

Amt für Liegenschaftsverkehr Kt. Basel-Landschaft

S C + P

Deponie Feldreben. Muttenz Ergänzende Detailuntersuchung

**Schlussbericht
überarbeitete Version vom 17. Juni 2011**

Bern

Wollerau

Zürich

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



Inhalt

Projektangaben.....	4
Ausgeführte Arbeiten	5
Zusammenfassung	7
1. Einleitung.....	9
2. Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse	10
2.1. Hydrogeologie	10
2.2. Bohrungen im Deponiekörper	11
2.3. Bodenluft	19
2.4. Untergrundsverhältnisse unterhalb der Deponie.....	20
2.5. Grundwasserüberwachung	24
2.6. Belastungspumpversuche „Zink“	26
2.7. Belastungspumpversuche „Fels“	29
2.8. Isotopenmessungen	44
2.9. Sanierungsrelevante Schadstoffe	46
2.10. Frachtbetrachtungen.....	52
3. Schlussfolgerungen.....	60
3.1. Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse	60
3.2. Emissionsverhalten der Deponie Feldreben	60
3.3. Akkumulation der Schadstoffe unter der Deponie.....	62
3.4. Schadstoff-Verteilung im Deponieumfeld.....	63
3.5. Emissions- und Ausbreitungspfade.....	64
3.6. Würdigung der Modellvorstellung.....	65
3.7. Offene Fragen	66
Auswahl der wichtigsten Grundlagen	68
Gesetze und Verordnungen (Auswahl)	68

Anhänge

- A1 Grundwasserverhältnisse mit Isohypsendarstellung
 - a Situation 1:10'000; Überblick, Grundwasserspiegel am 03.05.2010
 - b Situation 1:1'000; Deponiebereich, Grundwasserspiegel am 4.10, 11.10 und 1.11.10

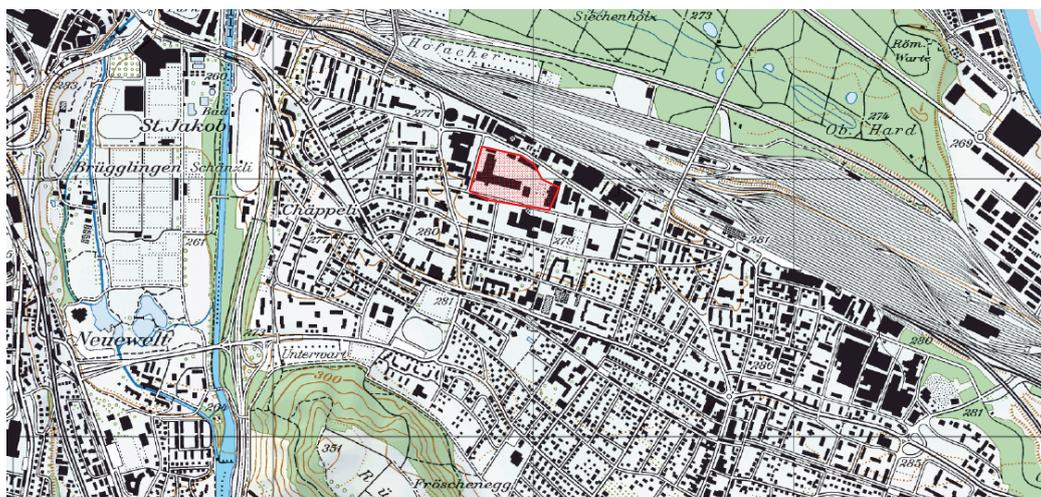
- A2 Situation 1:1000, Deponieperimeter und mit Lage der Bohrungen
- A3 Auswertung und Zusammenstellung der chemischen Analysen
 - a Boxplot-Darstellungen Einzelstoffanalytik (Feststoffproben)
 - b tabellarische Zusammenstellung der Einzelstoffanalytik (Feststoffproben)
 - c tabellarische Zusammenstellung der Screening-Resultate
 - d Zusammenstellung der relevanten Substanzen
 - e Mittel- und Maximalwerte (Einzelstoff-Analytik) im Grundwasserabstrom
 - f Zusammenstellung der Grundwasseranalysen (Einzelstoff-Analytik) im Abstrom
- A4 Längs- und Querprofil durch den Deponiekörper
- A5 Situation 1:1'000, Umhüllende der Belastungsverteilung im Deponiekörper
- A6 Situation 1:1'000 mit Darstellung der Deponiesohle und Lockergesteinsbedeckung
- A7 Veranschaulichung der geologischen Untergrundsverhältnisse
 - a Situation 1:2'500 mit Darstellung der Felsisohypsen und -beschaffenheit
 - b Hydrogeologisches Profil 1:2'500 / 500
- A8 Grafische Darstellungen der Belastungspumpversuche
 - a Ganglinien des Grundwasserspiegels während den Belastungspumpversuchen
 - b Gangliniendarstellungen der „Zink“-Versuche
 - c Gangliniendarstellungen der „Fels“-Versuche
 - d Verlauf der CKW-Konzentration während den Belastungspumpversuchen
- A9 Grundwasserüberwachung 2004 bis 2010, CKW-Gehalte
- A10 Situation 1:1'000, Ergebnisse der TranSim-Modellierungen
 - a mittlere Sickerwasserkonzentration Per- und Trichlorethylen
 - b mittlere jährliche Frachten Per- und Trichlorethylen

Separater Beilagenband

- B1 Kernbohrungen
 - a Protokolle der Sondierungen 1:100
 - b Fotodokumentation
- B2 Belastungsverteilung im Deponiekörper (total 19 Niveauschnitte 1:1'000)
- B3 Laborberichte der chemische Analysen
 - a Bachema (Wasser- und Feststoffproben)
 - b RWB-analub (Screenings und Barbiturate Feststoff- und Wasserproben)
 - c GI Weil am Rhein (Probenahmeprotokolle und Analysen Bodenluftproben)
 - d Resultate der Isotopenmessungen

Projektangaben

Auftraggeber:	Amt für Liegenschaftsverkehr Kt. Basel-Landschaft Bau- und Umweltschutzdirektion Rheinstrasse 28 4410 Liestal
Mitautor:	Geotechnisches Institut AG Basel Hochstrasse 48 4002 Basel
Koordinaten // Höhe	614'850 / 265'000 // ca. 280 m ü.M.
Parz.-Nr.	552, 554, 1848, 1898, 2963, 2971, 5129, 6191, 6747
KBS-Nr.:	11-008
Auftrag:	Durchführung der Detailuntersuchung gemäss Untersu- chungsprogramm vom 30.9.09, Darstellung der Untersu- chungsergebnisse und Verfassen des Schlussberichtes



Filename / Version	Verfasser	Koreferat	Versand an	Datum
SO1702B_Schlussbericht_v1.3.doc	18.4.11 Hm	28.4.11 BV	3	29.4.11
SO1702B_Schlussbericht_v2.3.doc	10.5.11 Hm	12.5.11 BV	1, 2, 3	12.5.11
SO1702B_Schlussbericht_v3.1.doc	15.6.11 Hm	17.6.11 BV	1, 2, 3	20.6.11

Empfänger (Firma / Name)

- 1 Amt für Liegenschaftsverkehr
- 2 Amt für Umwelt und Energie
- 3 Technische Begleitgruppe

Ausgeführte Arbeiten

Sämtliche Arbeiten im Zusammenhang mit dem vorliegenden Auftrag wurden in einer Arbeitsgemeinschaft zwischen dem Geotechnischen Institut AG Basel und der Sieber Cassina + Partner AG, Olten, ausgeführt. Praktisch alle Arbeiten und insbesondere die Datenauswertung und Berichterstattung erfolgten firmenübergreifend und sind daher als Gemeinschaftswerk zu verstehen.

Im Rahmen der vorliegenden Detailuntersuchungen wurden folgende Arbeiten ausgeführt:

- Organisation und geologische Begleitung der Bohrarbeiten (vgl. Tabelle 1):
 - 5 Kernbohrungen bis in eine Tiefe von 80 m u.T. (total 324 m), ausgeführt durch die Drillexpert GmbH, Basel vom 2.6. bis 19.7.2010
 - 26 Kernbohrungen bis in eine Tiefe von 28 m u.T. (total 378 m), ausgeführt durch die Terrasond GmbH, Herbolzheim (D), vom 9.6. bis 28.7.2010
 - 10 Kernbohrungen bis in eine Tiefe von 23 m u.T., ausgeführt durch die Studersond AG, Höfen, vom 10.6. bis 21.7.2010.
 - Entnahme von 440 Materialproben (inkl. Rückstellproben) und Handling der Proben
- Nivellieren und Einmessen der Bohrstandorte (Nivellement Grundwassermessstellen durch A. Aegerter & Dr. O. Bosshardt AG, Basel).
- Organisation, Analyse und Auswertung der Bodenluft-Entnahmen und -Analysen
 - Entnahme von 20 Bodenluftproben aus 10 Bohrlöchern, ausgeführt durch das GI Weil am Rhein, vom 1. - 30.7.10
 - Chemische Analysen von 20 Bodenluftproben durch die SEWA Laborbetriebsgesellschaft G.m.b.H in Essen (D)
- Organisation und fachliche Begleitung der Grundwasserüberwachung während und nach den Bohrarbeiten vom Juni – Oktober 2010, Durchführung von 4 Beprobungskampagnen durch die Bachema AG, Schlieren
- Organisation und fachliche Begleitung der Belastungs-Pumpversuche
 - 3 „Zink“-Versuche, ausgeführt durch Drillexpert GmbH vom 13.-24.9.2010
 - 5 „Fels“-Versuche, ausgeführt durch Drillexpert GmbH vom 27.9 – 5.11.2010
- Analyse und fachliche Auswertung der entnommenen Material- und Wasserproben
 - Bachema AG, Schlieren: chemische Analysen von 83 Feststoffproben, 24 Wasserproben aus der Grundwasserüberwachung und von 37 Wasserproben aus den Belastungspumpversuchen
 - RWB-analub Laboratoires SA: chemische Analysen von Feststoffproben (63 Screenings, 35 Barbiturate) und von Wasserproben (10 Screenings, 36 Barbiturate) aus den Belastungspumpversuchen
- Datenauswertung und grafische Auswertung aller Untersuchungsergebnisse
- Zwischenauswertung und Verfassen des vorliegenden Schlussberichtes

Tabelle 1: ausgeführte Sondierungen

Bezeichnung	Tiefe	Terrain	Koordinaten		Grundwasserspiegel		
	[m]	[m.ü.M.]	x	y	Datum	[m.u.T.]	[m.ü.M.]
P. 86	70	279.6	614842.25	265023.85	14.06.2010	22.50	257.10
P.87	52	279.42	614847.54	265039.83	15.07.2010	22.33	257.09
P.88	80	279.52	614851.61	265056.51	23.06.2010	23.50	256.02
P.89	42	279.19	614870.57	265050.87	12.07.2010	21.70	257.49
P.90	80	279.4	614888.24	265043.55	05.07.2010	22.25	257.15
P.91	11	279.41	614791.15	265043.52	---	---	---
P.92	4.3	273.02	614843.36	265086.62	---	---	---
P.93	11	280.92	614823.64	265050.37	---	---	---
P.94	11	280.92	614823.64	265050.37	---	---	---
P.95	14	280.92	614795.83	265016.57	---	---	---
P.96	14.3	280.92	614818.81	264995.97	---	---	---
P.97	23	280.92	614858.45	265008.01	---	---	---
P.98	13	280.92	614885.09	264993.38	---	---	---
P.99	13.3	280.92	614909.6	264981.98	---	---	---
P.100	14.3	280.92	614931.82	264982.29	---	---	---
P.101	12	280.09	614911.27	264931.79	---	---	---
P.102	12	280.19	614878.76	264934.84	---	---	---
P.103	13	279.98	614859.8	264949.79	---	---	---
P.104	13	280.12	614834.39	264945.4	---	---	---
P.105	28	279.8	614816.29	264970.69	07.07.2010	22.25	257.55
P.106	10	280.17	614758.07	264966.71	---	---	---
P.107	13	279.77	614939.32	265004.65	---	---	---
P.108	13	279.58	614930.36	265035.29	---	---	---
P.109	13	279.41	614912.77	265044.73	---	---	---
P.110	14	279.65	614909.31	265019.81	---	---	---
P.111	11	279.2	614869.27	265070.05	---	---	---
P.112	16	279.18	614859.93	265039.65	---	---	---
P.113	20	279.23	614869.22	265028.7	---	---	---
P.114	16	279.73	614981.68	265013.64	---	---	---
P.115	15	279.74	614974.49	264999.18	---	---	---
P.116	16	279.88	615003.9	264985.73	---	---	---
P.117	12	279.8	614950.53	264974.92	---	---	---
P.118	15	280.16	614995.26	264943.94	---	---	---
P.119	13	280.24	614947.79	264920.73	---	---	---
P.120	16	279.66	615060.75	265010.6	---	---	---
P.121	16	279.81	615040.93	264996.49	---	---	---
P.122	16	279.48	615042.16	264945.16	---	---	---
P.123	14	279.61	615013.67	264907.51	---	---	---
P.124	13	280.01	614839.89	264920.1	---	---	---
P.125	14	279.81	614794.9	264942.11	---	---	---
P.126	14	279.91	614764.89	264949.66	---	---	---



Zusammenfassung

Die wichtigsten Erkenntnisse aus der ergänzenden Detailuntersuchung können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Deponie Feldreben weist ein Gesamtvolumen von rund 0.5 Mio m³ Material auf. Dabei können zwei unterschiedlich stark belastete Deponiebereiche unterschieden werden:
 - Der westliche Deponieteil (Parzellen 554, 5129) beinhaltet rund 80% der Schadstoffmenge. Dort befindet sich auch der tiefste Deponieteil, wo höchstwahrscheinlich auch ein wesentlicher Schadstoffaustrag über die Felsvertiefung ins Grundwasser stattfand und immer noch stattfindet. Im westlichen Deponieteil ist vergleichsweise von einem höheren Anteil an Abfällen der chemischen Industrie als im restlichen Arealteil auszugehen. Aus den Screenings kann dem Deponiematerial eine gute Elulierbarkeit attestiert werden. *Westlicher Deponieteil*
 - Im östlichen Deponieteil sind rund 20% der Schadstoffmenge zu erwarten. Der Anteil an Abfällen aus der chemischen Industrie ist dort gering. *Östlicher Deponieteil*
- Im zentralen Deponiebereich kann eine Grundwasserspiegel-Anomalie („Senke“) beobachtet werden, was möglicherweise ein zusätzliches Indiz für einen verstärkten Austrag von Deponiesickerwasser in diesem Bereich zu werten ist. *Grundwasser-Anomalie*
- Als sanierungsrelevante Schadstoffe¹ wurden chlorierte Kohlenwasserstoffe CKW (hauptsächlich Per- und Trichlorethylen, Hexachlorethan sowie z.T. auch Tetrachlorethan-1,1,2,2) sowie chlorierte Butadiene (Tetrachlorbutadien), aromatische Sulfone und Sulfonamide festgestellt. Desweiteren sind auch Chlorbenzole und Aniline im Grundwasser direkt unter der Deponie in relevanten Mengen vertreten. Eine marginale Rolle spielen Phenole, Barbiturate und weitere Arzneimittel. *sanierungsrelevante Schadstoffe*
- Direkt unterhalb der Deponie sind durch den langjährigen Deponiesickerwasseraustrag sekundäre Anreicherungen im Grundwasserleiter (Hauptmuschelkalk) entstanden, vermutlich verursacht durch langjährige Grundwasserspiegelschwankungen der Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG und Entnahme beim Brunnen Florin. Das Vorhandensein von *sekundäre Anreicherungen*

¹ Unter sanierungsrelevanten Schadstoffen werden wie im Pflichtenheft [5] vorgesehen die im Rahmen einer allfälligen Sanierung zu beurteilenden Stoffgruppen verstanden (vgl. dazu Begriffserläuterung in Kap. 2.9, S. 45)

DNAPL's wird weitgehend ausgeschlossen. Eine genaue Quantifizierung der Schadstoffmengen im Hauptmuschelkalk wie auch die von diesen sekundären Anreicherungen ausgehenden Emissionen ist nicht möglich.

- Die sanierungsrelevanten Schadstoffbelastungen im Grundwasser im unmittelbaren Abstrombereich werden durch eine Kombination von Depo-niesickerwasseraustrag und Schadstofffreisetzung aus den sekundären Anreicherungen im Grundwasserleiter direkt unterhalb der Deponie hervorgerufen. Allerdings lässt sich die Frage, welche Anteile der Grundwas-serbelastung im Abstrombereich aus der primären Ablagerung (via Depo-niesickerwasser) und welche aus den sekundären Anreicherungen unter der Deponie stammen, nicht schlüssig beantworten.

*Schadstoff-
emissionen*

S C + P

Die in der Deponie enthaltenen Abfallmengen bergen ein grosses Schadstoff-potential, indem vor allem organische Schadstoffe in grossen Mengen und mit teilweiser guter Eluierbarkeit vorhanden sind. Wie die Frachtbetrachtungen zeigen ist mit einer namhaften Freisetzung von CKW sowie auch anderen to-xischen Substanzen (chlorierte Butadiene, Aniline, Chlorbenzole) während den nächsten Jahrzehnten bis Jahrhunderten zu rechnen und vor allem auch anthropogene Veränderungen infolge Bautätigkeiten können zu verstärkten Sickerwasseraustritten führen. Die aktuelle sowie insbesondere auch die frü-her Freisetzung während und unmittelbar nach dem Deponiebetrieb führten zu einer fortlaufenden Akkumulation von Schadstoffen im Porenvolumen des Grundwasserleiters direkt unter der Deponie. Durch Resorptionsprozesse werden solche sekundären Schadstoffquellen langsam wieder frei gesetzt und tragen ebenfalls zur Schadstoffbelastung des Grundwassers bei.

*Gefährdungs-
potential*

Durch Verdünnungs- und Abbauprozesse werden im unmittelbaren Abstrom-bereich vor allem noch CKW in relevanten Konzentrationen gemessen, wel-che z.T. über den $\frac{1}{2}$ -AltIV-Konzentrationswerten liegen (i.W. PER, z.T. Tetra-chlorethan-1,1,2,2) und damit den eigentlichen Sanierungsbedarf auslösen. Zusätzlich ist durch das vorhandene Auswaschungspotential und fehlender Barrieren oder Abdichtungen ein ungenügender Rückhalt der vorhandenen Schadstoffe gegeben.

*Sanierungs-
bedarf*



1. Einleitung

Die Ziele und der Umfang der ergänzenden Detailuntersuchung sind im Untersuchungsprogramm vom 30.10.2009 festgelegt [6] und werden als bekannt vorausgesetzt. Das damalige Pflichtenheft unterscheidet 2 Untersuchungsetappen, wobei die 1. Etappe der hier beschriebenen ergänzenden Detailuntersuchung gemäss Altlastenverordnung (Art. 14) entspricht. Im Rahmen der ergänzenden Detailuntersuchung waren generell folgende Untersuchungen vorgesehen:

Untersuchungsprogramm

Tabelle 2: Übersicht Ergänzende Detailuntersuchung (1. Etappe gemäss [6])

Untersuchungsschritt	Zielsetzung	Methodik	Beschrieb
Räumliche Verteilung der Schadstoffe in der Deponie	Abklärung Sanierungsperimeter (lateral, vertikal)	Bohrungen im Deponiekörper	Kap. 2.2
Belastung des Felsgrundwasserleiters		Bohrungen mit Belastungs-PV	Kap. 2.7
Abklärungen der Konzentrationen an Schwermetallen	Ursache der erhöhten Zinkgehalte in einigen Messstellen	Belastungs-PV	Kap. 2.6
Sanierungsrelevante Stoffgruppen	Eruiierung der für die Sanierung relevanten Stoffgruppen	Analysen Feststoff- und Bodenluftproben	Kap. 2.9
Frachtberechnungen	Berechnung der Schadstofffrachten aus dem Deponiekörper	Numerische Modellierung	Kap. 2.10

Sämtliche Felduntersuchungen wurden im Zeitraum vom Juli bis November 2010 ausgeführt (vgl. ausgeführte Arbeiten). Die Laboruntersuchungen erfolgten z.T. gestaffelt, um so gezielt einzelnen Verdachtsmomenten nachgehen zu können. Aus den Bohrungen wurden zusätzliche Rückstellproben entnommen, welche z.Z. in einem Kühlraum gelagert werden.

Ausführungszeit

Im vorliegenden Bericht sind alle Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen zusammengestellt (der Bericht wurde aufgrund der Stellungnahme des AUE [10] in einigen Abschnitten zur besseren Nachvollziehbarkeit ergänzt). In den Anhängen sind die wichtigsten Erkenntnisse in Situationsplänen, Ganglinien oder Graphiken veranschaulicht. Die ausführlichen Labor- und Detailresultate, die Bohrprofile, Laborberichte oder Detailschichtenpläne sind im separaten Beilagenband enthalten.

Berichtsinhalt

Nachfolgend werden die Erkenntnisse aus den bisher ausgeführten Altlasten-Voruntersuchungen ([1] - [4]) weitgehend als bekannt vorausgesetzt. Dies betrifft insbesondere die regionalen und lokalen geologischen, tektonischen und hydrogeologischen Verhältnisse im nahen und weiteren Umfeld der Deponie Feldreben. Es werden deshalb „nur“ noch die wichtigsten, für die Interpretation als Grundlage dienenden Zusammenhänge und Erkenntnisse aufgeführt. Auf Untersuchungsergebnisse, welche lediglich die bisherigen Erkenntnisse bestätigen, wird nur falls erforderlich näher eingegangen.

Vorkenntnisse

2. Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse

2.1. Hydrogeologie

Anlässlich einer (grenzüberschreitenden) Stichtagsmessung vom 3.5.2010 wurde die Grundwasserspiegellage in allen verfügbaren Grundwasser-Messstellen im Raum Muttenz gemessen. Im Anhang A1 ist die entsprechende Isohypsendarstellung des Grundwasserspiegels veranschaulicht. Im Hinblick auf die vorliegende Problemstellung sind dabei insbesondere folgende Erkenntnisse von Bedeutung:

Stichtagsmessung 3.5.10

- Die Grundwasseranreicherung der Hardwasser AG mit Rheinwasser-Infiltrat verursacht einen „Grundwasserberg“ nordöstlich der Deponie Feldreben. Von dort findet ein namhafter Zufluss von Rheinwasserinfiltrat zur Deponie Feldreben statt. Die Anreicherung bestimmt hauptsächlich die Wasserspiegellage im Bereich der Deponie und führt zu einem rund 2 m höheren Grundwasserstand als im natürlichen (ungestörten) Zustand.
- Im Bereich der Deponie liegen einerseits ausgesprochen flache Gefällsverhältnisse und andererseits (vor allem im südöstlichen Teilbereich) auch subartesisch gespannte Grundwasserverhältnisse aufgrund des tektonischen Versatzes im Bereich des Hardgrabens vor (vgl. dazu auch hydrogeologisches Profil im Anh. A7b). Durch den Pumpbetrieb „Florin“ werden die Grundwasserspiegelverhältnisse zusätzlich bis in den Deponieperimeter beeinflusst (vgl. unten).
- Im nahen Umfeld der Deponie können im „regionalen Grundwasserbild“ folgende markanten „Gefällsstufen“ beobachtet werden:
 - Unmittelbar westlich der Deponie Feldreben verläuft eine ausgeprägte „Horststruktur“, welche den Grundwasserleiter (HMK) dort weitgehend unterbricht und einen Niveau-Unterschied im Grundwasserspiegel von rund 1 bis 1½ m beidseits dieser tektonischen Störung verursacht.
 - Rund 300 – 500 m südöstlich der Deponie fällt der Grundwasserspiegel um rund 4 m ab. Mangels Bohrungen können über die geologisch-tektonischen Ursachen keine genaueren Angaben gemacht werden.
- Neben der Anreicherung der Hardwasser AG beeinflusst auch die Grundwasserentnahme beim Brunnen Florin massgebend die Grundwasserspiegellage im Deponiebereich. Dieser Zusammenhang ist deutlich aus Anhang A8 zu erkennen, indem bei starker Reduktion der Fördermenge (und gleich bleibender Anreicherung) der Grundwasserspiegel im Deponiebereich rasch reagiert und um rund 0.4 – 0.8 m ansteigt. Die Auswirkungen sind naturgemäss nahe der Förderbrunnen, d.h. im nördlichen

Grundwasseranreicherung

flache Gefällsverhältnisse

Gefällsstufen

Grundwasserentnahme Florin

Deponiebereich, ausgeprägter als weiter davon entfernt bzw. im südlichen und südöstlichen Deponiebereich.

