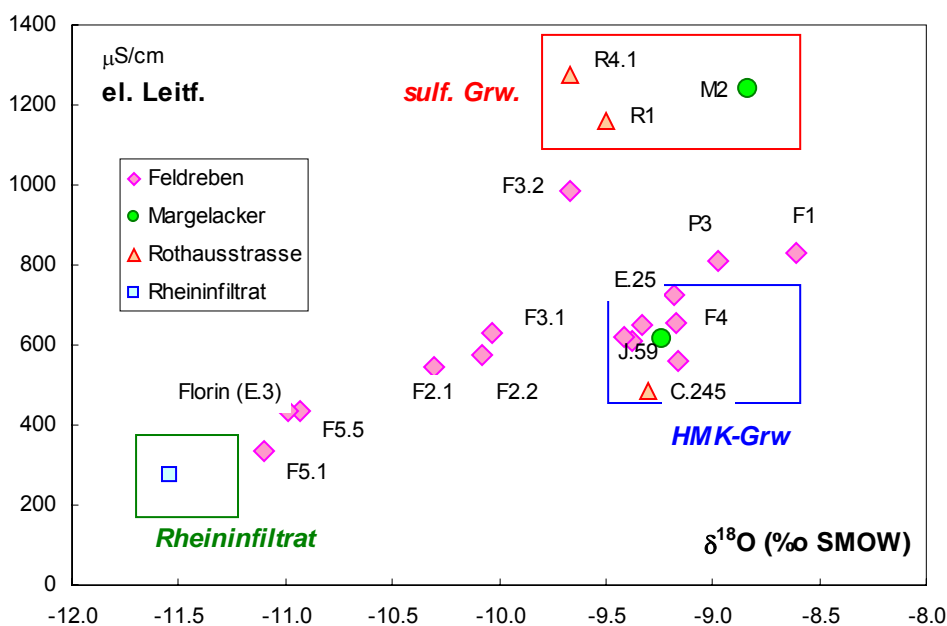
"junge" Wasser

Es lassen sich die drei verschiedenen Wassertypen, die in Kap. 7 bereits bezüglich ihrer chemischen Beschaffenheit charakterisiert wurden, als Endglieder von Mischungsreihen verifizieren (Figur 9-1). Hervorgerufen durch ein höherliegendes Einzugsgebiet ist

Mischungsendglieder



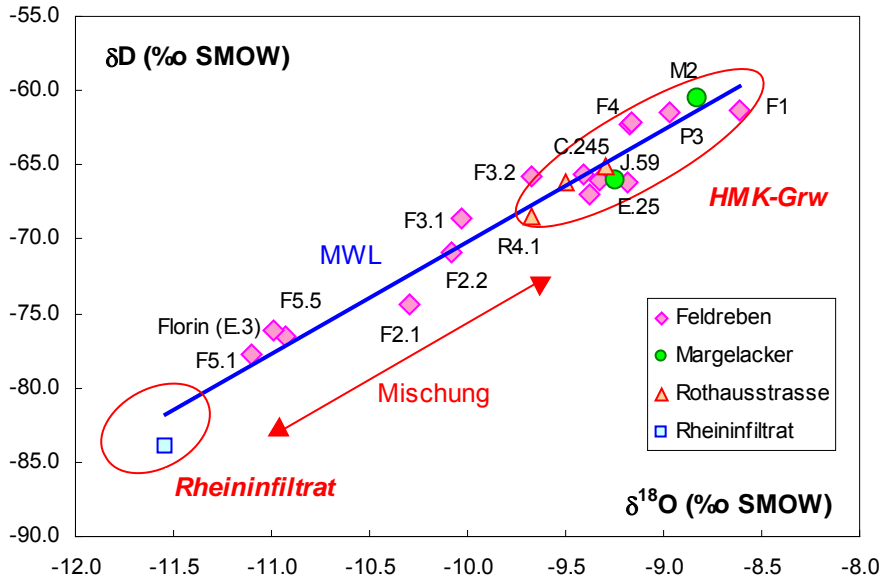
das Rheinwasserinfiltrat ($\delta^{18}\text{O}$ -Werte: ca. -11.5 ‰) naturgemäss isotopisch leichter als das HMK-Grundwasser ($\delta^{18}\text{O}$ -Werte: -9.5 bis -8.5 ‰ SMOW). Sulfathaltiges Grundwasser wiederum hat ungefähr die gleiche isotopische Zusammensetzung wie das HMK-Grundwasser (dafür mit el. Leitf. > 1'000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Daten zeigen in Übereinstimmung mit dem Markierversuch (vgl. Kap. 10), dass im Gebiet südlich der Deponie Feldreben (F1, 21.P.3) praktisch keine Zumischung von Rheinfiltrat zu erkennen ist.



Figur 9-1: Unterscheidung der Wassertypen ($\delta^{18}\text{O}$ vs el.Leitf.)

Aus beiden Grafiken kann der Einfluss der Grundwasseranreicherung mit Rheinwasserinfiltrat sowohl örtlich eingegrenzt als auch halbquantitativ abgeschätzt werden. Im Brunnen Florin sowie bei der nahe gelegenen Bohrung F5 ist der Anteil an Rheinwasserinfiltrat sehr hoch (ca. 70-80%), Selbst an den beiden seitlichen Nordenden der Deponie (F2 und F3) sind noch relativ hohe Anteile (rund 25-50%) im Grundwasser enthalten. Bei den Bohrungen mit Wasserproben aus verschiedenen Tiefen ist zudem ersichtlich, dass mit zunehmender Tiefe die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte tendenziell abnehmen (insb. F5.1/F5.5, F2.1/F2.2), was einerseits bestätigt, dass die Durchmischung von Rheinwasserinfiltrat den ganzen Grundwasserleiter bis auf den Stauer erfasst, und andererseits eine verzögerte Tiefendurchmischung vermuten lässt.

Grundwasseranreicherung mit Rheinwasserinfiltrat



Figur 9-2: stabile Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}$ vs δD)

Desweiteren lässt sich erkennen, dass das obere Grundwasserstockwerk (F3.2) im NE-Deponiebereich nur noch geringe Anteile an Rheinwasserinfiltrat enthält (was in Einklang mit dem Markierversuch steht), und dafür zunehmend mit sulfathaltigem Grundwasser vermischt wird.

oberes Grundwasserstockwerk

9.3.2. Tritium

Mit Hilfe der Tritiummessungen kann die mittlere Verweilzeit (Alter) des Grundwassers abgeschätzt werden. Tritium wird in der Atmosphäre auf natürliche Weise laufend neu gebildet. Durch Atombombentests in den 50er und 60er Jahren stieg die Tritiumkonzentration stark an («Bombenpeak»). Seither sind die Konzentrationen als Folge des radioaktiven Zerfalls wieder in den Bereich der natürlichen Produktion gesunken. Die aktuellen Tritiumgehalte liegen in der Größenordnung von rund 10–15 TU.

Grundprinzip

Wasser mit einem höheren Tritiumgehalt weist dementsprechend eine höhere mittlere Verweilzeit (Alter) im Untergrund auf. Allerdings können aus einer einzigen Messkampagne aufgrund der schwankenden Tritium-Inputbedingungen und mangels Vergleichsmessungen keine genauen Altersangaben gewonnen werden. Immerhin erlauben die durchgeführten Messungen relative Vergleiche und eine grössenordnungsmässige Altersangabe.