Anlässlich der Belastungspumpversuche (vgl. Kap. 2.7) wurden zusätzliche Stichtagsmessungen ausgeführt, welche es erlauben ein differenziertes Bild der Grundwasserfließverhältnisse im eigentlichen Deponiebereich zu rekonstruieren. Im Anhang A1b sind drei verschiedene Ruhegrundwasserspiegel zwischen den Belastungspumpversuchen dargestellt, welche bei „normalen“ Anreicherungs- und Entnahmebedingungen vollzogen wurden. Es handelt sich dabei jeweils um zeitgleiche Messungen innerhalb einer Stunde, so dass zeitliche Veränderungen im Tagesablauf durch die Grundwasseranreicherung sowie -entnahmen möglichst eliminiert werden konnten.

Grundwasserfließverhältnisse Deponiebereich

S C + P

Alle drei Stichtagsmessungen zeigen übereinstimmend, dass die tiefsten Wasserstände stets im Deponiebereich bei den neuen Tiefbohrungen (P.86 bis P.90) gemessen wurden, bzw. dass in allen umliegenden Messstellen der Grundwasserspiegel um rund 10 – 30 cm höher liegt. Dies könnte möglicherweise auf einen „Siphon-Effekt“ durch die Grundwasserentnahme Florin zurückzuführen sein, oder aber auch auf einen Abfluss nach Westen hindeuten, welcher mit dem bestehenden Messstellennetz nicht erfasst wird².

Siphon-Effekt

2.2. Bohrungen im Deponiekörper

Im Situationsplan in Anhang A2 sind alle im Rahmen der ergänzenden Detailuntersuchung durchgeführten Bohrungen sowie auch die bisherigen Sondierpunkte (Kernbohrungen, MIP-Sondierungen) eingetragen. Unter Berücksichtigung aller Sondierergebnisse darf von einer hohen Sondierdichte gesprochen werden, welche verlässliche Aussagen über den Deponiekörper zulässt.

Sondierdichte

Alle durchgeführten Sondierungen erreichten die Deponiesohle (vollständige Durchörterung des Deponiekörpers). Die Entnahme von Feststoffproben fand gleichzeitig mit der Bohrkernaufnahme statt. Die entnommenen Feststoffproben wurden in Gläsern luftdicht verschlossen, beschriftet, registriert und bei Minustemperaturen vor Licht geschützt gelagert (Kühlraum der Transportunion AG, Muttenz). Die Beprobung fand nach organoleptischen Kriterien statt. D. h. eine Probe repräsentiert jeweils einen bestimmten Materialtyp gemäss Tabelle 3. Mischproben über mehrere unterschiedlich zu klassierende Schichten wurden nicht entnommen.

Probenahme

² Die vorliegende Datengrundlage mit nur 3 Stichtagsmessungen erlaubt aufgrund der ausgesprochen flachen Gefällsverhältnisse im Bereich der Deponie Feldreben und der markanten Beeinflussung durch die regionale Grundwasserbewirtschaftung keine eindeutigen Aussagen. Die getroffenen Vermutungen stehen aber durchaus im Einklang mit der Modellvorstellung über das Emissionsverhalten der Deponie (vgl. Kap. 3.2, siehe auch offene Fragen in Kap. 3.7).

2.2.1. Materialtypen

Materialtypen

Die Klassierung des Deponiematerials erfolgte nach der Vorgabe, welche bereits im Rahmen der technischen Untersuchungen für den Standort schon angewendet wurde. Die zur Anwendung gekommenen Materialtypen gehen aus nachfolgender Tabelle 3 hervor.

Tabelle 3: Materialtypen Deponiematerial

Typ	Organoleptische Beurteilung
A	Dunkel verfärbtes tonig-siltiges (z.T. kiesiges) Material mit geringen Anteile an Fremdkomponenten (Bauschutt, Holz, Glas, Metall), meist deutlicher - stechender Geruch
B	meist wenig - stark verfärbtes eher kiesiges Material, meist mit Fremdkomponenten (i.d.R. Bauschutt), oft geruchlich auffällig
C	bauscutthaltiges Material (v.a. Beton- und Ziegelreste), nur lokal verfärbt und geruchlich meist unauffällig
D	organoleptisch unauffälliges Deponiematerial, einz. Fremdkomponenten (Beton- und Ziegelreste)
E1	Natürlicher Untergrund, organoleptisch auffällig (verfärbt, Geruch)
E2	Natürlicher Untergrund, organoleptisch unauffällig



2.2.2. Deponiesohle

Die Höhenlage der interpolierten Deponiesohle ist in Anhang A5 ersichtlich. Abgesehen von lokalen Unebenheiten befindet sich die mittlere Deponiesohle in einer Tiefe von rund 12 bis 14 m unter OK Terrain. Im Nordwesten ergibt sich allerdings eine ausgeprägte Vertiefung, d.h. die Deponie reicht dort auf einer Fläche von rund 30 x 50 m bis in eine Tiefe von rund 18 m ab OK Terrain. Der westliche bis zentrale Bereich der Deponiesohle liegt leicht erhöht auf rund 12 m unter OK Terrain, entsprechend einer Kote rund 268 – 270 m ü.M. Im östlichen Bereich liegt die mittlere Sohle etwas tiefer, d.h. in einer Tiefe von rund 14 m unter OK Terrain bzw. auf einer Kote von 265 – 268 m ü.M.

Höhenlage und Vertiefungen

Randlich ist der Deponiekörper i.d.R. durch eine steil ansteigende Deponieunterkante begrenzt. Ein flaches Auskeilen des Deponiekörpers im randlichen Bereich besteht höchstwahrscheinlich nicht. Jedoch ist randlich von künstlichen Auffüllungen auszugehen, die über den in der Abbildung in Anhang A2 definierten Deponieperimeter hinaus reichen.

Deponierand

2.2.3. Ergebnis der Laboruntersuchungen

Die ausführlichen Resultate der chemischen Analysen sind in der Beilage B3 enthalten. Bei der Auswertung der Resultate wurden zusätzlich auch die Analysenresultate der früheren Untersuchungen [3] miteinbezogen, um damit insbesondere statistisch ermittelte Grenz- oder Mittelwerte besser abstützen zu

Dokumentation

können. Die wichtigsten Analysenergebnisse sind in der Tabelle 5 zusammengestellt und im Anhang A1a als „Boxplot-Diagramme“ veranschaulicht.

Von den 440 entnommenen Material- und Rückstellproben wurden 134 ausgewählte Proben chemisch untersucht (teilweise 2-3 Proben als Mischprobe). Dabei wurden von den organoleptisch stärker belasteten Materialtypen vergleichsweise mehr Analysen durchgeführt, um das Schadstoffspektrum besser erfassen zu können. Das Untersuchungsprogramm war bereits im Pflichtenheft definiert [6] und umfasste im Wesentlichen das in Tabelle 4 zusammengefasste Analytikprogramm (inkl. der effektiven Probenzahl).

Probenauswahl



Tabelle 4: Analysenprogramm und Probenzahl

Materialtypen	A	B	C	D	E1	E2
Anzahl analysierte Proben*	48	25	25	5	14	8
TOC	27	19	14	3	12	8
Gesamt KW (C ₁₀ – C ₄₀)	46	23	25	4	9	3
Halogenierte Kohlenwasserstoffe (CKW)	48	25	25	5	14	8
Monochromatische KW (BTEX)	37	21	17	3	12	8
Polyzyklische aromatische KW	46	24	24	4	14	8
Elemente und Schwermetalle	46	24	24	4	14	8
Screenings (Anzahl Proben)	25	17	1	-	12	8

* Probenzahl inkl. Proben aus der TU

Nachfolgend werden die Resultate der Einzelstoffanalysen zusammengefasst. (vgl. dazu detaillierte Zusammenstellung im Anhang A3b; Summenparameter in Tabelle 5). Die Ergebnisse der Screenings werden in Kap. 2.9 näher erläutert.

2.2.4. Schadstoffbelastung des Deponiematerials

Wie schon bei der TU bestätigte sich in den Analysenergebnissen die anhand der Kernbohrungen durchgeführte Materialklassierung („Materialtypen“) weitgehend, indem die meisten Proben des gleichen Typs ungefähr ein ähnliches Schadstoffspektrum und ähnliche Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Zur Ermittlung der mittleren Schadstoffkonzentration wurden je Materialtyp sog. „getrimmte“ Mittelwerte³ berechnet. Die Verwendung von „getrimmten“ Mittelwerten verhindert eine Verfälschung des Bildes durch extreme Ausreisser.

Schadstoffspektrum

Die Untersuchungsergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden (vgl. dazu auch die Boxplot-Darstellungen im Anhang A3a):

³ Angewandt wurde ein α -getrimmter Mittelwert mit $\alpha = 0.25$ (Midmean), womit 50% der mittleren Stichprobenwerte in die Berechnung einbezogen werden. Diese 50% sind diejenigen Werte, die beim Boxplot innerhalb der Box liegen (Quelle: Wikipedia)

Übereinstimmend mit dem organoleptischen Befund weist der Materialtyp A („stark schadstoffbelastetes Deponiematerial“) die höchsten Schadstoffkonzentrationen auf. Das Material zeichnet sich durch einen ausgesprochen hohen KW-Gehalt mit einem Durchschnittswert von rund 1'200 mg/kg aus (Extremwerte bis rund 46 g/kg). Ebenfalls sind sehr hohe PAK-Gehalte festzustellen mit einem mittleren Gehalt von rund 80 mg/kg (Extremwerte bis rund 5 g/kg). Ausserdem sind durchwegs hohe Konzentrationen an leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen vorhanden. Dabei handelt es sich einerseits um halogenierte und chlorierte Kohlenwasserstoffe (Mittelwert rund 35 mg/kg, Extremwerte bis 31 g/kg), deren Hauptanteil durch die Substanzen Per- und Trichlorethylen Hexachlorethan⁴ sowie Chlor- und Dichlorbenzole charakterisiert sind. Andererseits ist auch eine hohe Schadstoffbelastung durch BTEX auszumachen (gew. Mittel rund 6 mg/kg, Extremwerte bis 290 mg/kg), welche vor allem durch Xylole verursacht wird. Bezüglich der Schwermetallbelastung sind vor allem Chrom, Kupfer, Blei und Zink mit mittleren Gehalten von rund 200 bis 1'000 mg/kg in erhöhten Konzentrationen vorhanden (Extremwert Cr bis 29 g/kg). Die restlichen Schwermetalle (insbesondere Cadmium, Nickel, Quecksilber und Arsen) sind nur in Einzelfällen leicht erhöht, die Mittelwerte liegen ansonsten im Bereich der geogenen Hintergrundsbelastung.

Materialtyp A

S C + P

Beim Materialtyp B („mittelmässig schadstoffbelastetes Deponiematerial“) kann grundsätzlich ein ähnliches Bild der Schadstoffbelastung wie beim Materialtyp A festgestellt werden, allerdings mit deutlich geringeren Gehaltswerten (sowohl Mittel- als auch Extremwerte). Die Gehalte an KW und LKW sind deutlich niedriger (Mittelwert: KW-Gehalt rund 330 mg/kg, Σ LKW rund 1.8 mg/kg). Einzig die PAK-Belastung ist mit einem durchschnittlichen Gehalt von rund 54 mg/kg nicht viel geringer. Hingegen konnten BTEX praktisch nur vereinzelt in Spuren nachgewiesen werden. Die Schwermetallbelastungen sind gleich oder etwas niedriger mit mittleren Gehalten an Chrom, Kupfer, Blei und Zink von rund 100 – 350 mg/kg (Extremwert: Cu 6.4 g/kg).

Materialtyp B

⁴ Hexachlorethan wird der Einfachheit halber und der Zugehörigkeit zur Stoffgruppe der CKW ebenfalls den leichtflüchtigen KW zugeordnet bzw. in der Summenbelastung mit einberechnet.

Tabelle 5: Untersuchungsergebnisse Feststoffproben (Deponiematerial)

Materialtyp	Parameter	A		B		C		D	
		Ø	Max	Ø	Max	Ø	Max	Ø	Max
Alkane (C5-C10)	µg/kg	5'163	16'600	598	598	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Gesamt KW	mg/kg	1'168	46'300	332	16700	148	2830	93	2140
TOC	mg/kg	50'048	274'000	31'536	240'000	9'550	78'600	7'033	9'000
Σ CKW	mg/kg	35.2	31'139	2.0	11.1	0.6	7.5	0.4	0.6
Σ Chlorbenzole	mg/kg	15.6	3'000	0.6	2.7	0.9	2.8	0.05	0.06
Σ BETX	mg/kg	6.2	289	0.1	1.0	0.05	0.1	n.n.	n.n.
Σ PAK	mg/kg	79.2	4'930	53.6	14'200	27.7	143	32.8	92.5
Σ Phenol	mg/kg	1.8	84.0	0.3	1.3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Σ Aniline	mg/kg	39.7	184	2.2	4.9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Σ Chlorierte Butadiene	mg/kg	7.3	187	3.3	16	0.07	0.12	0.01	0.01
Σ Barbiturate	µg/kg	32	2'747	111	159	n.n.	-	n.n.	-
Σ Pestizide	µg/kg	0.1	43	30	143	n.n.	-	n.n.	-
Σ Insektizide	mg/kg	7.8	178	0.8	3.2	n.n.	-	n.n.	-
Cadmium	mg/kg	2.64	12.0	1.55	12	0.89	3.9	0.50	0.5
Kupfer	mg/kg	353	4'200	203	6'380	46	658	28	43
Zink	mg/kg	605	6'700	218	1'140	145	742	116	210
Quecksilber	mg/kg	1.7	4.8	0.9	13	0.3	4.8	0.5	1.4
Bor	mg/kg	22.1	42.0	25.1	100	17.7	64.7	15.2	21.4
Chrom	mg/kg	84	29000	51	5600	35	108	26	33.2
Nickel	mg/kg	62	770	43	136	25	112	23	28
Blei	mg/kg	401	2900	938	3700	275	1800	241	460
Arsen	mg/kg	32	75	25	86	15	80.8	10	15
Kobalt	mg/kg	21.1	50.0	24.1	87	9.2	39.7	8.7	15.2

Ø = getrimmter Mittelwert (ohne extreme Ausreisser)

n.n. = nicht nachweisbar

- = nicht analysiert

Beim Materialtyp C („schwach schadstoffbelastetes Deponiematerial“) lässt sich im Vergleich zu den beiden oben genannten Typen im Wesentlichen nur noch eine erhöhte Schadstoffbelastung durch KW (im Mittel rund 150 mg/kg) sowie durch PAK (im Mittel rund 30 mg/kg) feststellen. Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (inkl. BTEX) lassen sich nur noch in vergleichsweise geringen Konzentrationen nachweisen (wenig Per- und Trichlorethylen und Dichlorbenzole). Bezüglich der Schwermetalle sind nur noch vereinzelt Blei, Zink und Kupfer in nennenswerten Konzentrationen vorhanden.

Materialtyp C

Beim Materialtyp D („organoleptisch unbelastetes Deponiematerial“) resultiert immer noch eine leichte KW- und PAK-Belastung (Mittel: KW-Gehalt rund 90 mg/kg, PAK rund 30 mg/kg). Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (CKW) sind praktisch nur noch in Spuren vorhanden (Per- und Trichlorethylen). Erhöhte Schwermetallgehalte konnten abgesehen von einzelnen Ausnahmen (z.B. Blei mit 460 mg/kg) nicht nachgewiesen werden.

Materialtyp D

Für die chemische Charakterisierung der Materialtypen E1 und E2 verweisen wir auf Kapitel 2.4.2 des vorliegenden Berichts.

2.2.5. Vergleich der Schadstoffbelastung mit den TVA-Grenzwerten

Zusammenfassend ergibt sich für die ausgeschiedenen Materialtypen im Vergleich zu den TVA-Grenzwerten folgendes Bild (vgl. dazu Anh. A3a):

Klassierung nach TVA

Materialtyp	Klassierung nach TVA	Begründung
A	Überwiegend Sonderabfall untergeordnet Reaktorstoff	i.d.R. sehr hohe organische Schadstoffbelastung (v.a. CKW, aber auch KW und PAK)
B	Reaktorstoff und/oder Inertstoff	i.d.R. hohe organische Schadstoffbelastung (CKW, KW und PAK)
C	Überwiegend Inertstoff untergeordnet Reaktorstoff	Moderate organische Schadstoffbelastung (KW, CKW und PAK)
D	Überwiegend Inertstoff (teilweise unverschm. Aushub) ganz vereinzelt Reaktorstoff	geringe organische Schadstoffbelastung (KW, CKW und PAK)



Es sind also in erster Linie vor allem organische Schadstoffe, welche in hohen Konzentrationen über den TVA-Grenzwerten vorliegen. Die Konzentrationen an Schwermetallen erfüllen praktisch ausnahmslos die Anforderungen an Inertstoffqualität.

Schwermetalle

2.2.6. Schadstoffverteilung im Deponiekörper

Die Schadstoffverteilung im Deponiekörper wurde mit dem Programm „Voxler“ von Golden Software räumlich modelliert. Das Programm erlaubt die dreidimensionale Auswertung räumlicher Daten zur Belastung des Deponiematerials und somit die räumliche Darstellung der Deponiebelastung. Basis für die Dateneingabe bildete die organoleptische Klassierung der Bohrkerne in die Materialtypen A bis E (vgl. oben). Die farbliche Differenzierung in den 3-D-Darstellungen entspricht derjenigen in den Kernaufnahmen.

Voxler, räumliche Modellierung der Belastungsverteilung im Deponiekörper

Die so hergeleitete Schadstoffverteilung ist im Detail in insgesamt 19 horizontalen Schichtplänen in der Beilage B2 wie auch in einem Längs- und einem Querprofil im Anhang A4 veranschaulicht. Eine zusammenfassende Darstellung der Schadstoffbelastung ist im Anhang A5 abgebildet, indem die Umhüllende der Belastungsverteilung im Deponiekörper nach den genannten Materialtypen dargestellt wird. Daraus lässt sich bezüglich der stärker belasteten Deponiebereiche folgendes erkennen:

Veranschaulichung

- Die Bereiche mit Materialtyp A (stark belastet) beschränken sich auf die Parzellen 554 und 5129, was eine Bestätigung der TU ist. Im Detail konzentrieren sie sich in den oberflächennahen Bereichen mehrheitlich im südwestlichen bis westlichen Teil dieser beiden Parzellen (Schnitte 2 m bis 5 m u.T.). Gegen die Tiefe sind auch eher östliche Teile der Parzelle

Materialtyp A



5129 betroffen (Schnitte 5 m bis 10 m u.T.). In den Tiefenlagen 13 - 19 m u.T. konzentriert sich der Materialtyp A im zentralen Bereich auf der Grenze zwischen Parzelle 5129 und 554.

- Die Bereiche mit Materialtyp B können als Übergangsbereich zwischen den stark belasteten Bereichen „rot“ und den moderat belasteten Bereichen „gelb“ angesehen werden. Vereinzelt können Bereiche mit Materialtyp B in mittleren Tiefenlagen auch in östlichen Grubensegmenten beobachtet werden (Schnitte 7 m bis 10 m u.T.), wobei die organische Belastung hauptsächlich von den PAK her stammt.
- Die Schadstoffverteilung in der Deponie konzentriert sich vor allem auf den westlichen Teilbereich (im Wesentlichen Parzellen 554 und 5129), wo die stärksten Schadstoffbelastungen ungefähr im Tiefenbereich von rund 5 – 10 m u.T. sowie in der Sohlenvertiefung im nordwestlichen Deponiebereich vorhanden sind.

Materialtyp B

Schadstoffverteilung

Basierend auf den räumlichen Modellierungen mittels Voxler wurden die mutmasslichen Kubaturen der vier unterschiedenen Materialtypen in der Deponie hergeleitet und in der Tabelle 6 aufgeführt (gerundete Werte).

Kubaturabschätzungen

Das Gesamtvolumen der Deponie (bezogen auf den Deponieperimeter gemäss Anh. A2) beträgt rund 500'000 m³. Davon entfallen rund 3/5 auf den westlichen Teilbereich und 2/5 auf den östlichen Teilbereich. Der am stärksten belastete Materialtyp A macht rund 1/10 der Gesamtmenge aus. Nimmt man noch den Materialtyp B dazu beträgt der Anteil an schadstoffbelastetem Deponiematerial knapp 40%, wobei nur ein kleiner Teil im östlichen Deponiebereich liegt.

Tabelle 6: Abschätzung der Kubaturen der einzelnen Materialtypen.

Materialtyp	West		Ost	
	m ³	%	m ³	%
A	45'000	9	---	
B	130'000	26	20'000 m ³	4
C	120'000	24	100'000 m ³	20
D	20'000	4	65'000 m ³	13
Total	315'000	63	185'000 m³	37
GESAMT	500'000 m³ (100 %)			

Genauigkeit der Angaben: ± 20%

Zur Abschätzung der im Deponiekörper vorhandenen Schadstoffmengen wurde die in Tabelle 6 abgeschätzten Kubaturen mit den berechneten Mittel-



werten der einzelnen Schadstoffparameter gemäss Tabelle 5 multipliziert und gerundet. Das Ergebnis ist in der Tabelle 7 für organische Summenparameter sowie ausgewählte Schwermetalle zusammengefasst.

Tabelle 7: Abschätzung der im Deponiekörper vorhandenen Schadstoffmengen

Parameter	West	Ost	TOTAL
Organische Schadstoffe			
Aliphate KW	215 t	50 t	265 t
Σ CKW	1.5 t	150 kg	1.7 t
Σ PAK	27 t	10 t	37 t
Σ BTEX	500 kg	20 kg	0.5 t
Σ Chlorphenol	220 kg	10 kg	0.2 t
Σ Chlorierte Butadiene	1.3 t	120 kg	1.4 t
Σ Aniline	4 t	80 kg	4 t
Σ Barbiturate	10 kg	---	10 kg
Schwermetalle			
Cadmium	640 kg	210 kg	0.8 t
Kupfer	90 t	19 t	119 t
Nickel	22.5 t	9.5 t	32 t
Zink	140 t	45 t	185 t
Quecksilber	0.45 t	0.15 t	0.6 t
Chrom	28.5 t	12 t	40.5 t
Blei	336 t	118 t	454 t
Arsen	12.5 t	5 t	17.5 t
Kobalt	10 t	4 t	14 t

Genauigkeit der Angaben: ± 30%
 Datenbasis Einzelstoff-Analytik ohne Screenings

Gesamthaft sind in der Deponie rund 310 Tonnen an organischen Schadstoffen vorhanden, davon entfallen rund 85% auf aliphatische Kohlenwasserstoffe (KW). Den zweitgrössten Anteil machen polyzyklische aromatische KW (PAK) mit rund 12% Anteil bzw. mit nicht ganz 40 Tonnen aus. Die restlichen Schadstoffe betragen zusammen weniger als 3%, wovon die Stoffgruppen Aniline, CKW und chlorierte Butadiene mit jeweils mehr als 1 Tonne vertreten sind.

*organische
Schadstoffe*

Die Gesamtmengen an Schwermetallen betragen zusammen mehrere hundert Tonnen, wobei der Hauptanteil aus Zink, Kupfer und Blei besteht. Ein

Schwermetalle

grosser Anteil davon ist aber auf eine geogene Hintergrundsbelastung zurückzuführen⁵.

Die angegebenen Zahlenwerte in den Tabellen 6 und 7 sind im Vergleich zur Abschätzung im Rahmen der TU [3] signifikant geringer (z.B. bis Faktor 2-3). Insbesondere wurde dazumal der Anteil des Materialtyps A rund doppelt so hoch eingeschätzt und andererseits wurden höhere Schadstoffkonzentrationen eingesetzt (gewichtete anstelle von getrimmten Mittelwerten). Unter Berücksichtigung des zwischenzeitlich noch verkleinerten Deponieperimeters und der gesteigerten Sondierdichte kann dieser Befund als plausibel erachtet werden.

Vergleich zu
TU



2.3. Bodenluft

In 10 ausgewählten Bohrungen wurden tiefengestufte Bodenluftproben entnommen. 8 Entnahmestellen liegen im zentralen Bereich der Deponie, 2 im peripheren Bereich. Die Probenentnahme geschah nach der aktiven Methode. Ziel der Bodenluftentnahme war es, Anhaltspunkte über die Gasführung des Deponiekörpers im Hinblick auf die Evaluation möglicher Sanierungsvarianten zu erhalten. Die Probenahmeprotokolle wie auch die Analyseergebnisse sind im separaten Beilagenband (Beilage B3c) zusammengefasst.

Probenahme

Die wichtigsten Resultate sind in der Tabelle 8 zusammengestellt und können wie folgt kommentiert werden:

- In der Bodenluft nachgewiesen werden können hauptsächlich chlorierte Kohlenwasserstoffe CKW (PER, TRI und cis-1,2-Dichlorethylen); ferner leichtflüchtige aliphatische Kohlenwasserstoffe (C₁ – C₁₀), Chlorbenzol und Spuren von Trichlormethan, Tetrachlormethan und BTEX. CKW
- In der Bohrung P105 (zentraler Bereich) wird in einer Tiefe von 5 m der Konzentrationswert AltIV für Chlorbenzol überschritten. Chlorbenzol
- In der Bohrung P112 (zentraler Bereich) wird in einer Tiefe von 5 m der Konzentrationswert AltIV für Tetrachlorethen überschritten Tetrachlorethen
- In den peripheren Bereichen der Deponie (P 119 und P 121) wurden keine relevanten Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft festgestellt.

⁵ Es ist davon auszugehen, dass die Schwermetallbelastung maximal bis ungefähr in die Grössenordnung zu den U-Werten gemäss TVA auf eine natürliche geogene Belastung zurückzuführen ist. Eine genaue Abgrenzung ist aber nicht möglich und in Anbetracht der eher untergeordneten Bedeutung auch nicht von wesentlicher Bedeutung.

Tabelle 8: Zusammenstellung Untersuchungsergebnisse Bodenluft

Bohrung / Messtiefe (m u.T.)	Σ Leichtflüchtige aliphatische KW (mg/m ³)	Σ Leichtflüchtige halogenierte KW (mg/m ³)	Σ Aromati- sche KW (mg/m ³)	Σ leichtflüchtige organische Verbindungen (mg/m ³)			
				<50°C	50-150°C	150-200°C	
P93	5 m	810	44	0.95	n.b.	640	1800
	10 m	62	180	0.3	n.b.	250	170
P95	5 m	<7	130	0.22	n.b.	190	<7
	10 m	<7	110	0.15	n.b.	180	<7
P97	5 m	21	5.6	1.8	n.b.	<7	120
	10 m	<7	440	1.2	n.b.	920	250
P99	5 m	<7	2.0	0.29	n.b.	<7	<7
	10 m	<7	14	0.17	n.b.	110	160
P102	5 m	<7	2.5	n.b.	n.b.	<7	<7
	10 m	<7	12	n.b.	n.b.	17	<7
P015	5 m	28	370	2.7	n.b.	510	110
	10 m	110	12	0.63	n.b.	200	<7
P110	5 m	15	24	0.19	n.b.	39	71
	10 m	<7	55	n.b.	n.b.	65	7.1
P112	5 m	<7	590	8.2	n.b.	600	94
	10 m	130	270	0.34	n.b.	310	320
P119	5 m	<7	n.b.	n.b.	n.b.	<7	<7
	10 m	<7	3.2	n.b.	n.b.	<7	<7
P121	5 m	<7	n.b.	n.b.	n.b.	<7	<7
	10 m	<7	n.b.	n.b.	n.b.	<7	<7

n.b. = nicht berechenbar

2.4. Untergrundverhältnisse unterhalb der Deponie

2.4.1. Felsbohrungen

Die fünf Rotationskernbohrungen P.86 bis P.90 wurden zur Erkundung des Felsuntergrundes ausgeführt (vgl. Lage in Anh A2). Die Bohrungen P.87 und P.89 wurden dabei in den Hauptmuschelkalk (HMK) abgeteuft, ohne dessen Basis zu erreichen. P.86. und P.88 erreichten die unter dem HMK liegende Dolomitzone (Anhydritgruppe). Mit der tiefsten Bohrung P.90 wurde die obere Sulfatzone der Anhydritgruppe aufgeschlossen. Alle weiteren Bohrungen wurden zur Erkundung des Deponiekörpers sowie der Deponiesohle ausgeführt. Einige erreichten dabei die Felsoberfläche (Bohrprofile vgl. Beilage B1).

Bohrtiefen

Der geologische Aufbau des Felsuntergrundes ist stark durch eine Horst-Graben Tektonik geprägt (vgl. Anh. A7b). Diese steht im Zusammenhang mit dem östlich des Betrachtungsgebietes ungefähr Nord-Süd verlaufenden, über 1000 m tief eingesunkenen Rheintalgraben. Westlich der Deponie verläuft der sog. „Feldreben“-Horst, wo entlang von Verwerfungszonen eine Aufschubung des Felsuntergrundes stattgefunden hat. Weiter liegt die Deponie Feldreben in ihrem östlichen Teil im Bereich des Nordost – Südwest verlaufenden

*Feldreben-
Horst*

Hardgrabens, welcher im Felsuntergrund entlang von Verwerfungen zu senkrechten Verschiebungsbeträgen von bis zu 50 m und mehr geführt hat.

Westlich, d.h. knapp ausserhalb der Deponie im Bereich des „Feldreben“-Horsts fehlt der Hauptmuschelkalk und es stehen dort die Gesteine der Anhydritgruppe an. Im westlichen Deponiebereich wird der Felsuntergrund durch den Hauptmuschelkalk aufgebaut. Gegen Osten findet entlang der genannten Verwerfungszonen zuerst ein scharfer Übergang zur Formation des Gipskeupers und danach zur Formation der Lettenkohle statt.

Felsuntergrund

Die interpolierte Felsoberfläche sowie die anstehenden Formationen gehen aus Anhang A7 hervor. Die Felsoberfläche weist innerhalb des Betrachtungsgebietes auf einer Nordwest – Südost verlaufenden Achse eine Hochzone von rund 265.0 m ü.M bis 270.0 m ü.M auf und fällt gegen Nordosten resp. Südwesten bis auf rund 250 m ü.M ab. Lokale Vertiefungen bestehen ganz im Osten sowie im Nordwesten, dort innerhalb des erwähnten „Feldreben“-Horstes.

Felsoberfläche

Die Felsoberfläche weist eine Anwitterungszone im dm- bis m-Bereich auf. Darunter folgt in der Regel kompakter unverwitterter Fels. Im Folgenden werden die einzelnen Formationen kurz umschrieben.

Unter dem Begriff Keupermergel werden die stark verwitterten Gesteine des mittleren Keupers zusammengefasst. Sie bestehen im interessierenden Bereich aus meist grauem, stark angewittertem tonigem Silt. Die ursprünglich vorhandenen sulfatischen Anteile sind meist vollständig ausgewaschen. Eine exakte stratigrafische Zuordnung ist kaum möglich, da mit den Sondierbohrungen jeweils nur die obersten, stark verwitterten Bereiche aufgeschlossen wurden.

Keupermergel

Die Lettenkohle besteht in unverwittertem Zustand aus einer Wechsellagerung von plattigen, graubeigen Dolomiten mit grauschwarzen Tonzwischenlagen. Im Untersuchungsperimeter lassen sich deutliche Anzeichen von Verwitterung, Auslaugung und Verkarstung beobachten.

Lettenkohle

Der Trigonodus-Dolomit wurde im Rahmen der Sondierkampagne nicht erbohrt.

Trigonodus-Dolomit

Der in den Bohrungen angetroffene Hauptmuschelkalk besteht aus grauen, plattigen bis gebankten Kalken. Die Kalke sind häufig von Tonfugen durchsetzt und weisen eine mehr oder weniger intensive Durchklüftung auf. Durch Lösungs- und Umwandlungsprozesse treten Hohlraum- und Verkarstungsphänomene auf. Oberflächlich, in der genannten „Anwitterungszone“ können die Kalke zu beige-braunen, siltigen Dolomiten/Mergeln umgewandelt worden sein.

Hauptmuschelkalk



Die an der Basis des Hauptmuschelkalks anstehende Anhydritgruppe, bestehend aus der Dolomitzone sowie der unterliegenden oberen Sulfatzone, wurde mit den Bohrungen P.86 und P.88 (Dolomitzone) resp. der Bohrung P.90 (obere Sulfatzone) aufgeschlossen. Im Falle der Dolomitzone handelt es sich um einen grauen bis beige, oft laminierten Dolomit, teils mit dunklen Tonzwischenlagen und Silixknollen (Cherts). Der Dolomit ist tonig ausgelaugt und verkarstet. Die obere Sulfatzone besteht aus hellgrauen bis grünlich-grauen, dünnbankigen dolomitischen Mergeln, bereichsweise durchsetzt mit weissen Gips/Anhydrit-Schnüren. Oft sind Auslaugungs- und Verkarstungsphänomene erkennbar.

Anhydritgruppe

S C + P

Der Anhang A6 zeigt eine Karte der Verbreitung der Niederterrassenschotter und älteren quartären Ablagerungen über dem Fels. Daraus geht hervor, dass der Deponiekörper bereichsweise direkten Kontakt mit dem anstehenden Felsuntergrund aufweist (Materialabbau bis auf den Fels), und zwar im Detail wie folgt:

Niederterrassenschotter

- Im Nordwesten besteht ein direkter Kontakt mit dem Hauptmuschelkalk als Grundwasserleiter.
- Im östlichen Kontaktbereich stehen unter dem Deponiekörper die Formationen des Gipskeupers resp. der Lettenkohle als Grundwasserstauer an (vgl. Anh. A6a, Darstellung der geologischen Verhältnisse).

Ausserhalb der bezeichneten Bereiche wird der Deponiekörper durch quartäre Lockergesteinssedimente variierender Mächtigkeit vom anstehenden Felsuntergrund getrennt. Für die geologischen Kernaufnahmen wurden die quartären Ablagerungen in Niederterrassenschotter sowie „ältere quartäre Ablagerungen“ unterteilt. Die Niederterrassenschotter unterscheiden sich von den älteren quartären Ablagerungen hauptsächlich durch einen weit höheren Feinkornanteil (Ton, Silt). Die hellbraunen bis hellgrauen, sandigen, z.T. schwach siltigen Kiese der Niederterrassenschotter wurden vor allem im Randbereich der Deponie gegen Osten über Norden bis Westen sowie im zentralen Bereich angetroffen (kein vollständiger Kiesabbau bis zur Basis des Schotter). Die beige bis dunkelbraunen, tonig-siltigen Kiese der „älteren quartären Ablagerungen“ finden sich überwiegend im peripheren, d.h. östlichen und westlichen Deponiebereich (vgl. Anh. A6).

ältere quartäre Ablagerungen

2.4.2. Ergebnis der Laboruntersuchungen

Es wurden insgesamt 8 tiefengestufte Proben aus dem organoleptisch unauffälligen Hauptmuschelkalk sowie 5 Proben aus organoleptisch auffälligen Zwischenschichten (meist dunkel verfärbte Siltbereiche) analysiert. Die ausführlichen Ergebnisse sind im Laborbericht in der Beilage B3c enthalten und die wichtigsten Ergebnisse in der Tabelle 9 als Summenparameter zusammengefasst (vgl. dazu detaillierte Zusammenstellung im Anhang A3b).

untersuchte Proben



Tabelle 9 : Untersuchungsergebnisse Feststoffproben (Untergrund)

Materialtyp	E1		E2	
	Ø	Max	Ø	Max
Alkane (C5-C10) µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Gesamt KW mg/kg	47	212	33	2'130
TOC mg/kg	2'783	5'900	2'817	4'700
Σ CKW mg/kg	2.4	606	0.2	0.3
Σ Chlorbenzole mg/kg	0.7	2.6	0.2	0.3
Σ LKW mg/kg	0.3	5.0	0.1	0.1
Σ BETX mg/kg	0.02	0.0	0.04	0.04
Σ PAK mg/kg	1.9	5.9	n.n.	1.5
Σ Phenol mg/kg	0.03	0.1	0.01	0.02
Σ Aniline mg/kg	0.7	10.2	0.1	0.1
Σ Chlorierte Butadiene mg/kg	1.4	720	0.45	0.74
Σ Barbiturate µg/kg	16	1'323	82	158
Σ Pestizide µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Σ Insektizide mg/kg	0.3	1.3	1.7	2.2
Cadmium mg/kg	1.6	1.6	0.8	0.8
Kupfer mg/kg	25	100	18	42.5
Zink mg/kg	87	230	48	102
Chrom mg/kg	23	48.4	26	43.3
Nickel mg/kg	33	170	33	53.8
Blei mg/kg	27	46	n.n.	0

Ø = getrimmter Mittelwert (ohne extreme Ausreisser)

n.n. = nicht nachweisbar

- = nicht analysiert

Die Analysenergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die organoleptisch unauffälligen Bereiche des Felsuntergrundes sind praktisch nicht schadstoffbelastet (Materialtyp E2). Einzig in Bohrung P.90 wurden in einer Tiefe von ca. 68-70 m u.T. Spuren von Chlorpestiziden (v.a. 1.46 mg/kg p,p'-DDT) gefunden. *Materialtyp E2*
- In den dunkel verfärbten, dm-dicken siltigen Zwischenschichten (Materialtyp E1) konnten Chlorierte Benzole (Bsp. P.88/7, Tiefe 11.7-12 m u.T., Chlorbenzol 141 µg/kg), LCKW (Bsp. P.89/13,14, Tiefe 39-40 m u.T., v.a. Tri 676 µg/kg) sowie Spuren von Hexachlorethan (Bsp. P87/11, P89/10, Tiefe ca. 31 m u.T., 29 µg/kg) nachgewiesen werden. *Materialtyp E1*



2.5. Grundwasserüberwachung

2.5.1. Grundwasserüberwachung während den Bohrarbeiten

Während den Bohrarbeiten wurde die Grundwasserqualität im nahen Deponeumfeld bzw. im Einflussbereich der jeweils ausgeführten Bohrungen regelmässig überwacht. Dazu wurden die in Tabelle 10 zusammengestellten Probenahmen durchgeführt (insgesamt 4 Kampagnen sowie ein Wiederholungsmessung [Nr. 2a]) Die Probenahme sowie die Analytik wurde durch die Bachema AG ausgeführt. Die Analysenparameter umfassen eine Bestimmung der Hauptbestandteile sowie ausgewählter leichtflüchtiger Schadstoffe, welche in der Deponie in relevanten Mengen vorhanden sind. Die ausführlichen Analysenergebnisse sind in der Beilage B3a zusammengestellt.

Probenahme

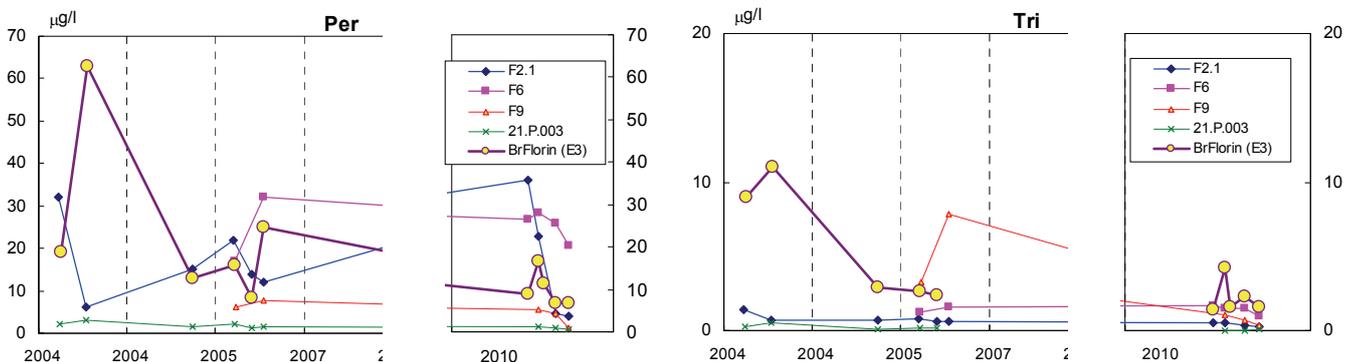
Tabelle 10: Durchgeführte Grundwasserüberwachung

Überwachungskampagne		Beprobte Entnahmestellen						
Nr.	Datum	E.3	F1	F2.1	F3.2	F6	F9	P3
1	22.06.2010	x		x	x	x		x
2	16.07.2010	x	x	x	x	x	x	
2a	27.07.2010	x						
3	23.08.2010	x	x	x		x	x	x
4	22.09.2010	x		x	x	x	x	x

Zusätzliche Beprobungskampagnen wurden sowohl im Vorfeld (Mai 2010) als auch im Anschluss (Dezember 2010) an diese Grundwasserüberwachung im Rahmen der ordentlichen Deponieüberwachung durch das AUE ausgeführt. Somit war sichergestellt, dass allfällige relevante Beeinträchtigungen des Grundwassers durch Bohrarbeiten hätten rechtzeitig erkannt werden können.

ordentliche Grundwasserüberwachung

Abbildung 1: Ganglinien des PER und TRI-Gehaltes in ausgewählten Messstellen



Die Analysenergebnisse belegen, dass die festgestellten CKW-Belastungen im Grundwasser im Rahmen des bisher festgestellten Wertebereichs der vergangenen Jahre lagen und insbesondere auch keine zunehmenden Trends

keine Beeinflussung durch Bohrarbeiten

während den Bohrarbeiten zu erkennen waren (vgl. Anh. A9 anhand des PER und TRI sowie Kap. 2.5.2).

2.5.2. Langjährige Grundwasserüberwachung im Abstrombereich

Seit der Durchführung der TU wird das Grundwasser im Abstrombereich der Deponie regelmässig durch das AUE überwacht (vgl. Lage der Messstellen im Anh. A2). Die Überwachung umfasst einerseits die chemische Analysen von Wasserproben sowie die kontinuierliche Überwachung des Grundwasserspiegels, der Temperatur und der el. Leitfähigkeit mittels Datenlogger [9].

*Grundwasser-
überwachung*

S C + P

Im Anhang A9 sind die Ganglinien der relevanten CKW-Komponenten (Perchloroethylen, Hexachlorethan, Trichlorethylen) im Grundwasser seit Beginn der Überwachung im Jahre 2004 dargestellt. Die Grafiken zeigen den Konzentrationsverlauf in den Messstellen im Westen (F1, F2.1, F2.1, F6) und im Norden (F5P5, F3.1, F3.2, Florin). Im Süden und Osten wurden keine Grafiken erstellt, da dort die Konzentrationen generell geringer sind.

*relevante
CKW-
Komponenten*

Wie bereits seit der TU bekannt ist, zeigt sich, dass sich die CKW-Belastung im Grundwasser seit Jahren vor allem im Norden und Westen der Deponie manifestiert, während demgegenüber im südlichen und östlichen Abstrombereich nur vergleichsweise geringe Konzentrationen festgestellt werden. Dieses Belastungsmuster lässt sich einerseits auf die CKW-Verteilung im Deponiekörper, andererseits auf die hydrogeologischen Untergrundsverhältnisse unter der Deponie zurückführen. In der südwestlichen Deponiehälfte liegen generell schlechtere Durchlässigkeitsverhältnisse im Felsuntergrund vor. Zudem lässt der Verlauf der Felsoberfläche allfälliges Deponiesickerwasser nach Nordenwesten abfliessen. Es ist auch anzunehmen, dass ein grosser Teil des Deponiesickerwassers über die Sohlenvertiefung im nordwestlichen Deponiebereich konzentriert in den Untergrund gelangt.

*unterschiedli-
che Belastung*

Neben dieser generellen Beobachtung kann im Detail ein differenziertes Bild der einzelnen CKW-Komponenten festgestellt werden:

- Die PER-Belastung ist in den letzten Jahren im Westen mit rund 20 – 40 µg/l tendenziell höher als im Norden mit rund 10 – 20 µg/l (Ausnahme F3.2 im oberen Stockwerk im Lockergestein mit über 100 µg/l in jüngster Zeit). *PER*
- Die Belastung durch TRI ist vor allem im Norden der Deponie feststellbar (mit heute durchschnittlich rund 5 - 10 µg/l und früheren Spitzenwerten bis über 20 µg/l), während im Westen die Gehalte deutlich niedriger sind (stets kleiner als 2 µg/l). *TRI*
- Die Hexachlorethan-Konzentration ist vor allen bei zwei Messstellen (Brunnen Florin und F5P5) mit rund 10 - 30 µg/l in den letzten Jahren erhöht, während in den übrigen Messstellen die Konzentrationen i.d.R. unter 5 - 10 µg/l liegen. *Hexachlo-
rethan*

2.6. Belastungspumpversuche „Zink“

2.6.1. Durchgeführte Versuche

Gemäss Pflichtenheft waren zur Beurteilung der Zinkbelastung im Grundwasser Belastungspumpversuche an drei ausgewählten Bohrungen bzw. bereits existierenden Grundwasserentnahmestellen auszuführen. Im Untersuchungsprogramm vom 30.9.2009 wurde der Umfang genauer präzisiert, welcher wie folgt umgesetzt wurde (vgl. auch Tabelle 11):

Programm



Tabelle 11: Versuchsanordnung „Zink“-Belastungspumpversuche 2010

Versuch	C.230	E.25	C.244
Beginn (Datum, Uhrzeit)	14.09. 09:05	14.09. 07:20	20.09. 15:00
Ende (Datum, Uhrzeit)	17.09. 07:15	17.09. 07:45	24.09. 07:30
Pumpdauer total (bzw. Std:min)	2.0 Tage* (48:20)	3.0 Tage (72:25)	3.7 Tage (88:30)
Mittl. Förderleistung	16 l/min	295 l/min	71 l/min
Ges. Pumpmenge	45 m ³	1'273 m ³	306 m ³
Pegelaufzeichnungen		F4, F3.1/3.2, F9	F4, F3.1/3.2, E.25
Probenahme (Tage:Std:min nach Pumpbeginn)	P1	00:00:05	00:00:20
	P2	00:01:05	00:01:00
	P3	00:05:15	00:05:05
	P4	00:23:55	01:00:05
	P5	01:23:50	02:00:55
	P6	02:22:05	03:00:05

* reine Pumpdauer ohne Berücksichtigung der Unterbrüche von ca. 1 Tag

Die beiden Versuche C.230 und E.25 wurden aus logistischen Gründen zeitgleich ausgeführt, was aufgrund der weiten Distanz zwischen den beiden Entnahmestellen (rund 600 m) keine gegenseitige Beeinflussung zur Folge hatte.

Ablauf

Die Absenkung und die Temperatur im Entnahmebrunnen wurden jeweils mittels eines im Brunnen installierten Dataloggers kontinuierlich aufgezeichnet. Die elektrische Leitfähigkeit und Durchflussmengen wurden über ein induktives Durchflussmessgerät (IDM) ebenfalls kontinuierlich erfasst (Einzig bei C.244 funktionierte die Datenaufzeichnung des IDM nicht, weshalb hier nur Handablesungen vorliegen). Des weitern standen auch die stündlichen Messdaten der Datenlogger der Grundwasserüberwachung zur Verfügung.

Datalogger

Bei den beiden Versuchen E.25 und C.244 konnte mit der installierten Fördermenge eine konstante Absenkung erreicht werden. Beim Pumpversuch C.230 musste hingegen aufgrund der geringen Ergiebigkeit die Fördermenge mehrmals reduziert werden (von anfänglich ca. 60 l/min auf rund 15 l/min), wobei sich auch da keine konstante Absenkung einstellte. Aus diesem Grund musste der Versuch für rund 1 Tag unterbrochen werden, bis der Wasserspiegel wieder sein Ausgangsniveau erreicht hatte.

Fördermengen

2.6.2. Zusammenfassung der wichtigsten Untersuchungsergebnisse

Die Ergebnisse der wichtigsten Feldmessungen und chemischen Analysen sind in den Anhängen A7a – c grafisch in Form von Ganglinien veranschaulicht. In der nachfolgenden Tabelle 12 sind die wichtigsten Untersuchungsergebnisse zusammengestellt und in der Abb. 1 ist die zeitliche Veränderung des Zinkgehalts mit zunehmender Pumpdauer (dargestellt als kumulierte Pumpmenge) ersichtlich.