Bestimmung der mittleren Verweilzeit (Alter)

Sieben der neun untersuchten Wasserproben weisen einen "normalen" Tritiumgehalt von rund 14–18 TU auf. Die Werte liegen also im gleichen Wertebereich wie die aktuellen Niederschlagswerte, so dass für diese Proben ein relativ «junges» Alter, bzw. eine

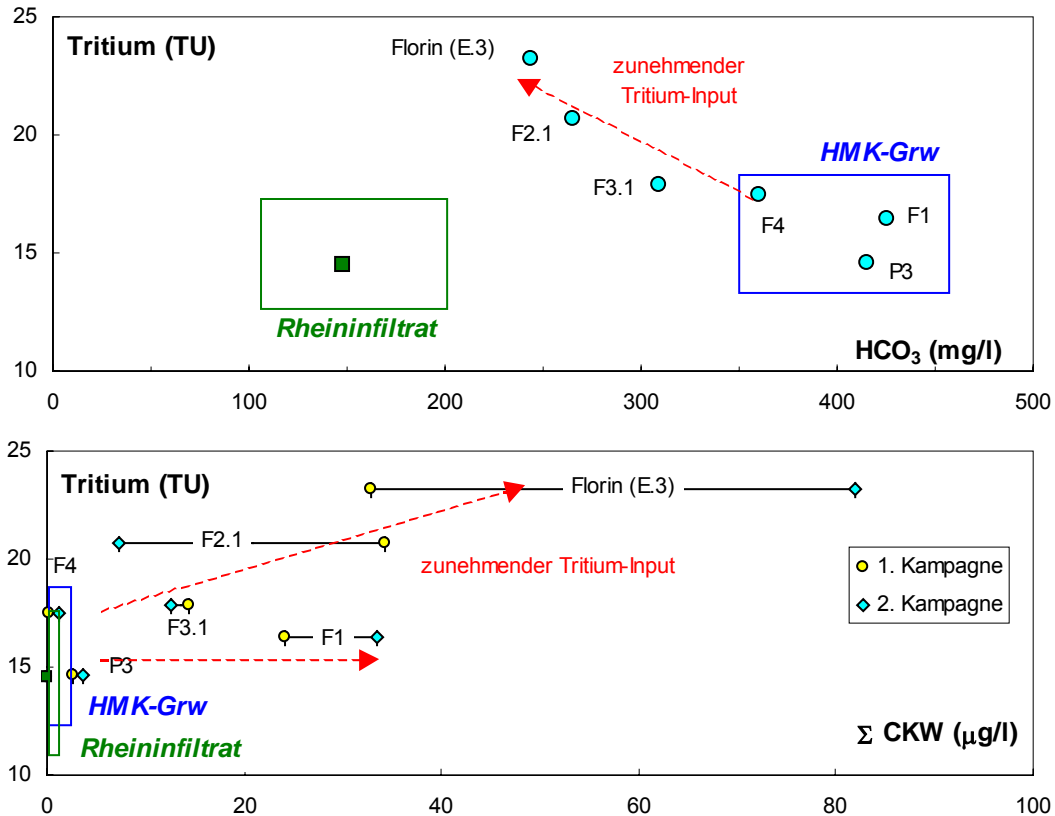
«junges» Alter



kleine mittlere Verweilzeit angenommen werden kann (einige Wochen bis höchstens wenige Jahre). Die Messresultate stehen im Einklang mit den stabilen Wasserisotopen, welche grundsätzlich auch eine Grundwasserneubildung mit «jungem» Wasser aus Niederschlag und unterirdischen Hangwasserzuflüssen anzeigen.

Demgegenüber weisen die beiden Grundwasserproben aus der Bohrung F2.1 sowie aus dem Brunnen Florin deutlich höhere Tritiumgehalte von über 20 TU auf (vgl. Figur 9-3), welcher signifikant über den aktuellen Werten liegen. Dies ist aber angesichts des hohen Anteils an Rheinwasserinfiltrat, welche einen niedrigen Tritiumgehalt von rund 15 TU aufweist, nicht auf eine höhere Verweilzeit zurückzuführen. Vielmehr ist ein zusätzlicher Input aus einer "Tritiumquelle" anzunehmen.

Tritium-Input ins Grundwasser



Figur 9-3: Tritiumgehalte

Wie aus der Figur 9-3 schön hervorgeht, lässt sich mit Hilfe der Tritiummessungen und dem Hydrogenkarbonatgehalt ebenfalls eine Mischungsreihe zwischen HMK-Grundwasser und Brunnen Florin ableiten. Mit abnehmender Mineralisation wird der Tritiumgehalt grösser, d.h. Tritium strömt im Grundwasser angetrieben



durch den Pumpbetrieb in Richtung zum Brunnen Florin. Da aber das Tritium weder aus dem Rheinwasserinfiltrat noch dem HMK-Grundwasser stammen kann, muss dafür am ehesten eine Zumischung von tritiumhaltigen Grundwasser in Betracht gezogen werden. Da praktisch alle Messstellen mit erhöhten CKW-Gehalten gleichzeitig auch signifikant höhere Tritiumgehalte als das HMK-Grundwasser aufweisen (vgl. untere Grafik, Figur 9-3), liegt die Vermutung nahe, dass es sich um Deponiesickerwasser handelt²¹. Grundsätzlich können aber auch noch andere Ursachen, z.B. nahegelegene SBB-Deponien oder Gewerbebetriebe in Frage kommen (vgl. Diskussion in Kap. 11).

9.3.3. Stickstoff- und Sauerstoffisotopen am Nitrat

Zur Bestimmung der Nitratherkunft wurden an ausgewählten Wasserproben Stickstoff-15 und Sauerstoff-18 Messungen durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse sind im $\delta^{18}\text{O}/\delta^{15}\text{N}$ -Diagramm in Figur 9-4 grafisch dargestellt. Ebenfalls in das Diagramm eingetragen sind die typischen Wertebereiche der in Frage kommenden Nitratquellen. Mineralische Nitratdünger (Kunstdünger) zeichnen sich generell durch niedrige $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aus, während sowohl organische Hofdünger als auch stickstoffhaltige Deponiesickerwässer normalerweise hohe $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aufweisen.

in Frage kommende Nitratquellen

Aus dem Diagramm kann nun abgeleitet werden, dass das Nitrat im Grundwassergebiet von Muttenz (insbesondere im Gebiet Feldreben und Margelacker) durch eine Mischung von Kunstdüngern einerseits und Hofdünger und/oder stickstoffhaltigen Sickerwässern andererseits entstanden ist. Wie hoch der Anteil an Deponiesickerwasser ist, kann allerdings daraus nicht direkt abgeleitet werden. Unter der Annahme einer „landwirtschaftlich verursachten“ Grundbelastung von max. rund 30-35 mg/l trägt ein allfälliger Sickerwasseranteil bei den untersuchten Wasserproben aber nur untergeordnet dazu bei.