Ganglinien in Anhang A7



Tabelle 12: wichtigste Versuchsergebnisse „Zink“-Belastungspumpversuche

Versuch		C.230	E.25	C.244
Pumpdauer		2.0 Tage	3.0 Tage	3.7 Tage
Förderleistung		16 l/min	295 l/min	71 l/min
Absenkung		> 5.4 m	2.0 m	0.7 m
Veränderung*	El. Leitf.	Zunahme um 80 µS/cm	Zunahme um 130 µS/cm	Zunahme um 40 µS/cm
	Anionen	Zunahme Cl-Gehalt um 17 mg/l (Fakt. 10)	Zunahme SO ₄ -Gehalt um 40 mg/l (30%)	Zunahme SO ₄ -Gehalt um 15 mg/l (40%)
	DOC	± unverändert	± unverändert	± unverändert
	AOX	schwankend zw. 5 – 15 µg/l	Zunahme um 13 µg/l (100%)	schwankend zw. 6 – 9 µg/l
	Zink	Zunahme um rund 0.2 mg/l (Fakt. 2)	Annahme um 0.3 mg/l (Faktor 7)	Annahme um 0.3 mg/l (Faktor 6)

* i.d.R. Vergleich zwischen Versuchsbeginn und Versuchsende (gerundete Angaben, Veränderungen von weniger als 25% werden nicht explizit aufgeführt).

Alle drei Versuche zeigen bezüglich der Gesamtmineralisation (gemessen an der el. Leitfähigkeit) einen ähnlichen Versuchsverlauf. Bei allen drei Versuchen nahm die elektrische Leitfähigkeit mehr oder weniger rasch zu (bei E.25 schnell, bei C.244 innert Tagesfrist und bei C.230 kontinuierlich über die ganze Versuchsdauer). Dies ist mit einer Zunahme des Chlorid- und/oder Sulfatgehalts verbunden. Im Fall der Versuche C.230 und C.244 ist dies vermutlich auf einen erhöhten Anteil an zufließendem Karstgrundwasser zu erklären. Beim Versuch E.25 hingegen ist höchstwahrscheinlich ein erhöhter Deponiesickerwasserzufluss zu vermuten, da dort gleichzeitig auch der AOX-Gehalt markant ansteigt und auch bei Versuchsende noch kein konstantes Niveau erreicht wurde (vgl. Anh. A7a-ii).

Gesamtmineralisation

Bezüglich des Zinkgehaltes weisen die beiden Versuche E.25 und C.244 einen nahezu identischen Verlauf auf, indem der Zinkgehalt in der jeweils ersten Probe (nach 5 min) noch rund 0.35 mg/l betrug und anschliessend bis zum Versuchsende mit sehr ähnlichem (schnellen) Verlauf bis auf rund 0.06 mg/l abnahm (vgl. Abb. 1). Demgegenüber ist beim Versuch in C.230 nach der ersten Probenahme zunächst eine generelle Zunahme des Zinkgehaltes um rund 0.2 mg/l festzustellen. Nach dem eintägigen Pumpunterbruch fiel der Zinkgehalt dann aber tiefer als der Ausgangswert bei Versuchsbeginn

Zinkgehalt

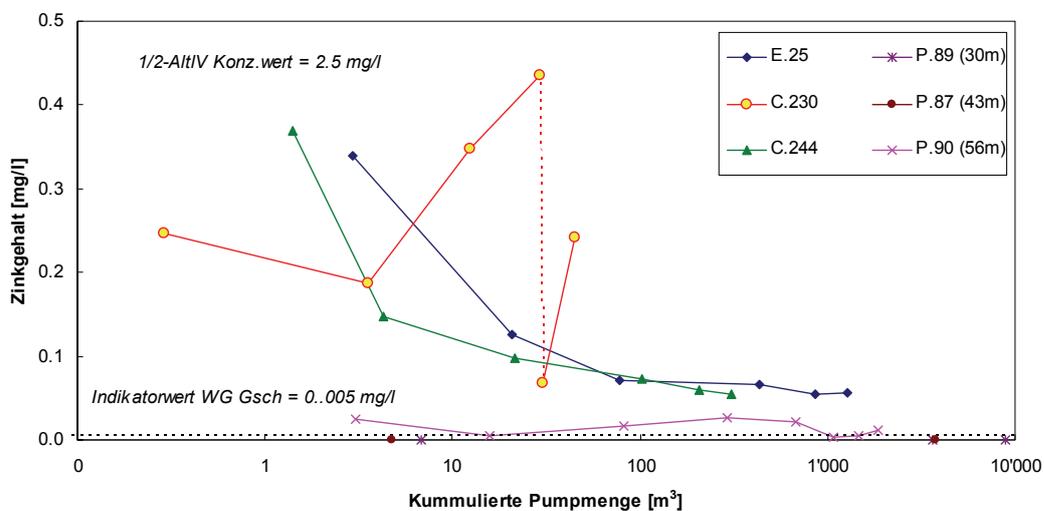
ab und erreichte schliesslich bis Versuchsende wieder seine Anfangskonzentration von rund 0.25 mg/l.

In der Abbildung 2 sind zum Vergleich die Messergebnisse der Felsbelastungspumpversuche eingetragen. Daraus wird ersichtlich, dass die Zinkgehalte direkt unter der Deponie signifikant kleiner sind als bei den drei untersuchten Messstellen, welche z.T. mehr als 300 m von der Deponie entfernt liegen.

Vergleich mit
Fels-Bel.-PV



Abbildung 2: Verlauf des Zinkgehaltes während der Pumpversuche



Erwähnenswert ist insbesondere noch die Lage des Grundwasserspiegels in der Bohrung C.230. Dort liegt der ungestörte Grundwasserspiegel rund 6 m (!) höher als im Bereich der Deponie Feldreben. Er liegt somit auch rund 3 – 4 m höher als der „Grundwasserberg“. Da die Messstelle im Bereich der nördlichen Verlängerung des „Feldreben-Horstes“ liegt, ist ein unterirdischer (subartesischer) Zufluss aus grösserer Entfernung aus dem Süden zu vermuten⁶.

Grundwasser-
spiegellage
C.230

⁶ Diese Vermutung stützt sich darauf, dass natürliche Schwankungen des Grundwasserspiegels beobachtet werden, und dass auch die vergleichsweise hohe Mineralisation des Wasser dafür spricht. Ebenfalls lassen die geförderten Wassermengen (rund 50 m³) auf einen deutlichen „Nachschub“ schliessen (Ähnliche Beobachtungen wurden bereits früher durch die Hardwasser AG gemacht [mündl. Mitteilung T. Gabriel] sowie im Rahmen der TU). All dies wäre bei einem lokalen und „isolierten“ Grundwasservorkommen, mit deutlich höherem Grundwasserspiegel nicht so ausgeprägt und die nachhaltige Speisung und deutlichen Spiegelschwankungen sind damit nicht erklärbar bzw. würden Erfahrungswerten widersprechen. Letztlich bleibt es eine Vermutung, welche aber für die altlastenrechtliche Beurteilung der Deponie Feldreben nicht von ausschlaggebender Bedeutung ist.

Folgerungen

Alle drei Entnahmestellen bestehen gemäss Bohrprotokollen aus verzinkten Stahlrohren. Dies konnte anlässlich der durchgeführten Untersuchungen verifiziert werden. Diese Tatsache sowie die in den Belastungspumpversuchen festgestellte rasche Abnahme der Zinkkonzentration in den beiden Versuchen C.244 und insbesondere bei E.25, welche sich im unmittelbaren Deponiebereich befindet, lassen darauf schliessen, dass die nachgewiesenen Zinkbelastungen in diesen Rohren aller Wahrscheinlichkeit nach auf eine Kontamination an der Entnahmestelle zurückzuführen sind. Aufgrund der insgesamt geringeren Pumpmengen beim Versuch C.230 können auch dort die höheren Zink-Gehalte höchstwahrscheinlich mit einer Kontamination an der Entnahmestelle begründet werden.

*verzinkte
Stahlrohre*

Als Fazit lässt sich aus den durchgeführten Zink-Versuchen kein direkter Zusammenhang zwischen den erhöhten Zinkgehalten in den drei Messstellen C.230, C.244 sowie E.25 und der Grundwasserbeeinflussung durch die Deponie Feldreben ableiten. Viel wahrscheinlicher ist eine Kontamination durch die verzinkten Stahlrohre.

*Keine Depo-
niebeeinflus-
sung*

2.7. Belastungspumpversuche „Fels“

2.7.1. Durchgeführte Versuche

Die Eckdaten der aus den 5 tiefen Bohrungen im zentralen Belastungsbereich ausgeführten Pumpersuche sind in der Tabelle 13 zusammengestellt (Spalten in tiefenabhängiger Reihenfolge).

Die Versuche wurden jeweils während einer Woche von Montagmittag bis Samstagmittag ausgeführt. Der Versuch P.89 wurde bewusst über knapp 2 Wochen fortgeführt, um allfällige Auswirkungen des geplanten Unterbruches der Grundwasseranreicherung zu erfassen. Die Probennahmen erfolgten gemäss Konzept kurz nach Pumpbeginn (ca. 5 min), nach 1 Stunde, nach 5 Stunden und danach im Tagesrhythmus, wobei auch (nicht analysierte) Rückstellproben entnommen wurden (vgl. Tabelle 13).

*Versuchsdauer
und Probe-
nahme*

Die Absenkung und die Temperatur im Entnahmebrunnen wurden jeweils mittels eines im Brunnen installierten Dataloggers kontinuierlich aufgezeichnet. Die elektrische Leitfähigkeit und Durchflussmengen wurden über ein induktives Durchflussmessgerät (IDM) ebenfalls kontinuierlich erfasst.

Datalogger

Ergänzend dazu wurden zur Erfassung der Absenkung im weiteren Umfeld Handmessungen in nahe gelegenen Messstellen durchgeführt (vgl. Tabelle 13). Des weitern standen auch die stündlichen Messdaten der Datenlogger der Grundwasserüberwachung zur Verfügung.

*Handmessun-
gen*



Die installierten Pumpen bzw. Fördermengen richteten sich einerseits nach dem Filterdurchmesser und andererseits nach der Ergiebigkeit der Entnahmestellen. Aus den beiden 6"-Brunnen (P.87 und P89) konnte je eine Förderleistung von etwas über 500 l/min bei nur geringer Absenkung von weniger als 10 cm entnommen werden. Bei den drei anderen 4 1/2"-Brunnen betrug die Entnahmemenge rund 250 – 270 l/min, allerdings war hier die Absenkung deutlich grösser und auch recht unterschiedlich (vgl. Tabelle 14).

Fördermengen



Aufgrund der hohen CKW-Gehalte im Grundwasser musste kurzfristig eine Ableitung des gepumpten Grundwassers über eine Aktivkohle-Filteranlage installiert werden.

Aktivkohle-Filteranlage

Tabelle 13: Versuchsanordnung „Fels“-Belastungspumpversuche 2010

Versuch	P 89	P 87	P 90	P 86	P 88	
Durchmesser	6"	6"	4 1/2"	4 1/2"	4 1/2"	
Filterstrecke (m u.T.)	20 – 40	35 – 50	50 – 62	58 – 68	65 – 83	
Einbautiefe Pumpe	30 m u.T.	43 m u.T.	56 m u.T.	66 m u.T.	74 m u.T.	
Beginn (Datum, Uhrzeit)	18.10. 09:52	04.10. 10:04	27.09. 11:47	01.11. 09:58	11.10. 09:56	
Ende (Datum, Uhrzeit)	30.10. 09:50	09.10. 13:28	02.10. 12:35	05.11. 09:52	16.10. 09:44	
Pumpdauer total (bzw. Std:min)	12.0 Tage (287:58)	5.1 Tage (123:24)	5.0 Tage (120:52)	3.0 Tage* (71:36)	5.0 Tage (119:48)	
Max. Förderleistung	515 l/min	510 l/min	255 l/min	270 l/min	245 l/min	
Gesamte Pumpmenge	8'883 m ³	3'773 m ³	1'845 m ³	1'058 m ³	1'746 m ³	
Beobachtungsrohre (Handmessungen)	06/01, 06/03, F6, P.86, P87, P.88, P.89					
Pegelaufzeichnungen	F1, F2.1, F3.1/3.2, F4, F5					
Probenahme (Tage:Std:min nach Pumpbeginn)	P1	00:00:20	00:00:04	00:00:12	00:00:05	00:00:10
	P2	00:01:10	00:01:04	00:01:03	00:01:01	00:01:01
	P3	00:06:26	00:05:49	00:05:30	00:05:49	00:06:05
	P4	00:21:26	00:20:49	00:19:45	00:21:05	00:21:05
	P5	[01:21:40]	[01:21:03]	(01:19:30)	01:22:35	[01:21:50]
	P6	02:21:10	02:22:04	02:20:15	02:21:51	03:01:03
	P7	[03:21:40]	[03:19:53]	(03:22:48)	03:20:49	[03:21:20]
	P8	04:22:10	05:01:49	05:00:30		04:20:41
	P9	06:19:56				
	P10	[07:21:55]				
	P11	08:19:56				
	P12	[09:22:55]				
	P13	11:00:26				
	P14	11:23:56				

* reine Pumpdauer ohne Berücksichtigung der Unterbrüche von ca. 1 Tag

() analysierte Rückstellprobe (nur Purge+Trap)

[] nicht analysierte Rückstellprobe

2.7.2. Auswirkungen auf den Grundwasserspiegel

In den gut 1½ Monaten Versuchsdauer schwankte der Grundwasserspiegel um rund 1.5 m (vgl. Anh. A9a). Diese Schwankungen sind durch die regionalen Grundwasseranreicherung und –entnahmen verursacht (vgl. Kap.2) und stehen eindeutig nicht in Zusammenhang mit den Belastungspumpversuchen. So erscheint beispielsweise bei den beiden Versuchen P.90 und P.87 die kontinuierliche Absenkung des Grundwasserspiegels während des Versuchsverlaufs von rund 1 m resp. ½ m vermeintlich durch den Pumpversuch verursacht worden zu sein. Im Detail betrachtet erkennt man aber, dass dieses Absinken bereits vor dem eigentlichen Versuch einsetzte. Auch belegt der parallele Verlauf weiter entfernter Messstellen, dass die Ursache dafür im regionalen Grundwasserregime liegt. Deutlich zu erkennen ist dies z.B. beim Versuch in P.89, wo der Grundwasserspiegel zuerst sogar ansteigt und eine markante Grundwasserabsenkung erst nach mehreren Pumptagen stattfindet, was letztlich durch einen Unterbruch der Grundwasseranreicherung im Hardwald verursacht wurde (vgl. Anh. A8).

*Grundwasser-
spiegel-
schwankungen*



Die hydraulischen Auswirkungen aller fünf Belastungspumpversuche auf den Grundwasserspiegel fallen demnach insgesamt sehr bescheiden aus. Wenn überhaupt konnten jeweils nur gerade in den nächstgelegenen Messstellen Absenkungen des Grundwasserspiegels im cm-Bereich festgestellt werden. Das heisst, der Absenktrichter war bei allen Versuchen auf einen kleinen Radius von wenigen Metern beschränkt. Selbst bei der grossen Absenkung von rund 15 m bei der Bohrung P.88 liess sich bis zum Versuchsende kaum eine Vergrösserung des Absenktrichters feststellen.

Absenktrichter

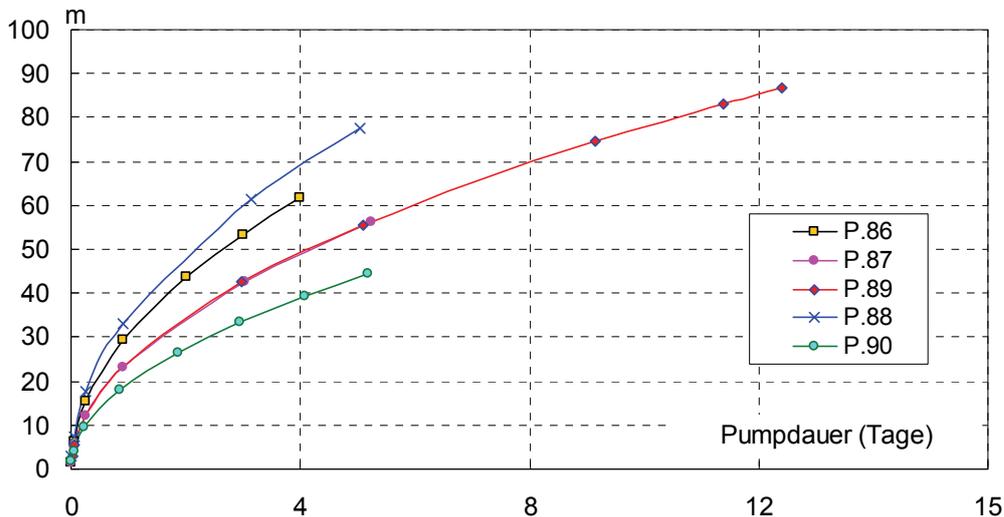
Aus den ermittelten Parametern lässt sich auch der Entnahmereich (erfasste Abstrombreite) in Funktion der Zeit abschätzen. In der Abbildung 3 ist dies als Grafik veranschaulicht⁷. Daraus geht hervor, dass in der ersten Stunde das Grundwasser in der Regel aus einer Entfernung von rund 5 m zu den Entnahmekäufen zugeflossen ist. Nach rund 4 - 5 Tagen Pumpdauer ist schliesslich eine Reichweite bzw. Entnahmereichweite von ca. 50 – 70 m erreicht worden.

Entnahmereich

⁷ Zur Herleitung der zeitlichen Absenkung wurden jeweils die mit den Bohrungen erschlossenen Grundwassermächtigkeiten eingesetzt. Berechnung als erste Näherung aus der Ableitung der Zylinderformel gemäss [14]



Abbildung 3: Berechneter Entnahmebereich in Funktion der Zeit
 (jeder Punkt stellt eine Probenahme dar)



Sowohl die Absenkung als auch der Wiederanstieg erfolgten in allen fünf Versuchen in den meisten Fällen innert wenigen Minuten und nahezu vollständig bis auf ein unbeeinflusstes Niveau, was wiederum auf die eng begrenzten Absenktrichter hindeutet.

Wiederanstieg

2.7.3. Physikalische Beschaffenheit

Die Ergebnisse der wichtigsten Feldmessungen und chemischen Analysen sind in den Anhängen A7d – h grafisch als Ganglinien veranschaulicht. In der Tabelle 14 sind die wichtigsten Untersuchungsergebnisse übersichtlich zusammengestellt.

*Temperaturen
 Ganglinien in
 Anhang A7*

Die Temperaturen lagen bei allen Versuchen zwischen 12.8 – 13.9°C und veränderten sich im Verlauf der Versuche nicht wesentlich. Bei den beiden Versuchen P.90 und P.89 wurde zwar nach Versuchsende deutliche Temperaturanstiege registriert, diese sind aber auf technische Ursachen zurückzuführen (Zurücklaufen von Pumpwasser aus dem Zwischentank in die Bohrung P.90 resp. fortlaufende Datenaufzeichnung nach Deinstallation Logger P.89).

Temperatur

Bei allen fünf Versuchen wurde zu Versuchsbeginn eine deutliche Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit⁸ (als Mass für die Gesamtmineralisation) festgestellt. Bei vier der fünf Versuche sank die el. Leitfähigkeit innerhalb von nur ca. ¼ bis max. 1 Stunde um rund 100 – 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab (Zeitraum der ersten Probenahme). Einzig beim Versuch P.88 war die Abnahme ausgeprägter (Abnahme um rund 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sowie deutlich langsamer bzw. dauerte praktisch bis zum Versuchsende an (vgl. Anh. A7b-iii). Mit Ausnahme des Versuches P.86 stellte sich die el. Leitfähigkeit bei Versuchsende einheitlich in der Grössenordnung von rund 600 – 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ein. Beim Versuch P.86 hingegen war die el. Leitfähigkeit auch dann noch um rund 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höher.

*Abnahme el.
Leitfähigkeit*

Zusätzlich zu den oben erwähnten Abnahmen der el. Leitfähigkeit konnte bei den beiden Versuchen P.89 und P.90 im Versuchsverlauf eine deutliche Zunahme festgestellt werden (vgl. Anh. A8c-iv/v). Diese steht aber wiederum nicht im Zusammenhang mit dem Pumpversuch, sondern wurde indirekt durch einen Unterbruch der Grundwasseranreicherung hervorgerufen (vgl. Anh. A8c, die Verminderung des schwächer mineralisierten Rheinwassereinflutrates im Grundwasser erhöht den Anteil an stärker mineralisiertem Karstgrundwasser und verursacht so den festgestellten Anstieg der el. Leitf.).

*Zunahme el.
Leitfähigkeit*

Mit Ausnahme des Pumpversuches P.90 lag bei allen Versuchen die el. Leitfähigkeit trotz der anfänglich grossen Unterschiede in einem erstaunlich engen Wertebereich zwischen rund 620 – 670 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vgl. Abb. 4).

Tiefenverteilung

Bei allen Versuchen lag der pH-Wert zwischen rund 7.0 und 7.5 und veränderte sich im Verlauf der Versuche i.d.R. nur wenig.

pH-Wert

Der Sauerstoffgehalt lag mit Ausnahme des Versuches P.89 anfänglich überall auf tiefem Niveau zwischen rund 1 - 4 mg/l (< 50% O₂-Sättigung) und nahm i.d.R. überall innert Tagesfrist mehr oder weniger zu. Beim Versuch P.86 war die Zunahme nur gering und blieb bis zum Versuchsende sauerstoffarm, während bei den drei anderen Versuchen (P.87, P.88 und P.90) bis zum Schluss grösstenteils sauerstoffreiches Milieu mit Gehalten von rund 6 – 7 mg/l erreicht wurde. Beim Versuch P. 89 lag der Sauerstoffgehalt bereits zu Versuchsbeginn auf diesem Niveau.

Sauerstoff

⁸ Bei den drei Versuchen P.87, P.88 und P.90 ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den vom Labor Bachema gemessenen Werte und den Loggerdaten. Hingegen sind diesbezüglich Unterschiede bei den beiden Versuchen P.89 (ca. 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und P.86 (ca. 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) festzustellen. Diese dürften auf eine fehlerhafte Aufzeichnung des Datenloggers zurückzuführen sein, d.h. diese Werte müssten um den entsprechenden Betrag nach oben korrigiert werden.





Tabelle 14: wichtigste Versuchsergebnisse „Fels“-Belastungspumpversuche

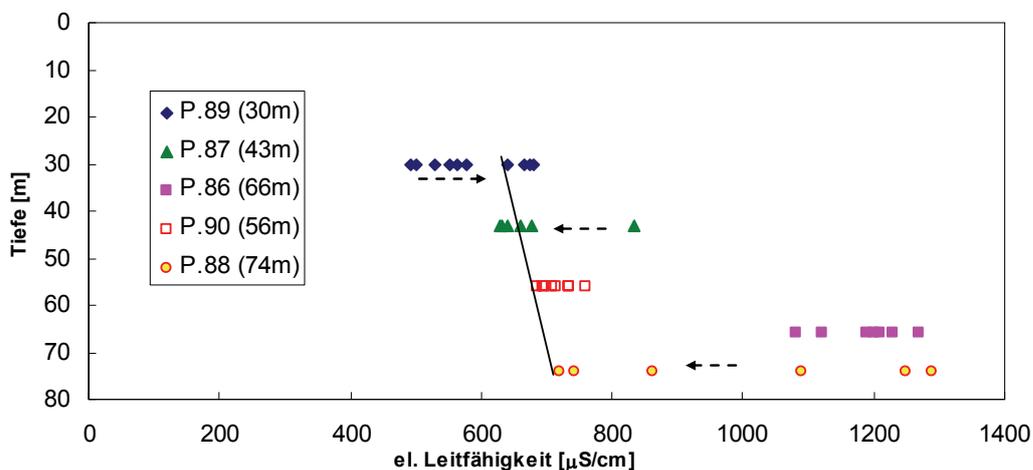
Versuch		P 89	P 87	P 90	P 86	P 88
Pumpdauer		12.0 Tage	5.1 Tage	5.0 Tage	3.0 Tage	5.0 Tage
Pumpetiefe		30 m u.T.	43 m u.T.	56 m u.T.	66 m u.T.	74 m u.T.
Pumpmenge		515 l/min	510 l/min	255 l/min	270 l/min	245 l/min
Absenkung		0.05	0.08	0.41	2.7	14.9 m
K-Wert		8.7×10^{-3} m/s	4.4×10^{-3} m/s	5.3×10^{-4} m/s	1.3×10^{-4} m/s	1.6×10^{-5} m/s
O ₂ [mg/l]		6.7	5.8	5.5	2.8	5.3
pH-Wert		7.3	7.2	7.4	7.2	7.25
LF [µS/cm]	Start	845	960	800	1'290	1'330
	ca. 1 h	675	700	700	1'230	1'230
	Ende	640	620	685	1'080	670
Anionen [mg/l]	Cl	25	27	31	62	39
	NO ₃	16	15	19	31	14
	SO ₄	62	69	77	166	88
	NH ₄	0.10	0.18	0.06	0.07	0.05
DOC [mg/l]		0.9	1.1	1.2	3.4	1.2
AOX [µg/l]		244	111	500	217	53
CKW [µg/l]	Σ CKW	481	145	1'150	156	45
	HCA	86.7	41.0	43.5	12.8	2.3
	PER	76.5	34.6	83.7	19.2	9.5
	TRI	202	21.2	715	71.6	9.6
	CDE	84.7	30.4	235	35.4	17.2
	TDE	3.7	2.4	8.4	2.3	1.3
	VC	4.1	6.0	9.6	6.7	4.3
Σ CBD		293	140	156	0.4	4.0
Σ Aniline		2.5	7.7	10.2	3.3	1.5
Σ Chlorbenzole		2.5	1.8	14.3	26.6	2.0
Σ Barbiturate		0.7	3.1	1.1	0.2	0.6
Screenings [µg/l]	Σ Total	127	117	98	364*	78
	Σ Unknow	7.1	10	9.1	190*	49
	Σ Ketone	0.03	0.3	0.2	0.1*	n.n.
	Σ CKW	115	90	72.2	5.0*	6.4
	Σ PAK	0.03	n.n.	0.1	n.n.	0.01
	Σ Aniline	3.2	5.0	10.1	11.4*	2.0
	Σ Ar. S+S	1.1	9.3	4.9	157*	20
	Σ S.p.Sub.	n.n.	0.4	0.04	0.05*	0.14
Σ diverse	0.3	1.8	1.5	0.5*	0.2	

Abkürzungen: HCA = Hexachlorethan, PER = Perchlorethylen, TRI = Trichlorethylen,
CDE = cis-1,2-Dichlorethylen, TDE = trans-1,2-Dichlorethylen, VC = Vinylchlorid
CBD = chlorierte Butadiene Ar. S+S = Aromatische Sulfone und Sulfonamide
S.p.Sub. = stickstoffhaltige polyaromatische Substanzen

Bemerkung: Die Angaben beziehen sich i.d.R. auf die letzte Probenahme bei Versuchsende.
(ausser bei der el. Leitfähigkeit, vgl. Text sowie * = erste Probe)



Abbildung 4: Tiefenverteilung der el. Leitfähigkeit



2.7.4. Chemische Beschaffenheit

Entsprechend dem oben beschriebenen Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit variiert auch die Gesamtmineralisation und chemische Beschaffenheit der entnommenen Wasserproben. Es handelt sich aber bei allen Wasserproben um ein Ca-HCO_3 -Wasser, also ein typisches Karstgrundwasser. Untergeordnet sind als Hauptbestandteile Sulfat (rund 60 – 220 mg/l), Chlorid (rund 25 – 90 mg/l) und Nitrat (rund 5 – 35 mg/l) enthalten. In allen Wasserproben konnten zudem als Nebenbestandteile geringe Konzentration an Ammonium und Nitrit (beide rund 0.01 – 0.2 mg/l) nachgewiesen werden. Der zeitliche Verlauf dieser Haupt- und Nebenbestandteile entspricht ungefähr demjenigen der elektrischen Leitfähigkeit (vgl. Anh. A7b). Der Ganglinienverlauf zeigt praktisch überall einen sehr ähnlichen Verlauf, d.h. mit meist höheren Gehaltswerten zu Versuchsbeginn und einem mehr oder weniger raschen Absinken bis auf ein konstantes Niveau bei Versuchsende. Einzig beim Versuch P.89 ist in der 2. Versuchshälfte ein Anstieg der Hauptbestandteile festzustellen (begründet durch den Unterbruch der Grundwasseranreicherung bzw. Anstieg der el. Leitfähigkeit, vgl. Erläuterung in Kap. 2.7.3).

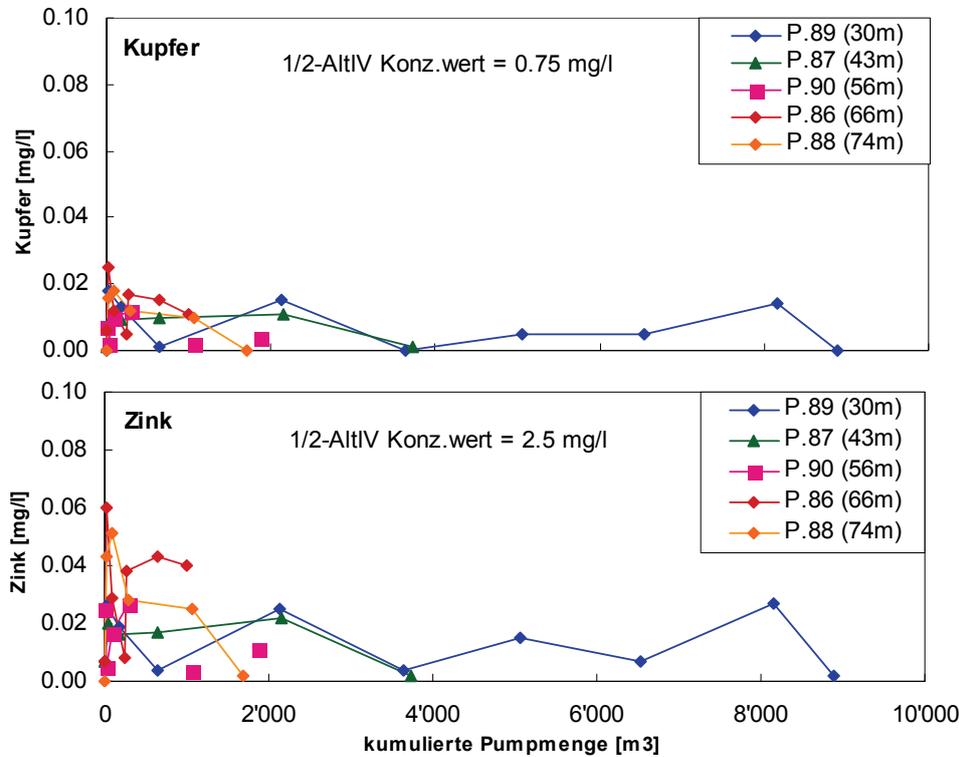
Haupt- und Nebenbestandteile

Bezüglich der Schwermetallgehalte konnten bei allen fünf Versuchen Zink und Kupfer in geringen Konzentrationen bis maximal rund 0.05 mg/l nachgewiesen werden (vgl. Abb. 5). Ebenfalls in Spuren wenig über der Nachweisgrenze wurden in allen Versuchen Arsen und Nickel festgestellt (alle Gehaltswerte < 0.01 mg/l). Einzig Eisen und Mangan waren zu Versuchsbeginn mit Maximalwerte von bis zu 0.3 resp. 0.5 mg/l etwas höher. Demgegenüber konnte weder Cadmium, Chrom, Kobalt noch Quecksilber nachgewiesen werden.

Schwermetalle



Abbildung 5: Verlauf des Kupfer- und Zinkgehaltes



Bezüglich der organischen Belastung zeigt sich bei allen Versuchen wiederum ein ähnlicher Versuchsablauf, indem meistens jeweils zu Versuchsbeginn die höchsten Werte gemessen wurden (Ausnahme AOX bei P.90 und DOC bei P.86). Die DOC-Gehalte betragen dabei anfänglich rund 2 – 5 mg/l und sanken mehr oder weniger deutlich bis zum Versuchsende auf rund 1 – 3 mg/l ab. Diese Abnahme fiel vor allem bei P.88 und P.86 deutlich aus (Abnahme um rund 2-3 mg/l). Beim AOX-Gehalt lagen die Anfangswerte bei rund 200 – 500 µg Cl/l, ausser bei P.89, wo zu Beginn deutlich höhere Werte von über 1'000 µg Cl/l vorlagen. Dort fand anschliessend eine starke Abnahme bis in den Wertebereich der übrigen Versuche statt. Diese wiederum zeigten nur eine vergleichsweise geringe Abnahme (bzw. sogar eine Zunahme bei P.90).

*organischen
Summenparameter*

2.7.5. Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Die in den Versuchen festgestellte organische Belastung wird überwiegend durch chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) verursacht. Alle übrigen analysierten Schadstoffe wurden entweder nur in geringen Konzentrationen bis max. 5 - 25 µg/l, wie z.B. Chlorbenzole, Barbiturate oder Aniline, oder höchstens in Spuren <0.1 µg/l, wie z.B. Pestizide, PAK und BTEX, nachgewiesen.

*Überwiegend
CKW*

Dementsprechend besteht auch ein direkter Zusammenhang mit dem AOX-Gehalt und der Summe der nachgewiesenen CKW-Substanzen, d.h. der Ganglinienverlauf der Σ CKW bei allen Versuchen verläuft nahezu identisch. Konkret bedeutet dies für die einzelnen Versuche:

Ganglinienverlauf

- P.86: kontinuierliche **Zunahme** der Σ CKW von rund 65 auf 155 $\mu\text{g/l}$
- P.87: „exponentielle“ **Abnahme** der Σ CKW von rund 425 bis auf 55 $\mu\text{g/l}$
- P.88: kontinuierliche **Abnahme** der Σ CKW von rund 80 auf 45 $\mu\text{g/l}$
- P.89: „exponentielle“ **Abnahme** der Σ CKW von rund 2'600 auf 480 $\mu\text{g/l}$
- P.90: **Zunahme** der Σ CKW von rund 1'000 auf 1'150 $\mu\text{g/l}$, mit zwischenzeitlichen Maximalwerten bis über 1'500 $\mu\text{g/l}$

Die CKW-Hauptkomponenten bestehen bei allen Versuchen in erster Linie aus den beiden Substanzen Trichlorethylen (TRI) und cis-1,2-Dichlorethylen (CDE), welche insgesamt einen Anteil von $\frac{1}{2}$ bis $\frac{3}{4}$ ausmachen. Daneben wurden in relevanten Mengen vor allem noch Perchlorethylen (PER) und Hexachlorethan (HCA, zusammen ca. $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{3}$ -Anteil) und untergeordnet auch noch trans-1,2-Dichlorethylen (TDC) und Vinylchlorid (VC) vorgefunden.

CKW-Hauptkomponenten

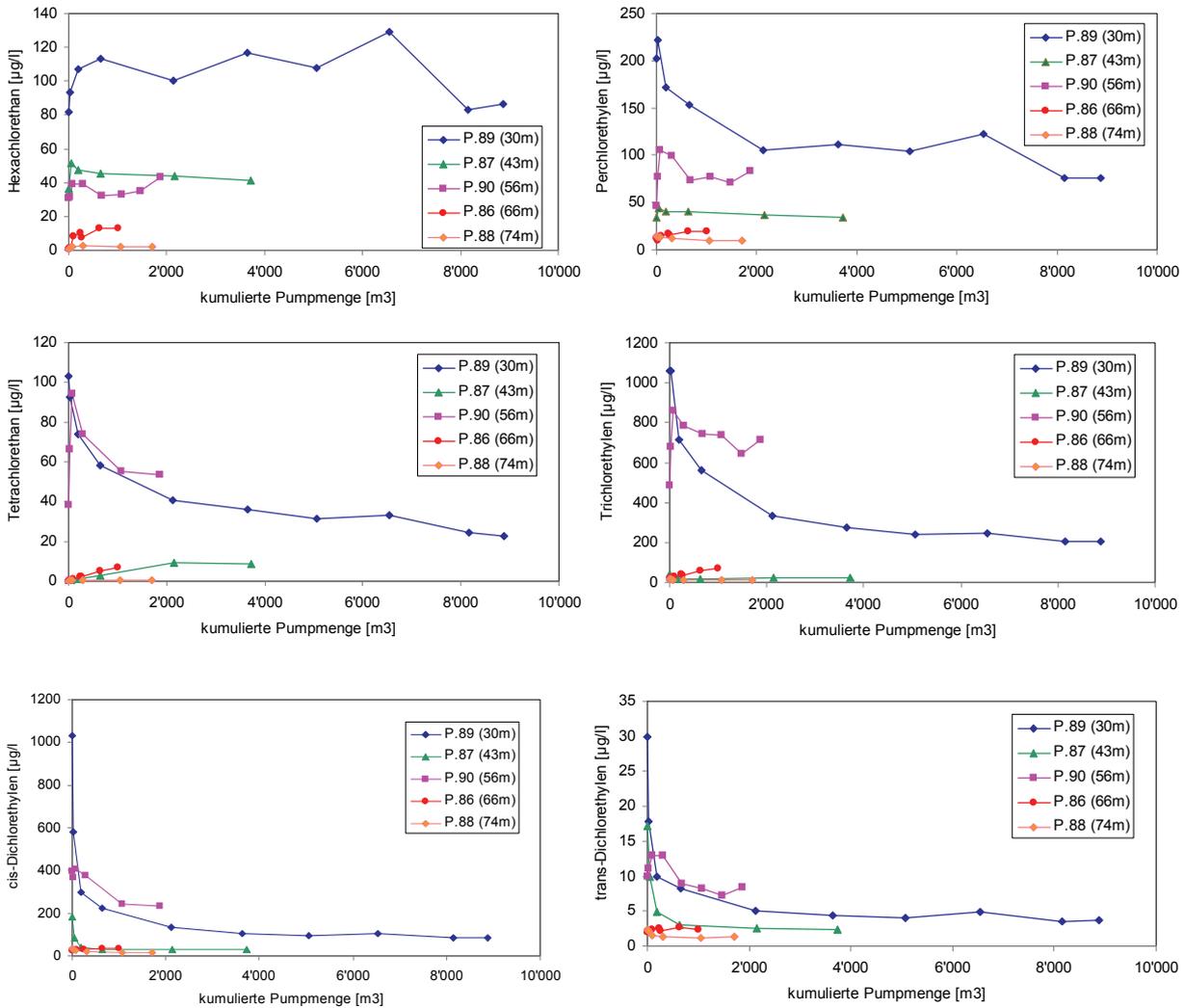
Neben den Konzentrationsveränderungen der Σ CKW ändert sich auch die relative CKW-Verteilung im Laufe der Pumpversuche (vgl. Anh. A8c sowie Abb. 6). Dabei kann im Einzelnen im Laufe der Versuche Folgendes bezüglich der CKW-Verteilung festgestellt werden:

- P.86: nur leichte Veränderung, wobei HCA sukzessive verstärkt auftritt, gleichzeitig TRI zunimmt und CDE leicht abnimmt
- P.87: deutlicher Wechsel im CKW-Spektrum erkennbar, HCA und PER treten markant in Erscheinung (bzw. Konz. bleibt bei abnehmendem Gesamtgehalt \pm unverändert), CDE nimmt stark ab
- P.88: nur leichte Veränderung, indem HCA dominanter in Erscheinung tritt (nimmt als einzige Komponente im Versuchsverlauf zu)
- P.89: deutliche Verschiebung zugunsten HCA und PER, dafür nimmt der TRI- und CDE-Anteil ab
- P.90: deutliche Zunahme des TRI-Anteils, untergeordnet auch von HCA und PER (bei allen drei Komponenten Zunahme der Konzentration)





Abbildung 6: Konzentrationsverlauf ausgewählter CKW-Komponenten



Allen Versuchen ist gemeinsam, dass der HCA-Gehalt mit fortlaufender Pumpdauer konstant bleibt oder mehr oder weniger kontinuierlich zunimmt (vgl. Abb. 6). Die übrigen CKW-Komponenten nehmen i.d.R. tendenziell ab. Einzig beim Versuch P.90 und P.86 ist ebenfalls eine Zunahme des PER- und TRI-Gehaltes festzustellen. Aufgrund dieser Feststellung ist anzunehmen, dass mit den Belastungspumpversuchen noch nicht ganz stabile Endzustände mit konstanten Verhältnissen bezüglich der CKW-Verteilung erreicht worden sind. Insbesondere beim Versuch P. 86 sind bis am Schluss noch signifikante Veränderungen zu beobachten (hier dürfte vermutlich auch die kürzere Pumpdauer bzw. Unterbrüche mitverantwortlich sein).

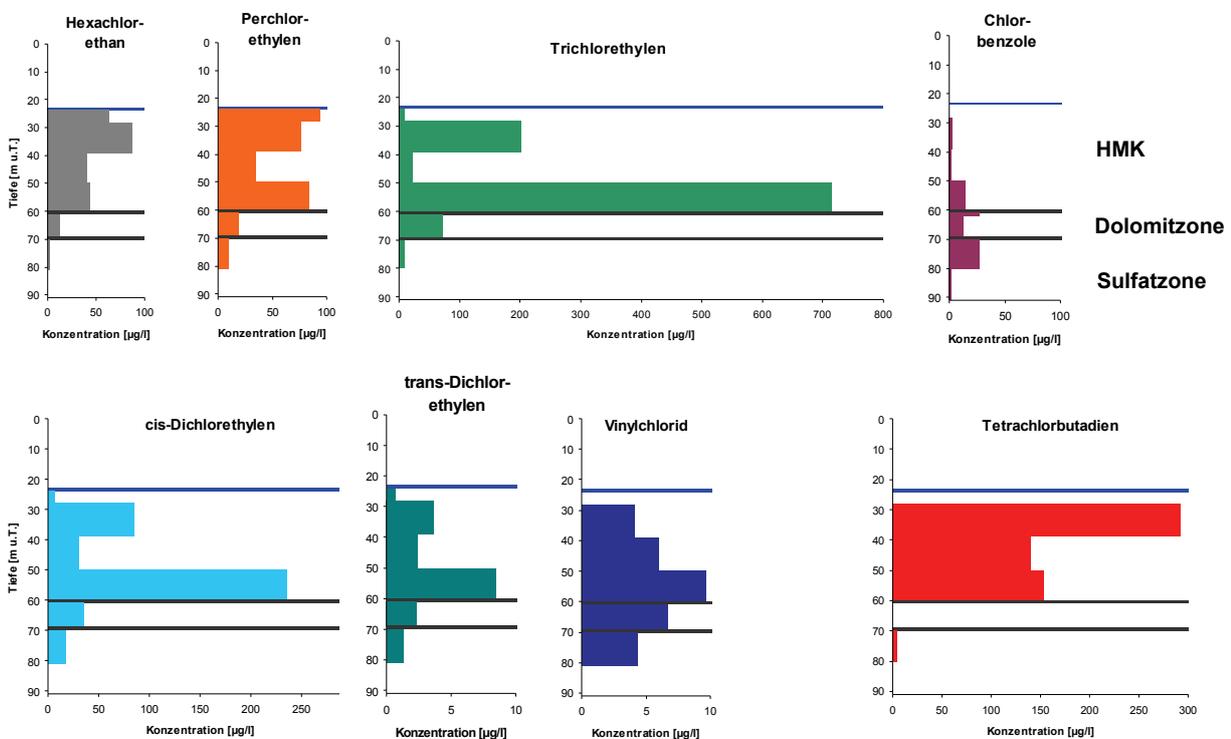
CKW-Verteilung Hexachlorethan



Im Anhang A8d sind die CKW-Gehalte in molaren Konzentrationen, d.h. dividiert durch die Molmasse, dargestellt (linke Grafikreihe). Daraus wurde die relative CKW-Verteilung im Grundwasser im Versuchsverlauf berechnet (rechte Grafikreihe). Aus dieser Darstellung wird bei allen fünf Versuchen ein mehr oder weniger einheitliches Muster erkennbar: Die „primären“ CKW-Komponenten HCA, PER und TRI treten zunehmend in Erscheinung, während der Anteil an „sekundären“ Komponenten bzw. Abbauprodukten kontinuierlich abnimmt.

„primäre“
 CKW-
 Komponenten

Abbildung 7: Tiefenverteilung ausgewählter Schadstoffe



Aus den Belastungspumpversuchen lässt sich tendenziell auch eine schadstoffspezifische Tiefenverteilung der einzelnen Schadstoffe ableiten. In der Abbildung 7 sind jeweils die Konzentrationswerte in der letzten Probe in der entsprechenden Tiefe der Filterstrecke aufgetragen. Einerseits ist mit Ausnahme von Vinylchlorid und Chlorbenzol ein klarer Konzentrationsunterschied an der Basis des Hauptmuschelkalkes (P90) zur darunter folgenden Dolomit- und Sulfatzone (P86 und P88) zu erkennen. Andererseits weisen die einzelnen Komponenten eine unterschiedliche Tiefenverteilung auf. Während das HCA, PER und Tetrachlorbutadien keine systematische oder nur leichte Abnahme mit zunehmender Tiefe bis zur Basis des Hauptmuschelkalkes zeigen, sind beim TRI, cis- und trans-DCE und Vinylchlorid eine mehr oder weniger

schadstoffspe-
 zifische Tie-
 fenverteilung

deutliche Zunahme bis zur Basis des Hauptmuschelkalkes festzustellen. Darunter folgt dann praktisch überall eine signifikante Abnahme (ausser bei Chlorbenzol, wo die höchsten Werte zuunterst in der Sulfatzone vorliegen).

Die Auswertung der Belastungspumpversuche lässt ferner erkennen, dass im untersuchten Grundwassersystem mehrere Wasserkomponenten bzw. „Endglieder“ beteiligt sind und dass Mischungen verschiedener Wassertypen vorliegen. In der Abbildung 8 sind für alle Proben der jeweiligen Belastungspumpversuche die Einzelwerte der vier CKW-Komponenten HCA, PER, TRI und cis-DCE gegeneinander aufgetragen. Daraus lassen sich drei verschiedene Endglieder mit unterschiedlicher CKW-Verteilung ableiten (vgl. Tab. 7).

Mischungen



Tabelle 15: Mischungsendglieder und abgeleitete CKW-Konzentrationen

Endglied	Abk.	HCA [µg/l]	PER [µg/l]	TRI [µg/l]	cDCE [µg/l]
Deponiesickerwasser	DSW	130	100 - 150	300	100
hohes Felsgrundwasser	h-FGW	70 - 100	250	1'200 – 1'300	1'000
tiefes Felsgrundwasser	t-FGW	30	40 - 50	500 – 600	200

Bemerkung: Die angegebenen Gehaltswerte sind als Grössenordnung zu verstehen

Die Mischungsreihe beginnt mit dem Endglied „Deponiesickerwasser“, welches eine ungefähr gleich grosse Belastung an den primären CKW-Substanzen HCA und PER und einen etwas grösseren Anteil an TRI aufweist. Letzteres ist entweder durch die bessere Löslichkeit von TRI oder durch Abbauprozesse in der Deponie entstanden. Dieses Endglied konnte beim „obersten“ Pumpversuch P.89 in der Versuchsmitte bei vergleichsweise geringem Anteil an Rheinwasserinfiltrat entnommen werden.

„Deponiesickerwasser“

Das Endglied „hohes Felsgrundwasser“ wurde (mit einer gewissen Verdünnung) beim Pumpversuch P.89 gleich zu Versuchsbeginn entnommen, wo das gesamthaft am stärksten belastete Grundwasser anfiel. Es weist sowohl TRI als auch cDCE-Gehalte über 1'000 µg/l auf. Es dürfte sich dabei um alte, durch Abbau- und Adsorptionsprozesse stark an CKW angereicherte Deponiesickerwasseranteile im Porenraum des ob. Grundwasserleiters handeln.