Nitrat aus Mischung von Kunst-, Hofdünger und stickstoffhaltigen Deponiesickerwässern

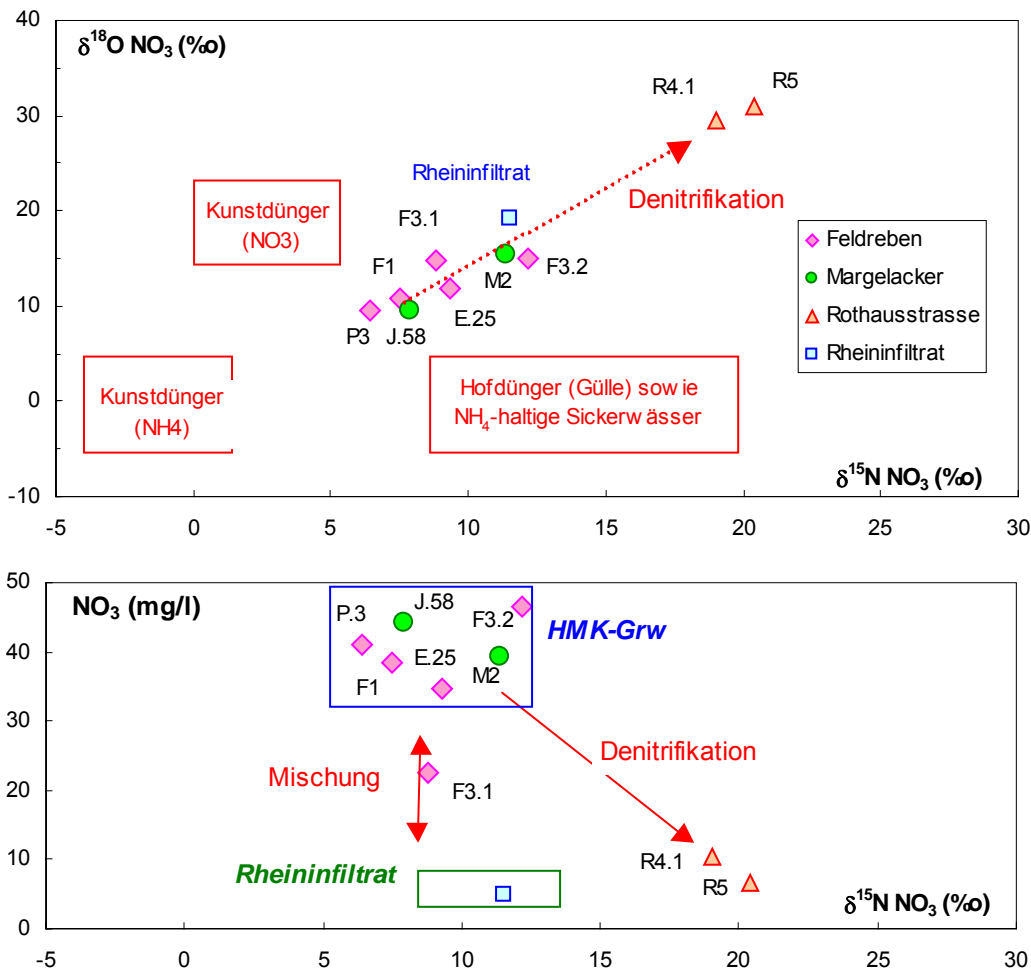
Desweiteren zeigen die Daten einen typischen Trend zur Denitrifikation (vgl. Figur 9-4), was belegt, dass im Untergrund mikrobielle Prozesse ablaufen, die zu einem Nitratabbau führen. Insbesondere ist das östliche Grundwassergebiet nahe der Deponie Rothaus-

mikrobielle Prozesse (Denitrifikation)

²¹ Tritiumaustritte aus Deponien sind auch aus anderen Fällen bekannt (vgl. z.B. BUWAL-Schrift: Methoden zur Voruntersuchung belasteter Standorte, 2000 [mit Fallbeispiel einer Bauschutt/Kehrichtdeponie in Härkingen/SO]). Aufgrund des hohen Rheinfiltratanteils, welcher zu einer Verdünnung führt, ist auch eine Interpretation als „älteres Sickerwasser“ mit entsprechenden grösseren Tritiumwerten weitgehend ausgeschlossen, da sich sonst ein unrealistisch hohes Alter des Sickerwassers von mehr als 20-30 Jahren ergeben würde.



strasse davon betroffen, und zwar sowohl das Lockergesteins- als auch das HMK-Grundwasser (R5 resp. R4.1). Dementsprechend lassen sich dort die niedrigen Nitratgehalte plausibel durch einen Nitratabbau erklären. Demgegenüber sind die niedrigen Nitratgehalte in der Bohrung F3.1 (HMK-Grundwasser) durch Verdünnung mit nitratarmem Rheinfiltrat zu erklären (vgl. untere Grafik in Figur 9-4).



Figur 9-4: Stickstoff-15 / Sauerstoff-18 im Nitrat

9.3.4. Kohlenstoff-Isotope

Gelöster anorganischer Kohlenstoff ($\delta^{13}\text{C}$ DIC)

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmungen am gelösten anorganischen Kohlenstoff (DIC²²) erlauben ebenfalls eine Abschätzung über das Ausmass von biologischen Abbauprozessen im Grundwasser. Die ermittelten Messwerte sind in Figur 9-5 grafisch dargestellt und können wie folgt interpretiert werden:

Abschätzung von biologischen Abbauprozessen

In der Figur 9-5 ist der Wertebereich von calcitgesättigtem Grundwasser eingezeichnet, welches von Abbauprozessen *unbeeinflusst* ist (blau gestrichelter Bereich). Der überwiegende Anteil der Messdaten liegt ausserhalb dieses Bereiches, und zwar einer Trendlinie folgend, welche mit zunehmendem Hydrogenkarbonatgehalt zu isotopisch leichteren (negativeren) $\delta^{13}\text{C}$ -Werten führt. Eine solche Isotopenfraktionierung lässt sich eigentlich nur plausibel durch eine Methanoxidation erklären, indem das aus dem Zerfall von organischem Deponiematerial produzierte CH_4 (mit $\delta^{13}\text{C}$ -Werten von ca. -60 bis -80 ‰) im ungesättigten (sauerstoffhaltigen) Bereich zu CO_2 oxidiert wird. Der Einfluss von solchen (mit isotopisch leichtem) CO_2 -angereicherten Sickerwässern bewirkt schliesslich im Abströmbereich eine zusätzliche Karbonatlösung im Grundwasser und führt damit dort zu höheren Hydrogenkarbonatgehalten (mit $\delta^{13}\text{C}$ -Werten zwischen -15 bis -20 ‰, vgl. auch Kap. 7.2.2). Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte sind also als Indiz dafür zu werten, dass mikrobiologische Abbauprozesse bereits im unmittelbaren Abströmbereich im Grundwasser unter *aeroben* Verhältnissen ablaufen (unter rein *anaeroben* Verhältnissen würde normalerweise eine Isotopenfraktionierung zu schwereren [weniger negativen] Werten stattfinden).