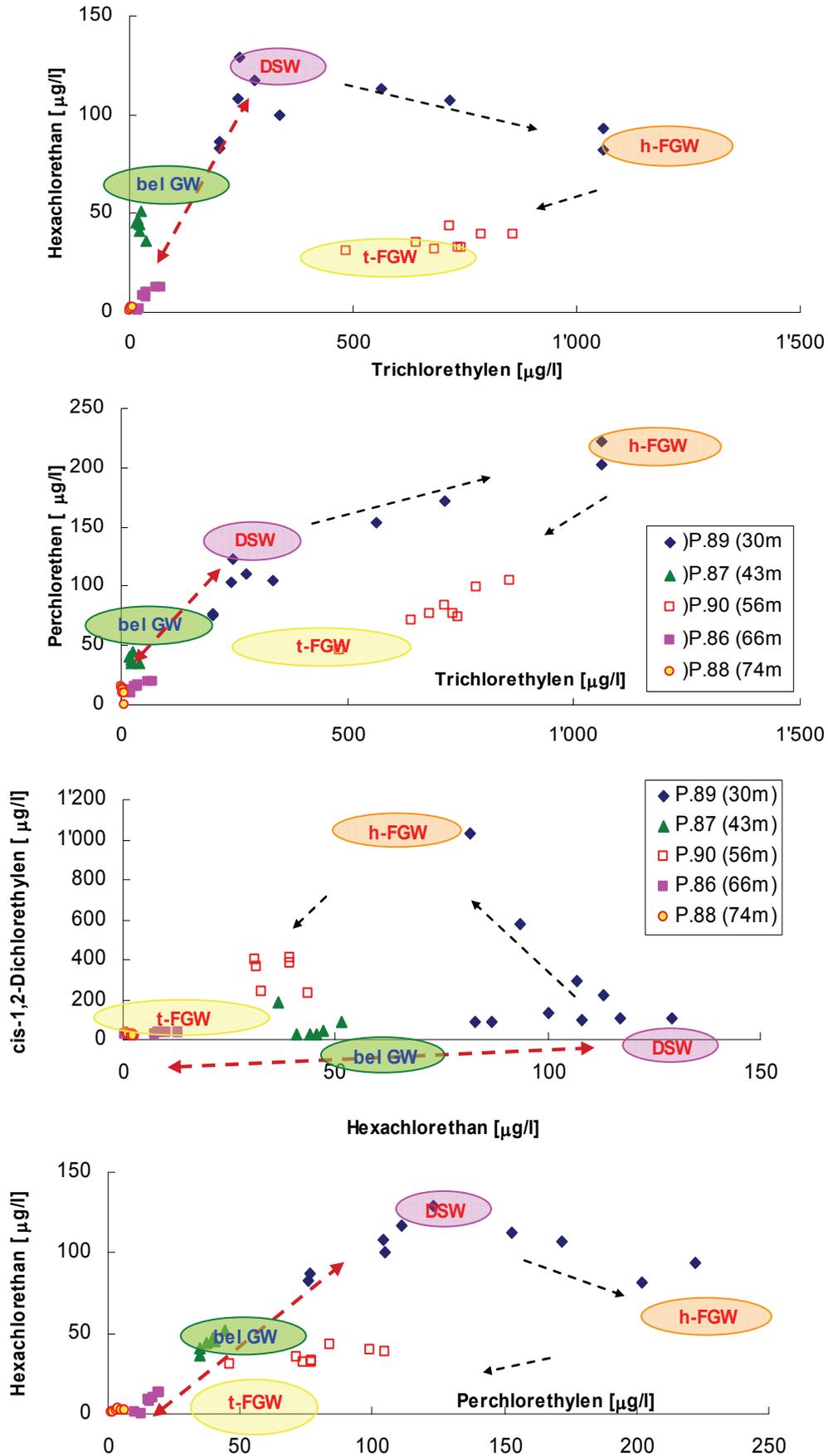
„hohes Felsgrundwasser“

Schliesslich stammt das „tiefe Felsgrundwasser“ aus der Bohrung P.90 aus der Basis des Grundwasserleiters. Es zeichnet sich vor allem durch einen vergleichsweise hohen Anteil an TRI aus, welcher zwar absolut gesehen kleiner ist als im „hohen Felsgrundwasser“ aber vor allem gegenüber HCA und PER deutlich erhöht ist. D.h. es entwickelt sich mit zunehmender Tiefenverlagerung eine relative Anreicherung mit TRI.

„tiefes Felsgrundwasser“



Abbildung 8: Mischungsverhältnisse und Endglieder



Das aus der Bohrung P.87 gepumpte Grundwasser kann als Mischung zwischen dem „reinen“ Deponiesickerwasser und „unverschmutztem“ Hauptmuschelkalk-Grundwasser sowie Rheinwasser-Infiltrat angesehen werden. Eine solche Mischung mit Hauptmuschelkalk-Grundwasser dürfte ebenfalls für die beiden tiefsten Pumpversuche P.86 und P.88 anzunehmen sein.

Mischungen

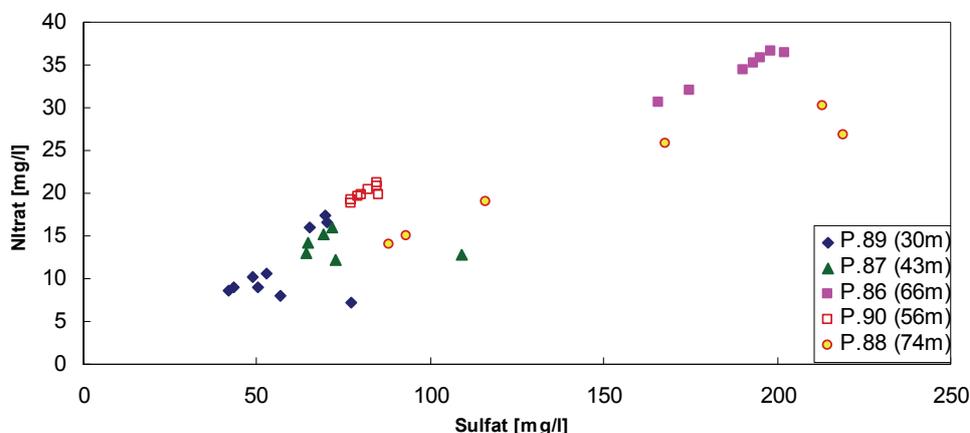
Grundsätzlich ist festzuhalten, dass im Grundwasser direkt unter der Deponie im Gegensatz zum unmittelbaren Abstrombereich (vgl. Kap. 2.5.2) das Verhältnis zwischen TRI und PER gerade umgekehrt, bzw. der Anteil an TRI deutlich grösser ist. Es findet also auf dem weiteren Fließweg bis zum Abstrombereich am Deponierand nicht nur eine reine Verdünnung statt, sondern es sind auch weitere Prozesse (Sorptions- und Adsorptionsprozesse) beteiligt.

Weitere Prozesse

Schliesslich zeigt auch die Abbildung 9 eine schöne Korrelation zwischen dem Nitrat- und Sulfat-Gehalt. Die höchsten Nitrat- und Sulfatgehalte werden in den tiefsten Entnahmestellen (P. 88 und P.86) jeweils in der Anfangsphase der Pumpversuche festgestellt. Die relativ hohen Nitratgehalte können eigentlich nur durch Abbauprozesse erklärt werden, bei welchen Ammonium und Nitrit entsteht, welches anschliessend zu Nitrat umgewandelt wird.

Abbauprozesse

Abbildung 9: Nitrat vs Sulfat



Grundsätzlich lässt das Vorhandensein von verschiedenen Endgliedern auf eine Entwicklung des eindringenden Deponiesickerwasser mit zunehmender Tiefe schliessen, bei welche Sorptions- und Adsorptions-, Lösungs- und Verdünnungsprozesse sowie Abbauprozesse eine wesentliche Rolle spielen. Das Zusammenspiel dieser Prozesse führt letztlich zu der im Abstrom festgestellten Belastungssituation. Eine Quantifizierung der einzelnen Prozesse ist aber nicht möglich, da diese zum Teil gegenläufig sind. Für die Beurteilung der Belastungssituation ist dabei massgebend, dass es zu einem Zusammenspiel mehrerer Faktoren in einem ohnehin schon komplexen hydrogeologischen

Zusammenspiel der Prozesse





Umfeld kommt. Dadurch entstehen je nach Messpunkt im Grundwasser (wie z.B. direkt unter der Deponie im oberen oder unteren Grundwasserbereich sowie an verschiedenen Messstellen im Abstrombereich) unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen.

2.8. Isotopenmessungen

Die vollständigen Resultate der Isotopenmessungen sind in der Beilage B3d enthalten. Die wichtigsten Erkenntnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopenmessungen der CKW-Komponenten der Belastungspumpversuche zeigen, dass die Isotopensignatur des TRI, PER und HCA im Grundwasser weitgehend mit dem Isotopenspektrum des Deponiematerials übereinstimmt (vgl. Tab. 15). Insbesondere ist das $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignal von HCA und PER im Deponiematerial und Grundwasser sehr ähnlich (zwischen rund -20 bis -22 beim HCA resp. zwischen -23 bis -29 beim PER). Auch das TRI weist bei hohen Gehaltswerten im Grundwasser ein vergleichbares Isotopensignal auf und zeigt nur bei geringeren Konzentration eine höhere (=schwerere) Isotopensignatur.

$\delta^{13}\text{C}$ -
Isotopenmes-
sungen

Tabelle 16: Zusammenstellung der $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopenmessungen (‰-VPDB)

Probe-Nr.	VC	dDCE	TRI	PER	HCA
ausgewählte Feststoffproben aus der Deponie (Einzelmessungen)					
P88/5			-19.9	-27.1	-21.5
P115/3			-23.3	-28.8	
P118/10			-20.2	-25.0	
P95/3			-18.6	-23.3	
Grundwasser aus Belastungspumpversuchen (Mittelwerte aus 2-5 Messwerten)					
P 89 (30 m u.T.)	-33.6 (32 µg/l)	-20.3 (348 µg/l)	-24.1 (567 µg/l)	-25.3 (143 µg/l)	-21.6 (105 µg/l)
P 87 (43 m u.T.)	-23.4 (46 µg/l)	-16.4 (86 µg/l)	-16.8 (26 µg/l)	-25.8 (36 µg/l)	-21.4 (42 µg/l)
P 90 (56 m u.T.)	-29.3 (10.8 µg/l)	-20.8 (321 µg/l)	-22.3 (698 µg/l)	-25.7 (78 µg/l)	-19.9 (37 µg/l)
P 86 (66 m u.T.)	-22.2 (7.5 µg/l)	-16.7 (30 µg/l)	-19.7 (40 µg/l)	-24.3 (15.5 µg/l)	-20.1 (7.2 µg/l)
P 88 (74 m u.T.)	-24.1 (5.6 µg/l)	-16.9 (25 µg/l)	-18.0 (14 µg/l)	-23.8 (12 µg/l)	

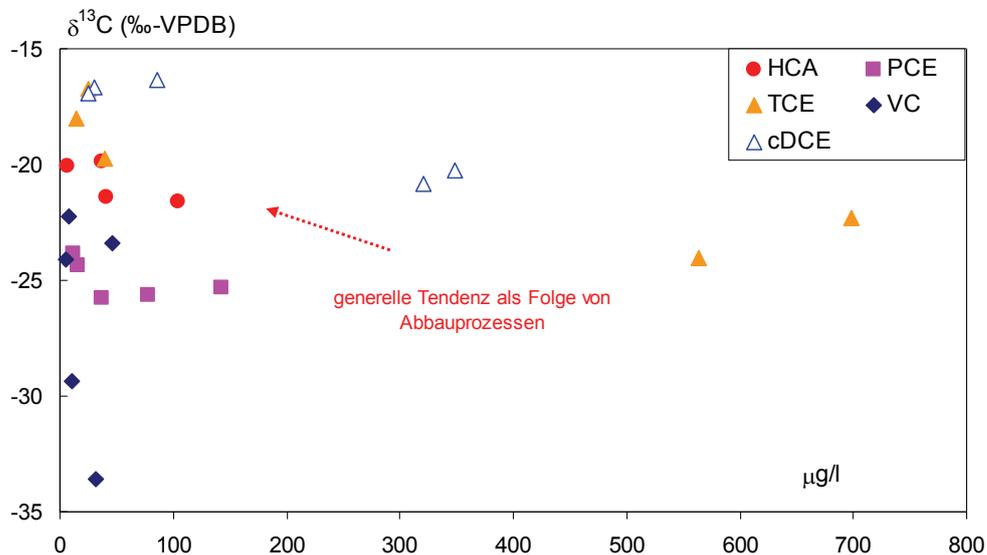
Daraus lässt sich ableiten, dass das HCA im Grundwasser direkt unter der Deponie entweder nur wenig abgebaut ist oder ständig durch Resorptionsprozesse nachgeliefert wird. Sowohl PER als auch TRI stellen mit grosser Wahrscheinlichkeit separate Quellen dar, sind jedoch gleichzeitig teilweise auch Abbauprodukte von HCA resp. PER. Auch lässt sich in der Isotopensignatur

Abbau-
prozesse



des cDCE wie auch beim VC bereits ein gewisser Abbau feststellen (zunehmend leichteres Isotopensignal mit annehmender Konzentration, vgl. Abb. 10). Auf dem weiteren Fließpfad des Grundwassers in die Tiefe und bis zum Abstrombereich findet schliesslich ein verstärkter Abbau von HCA und TRI statt, während offensichtlich der Abbau von PER nur untergeordnet abläuft (wenig Veränderung im Isotopensignal). Dies könnte die unterschiedliche CKW-Verteilung im Grundwasser direkt unter der Deponie und im Abstrombereich erklären.

Abbildung 10: $\delta^{13}\text{C}$ (‰-VPDB) in Abhängigkeit der Konzentration (Mittelwerte)



Die stabilen Wasserisotopenmessungen belegen, dass neben den oben dargestellten „CKW-belasteten“ Mischungsmitgliedern vor allen noch die beiden „schadstoff-unbelasteten“ Komponenten „Rheinwasser-Infiltrat“ und „Hauptmuschelkalk (HMK)-Grundwasser“ eine zentrale Rolle spielen (vgl. Abb. 11). Die Resultate zeigen, dass der Anteil an HMK-Grundwasser im tieferen Untergrund (P.86, P.88) dominierend ist, während im oberen Grundwasserbereich (P.89) der Anteil an Rheinwasserinfiltrat überwiegt. Im mittleren und tieferen Grundwasserbereich (P.87, P.90) findet schliesslich eine Mischung dieser beiden Komponenten statt.

stabile Wasserisotope

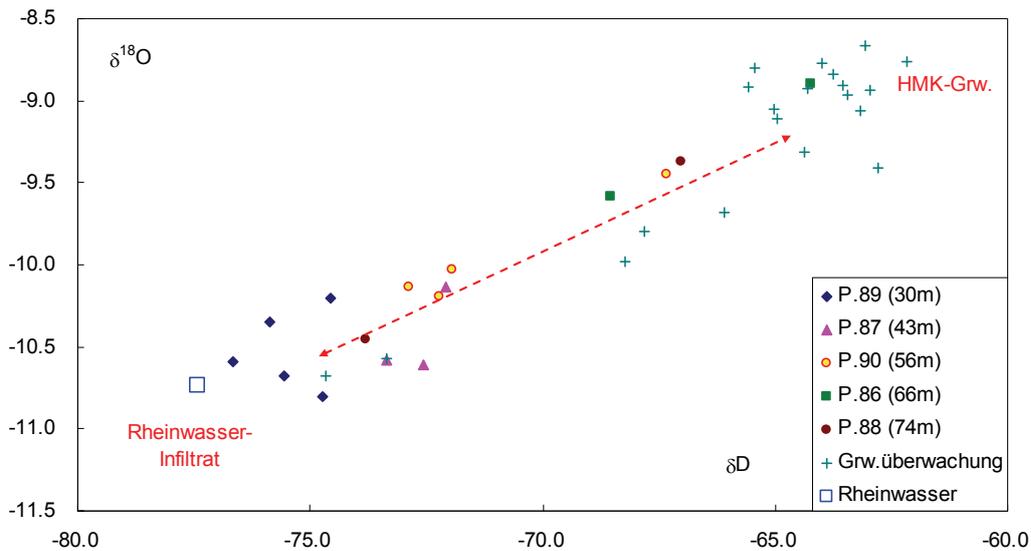
Als wichtigste Schlussfolgerungen ergibt sich aus den Isotopenmessungen, dass einerseits mehrere primäre CKW-Komponenten an der Grundwasserbelastung beteiligt sind (HCA; PER und TRI) und im Grundwasser (wie höchstwahrscheinlich auch im Deponiekörper) ein Abbau stattfindet. Diese Abbauprozesse sowie auch eine Verdünnung sind mitverantwortlich für die unterschiedlichen Konzentrationsverhältnisse im Grundwasser. Das Rheinwasserinfiltrat (gespeist durch die Grundwasseranreicherung) spielt dabei im oberen

Interpretation der Isotopenmessungen



Grundwasserbereich ebenfalls eine entscheidende Rolle. Im tieferen Grundwasserbereich, d.h. an der Basis des Grundwasserleiters sowie im Abstrombereich wird die Verdünnung zunehmend durch das eigentliche Hauptmuschelkalkgrundwasser hervorgerufen (vgl. dazu auch Abb. 13 und Erläuterungen in Kap. 3.5).

Abbildung 11: Stabile Wasserisotope



2.9. Sanierungsrelevante Schadstoffe

Als sanierungsrelevante Schadstoffe werden diejenigen Substanzen verstanden, welche entweder in grossen Mengen im Deponiekörper vorhanden sind, eine hohe Toxizität und/oder eine gute Eluierbarkeit aufweisen, oder sowohl im Deponiekörper als auch im Grundwasser unter der Deponie oder im Abstrom auftreten. Damit soll aufgezeigt werden, welche Substanzen bei einer allfälligen späteren Sanierung überhaupt zu betrachten sind. Für diejenigen Stoffe ohne Konzentrationswerte in der AltIV müssen durch die zuständige Fachbehörde entsprechende Richtwerte erlassen oder Beurteilungen vorgenommen werden.

Begriffserläuterung

2.9.1. Einzelstoffanalytik

In der Tabelle 17 sind alle für die Deponie Feldreben relevanten Schadstoffe sowohl im Deponiekörper als auch im Grundwasser zusammengefasst (eine ausführliche Zusammenstellung weiterer Parameter sowie von Einzelsubstanzen ist in den Anhängen A3c bis A3f enthalten). Bei den Angaben handelt

relevante Schadstoffe



es sich sowohl um mittlere als auch z.T. gerundete Gehaltswerte, da insbesondere im Grundwasser mehrere Tiefen oder Abstrombereiche zusammengefasst wurden⁹. Bei den Angaben zum Deponieinhalt wurde nur der am stärksten belastete Materialtyp A aufgeführt. Diejenigen Schadstoffe, welche in relevanten Konzentrationen vorkommen, sind farblich hervorgehoben.

Aus dem direkten Vergleich zwischen Deponie und Grundwasser können folgende Schlüsse abgeleitet werden (vgl. Tab. 17):

- Die im Deponiekörper überwiegende Schadstoffbelastung mit aliphatischen Kohlenwasserstoffen und PAK ist im Grundwasser aufgrund der geringen Löslichkeit nicht oder höchstens in Spuren nachweisbar. Bezüglich der organischen Schadstoffbelastung sind vor allem deutlich hohe CKW-Gehalte, aber auch Chlorbenzole und Aniline in deutlich erhöhten Konzentrationen vorhanden. *Deponiekörper*
- Im Untergrund direkt unter der Deponie (sowohl gesättigt als auch ungesättigt) können Schadstoffe nachgewiesen werden, was ein direkter Beleg für einen Sickerwasseraustrag ist. Dabei werden offensichtlich auch weniger mobile Schadstoffe, wie KW oder PAK ausgetragen. Relevant sind hier vor allem CKW, Chlorbenzole und auch Aniline sowie Tetrachlorbutadiene. *Deponieuntergrund*
- Im Grundwasser stellen die CKW's die Hauptbelastung dar, da sie auch noch im Abstrombereich in deutlich erhöhten Konzentrationen vorkommen und z.T. die 1/2-AltIV-Konzentrationswerte überschreiten (vgl. Tab. 17 sowie Anh. A3e). Die Belastung wird überwiegend durch die drei Komponenten Hexachlorethan, Per- und Trichlorethylen hervorgerufen (vereinzelt auch durch Tetrachlorethan-1,1,2,2). Dabei ist – wie erwähnt – das PER/TRI-Verhältnis direkt unter der Deponie und im Abstrombereich auffällig bzw. deutlich unterschiedlich. *Grundwasser*
- Chlorierte Butadiene (Tetrachlorbutadien) sind im obersten Grundwasserbereich direkt unter der Deponie als zweitgrösste Schadstoffbelastung vorhanden (maximal rund 300 - 400 µg/l beim obersten Pumpversuch P.89, im Mittel der Pumpversuche P.89/P.90/P.87 rund 165 µg/l). Diese werden aber im Abstrombereich praktisch nicht mehr nachgewiesen. *Tetrachlorbutadien*

⁹ Eine solche Betrachtungsweise bzw. summarische Zusammenfassung der Analysenwerte drängt sich aufgrund der sehr grossen Datenmenge sowohl bei den Feststoff- als auch Grundwasserproben auf. Sie soll aufzeigen, wo welche Substanzen in relevanten Mengen bzw. in welcher Grössenordnung vorhanden sind. Die Zusammenstellung dient einer übersichtlichen Darstellung der Schadstoffverteilung im und um den Deponiekörper. Für eine differenzierte Betrachtung einzelner Messstellen wird auf die Anhänge A3b (Feststoffproben), A3c (Screening) und A3f (Grundwasserabstrom) sowie den Beilagenband B3 verwiesen.

- Direkt unter der Deponie sind auch Chlorbenzole und Aniline im Grundwasser in Konzentrationen von rund 10 µg/l nachweisbar. Auffällig ist hier, dass Aniline als einzige Schadstoffgruppe im Südwesten der Deponie in Erscheinung treten. *Chlorbenzole und Aniline*
- Schwermetalle (insbesondere Kupfer und Zink) sind zwar sowohl im Deponiekörper als auch teilweise im Grundwasser nachweisbar. Im Grundwasser festgestellte Schwermetalle treten aber nicht in stark erhöhten Gehaltswerten auf bzw. sind nur in Spuren oder sehr niedrigen Konzentrationen nachweisbar. *Schwermetalle*



Tabelle 17: Sanierungsrelevante Schadstoffe (Einzelstoffanalytik)

Parameter	Untergrund		Grundwasser			AltIV-Konz.werte
	Deponie (Mat.typ A)	Belasteter „Fels“	Direkt unter Deponie	Abstrom NW	Abstrom SE	
Aliphate KW	1'200 mg/kg	10-50 mg/kg	-	-	-	2'000 µg/l
Σ CKW - Hexachlorethan - Perchlorethen - Trichlorethen	35 mg/kg 19 mg/kg 9 mg/kg 3.5 mg/kg	0.1–0.8 mg/kg bis 0.9 mg/kg bis 0.1 mg/kg Spuren	800 µg/l 65 µg/l 92 µg/l 400 µg/l	35 µg/l 3 µg/l 28 µg/l 3 µg/l	3 µg/l Spuren 2 µg/l 1 µg/l	- keine 40 µg/l 70 µg/l
Σ PAK	80 mg/kg	Einzelwerte	Spuren	-	-	Einzelwerte
Σ BTEX	6 mg/kg	Einzelwerte	Spuren	-	-	Einzelwerte
Σ Chlorbenzole	15 mg/kg	0.1 mg/kg	11 µg/l	-	-	Einzelwerte
Σ Tetrachlorbutadien	7 mg/kg	0.2 mg/kg	165 µg/l	Spuren	Spuren	keine
Σ Aniline	40 mg/kg	0.8 mg/kg	10 µg/l	-	3 µg/l	Einzelwerte
Σ Barbiturate	0.03 mg/kg	0.02 mg/kg	0.6 µg/l	-	Spuren	keine
Cadmium	2 mg/kg	Einzelwerte	-	-	-	5 µg/l
Kupfer	350 mg/kg	25 mg/kg	0.03 µg/l	Spuren	Spuren	1'500 µg/l
Zink	600 mg/kg	90 mg/kg	0.01 µg/l	6 µg/l	5 µg/l	5'000 µg/l
Blei	950 mg/kg	25 mg/kg	Spuren	-	-	50 µg/l

Bemerkung: Die angegebenen Gehaltswerte sind im Sinne eines zusammenfassenden Überblickes als gerundete Mittelwerte zu verstehen. Sämtliche Einzelwerte sowie eine Zusammenstellung der Mittel- und Maximalwerte sind detailliert in den Anhängen A3c bis Af wiedergegeben)

Zur Beurteilung der Altlastensituation gemäss Altlastenverordnung ergibt sich vor allem beim PER eine durch wiederholte Messungen bestätigte und in einem weiteren Deponieumfeld (NW) messbare Überschreitung der 1/2- AltIV-Konzentrationswerte im unmittelbaren Abstrombereich (vgl. dazu Zusammenstellung in Anh. A3e¹⁰ mit einem Vergleich bzgl. der Konzentrationswerte *Altlastensituation*

¹⁰ In der jüngsten Messperiode 2008-2010 ist der PER-Gehalt bezüglich des 1/2-AltIV-Konzentrationswertes bei sechs Messstellen (F1, F2.1, F2.2, F3.1, F3.2 und F6) mindestens zeitweise

AltIV). Andere relevante Schadstoffe im Grundwasser liegen entweder deutlich unter den AltIV-Konzentrationswerten (Aniline; Chlorbenzole) oder es sind keine Vergleichswerte aufgeführt (Hexachlorethan, chlorierte Butadiene)¹¹.