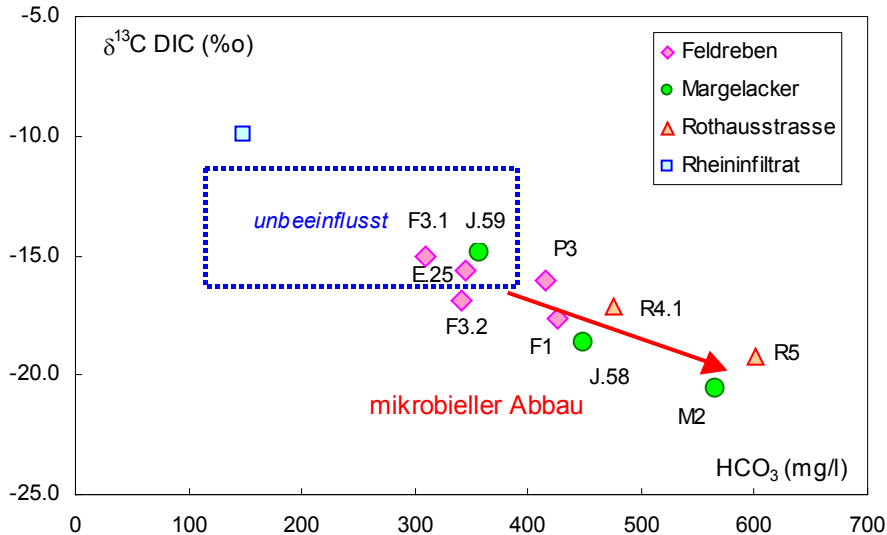
mikrobiologische Abbauprozesse unter aeroben Verhältnissen

Diese Abbauprozesse sind vor allem bei den beiden Deponien Margelacker (M2, 21.J.58) und Rothausstrasse wirksam. Bei der Deponie Rothausstrasse ist sowohl das obere als auch das tiefere Grundwasserstockwerk davon betroffen (R5 resp. R4.1). Bei diesen Proben ist zudem auch der DOC-Gehalt mit rund 1.5 - 4.0 mg/l leicht erhöht (vgl. Kap. 7), was ebenfalls auf biologische Abbauprozesse hindeutet.

Deponien Rothausstrasse und Margelacker

²² DIC: dissolved inorganic carbon. Im neutralen pH-Bereich entspricht dies nahezu dem Hydrogenkarbonatgehalt.





Figur 9-5: Kohlenstoff-13 vs Hydrogenkarbonat

Hingegen ist das Ausmass solcher Prozesse bei der Deponie Feldreben deutlich geringer, wobei sich bei den beiden Grundwasserproben südlich der Deponie (21.P.3, F1) im Vergleich zu den übrigen Proben (F3, 21-E.25) tendenziell eine etwas grössere Beeinflussung durch Abbauprozesse erkennen lässt.

Deponie Feldreben

Insgesamt lassen die durchgeführten $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen vermuten, dass *anaerobe* Abbauprozesse nur von untergeordneter Bedeutung sind (vor allem bei den beiden Deponien Margelacker und Feldreben), und sich die Deponien bezüglich Zerfall von organischen Stoffen grundsätzlich wieder in einem weitgehend *aeroben* Stadium befinden. Bei der Deponie Rothausstrasse hingegen weisen die Isotopenmessungen am Nitrat zusätzlich darauf hin, dass gleichzeitig auch noch anaerobe Prozesse in nennenswertem Ausmass stattfinden²³.

Deponien befinden sich in fortgeschrittenem Stadium

²³ Grundsätzlich ist überall ein fortgeschrittenes Stadium einer typischen Deponieentwicklung von organischem Material anzunehmen, welche normalerweise über eine aerobe Anfangsphase (O_2 -Verbrauch), anaerobe Säuregärung (CO_2 -Produktion) und anschliessender anaerober Methangärung (CH_4 -Produktion) verläuft. Dies bedeutet insbesondere für die Deponien Feldreben und Margelacker, dass dort die anaerobe Methangärung fast vollständig abgeschlossen sein dürfte (Dies wird auch durch die Gasmessungen bestätigt, vgl. Kap. 8.2). Demgegenüber dürfte sich die Deponie Rothausstrasse noch weitgehend in der anaeroben Methanphase befinden.

Per- und Trichlorethylen ($\delta^{13}\text{C}$ CKW)

Mit der Bestimmung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte an chlorierten Lösungsmitteln (Per- und Trichlorethylen) an drei ausgewählten Proben (F2.2, F3.2, F5P1) wurde das Ziel verfolgt, zusätzliche Hinweise auf die Ursachen oder Herkunft der CKW- Belastung des Grundwassers zu erhalten. Aus dem Vergleich der CKW-Isotopensignaturen kann abgeleitet werden, ob eine oder mehrere Eintragsquellen vorhanden sind. Ausserdem lässt sich der Grad des biologischen Abbaus bzw. die Herkunft des TRI abschätzen und feststellen, ob dieses aus dem Abbau von PER entstanden ist, oder ob ein separater Eintrag stattgefunden hat.

CKW- Belastung
des Grundwassers



Die Isotopenmessungen sind in der Figur 9-6 grafisch dargestellt. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des Perchlorethylen aller drei Proben sind sehr ähnlich (rund -24 ‰) und zeigen, dass es sich dabei trotz relativ weit entfernter Lage der Probenahmestellen mit grosser Wahrscheinlichkeit um ein und dieselbe PER-Schadensquelle (Schadenherd) handelt. Die gemessenen $\delta^{13}\text{C}$ -Werte sind typisch für Perchlorethylen, welches nach dem 2. Weltkrieg aus höheren KW hergestellt wurde²⁴, und zeigen zudem durch eine Isotopenfraktionierung hin zu einem leicht schwereren Isotopenverhältnis, dass bereits ein leichter CKW-Abbau stattgefunden hat.

Perchlorethylen

Aufgrund der geringen Trichlorethylen-Konzentrationen konnte nur an einer Probe der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert bestimmt werden (F5P5). Dieser unterscheidet sich deutlich vom $\delta^{13}\text{C}$ -Wert des Perchlorethylen, indem er um rund 15 ‰ angereichert (schwerer) ist. Da bei einem CKW-Abbau (PER) das entstehende Abbauprodukt (Trichlorethylen) i.d.R. isotopisch leichter (negativer) als die Primärschadenssubstanz ist, kann eine Herkunft des TRI im Grundwasser als Abbauprodukt des PER ausgeschlossen werden. Vielmehr muss für das TRI eine andere Quelle (Primärschadenssubstanz) als für das PER in Betracht gezogen werden. Vermutlich handelt es sich um ein weitgehend abgebautes (Rest-) TRI, welches durch den Abbau isotopisch angereichert wurde. Dies steht im Einklang mit den durchwegs geringeren, rund 2-20 x kleineren TRI-Konzentration bei praktisch allen Entnahmestellen mit einer CKW-Belastungen.

Trichlorethylen

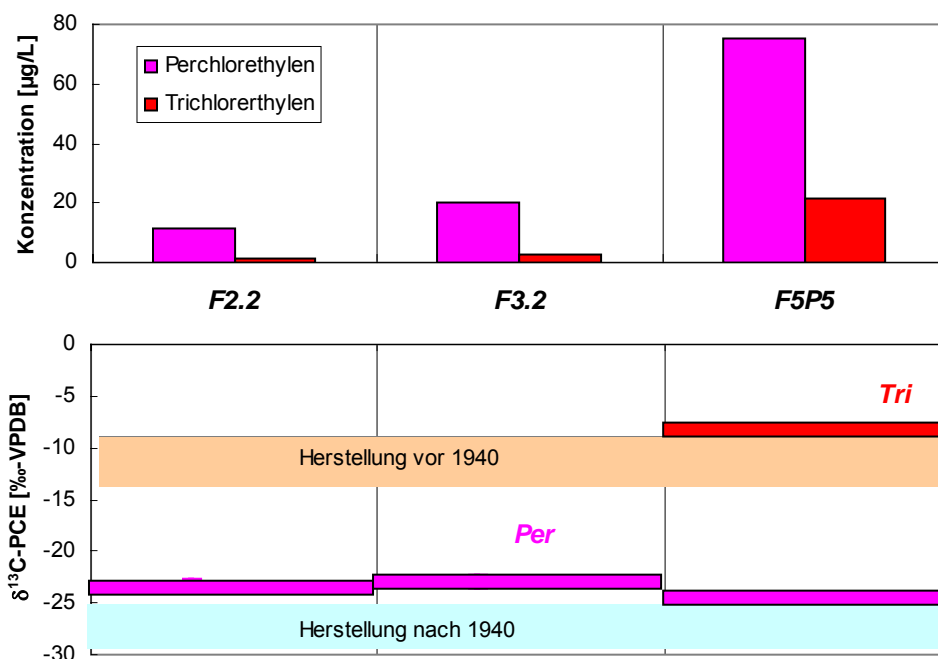
Da PER- und TRI praktisch immer zusammen im Grundwasser nachgewiesen werden, ist insgesamt also nur *ein* Schadenereignis oder -herd zu vermuten, welcher sowohl PER als auch TRI als separate Primärschadenssubstanz beinhaltet. Dabei dürfte im Gegensatz

gemeinsamer
Schadenherd mit
PER und TRI ver-
mutet

²⁴ Vor dem 2. Weltkrieg wurden CKW im Carbid-Verfahren hergestellt, wodurch die Isotopensignatur aufgrund des unterschiedlichen Herstellungsverfahrens im Vergleich zu heutigen handelsüblichen CKW's deutlich schwerer war (vgl. Fig. 9—6).



zum PER der Abbau von TRI bereits weit fortgeschritten sein. Aufgrund dieser Vermutung und aufgrund der Schadstoffverteilung im HMK-Grundwasser (vgl. Beilage A5c) liegt ein direkter Zusammenhang mit der Deponie Feldreben nahe. Für eine abschliessende Beurteilung ist aber die Datengrundlage noch zu wenig stichhaltig, da grundsätzlich auch noch weitere Quellen in Frage kommen (vgl. Kap. 11).



Figur 9-6: $\delta^{13}\text{C}$ -Werte im Per- und Trichlorethylen

9.4. Zusammenfassende Folgerungen

Zusammenfassend können aus den Isotopenmessungen im Hinblick auf die Beurteilung der Altlastensituation folgende Schlüsse gezogen werden:

- Mit Hilfe der stabilen Wasserisotope kann sowohl der Einflussbereich des Brunnen Florin (21.E.3/4) als auch der Grundwasseranreicherung mit Rheinfiltrat örtlich eingegrenzt und grob quantifiziert werden. Dabei zeigt sich, dass die Zumischung von Rheinwasserfiltrat zwar den ganzen Tiefbereich des HMK-Grundwasserleiters erfasst, dafür aber in relevanten Ausmass nur bis zum Brunnen Florin reicht, dort aber ein relativ grosser Anteil ausmacht (rund 70-80 %).

*Einflussbereich
Florin und Grund-
wasseranreiche-
rung*

- Durch den Pumpbetrieb dürfte vermutlich tritiumhaltiges Grundwasser in Richtung Brunnen Florin angezogen werden.
- Sowohl die Isotopenbestimmungen am Nitrat ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$) als auch am DIC ($\delta^{13}\text{C}$) zeigen, dass im Grundwasser bei allen drei Deponien biologische Abbauprozesse in unterschiedlichem Ausmass ablaufen. Bei der Deponie Margelacker und Feldreben vermutlich weitgehend im *aeroben* Milieu, während bei der Deponie Rothausstrasse parallel auch *anaerobe* Nitrifikationsprozesse erkannt werden konnten. Dadurch kommt es stellenweise sowohl zu einem Nitratabbau (Rothausstrasse) als auch zu einer Nitrifikation (Margelacker, Feldreben) und damit verbunden zu einer generellen CO_2 -Produktion, was wiederum eine Karbonatlösung im Grundwasser hervorruft. Bei der Deponie Rothausstrasse sind diese Prozesse besonders augenfällig, während dies bei den beiden Deponien Margelacker und Feldreben nur von untergeordneter Bedeutung ist.
- Die durchgeführten $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmungen lassen bei der Deponie Feldreben auf eine einzige CKW-Schadstoffquelle (Schadensherd) sowohl mit Per- als auch Trichlorethylen als primäre Substanzen schliessen.

*tritiumhaltiges
Grundwasser*

biologische Abbauprozesse

eine einzige CKW-Schadstoffquelle



10. Markierversuch

Der Vollständigkeit halber werden hier nochmals die wichtigsten Ergebnisse des im Jahre 2004 durchgeführten Markierversuches zusammengestellt (vgl. auch Situationsplan in Beilage A8 mit Darstellung der nachgewiesenen Fliesspfade). Für eine eingehende Betrachtungsweise wird auf den schriftlichen Schlussbericht verwiesen [7]. Mit Hilfe des Markierversuches konnten die generell flachen und komplexen Fliess- und Gefällsverhältnisse im Grundwasser in der Umgebung der Deponie Feldreben präzisiert werden:

Die Hauptfliessrichtung des Grundwassers wird im Wesentlichen durch die Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG geprägt und zeigt im *nördlichen* Deponieumfeld generell in westliche bis südwestliche Richtung (vgl. Beilage A3). Im *südlichen* Deponieumfeld dürfte eine südliche bis südöstliche Strömungsrichtung vorherrschen, was mit dem Markierversuch allerdings nur für den östlichsten Teilbereich eindeutig belegt werden konnte. Im südwestlichen Teilbereich der Deponie sind generell sehr kleine Fliessgeschwindigkeiten zu erwarten.

Hauptfliessrichtung

Kurzfristige Änderungen der Grundwasserspiegellage, welche durch einen Wechsel im Anreicherungsregime der Hardwasser AG verursacht werden, führen zu keinen merklichen Auswirkungen auf die generellen Fließverhältnisse.

kurzfristige Änderungen der Grundwasserspiegellage

Aus dem Markierversuch ergeben sich keine Hinweise, dass bei „normalen“ Bedingungen (Pumpbetrieb Florin, Grundwasseranreicherung Hardwasser) ein Abströmen des Grundwassers von der Deponie in Richtung zu den Grundwasserfassungen der Hardwasser AG oder den öffentlichen Trinkwasserfassungen der Gemeinde Muttentz stattfindet. Daraus kann abgeleitet werden, dass das Grundwasser aus dem Deponiebereich entweder zum Brunnen Florin oder in südliche bis südwestliche Richtung abfließt²⁵.

kein Abströmen zu den Trinkwasserfassungen

Der Einzugsbereich des Brunnen Florins kann annäherungsweise festgelegt werden und umfasst u.a. einen wesentlichen Teil des nördlichen Deponieperimeters (vgl. Beilage A3). Das entnommene Grundwasser ist eine Mischung aus überwiegend infiltriertem „Hardwasser“ und untergeordnet Hauptmuschelkalk-Grundwasser aus dem oberen Aquiferbereich bis ca. 40 m u.T.