2.9.2. Screenings

Neben der Einzelstoff-Analytik wurden zahlreiche semiquantitative Screenings durchgeführt (vgl. Tab. 4). Bei den Feststoffproben handelt es sich um eigentliche Eluattests, da das Probenmaterial in destilliertes Wasser eingelegt wurde, und anschliessend die equilibrierte Wasserprobe analysiert wurde (vgl. Analysenbericht in Beilage B3b).

Eluattest

Im Anhang A3c ist eine ausführliche Zusammenstellung der Screenings nach Stoffgruppen aufgeführt. In der Tabelle 18 sind die wichtigsten Ergebnisse der Screenings zusammengefasst. Die Resultate der 10 Wasserproben sind einzeln, diejenigen der Feststoffproben summarisch pro Materialkategorie erfasst.

Zusammenstellung

Praktisch in allen Screenings wurden grundsätzlich sehr viele Substanzen detektiert (insgesamt mehr als 4'000 Substanzen, exkl. Unbekannte), weshalb hier auf eine Einzelauswertung bzw. Darstellung verzichtet wird (vgl. dazu Anh. A3c). Die mit den Screenings detektierten Substanzen wurden in 15 verschiedene Substanzklassen (Ketone, Alkane, CKW, chlorierte Butadiene, PAK, Chlorbenzole, Aniline, Sulfone & Sulfonamide, Arzneimittel, Barbiturate, PCB, Pestizide, Nitroverbindungen, stickstoffhaltige polyaromatische Verbindungen, Diverse) sowie Unbekannte unterteilt. In der Tabelle 18 sind jeweils die Anzahl und der Gesamtgehalt der detektierten Substanzen aufgeführt.

viele Substanzen

überschritten. Zusätzlich liegt der Gehalt an Tetrachlorethan-1,1,2,2 bei zwei Messstellen (F5P5 und F3.2) über dem 1/2-AltIV-Konzentrationswert (vgl. Anh. A3e).

¹¹ Schadstoffe, bei welchen Vergleichswerte fehlen, sind durch die zuständige Fachbehörde (AUE) mit Zustimmung des BAFU bezüglich der Überwachungs- und Sanierungsbedürftigkeit des Standortes zu beurteilen (gem. AltIV, Anh. 1, Ziff. 1)

Tabelle 18: Zusammenstellung Screenings (semiquantitative Angaben)

Probe	Total		Unknowns		Identifizierte Substanzen			
	Anzahl dedektierte Substanzen	Gesamt-gehalt µg/l	Anzahl unbekannte Substanzen	Konzentration µg/l	Anzahl identifizierte Substanzen	Konzentration µg/l	identifizierter Anteil	
Wasserproben								
Belastungs-PV	P89/1	152	203	71	56	81	149	53.3%
	P89/8	107	192	57	9	50	182	46.7%
	P89/14	86	131	46	7	40	124	46.5%
	P87/1	125	116	28	36	97	80	77.6%
	P87/8	116	126	56	10	60	117	51.7%
	P90/1	202	85	88	7	114	78	56.4%
	P90/8	239	107	115	9	124	97	51.9%
	P86/1	117	387	77	190	40	198	34.2%
	P88/1	132	213	72	52	60	161	45.5%
	P88/8	82	84	39	49	43	35	52.4%
Feststoffproben								
A	Mittelwert von total 25 Proben	83	430'299	35	77'593 43%	48	292'641	58%
B	Mittelwert von total 17 Proben	62	31'954	26	8'458 39%	35	19'503	61%
C	1 Probe	31	4'995	9	303	22	4'292	71.0%
E1	Mittelwert von total 12 Proben	24.6	6'362	12.4	3'361 41%	12.2	3'239	55%
E	Mittelwert von total 8 Proben	25	6'068	12	85 3%	13	2'762	60%

Die Ergebnisse der Screenings können wie folgt zusammengefasst werden:

FESTSTOFFE (Deponiematerial)

- Bei den Feststoffproben wurden i.d.R. pro Probe rund 80 – 100 Substanzen detektiert. Beim Materialtyp A waren es rund ¼ mehr Substanzen als beim Typ B und etwa 3-mal soviel wie bei den weniger stark belasteten Materialtypen C, D und E1. *Anzahl Substanzen*
- Die Gesamt-Schadstoffkonzentration einzelner Proben variierte ausserordentlich stark von rund 100 ng/l – 10g/l. Die durchschnittliche Schadstoffbelastung betrug beim Materialtyp A rund 430 mg/l, d.h. sie ist rund 15-mal grösser als beim Materialtyp B und rund 70-mal höher als bei den Typen C, D und E1. *Schadstoffkonzentration*
- Ungefähr gleichwertig ist bei allen Materialtypen und Proben der Anteil an Unbekannten, welcher rund 40 – 50% beträgt. *Unbekannte*
- Von den identifizierten Substanzen sind (bezogen auf die Gesamtkonzentration) ca. 1/3 PAK-Substanzen und je ca. 10% Ketone und Aniline. *identifizierte Substanzen*



GRUNDWASSER (aus den Belastungspumpversuchen)

- Im Vergleich zu den Feststoffproben wurden im Grundwasser deutlich mehr Substanzen detektiert, d.h. rund 100 - 200 Substanzen pro Probe (Ø 136). Tendenziell nahm die Anzahl von Versuchsbeginn bis Versuchsende ab. *Anzahl Substanzen*
- Die Schadstoffkonzentration lag in der Regel zwischen rund 80 – 200 µg/l, welche sich auf rund 25% Unbekannte, 40% CKW, 20% Sulfone & Sulfonamide (inkl. Schwefelverbindungen), 5% Aniline und 2% Chlorbenzole aufteilt. *Schadstoffkonzentration*

Bei den Unbekannten konnten gesamthaft ca. 30 Substanzen nachgewiesen werden, welche sowohl im Feststoff wie auch im Grundwasser auftreten. Davon kommen ca. 5 – 10 Substanzen in relevanten Konzentrationen vor. Es muss sich dabei nicht zwangsläufig um toxische Schadstoffe handeln, sondern diese können auch unbedenkliche Abbauprodukte von organischen Substanzen sein (wie. z.B. u.a. Ketone, organische Schwefel und Schwefelverbindungen). Dies dürfte vermutlich für eine Vielzahl der detektierten Substanzen zutreffen (wie teilweise auch für identifizierte Substanzen). Dies ist ein weiteres Indiz dafür, dass ein Austrag von Deponiesickerwasser ins Grundwasser aktuell immer noch stattfindet. *Unbekannte*

Letztlich konnten mit den Screenings als neue (bzw. mit der Einzelstoffanalytik nicht erfasste) relevante Stoffgruppen Ketone, Sulfone & Sulfonamide, Arzneimittel¹², stickstoffhaltige polyaromatische Strukturen und PCB sowie zahlreiche Substanzen der Stoffgruppen Phenole und Nitroverbindungen nachgewiesen werden. Ein grosser Anteil dieser Substanzen ist auf Abfälle der chemischen Industrie zurückzuführen¹³. Eine genaue Quantifizierung ist aber aufgrund der semiquantitativen Messmethode nicht möglich bzw. nur für Substanzen sinnvoll, welche sowohl im Grundwasser als auch im Deponiekörper in relevanten Mengen vorhanden sind (vgl. offene Fragen in Kap. 3.7). *relevante Stoffgruppen*

2.9.3. Folgerungen

Gesamthaft betrachtet sind als sanierungsrelevante Schadstoffe in erster Linie chlorierte Kohlenwasserstoffe CKW zu nennen, welche zu einer signifikanten Grundwasserbelastung führen. Insbesondere die Substanzen Hexachlorethan, Per- und Trichlorethylen sind hier die massgebenden Leit- *massgebende Schadstoffe*

¹² Als Arzneimittel wurden u.a. hauptsächlich folgende Substanzen detektiert: Antipyrin, Cropropamid, Crotamiton, Crotetamid, Glutethimid, Sulfisomidin (im Grundwasser i.d.R. < 0.5 µg/l)

¹³ Eine eindeutige Zuordnung ist aber nicht in jedem Fall möglich, so dass z.T. auch Schadstoffe aus Abfällen von anderen Industriebetrieben stammen, zumal auch die gleichen Substanzen verwendet wurden (z.B. CKW, Phenole, PAK)





substanzen. Im Weiteren bewirken aber auch chlorierte Butadiene (Tetrachlorbutadiene), Chlorbenzole und Aniline eine signifikante Grundwasserbelastung direkt unter der Deponie. Im Abstrombereich sind diese Substanzen allerdings nur in geringen Konzentrationen oder nur noch in Spuren feststellbar¹⁴.

Darüber hinaus wurden im Grundwasser hauptsächlich noch Sulfone und Sulfonamide in den Screenings festgestellt, welche im Deponiematerial aber nur untergeordnet detektiert wurden. Ebenso ist eine Vielzahl an unbekanntem Substanzen sowohl im Grundwasser als auch im Deponiematerial vorhanden. Es handelt sich dabei sowohl um toxische Schadstoffe wie auch weniger gefährlichere Abbauprodukte von organischen Substanzen. Ein grosser Teil davon wird auch mit der Einzelstoff-Analytik quantitativ erfasst (vor allem leichtflüchtige KW, PAK, Aniline, Barbiturate). Die Screenings bestätigen somit die Einzelstoff-Analytik und belegen zugleich, dass die Eluierbarkeit dieser Substanzen z.T. recht gross ist. Insbesondere konnten unbekanntem Substanzen sowie PAK, Ketone und Aniline in hohem Masse eluiert werden. Das Antreffen der „gleichen“ Substanzen im Grundwasser zeigt, dass aktuell immer noch ein Austrag von Schadstoffen aus dem Deponiekörper ins Grundwasser stattfindet. Vor allem wird durch die Screenings belegt, dass neben den CKW auch Aniline sowie Sulfone & Sulfonamide (inkl. Schwefelverbindungen) ausgetragen werden. Allerdings kann nur bei wenigen unbekanntem Substanzen ein direkter Zusammenhang bzw. eine massgebliche Auswaschung abgeleitet werden.

*Interpretation
der Screenings*

2.10. Frachtbetrachtungen

2.10.1. Bisheriger Kenntnisstand

Für die Gefährdungsabschätzung zu den Deponien Feldreben und Rothhausstrasse wurden bereits detaillierte Betrachtungen zum Schadstoffaustrag auf deterministischer und probabilistischer Ebene durchgeführt [4]. Die deterministischen Betrachtungen zeigten, dass bei den relevanten Stoffen vor allem die Löslichkeit und nicht deren Adsorptions- und Desorptionsverhalten für die grösste Freisetzung verantwortlich ist. Diffusion als Transportmechanismus ist zu vernachlässigen.

*Gefährdungs-
abschätzung,*

Zudem konnten Erkenntnisse über den zeitlichen Verlauf der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser gewonnen werden. Die Betrachtungen basierten dabei auf den Kenntnissen über die Schadstoffverteilung im Deponiekörper aus den Untersuchungen der 2. Etappe der Technischen Untersuchungen

*Freisetzungs-
analyse*

¹⁴ mögliche Ursachen dafür sind Verdünnung, geringe Mobilität und/oder Abbauprozesse entlang des Fliessweges

[3]. Mittels der probabilistischen Betrachtungen auf Stufe Gefährdungsabschätzung wurden keine quantitativen Angaben zum Schadstoffaustrag ermittelt. Es sollte vielmehr die Wahrscheinlichkeit für eine Zunahme der Schadstofffreisetzung aufgrund von Störfällen (Topereignis) aufgezeigt werden.

2.10.2. Abschätzung des Schadstoffaustrags aus dem Deponiekörper

Prinzip und Inputparameter

Basierend auf den aktuellen Daten wurde eine erneute Abschätzung zum Schadstoffaustrag aus dem Deponiekörper anhand von Perchlorethylen (PER) und Trichlorethylen (TRI) vorgenommen. Dabei waren vor allem die resultierenden Sickerwasserkonzentrationen direkt unter dem Deponiekörper in der ungesättigten Zone sowie die entsprechenden Frachtbetrachtungen von Interesse. Die Betrachtungen wurden beispielhaft an den Leitsubstanzen PER und TRI durchgeführt, da PER und TRI im unmittelbaren Grundwasser Abstrombereich in hohen, im Fall von PER in Konzentrationen über dem $\frac{1}{2}$ Wert nach AltIV gemessen wurden sowie auch im Deponiekörper in hohen Konzentrationen vorhanden sind¹⁵ (vgl. Tabelle 17). Tetrachlorethan-1,1,2,2 wurde im unmittelbaren Abstrombereich (Nord) zwar in Konzentrationen über dem $\frac{1}{2}$ Wert nach AltIV nachgewiesen. Der Parameter wurde für die Betrachtungen zum Schadstoffaustrag nicht berücksichtigt, da die Belastung des Deponiekörpers mit diesem Schadstoff sehr unregelmässig ausgebildet ist (Wiederfindungsrate < 40%, vgl. Tabelle 17).

Leitsubstanzen

Für die Abschätzung kam die Software TransSim 2.0 des Bundesamtes für Umwelt BAFU [7] zur Anwendung. Das in TransSim 2.0 implementierte, mathematische Simulationsmodell ermöglicht unter anderem eine Abschätzung des Schadstofftransportes in der ungesättigten Zone bis zum Eintritt in das Grundwasser. TransSim berechnet dabei den Schadstofftransport in der ungesättigten Zone in vertikaler Richtung über eine sog. „Bodensäule“ resp. im vorliegenden Falle über eine „Deponiesäule“. Ein lateraler Transport in der ungesättigten Zone wird im Modell nicht berücksichtigt.

TransSim 2.0

Die für die Berechnungen notwendigen Inputparameter werden in Standort-spezifische und Schadstoffspezifische Inputparameter differenziert. Letztere sind im Wesentlichen physikalisch-chemische Daten für genannte Leitsubstanzen, welche in der Programmdatenbank hinterlegt sind.

Schadstoffspezifische Inputparameter

¹⁵ Zusätzlich ist auch das Verhältnis PER/TRI im Grundwasser von Bedeutung. Der Einzug von weiteren Substanzen bringt keine wesentlich neuere Erkenntnisse, zumal für weitere relevanten Substanzen (HCA, Aniline) auch nicht alle erforderlichen Substanzeigenschaften im TransSim vorhanden sind.



Standortspezifische Parameter werden je Untergrundsschicht eingegeben und umfassen die Klassifizierung des Untergrundes nach USCS-Code, die Schadstoffkonzentration sowie den organischen Anteil je Untergrundsschicht. Der USCS-Code bestimmt die hydraulische Leitfähigkeit, die Porosität, die Dichte und die Feldkapazität (je USCS-Code im Programm hinterlegt). Der organische Anteil hat entscheidenden Einfluss auf die Rückhaltekapazität des Untergrundes. Aus dem organischen Anteil wird vom Programm über eine lineare Beziehung die Rückhaltekapazität des Untergrundes berechnet. Je höher der Anteil an organischer Substanz ist, desto besser binden sich organische Stoffe am festen Untergrund.

Standortspezifische Inputparameter

S C + P

Basierend auf den Erkenntnissen der Modellierungen im Rahmen der Gefährdungsabschätzung (vgl. [4]) wurde ausschliesslich advektiv-dispersiver Transport berücksichtigt. Diffusiver Transport wurde nicht gerechnet (vgl. dazu auch 10.2.1). Ebenso wurde aufgrund der Komplexität der Prozesse sowie fehlender Datengrundlage kein chemisch-biologischer Schadstoffabbau in den Berechnungen berücksichtigt.

Berücksichtigte Prozesse

Sog. präferentielle Fliesswege wurden nicht eingeführt. Für belastete Standorte, bei welchen die Schadstoffe schon seit Jahren oder Jahrzehnten im Untergrund sind, tragen präferenzielle Fliesswege kaum zu einer Erhöhung der Schadstoffmobilität bei, da Schadstoffe aus präferenziellen Fliesskanälen vermutlich schon ausgewaschen sind (vgl. [7]).

präferentielle Fliesswege

Der Niederschlag am Deponiestandort in Muttenz beträgt rund 850 mm/Jahr (vgl. [8]). Die Infiltrationsrate wurde in Anlehnung an die Modellierungen anlässlich der Gefährdungsabschätzung [4] mit 8% festgelegt. Dabei ist die im Bereich des Untersuchungsstandortes bestehende Oberflächenversiegelung ausschlaggebend für die tiefe Infiltrationsrate.

Niederschlag: Infiltrationsrate

Als sog. „Deponiesäulen“ wurden die Bohrkernaufnahmen verwendet. Die Schadstoffkonzentrationen für PER und TRI sowie der organische Gehalt des Untergrundes gingen als Mittelwerte je Schadstofftyp in die Berechnungen ein (vgl. Kap. 2.4.2). Zur Durchführung der Frachtbetrachtungen wurde pro Bohrung ein Flächenelement ausgeschieden (vgl. Abbildungen in Anh. A10b), für welches die TransSim-Berechnungen bezogen auf die entsprechende Bohrung Gültigkeit haben.

„Deponiesäulen“

Resultate der TransSim-Berechnungen

Die Resultate der TransSim Berechnungen dienen als Basis zur Ermittlung folgender Parameter (pro betrachtete „Säule“ resp. Bohrung):

Resultate – berechnet Parameter

- Mittlere Sickerwasserkonzentration unterhalb des Deponiekörpers direkt über dem Grundwasserspiegel für die Leitparameter PER und TRI,
- Mittlere jährliche Fracht für die Leitparameter PER und TRI je betrachtetes Deponie-Flächenelement

Im Anhang A10a sind Isolinienkarten der mittleren Sickerwasserkonzentrationen unterhalb des Deponiekörpers direkt über dem Grundwasserspiegel für PER und TRI dargestellt. Hohe Sickerwasserkonzentrationen beschränken sich auf den westlichen Bereich der Deponie. Im Detail wird jedoch ersichtlich, dass die Verteilung der mittleren Sickerwasserkonzentration unterhalb des Deponiekörpers für PER und TRI unterschiedlich ist. PER erreicht im Bereich der Bohrungen P96 bis P98 – P101, P103 und P015 sowie P88 und P111 mittlere Konzentrationen über 0.25 µg/l während TRI im Bereich der Bohrungen P96 und P97 und vor allem bei Bohrung P105 mittlere Konzentrationen über 0.25 µg/l erreicht. Hohe mittlere Konzentrationen kommen zustande, indem das bestehende Schadstoffpotential über relativ kurze Zeitdauer (Grössenordnung mehrere 10er bis 100er Jahre) ausgetragen wird, was auf eine geringe Rückhaltekapazität des Untergrundes in diesen Bereichen hinweist.

*Mittlere
Sickerwasser-
konzentrationen unterhalb
der Deponie*

S C + P

Aus den Karten in Anhang A10b gehen die mittlere Frachten pro Jahr für PER und TRI je Deponie Flächenelement hervor. Analog zu den mittleren Sickerwasserkonzentrationen werden auch die mittleren jährlichen Frachten entscheidend von der Zeitdauer zum Austrag des gesamten Schadstoffpotentials bestimmt.

*Mittlere
Jährliche
Frachten*

Betrachtung des Schadstoffaustrags nach Deponiebereich

Die CKW-Belastung im Grundwasser manifestiert sich vor allem im Norden und Westen der Deponie, während im südlichen und östlichen Abstrombereich nur vergleichsweise geringe Konzentrationen festgestellt werden (vgl. Kapitel 2.5.2). Eine Betrachtung je Deponiebereich zu den abgeschätzten mittleren jährlichen Frachten und mittleren Sickerwasserkonzentrationen aus der Deponie für PER und TRI drängt sich daher auf. Die entsprechende Auswertung geht aus Tabelle 19 hervor¹⁶.

*Betrachtung je
Deponiebereich*

Gemäss Abschätzungen über TransSim findet der wesentliche Austrag von PER und TRI im Deponiebereich West statt und beträgt grössenordnungsmässig je rund 350 – 400 g/Jahr. Er ist im Vergleich zum Bereich Ost mit rund 50 – 100 g/Jahr um einen Faktor 5 – 10 grösser. Dies entspricht auch erwartungsgemäss in etwas der Schadstoffverteilung im Deponiekörper.

*berechnete
Frachten*

Eine wichtige Erkenntnis ist, dass der PER- und TRI-Austrag in derselben Grössenordnung liegt. Dies im Gegensatz zur Schadstoffbelastung im Grundwasser, wo einerseits direkt unter der Deponie das TRI dominiert und

*PER/TRI-
Verteilung*

¹⁶ Die Ermittlung der mittleren, jährlichen Frachten je Deponiebereich (Ost und West, gemäss Karte im Anhang A5) erfolgte durch Aufsummierung der Frachten zu den jeweiligen Deponie-Einzelflächen. Über die Sickerwassermengen pro Bereich wurden die mittleren Sickerwasserkonzentrationen je Bereich berechnet.



andererseits im Abstrombereich das PER in vergleichsweise höheren Konzentrationen vorliegt (vgl. dazu Kap. 3.2).

Tabelle 19: Mittlere jährliche Frachten resp. Sickerwasserkonzentrationen

Deponiebereich	Sickerwassermenge* [m ³ /Jahr]	Schadstoff	mittlere Fracht [g/Jahr]	mittlere Sickerwasserkonzentration [µg/l]
West	2'000	PER	392	190
		TRI	354	170
Ost	1'250	PER	62	50
		TRI	68	60

* Berechnung basiert auf einer Infiltrationsrate von rund 8% sowie einer Niederschlagsrate von rund 850 mm/Jahr, gerundete Angaben

2.10.3. Abschätzung der CKW-Gehalte im Grundwasser aus dem Deponiesickerwasser

Die CKW-Gehalte im Grundwasser im Norden und Westen der Deponie sind nach jetzigem Kenntnisstand mit dem Schadstoffpotential sowie den geologisch-hydrogeologischen Verhältnissen im Deponiebereich West zu erklären, während die CKW-Gehalte im Grundwasser östlich und südlich der Deponie analog dazu mit den Verhältnissen im Deponiebereich Ost im Zusammenhang zu bringen sind (vgl. Kapitel 2.5.2).

CKW-Belastungen im Abstrom der Deponie

Zur Abschätzung der CKW-Gehalte im Grundwasser aus dem Deponiesickerwasser ist der Grundwasserdurchfluss im Hauptmuschelkalk als massgebenden Aquifer je Bereich abzuschätzen. Wir gehen dabei von folgenden Annahmen aus:

Grundwasserdurchfluss

- Abflussbreite bezogen auf die mittlere Deponiebreite:
 - Bereich West: 170 m
 - Bereich Ost: 130 m
- Maximale vertikale Mischzone: 5 m¹⁷,
- Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers: 10 m/Tag¹⁸,
- Nutzbare Porosität: 10% (Erfahrungswert)

¹⁷ Als Mischzone wird die obere Zone im Aquifer bezeichnet, in welcher sich der Schadstoff mit dem Grundwasser mischt. Wenn der Aquifer eine grosse Mächtigkeit aufweist, ist in der Regel nicht die ganze Aquifermächtigkeit als Mischzone einzusetzen. Gemäss BAFU ist die Schadstoffkonzentration im Grundwasser unterhalb einer Tiefe von rund 5 m im nahen Abstrombereich als gering zu betrachten (vgl. [7]).