Einzugsbereich Brunnen Florin

Der Einfluss der Grundwasseranreicherung im nördlichen Deponieumfeld spielt sich vor allem im oberen und mittleren Tiefenbereich bis rund 40 m u.T. ab. Dies entspricht so ziemlich dem Einflussbereich der Grundwasserentnahme aus dem Brunnen Florin. Ein tieferreichender Einfluss bis auf den Stauer bzw. bis in eine Tiefe von rund 70 m u.T. ist gestützt auf die Ergebnisse des Markierversuches sowohl für die Grundwasseranreicherung als auch der –entnahme aus dem Brunnen Florin nicht zu erkennen (kein Tracernachweis im tiefsten Stockwerk bei F5). Demgegenüber haben aber die Isotopenmessungen eindeutig belegt, dass das Rheinfiltrat auch bis in den tieferen Aquiferteil gelangt (Gründe für diese Diskrepanz sind höhere Verweilzeiten oder Verdünnungseffekte, so dass der Tracer nicht erfasst werden konnte).

Einfluss der Grundwasseranreicherung

Die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im Hauptmuschelkalk liegen in einem „normalen“ Bereich von mehreren Metern pro Tag (2-25 m/Tag) ohne ausgesprochene Extremwerte, wie sie im Karst z.T. üblich sind. Einzig durch den Pumpbetrieb Florin werden die Fließgeschwindigkeiten entlang präferenzierter

Fließgeschwindigkeiten

²⁵ Im Gegensatz dazu impliziert das Isohypsenbild des Grundwasserspiegels bei Mittel- und Hochwasser (vgl. Beilage A3b/c) eine vom Brunnen Florin nordwestwärts gerichtete Fließrichtung. Aufgrund der sehr flachen Gefällsverhältnisse sind aber die Ergebnisse des Markierversuches stärker zu werten. Ausserdem hat sich schon in anderen Fällen gezeigt, dass die mit Markierversuchen ermittelte Fließrichtung nicht unbedingt mit dem Isohypsenbild übereinstimmen muss, da letzteres nur eine hydraulische Potentialfläche darstellt, die effektiven Fließwege sich aber nach dem vorherrschenden Kluft- und Karstsystem im Untergrund richten.



Fliesswege im Hauptmuschelkalk bis auf rund 70 m/Tag erhöht. Insbesondere im engsten Umkreis des Brunnens Florin sind infolge des sich vertiefenden Absenktrichters auch die mittleren Fliessgeschwindigkeiten etwas grösser (bis rund 30 m/Tag).

Der Markierversuch hat gezeigt, dass die Überlagerung des Hauptmuschelkalkes mit Keupermergel im nordöstlichen Deponebereich kaum zu einer verzögerten vertikalen Durchdringung des eingesetzten Markierstoffes führte (Amidorhodamin bei F3.2). Angesichts der doch beträchtlichen Keupermächtigkeit von rund 15 m ist daher zu vermuten, dass der Keuper durch Störungen tektonisch so aufgebrochen ist, dass er nicht als durchgehender „Deckel“ wirkt und daher kaum einen wirksamen Rückhalt bzw. Schutz des Grundwassers im Hauptmuschelkalk darstellt. Dies gilt ebenfalls für die lehmigen Schichten im obersten Bereich des Hauptmuschelkalkes (F2.2).

Die ursprünglich als potentielle hydraulische Barriere wirkende Grabenzone, welche im östlichen Deponebereich in SW-NE-Richtung verläuft, konnte mit dem Markierversuch nicht bestätigt werden. Vielmehr zeigt sich, dass ein Abfliessen des Grundwasser durch diese Störungszone gegeben ist.

Das Auswaschungspotential der Deponie Feldreben durch einsickerndes Niederschlagswasser ist relativ gering.

vertikalen Durchdringung des Keupermergels

keine als hydraulische Barriere wirkende Grabenzone

Auswaschungspotential



11. Zusammenfassende Beurteilung

11.1. Wertung der Untersuchungsergebnisse

Im Hinblick auf eine Wertung der Untersuchungsergebnisse und Beurteilung des Emissionsverhaltens der Deponie Feldreben werden nachfolgend die Analysenergebnisse den geltenden Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung (AltIV) gegenüber gestellt. Diese Zusammenstellung dient in erster Linie dazu den Fokus auf die relevanten Schadstoffbelastungen zu lenken. Da noch weitergehende Untersuchungen vorgesehen sind (2. Etappe TU) haben diese Vergleiche nur orientierenden Charakter und sollen nicht für eine Beurteilung der Altlastensituation nach Altlasten-Verordnung verwendet werden.

Nachfolgend werden die ermittelten Schadstoffbelastungen für jedes Schutzgut einzeln aufgeführt.

Vergleich mit Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung (AltIV)

11.1.1. Schutzgut Luft

Die durchgeführten Boden- und Raumlufmessungen (Kap. 8) zeigen, dass praktisch keine nennenswerten leichtflüchtigen Schadstoffe über eine Entgasung der Deponie festgestellt werden können. Allerdings deuten lokal leicht erhöhte Methan-Gehalte auf eine gewisse Deponieentgasung hin, welche aber aufgrund der sehr geringen Messwerte vermutlich nur sehr marginal sein dürfte. Auch wurden in der Bodenluft stellenweise leicht erhöhte Gehalte an FCKW und CKW (vor allem PER, TRI) gemessen. Sämtliche ermittelten Konzentrationen liegen deutlich unter den Konzentrationswerten der Altlasten-Verordnung.

keine nennenswerten leichtflüchtigen Schadstoffe festgestellt



11.1.2. Schutzgut Boden

In den beiden untersuchten Bodenproben wurden insgesamt nur leicht erhöhte Schadstoffgehalte nachgewiesen. Die Prüfwerte gemäss VBBo sind aber überall unterschritten.

11.1.3. Schutzgut Grundwasser

Anorganische Schadstoffbelastung

Die durch anorganische (Schad-)Stoffe hervorgerufene Belastung des Grundwasser im Umfeld der Deponie Feldreben lässt sich wie folgt zusammen fassen:

- Im Nahfeld der Deponie ist die Gesamtmineralisation im Vergleich zu unbeeinflussten Grundwasser lokal erhöht (F1, F3, 21.E.25, 21.P.3). Hervorgerufen wird dies durch erhöhte Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte. Da es sich dabei auch um natürliche gelöste Bestandteile handelt, existieren in der AltIV keine entsprechenden Konzentrationswerte. Zum Teil überschreiten aber die Nitratgehalte den Grenzwert für Trinkwasser gemäss GSchV von 40 mg/l.
- Bei einzelnen Messstellen wurden zudem auch erhöhte Nitrit- und Ammonium-Gehalte festgestellt worden, welche über den halben AltIV-Konzentrationswerten liegen (vgl. Tab. 11-1)
- Bei einigen Messstellen (21.E.25, 21.C.230, 21.C.244, 21.C.245) konnten deutlich erhöhte Zink-Gehalte festgestellt werden. Da es sich bei den betroffenen Messstellen um verzinkte Rohre handelt, ist die Kontamination darauf zurückzuführen. Die übrigen untersuchten Schwermetalle liegen überwiegend im Spurenbereich weit unter 1 µg/l vor (Ausnahme: Nickel infolge Laborartefakten z.T. bis 2-5 µg/l), entsprechend wurden auch keine Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte festgestellt.

Gesamtmineralisation (Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalt)

erhöhte Nitrit- und Ammonium-Gehalte

Schwermetalle



Tabelle 11-1: Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte

Messstelle	Konz.wert AltIV		Messwerte	
	Parameter	½ Konz.wert	1. Kampagne	2. Kampagne
Nahfeld				
F1	Nitrit	0.05 mg/l	0.092 mg/l	-
	PER	20 µg/l	21 µg/l	29 µg/l
F2t (F2.1)	PER	20 µg/l	32 µg/l	-
F2h (F2.2)	Nitrit	0.05 mg/l	0.066 mg/l	-
	PER	20 µg/l	90 µg/l	-
F3t (F3.1)	Nitrit	0.05 mg/l	0.108 mg/l	-
F3h (F3.2)	PER	20 µg/l	82 µg/l	31 µg/l
	1,1,2,2-Tetrachloreth.	0.5 µg/l	-	1.4 µg/l
F4h	keine Überschreitungen festgestellt			
F4m	keine Überschreitungen festgestellt			
F4t	keine Überschreitungen festgestellt			
F5P1	keine Überschreitungen festgestellt			
F5P2*	Ammonium	0.25 mg/l	(0.251 mg/l)	-
	Fluorid	0.75 mg/l	(0.9 mg/l)	-
F5P4	PER	20 µg/l	-	70 µg/l
	1,1,2,2-Tetrachloreth.	0.5 µg/l	-	6.0 µg/l
F5P5	PER	20 µg/l	21 µg/l	85 µg/l
	1,1,2,2-Tetrachloreth.	0.5 µg/l	-	7.5 µg/l
21.P.3h	keine Überschreitungen festgestellt			
21.P.3t	keine Überschreitungen festgestellt			
21.E.25 (Notbr.)	Nitrit	0.05 mg/l	-	0.05 mg/l
21.C.232	keine Überschreitungen festgestellt			
21E3/4 (Florin)	PER	20 µg/l	-	75 µg/l
	1,1,2,2-Tetrachloreth.	0.5 µg/l	-	1.3 µg/l
Fernfeld				
21C.81	keine Überschreitungen festgestellt			
21.C.230	keine Überschreitungen festgestellt			
21.C.231	keine Überschreitungen festgestellt			
21C.236	keine Überschreitungen festgestellt			
21.C.244	keine Überschreitungen festgestellt			
21.C.245	keine Überschreitungen festgestellt			

(Gemäss Art. 9, Abs. 2b der AltIV sind zur Beurteilung der Sanierungsbedürftigkeit die halben Konzentrationswerte massgebend)

Fett = Überschreitung des Konzentrationswertes

kursiv = Überschreitung des halben Konzentrationswertes

- = keine Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte

* Kontamination sind durch eine Kontamination durch Zement der Bohrlocheinbauten verursacht.



Organische Schadstoffbelastung

In Anbetracht der Vielzahl der bestimmten Parameter konnten zwar in einzelnen Messstellen organische Schadstoffe festgestellt werden. Diese sind aber angesichts der generell sehr tiefen Bestimmungsgrenze in der Regel nur in Spuren, d.h. meist deutlich kleiner als 1 µg/l vorhanden. Aus dem Vergleich mit den Konzentrationswerten der AltIV (Tab. 11-1) ergeben sich zusammenfassend folgende Schlüsse:

- In den meisten Messstellen im Nahfeld der Deponie Feldreben konnten deutlich erhöhte Gehalte an chlorierten Lösungsmittel (CLM) nachgewiesen werden (PER, TRI und deren Abbauprodukte). Bei mehr als der Hälfte davon liegen die gemessenen Werte sogar über den halben AltIV-Konzentrationswerten (vgl. Tab. 11-1)
- Demgegenüber wurden Herbizide praktisch überall gemessen, allerdings meist unter 0.1 µg/l, abgesehen von einigen Ausnahmen mit max. Werten bis 0.3 µg/l.
- Bei allen Messstellen konnten ausser CKW (und Herbiziden) keine signifikant erhöhten organische Schadstoffe (FCKW, PAK, Phenolen, Aniline) nachgewiesen werden. Sämtliche Gehalte liegen entweder unter der Bestimmungsgrenze bzw. weit unterhalb der entsprechenden AltIV-Konzentrationswerte.

*chlorierte
Lösungsmittel
(CLM)*

Herbizide

*keine organische
Schadstoffe*

Insgesamt beschränken sich also die festgestellten Überschreitungen der AltIV-Konzentrationswerte im Wesentlichen auf eine CKW- (PER, 1,1,2,2-Tetrachlorethan) und Nitrit-Belastung im Grundwasser. Bei den Screenings wurden darüber hinaus noch vereinzelt in Spuren organische Schadstoffe festgestellt, welche aus Abfällen der chemischen Industrie stammen könnten. Entsprechende Vergleichswerte existieren in der AltIV aber nicht.

*Überschreitungen
der AltIV-
Konzentrations-
werte*

11.2. Emissionsverhalten

Gestützt auf die durchgeführten Untersuchungen kann das Emissionsverhalten der Deponie Feldreben wie folgt zusammengefasst werden:

Massgebende Deponiebeeinflussung

Das Grundwasser im Nahfeld der Deponie Feldreben zeichnet sich stellenweise durch eine erhöhte Gesamtmineralisation aus, hervorgerufen durch vergleichsweise höhere Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte. Diese Tatsache sowie stellenweise auch erhöhte Ammonium- und Nitritgehalte lassen auf eine anthropogene Beeinflussung des Grundwassers schliessen, welche

*Aufmineralisierung
des Grundwassers*



höchstwahrscheinlich durch Sickerwasser aus der Deponie Feldreben verursacht sein dürfte. Es handelt sich dabei weitgehend um eine Beeinflussung als Folge von "natürlichen" Abbauprozessen von eingelagertem Bauschutt und organischem Material, und ist *nicht* auf eine Beeinflussung durch Abfälle der chemischen Industrie zurückzuführen.

Gestützt wird diese Annahme durch die Verbreitung solcher höher mineralisierter Wässer praktisch rund um die Deponie. Einzig im Norden der Deponie ist dies infolge Zumischung von Rheinfiltratwasser nicht mehr zu erkennen. Desweiteren belegen die Isotopenmessungen, dass im unmittelbaren Nahfeld der Deponie im Grundwasser mikrobiologische Abbauprozesse unter aeroben Bedingungen stattfinden, die zu einer Nitrifizierung und Karbonatisierung der gelösten Bestandteile im Grundwasser führen. Ebenso sind die erhöhten Sulfatgehalte als Indiz für eine Auslaugung von bauschutthaltigem Auffüllmaterial zu werten.