¹⁸ konservativen Annahme basierend auf den durchgeführten Färbversuchen (vgl. [2])

Dies ergibt Durchflussmengen für den gesättigten Grundwasserbereich von 850 m³/Tag (Bereich West) resp. rund 650 m³/Tag (Bereich Ost). Ein Vergleich mit den Sickerwassermengen der Tabelle 19 ergibt einen Verdünnungsfaktor von ca. 150 für den Bereich West resp. 190 für den Bereich Ost.

*Verdünnungs-
faktoren*

Ausgehend von den mittleren Sickerwasserkonzentrationen je Bereich (vgl. Tabelle 19) sowie dem Durchfluss im gesättigten Grundwasserleiter lassen sich die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser aus dem Deponiesickerwassers für PER und TRI abschätzen (vgl. Tabelle 20).

*CKW-Gehalte
im Grundwasser
aus dem
Deponie-
sickerwasser*

Tabelle 20: Abgeschätzte CKW-Gehalte im Grundwasser aus dem Deponiesickerwasser je Deponiebereich

Deponiebereich	Sickerwassermenge [m ³ /Jahr]	Grundwasserabfluss [m ³ /Tag]	Verdünnungsfaktor [-]	Schadstoff	CKW-Gehalt im Grundwasser [µg/l]
West	2'030	850	150	PER	1.25
				TRI	1.15
Ost	1'250	650	190	PER	0.25
				TRI	0.3

Ein Vergleich der in Tabelle 20 aufgeführten Konzentrationswerten mit im unmittelbaren Abstrom tatsächlich gemessenen Konzentrationen im Grundwasser (vgl. Tabelle 17) ergibt die in Tabelle 21 aufgeführten Verhältnisse.

*Verhältnisse
der CKW-
Gehalte*

Tabelle 21: Verhältnis der aus dem Deponiesickerwasser errechneten zu den gemessenen CKW-Gehalten im Grundwasser.

Bereich	Schadstoff	CKW-Gehalte im Grundwasser [µg/l]		Verhältnis [-]
		aus dem Deponiesickerwasser errechnet	im Abstrom gemessen (gemäss Tabelle 17)	
West	PER	1.25	28	1 : 20
	TRI	1.15	3	1 : 2.5
Ost	PER	0.25	2	1 : 8
	TRI	0.3	1	1 : 3.3

Die im Abstrom gemessenen CKW-Gehalte können nicht alleine mit dem Eintrag von CKW über das Deponiesickerwasser ins Grundwasser erklärt werden. Weitere Schadstoffquellen wie die in Kapitel 3.2 genannte sekundäre Schadstoffquelle sind in Betracht zu ziehen.

*weitere Schad-
stoffquellen*



Die Betrachtungen beziehen sich dabei auf die mittels TransSim errechneten mittleren Frachten resp. mittleren Sickerwasserkonzentrationen aus der Deponie für PER und TRI je Bereich (Ost / West). Diese Werte hängen massgeblich von prognostizierten Zeiträumen des Austrags ab. Präferentielle Fliesswege, wie oben beschrieben bei den Abschätzungen vernachlässigt, würden zu einem beschleunigten Austrag führen. Bei den für die Betrachtungen mittels TransSim erforderlichen Parametern sind vor allem die in Kapitel 2.10.2 genannten standortspezifischen Parameter mit grösseren Unsicherheiten behaftet. Aufgrund der relativ guten Kenntnisse des Deponiekörpers sowie zahlreicher vorhandener Laboranalysen und Deponieaufschlüsse erachten wir diese Unsicherheiten im Vergleich zur Unsicherheit bezüglich des Vorhandenseins präferentieller Fliesswege als relativ gering. Die Sickerwasserkonzentrationen resp. Frachten sind demnach als Minimalwerte zu betrachten.

Jedoch wären auch im Falle eines um einen Faktor 5 - 10 beschleunigten Austrags¹⁹ die CKW-Gehalte im Grundwasserabstrom der Deponie vor allem für PER nicht alleine durch das Deponiesickerwasser zu erklären. Dagegen würden im Falle von TRI für dieses Szenario die errechneten Werte in der Grössenordnung der gemessenen Gehaltswerte liegen.

*Szenario:
Beschleunigung des
Austrags um
einen Faktor 5-
10*

Ein Vergleich der aus den Konzentrationsmessungen im unmittelbaren Abstrom errechneten mit den aus dem Deponiesickerwasser (TransSim 2.0) errechneten Frachten ergibt Differenzen, die ebenfalls darauf hinweisen, dass für die im unmittelbaren Abstrom gemessenen Konzentrationen von PER und TRI neben dem Deponiekörper weitere Schadstoffquellen (vgl. Kapitel 3.2) existieren müssen.

¹⁹ Ein beschleunigter Austrag ergibt sich bei der Betrachtung von präferenziellen Fliesswegen. Dies wurde im Rahmen der Gefährdungsabschätzung [4] durchgeführt und ergab rund 5 – 10-mal höhere Sickerwasserkonzentrationen.

Tabelle 22: Differenz der Frachten im unmittelbaren Abstrom der Deponie.

Bereich	Schadstoff	Frachten [g/Jahr], errechnet		Differenz der Frachten, gerundet [g/Jahr]
		aus dem Depo- nie-sickerwasser (gemäss Trans- Sim 2.0)	aus den Abstrom- messungen (ge- mäss Tabelle 17)	
West	PER	392	8'687	- 8'300
	TRI	354	931	- 580
Ost	PER	62	475	- 410
	TRI	68	237	- 170

Je nach Modell bzw. gewählter Inputparameter stammen die im Abstrom gemessenen Schadstoffe zu unterschiedlichen Anteilen aus dem Deponiekörper und einer sekundären Schadstoffquelle. Verlässliche quantitative Zuordnungen sind zu jetzigem Zeitpunkt aber noch nicht möglich. Die vorhandenen Daten lassen aktuell auch keine weiterführende Modellierungen mit dem Ziel einer verlässlichen Zuordnung zu.





3. Schlussfolgerungen

3.1. Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse

Mit der Durchführung der ergänzenden Detailuntersuchung, welche als Ergänzung zu den bisherigen Erkenntnissen zu sehen ist, wurde sowohl der Deponiekörper als auch das Grundwasserumfeld um und unter der Deponie eingehend untersucht. Insbesondere liegt nun Dank den zahlreich ausgeführten Sondierungen ein sehr differenziertes und detailliertes Bild über die Schadstoffverteilung im Deponiekörper vor.

Deponie

Ebenso wird ein relativ dichtes Messstellennetz mit kontinuierlich aufzeichnenden Datenloggern seit 2004 sowie eine regelmässige qualitative Grundwasserüberwachung mit einem weit reichenden Analytikspektrum betrieben. Dadurch sind einerseits die sanierungsrelevanten Schadstoffe als auch deren Verteilung im Deponiekörper und im Grundwasser hinreichend bekannt. Andererseits sind die komplexen hydrogeologischen Zusammenhänge im Wechselspiel zwischen Hangwasserzufluss aus dem Süden, Grundwasseranreicherung im Norden und dem Pumpbetrieb des Brunnens Florin, welche die Lage und Schwankungen des Grundwasserspiegels massgeblich beeinflussen, gut erkundet.

Grundwasser

Mit den fünf ausgeführten Tiefenbohrungen (P.86 bis P.90) haben sich neue Erkenntnisse über die Schadstoffbelastung direkt unter der Deponie ergeben. Die Untersuchungsergebnisse erlauben die Prognose einer umfassenden Modellvorstellung über die dort vorherrschenden massgebenden Prozesse. Eine genaue Quantifizierung und laterale Abgrenzung der Schadstoffbelastung unter der Deponie ist allerdings nicht möglich.

Deponieuntergrund

3.2. Emissionsverhalten der Deponie Feldreben

Wie aus den früheren Untersuchungen [2] bekannt ist, zeichnet sich das Grundwasser im Nahfeld der Deponie Feldreben einerseits durch eine erhöhte Gesamtmineralisation, hervorgerufen durch vergleichsweise höhere Hydrogencarbonat-, Sulfat- und Nitratgehalte im austretenden Deponiesickerwasser aus (hervorgerufen durch Auswaschungs- und biologische Abbauprozesse in der Deponie). Andererseits löst die CKW-Belastung im Grundwasser einen Sanierungsbedarf nach Art. 9 AltIV aus. Daneben treten mit dem Deponiesi-

Auswaschungs- und biologische Abbauprozesse

ckerwasser auch Tetrachlorbutadiene, Chlorbenzole und Aniline in signifikanten²⁰ Konzentrationen ins Grundwasser aus.

Die Deponiesickerwasseraustritte bzw. die Beeinflussung des Grundwassers ist aufgrund der Untergrundsverhältnisse nicht gleichmässig verteilt, sondern konzentriert sich vor allem auf den nordwestlichen Deponiebereich, welcher in mehrfacher Hinsicht vulnerabler ist. Sowohl die Felsbeschaffenheit als auch die Felsoberfläche, kombiniert mit der lokalen Felsvertiefung in der Deponie und den höheren Schadstoffmengen im Deponiekörper, führen dort vermutlich zu einem verstärkten Austrag von Schadstoffen ins Grundwasser.

Deponiesickerwasser

Eine Auswaschung von Schadstoffen aus der Deponie findet bereits seit Jahrzehnten statt und war früher, als das Gelände noch nicht versiegelt war, sicher deutlich stärker als heute. Dies hat schon seit Jahrzehnten zu einer Schadstoffbelastung des Grundwassers (vgl. [1]) und insbesondere zu einer fortlaufenden Anreicherung von Schadstoffen im Grundwasserleiter direkt unter der Deponie geführt (sekundäre Schadstoffquelle). Es handelt sich dabei aber nicht um sog. DNAPL's, bei welchen die CKW-Substanzen in Phase vorliegen, sondern um im Porenraum und in der Feinsediment-Füllung der Klüfte und Karsthohlräume angelagerte Schadstoffe (vgl. Kap. 3.3)

*sekundäre
Schadstoff-
quelle*

Überschlagsmässige Abschätzungen des mutmasslichen Sickerwasseraustrages im heutigen Zustand sowie auch das Schadstoffspektrum zeigen, dass höchstwahrscheinlich neben einer „reinen“ Sickerwasserkomponente auch ein massgeblicher Teil der im unmittelbaren Abstrom festgestellten Schadstoffe zusätzlich aus der oben beschriebenen sekundären Schadstoffquelle im Felsuntergrund stammen muss (vgl. Kapitel 2.10.3). Wie hoch dieser Anteil ist, kann allerdings nicht genauer abgeschätzt werden, da neben reiner Verdünnung auch nicht quantifizierbare Abbauprozesse auf dem Fliessweg bis zum Abstrombereich einen wesentlichen Beitrag dazu leisten. Zudem sind die abgeschätzten CKW-Gehalte des Deponiesickerwassers als Minimalwerte zu betrachten und können massgeblich variieren.

*Quantifizierung
nicht möglich*

Die in der Deponie enthaltenen Abfallmengen bergen ein grosses Schadstoffpotential, indem vor allem organische Schadstoffe in grossen Mengen vorhanden sind. Grundsätzlich haben die Aussagen der früheren Gefährdungsabschätzung [4] nach wie vor Gültigkeit. Es ist mit einer namhaften Freisetzung von CKW sowie auch anderen toxischen Substanzen (chlorierte Butadiene, Aniline, Chlorbenzole) während den nächsten Jahrzehnten bis Jahrhunderten zu rechnen und vor allem anthropogene Veränderungen infolge

Gefährdungspotential

²⁰ signifikant bedeutet hier, dass die festgestellten Konzentrationsgehalte nicht nur im Spurenbereich wenig über der Bestimmungsgrenze vorliegen, sondern deutlich darüber liegen. Eine toxikologisch relevante Belastung muss sich daraus aber nicht zwangsläufig ergeben.





Bautätigkeiten können zu verstärkten Sickerwasseraustritten führen. Die aktuelle sowie insbesondere auch die frühere Freisetzung führen und führten zu einer fortlaufenden Akkumulation von Schadstoffen im Grundwasserleiter direkt unter der Deponie. Durch Resorptionsprozesse werden solche sekundären Schadstoffquellen langsam wieder frei gesetzt. Durch Verdünnungs- und Abbauprozesse werden im unmittelbaren Abstrombereich „nur“ noch CKW in relevanten Konzentrationen gemessen, welche z.T. (i.W. PER) über den 1/2-AltIV-Konzentrationswerten liegen und damit den Sanierungsbedarf auslösen.

3.3. Akkumulation der Schadstoffe unter der Deponie

Wie bereits oben dargelegt, gehen wir nicht davon aus, dass im Untergrund DNAPL's vorhanden sind. Dafür, dass die Bohrungen im mutmasslichen am stärksten belasteten Bereich abgeteuft wurden, sind die Konzentrationen zu gering (mit Ausnahme des Hexachlorethans²¹ wird weniger als 0.1% der Wasserlösbarkeit erreicht, was erfahrungsgemäss gegen DNAPL's spricht). Ebenso wurden bei den Bohrungen keine diesbezüglichen Anzeichen vorgefunden und auch die CKW-Tiefenverteilung spricht dagegen.

keine DNAPL's

Die Akkumulation der Schadstoffe im Untergrund erfolgt(e) höchstwahrscheinlich durch Adsorption der Schadstoffe in der Feinsediment-Füllung der Klüfte und Poren- und Karsthohlräume des Grundwasserleiters. Das Auftreten von solchen (überwiegend feinen) Hohlräumen ist im Hauptmuschelkalk naturgemäss sehr heterogen verteilt und daher praktisch nicht zu erkunden. Eine Abschätzung der vorhandenen Schadstoffmengen ist demzufolge ebenfalls schwierig. Es ist vermutlich von einer ähnlichen Grössenordnung auszugehen, wie heute noch im Deponiekörper vorhanden ist.

*vorhandene
Schadstoff-
mengen*

Da solche Adsorptions/Desorptions-Prozesse grundsätzlich langsam ablaufen, braucht es eine advective Komponente, welche die Schadstoffe sukzessive nach unten „befördert“. Als Motor dazu sehen wir das wiederholte relativ rasche Absenken und Wiederansteigen des Grundwasserspiegels, hervorgerufen durch Unterbrüche in der Grundwasseranreicherung und beim Pumpbetrieb Florin. Bei absinkendem Grundwasserspiegel werden die Schadstoffe in den oberen Felsabschnitt transportiert und sorbieren dort in den Poren. Wenn sich der Spiegel hebt, bleibt ein Teil der Schadstoffe in den Poren haften. Beim erneuten Absenken wird wiederum ein Teil aus diesen Poren resorbiert und mit der Absenkungshöhe weiter nach unten transportiert und bleibt auf analoge Weise in den tiefer liegenden Felsporen erneut haften. Durch diese Schwankungen gelangen schliesslich die über das Deponiesickerwasser ausgetragenen Schadstoffe bis an die Basis des Grundwasserleiters bzw.

*advektiver
„Motor“*

²¹ Für Hexachlorethan sind ebenfalls kein DNAPL's zu erwarten, da es bei Normalbedingungen um eine Festsubstanz handelt und dies daher eher typisch wäre.



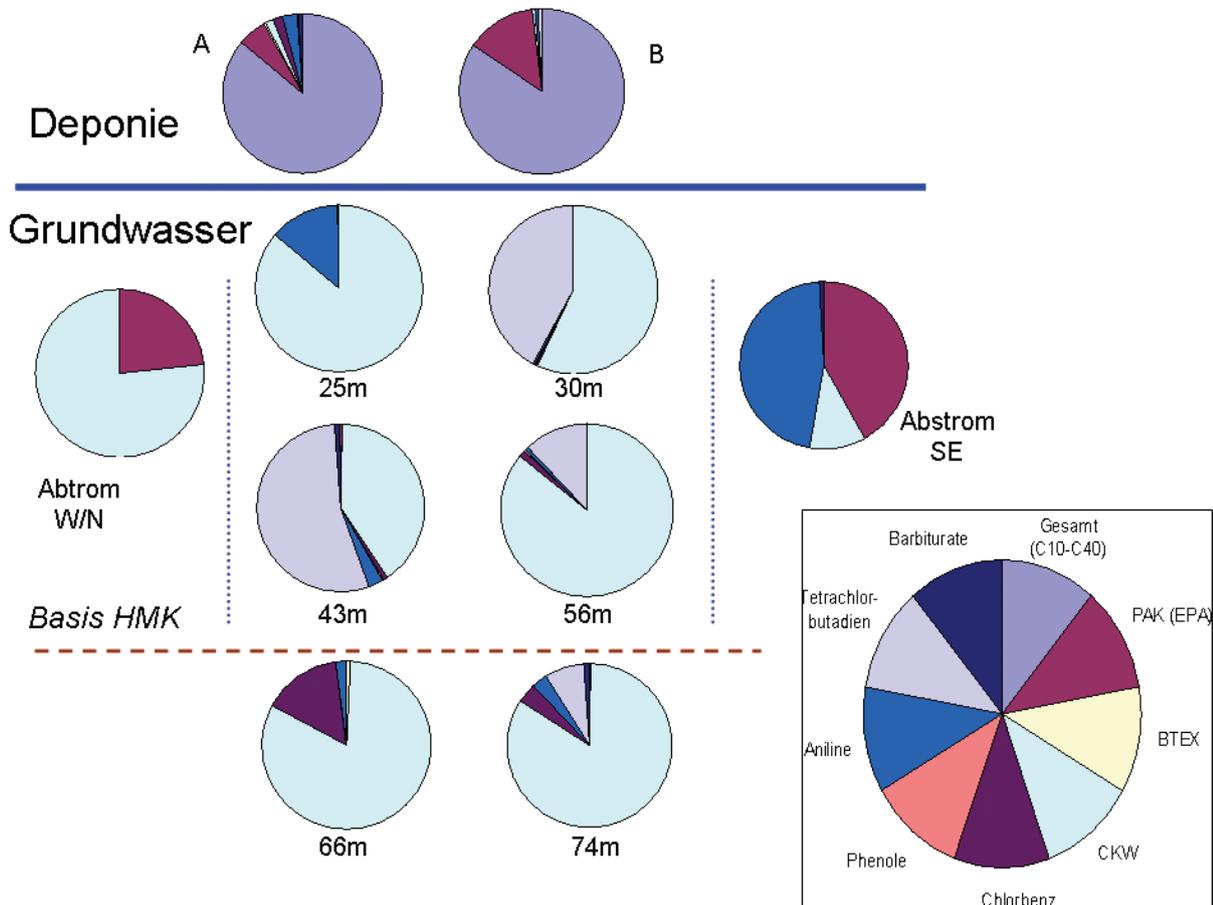
Hauptmuschelkalkes. Der Transport in die Tiefe ist ein Sorptions-/Desorptions-Wechselspiel, welches über viele Zyklen und längere Zeiträume wirken muss. Bei diesem Prozess werden besser lösliche Komponenten rascher und in grösserem Umfang nach unten transportiert, was wiederum die höheren TRI-Gehalte an der Basis des HMK-Grundwassers und Chlorbenzol-Gehalte in der Dolomitzone erklärt.

3.4. Schadstoff-Verteilung im Deponieumfeld

Die Abbildung 12 veranschaulicht nochmals die Schadstoffverteilung im Deponieumfeld. Im Deponiematerial dominieren vor allem aliphatische Kohlenwasserstoffe und PAK's, welche rund 90 Gew.-% der Schadstoffe ausmachen. Im Vergleich dazu dominieren im Grundwasser direkt unterhalb der Deponie vorwiegend CKW und untergeordnet chlorierte Butadiene (Tetrachlorbutadien). Im nördlichen und westlichen Abstrombereich spielen wiederum CKW die massgebende Rolle. Untergeordnet treten im ganzen Abstrombereich auch PAK-Substanzen in vergleichsweise relevanten Mengen auf (Naphtalin und Methylnaphthaline). Im südlichen und östlichen Abstrombereich bilden schliesslich Aniline noch eine zusätzliche Schadstoff-Komponente.

Schadstoffverteilung

Abbildung 12: Schadstoffverteilung im Deponieumfeld





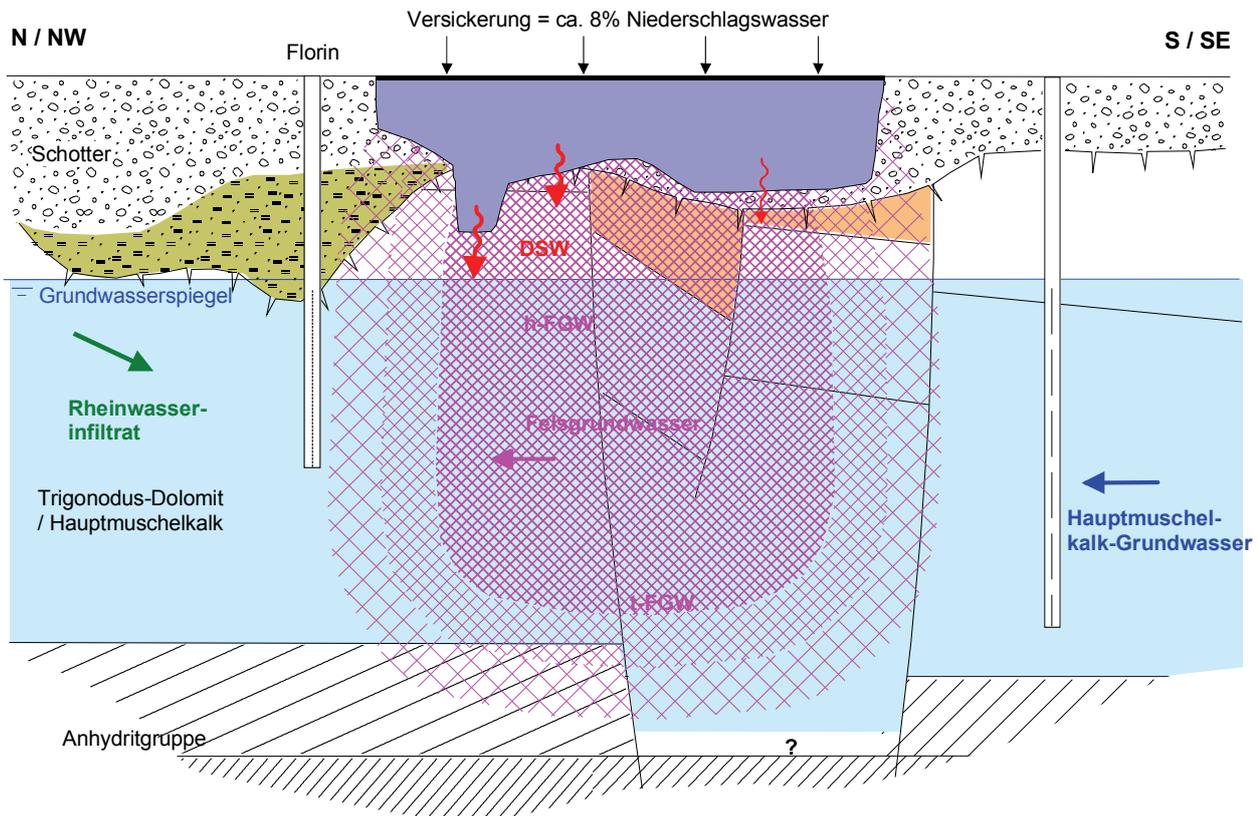
3.5. Emissions- und Ausbreitungspfade

Basierend auf der oben dargestellten Ausgangslage der beobachteten und z.T. interpretierten Schadstoffverteilung wurde das in der Abbildung 13 dargestellte schematische Modell der Schadstoffausbreitung entwickelt.

Modell der Schadstoffausbreitung

Das Deponiesickerwasser (DSW) gelangt zunächst über die ungesättigte Zone (i.d.R. Lockergestein, z.T. Fels) ins Grundwasser. Auf dem Sickerweg wird das durchflossene Gestein ebenfalls mehr oder weniger stark kontaminiert. Beim