*unterstützende
Indizien*

Das Schadstoffspektrum (und -ausmass) und die Isotopenmessungen weisen grundsätzlich auch darauf hin, dass die wesentlichen Abbauprozesse, welche im Normalfall in einer Bauschutt/Kehricht-Deponie ablaufen, bereits weitgehend fortgeschritten sind. Dabei werden ammoniumhaltige Sickerwässer weitgehend zu Nitrat oxidiert, so dass dadurch der Nitratgehalt im Nahbereich der Deponie im Vergleich zur "landwirtschaftlich bedingten Grundlast" leicht erhöht ist.

*Abbauprozesse
weitgehend fortge-
schritten*

Lokale und saisonale Unterschiede der Deponiebeeinflussung führen schliesslich dazu, dass an einigen Stellen ein schwankender Belastungsgrad mit Nitrat- bzw. Ammonium/Nitrit festgestellt werden kann, mit zeitweise sogar reduzierenden Verhältnissen (z.B. 21.E.25). Mit dem Nitrat ist i.d.R. gleichzeitig auch der Sulfatgehalt erhöht, was zusätzlich den Nitrataustrag aus der Deponie untermauert. Dieser dürfe aber im Vergleich zur bereits vorhandenen Grundlast nur eine untergeordnete Rolle einnehmen.

Nitrataustrag

Als Folge einer Methanoxidation entstehen im Nahbereich der Deponie CO₂-haltige Sickerwässer, welche ihrerseits zu einer Karbonatlösung und damit - neben dem Sulfat - zu einer deutlichen Aufmineralisierung des Grundwassers beitragen. Mit Hilfe der beiden durchgeführten Kampagnen lassen sich keine allzu grossen jahreszeitlich bzw. grundwasserstandsbedingten Unterschiede feststellen.

*Aufmineralisierung
des Grundwassers*

Die genauen Zusammenhänge sowie eine Quantifizierung der massgebenden Prozesse (Stickstoffaustrag, Aufmineralisierung) sind im Detail nicht bekannt, und es bestehen Kenntnislücken im Hinblick auf eine abschliessende Beurteilung der Altlastensituation und Abschätzung des Langzeitverhaltens.

Kenntnislücken

Untergeordnete bzw. unklare Deponiebeeinflussung

Aus den Screening-Daten ergeben sich aus den ganz vereinzelt im Nahbereich der Deponie (z.B. F5, F3) festgestellten organischen Substanzen Indizien für Sickerwasseranteile, welche aus Abfällen der chemischen Industrie stammen könnten. Quantitativ betrachtet dürfte es sich dabei aber aufgrund der geringen Konzentrationen im Spurenbereich allerhöchstens um einen sehr bescheidenen Einfluss handeln. Qualitativ ist die Datengrundlage hingegen noch zu dürftig, um ein abschliessende Beurteilung abgeben zu können, da grundsätzlich bezüglich der Validierung der Daten noch Kenntnislücken bestehen.

Desweiteren konnten bei praktisch allen Messstellen im Nahfeld der Deponie Feldreben erhöhte Gehaltswerte an chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW) und deren Abbauprodukte nachgewiesen werden. Insbesondere wurden die höchsten Gehaltswerte von rund 30 - 90 µg/l PER im Norden (Brunnen Florin, F3.2 im Lockergesteinsgrundwasser) und Westen (F1, F2) der Deponie festgestellt, mit z.T. deutlichen Konzentrationsunterschieden bei den beiden Kampagnen. Im Osten und Süden sind die Gehalte an den untersuchten Stellen demgegenüber deutlich kleiner (i.d.R. < 3 µg/l), aber im Vergleich zum unbeeinflussten HMK-Grundwasser immer noch leicht erhöht.

Die örtliche Verteilung der CKW sowie auch die Isotopenmessungen (Tritium, $\delta^{13}\text{C}$ an CKW) lassen eine Herkunft aus der Deponie Feldreben vermuten. Ebenso wurden auch in der Bodenluft praktisch an den gleichen Stellen wie im Grundwasser leicht erhöhte CKW-Gehalte festgestellt. Allerdings sprechen das "plötzliche" Auftreten²⁶ nach mehr als 40 Jahren seit Ende der Ablagerungen gegen eine Herkunft aus der Deponie, da sich CKW erfahrungsgemäss in einem relativ frühen Deponiestadium bemerkbar machen. Ausserdem würde dies den oben beschriebenen Deponieprozessen widersprechen. Letztendlich ist die Datengrundlage für eine abschliessende Beurteilung der CKW-Herkunft noch als ungenügend zu betrachten, so dass beim heutigen Kenntnisstand grundsätzlich auch andere Verursacher nicht ausgeschlossen werden können (z.B. SBB-Deponien nördlich der Deponie).

Indizien auf Sickerwasser aus Abfällen der chemischen Industrie

CKW-Belastungen im Grundwasser

Ursachen der CKW-Belastung



²⁶ In früheren Analysen, welche in den letzten Jahren im Umfeld der Deponie Feldreben durchgeführt wurden, sind keine so hohen CKW-Gehalte gemessen worden (i.d.R. < 5-10 µg/l [4]). Auch zeigen die im Rahmen der TU ausgeführten Messungen, dass stellenweise ein Zunahme zwischen den Analysenresultaten im März (Vorkampagne) und der 2. Hauptkampagne festgestellt werden kann.

Angesichts der offensichtlichen Diskrepanzen über die genauen Ursachen für die CKW-Belastungen des Grundwassers im Nahfeld der Deponie sowie den vergleichsweise hohen CKW-Gehalten besteht hier ein dringender Abklärungsbedarf.

dringender Abklärungsbedarf

Aufgrund der generellen Belastung des Grundwassers mit Herbiziden scheint eine diesbezügliche Herkunft aus der Deponie nicht gegeben.

Herbizid-Belastung

Schlussbetrachtungen

Gesamthaft betrachtet, beschränken sich also die massgebenden Emissionen der Deponie Feldreben im Wesentlichen auf eine Aufmineralisierung des Grundwassers und ev. einen CKW-Eintrag. Ein quantitativ relevanter Eintrag von anderen anorganischen oder organischen Schadstoffen aus der Deponie Feldreben ins Grundwasser ist, gestützt auf die Untersuchungsergebnisse, weitgehend auszuschliessen oder allenfalls als marginal einzustufen.

Emissionen beschränken sich auf Aufmineralisierung und ev. CKW-Eintrag

Mit den Untersuchungen sind die grossräumigen Zusammenhänge im Grundwassergebiet von Muttenz ausreichend dokumentiert. Hingegen lassen die komplexen hydrogeologischen Verhältnisse im kleinräumigen Massstab im nahen Umfeld der Deponie keine klare Zuordnung eines Zu- und Abströmbereiches zu. Gerade im Hinblick auf eine Gefährungsabschätzung ist es wichtig, die komplexen hydrogeologischen Verhältnisse möglichst genau zu erfassen. Insbesondere sind auch die hydrogeologischen Verhältnisse im etwas weiter entfernten südlichen Umfeld der Deponie unklar.

Zu- und Abströmbereich der Deponie im Detail unklar

Olten, 31.1.2005

Sachbearbeiter: Dr. P. Hartmann, Geologe
M. Damo, dipl. Geologe



SC+P Sieber Cassina + Partner AG

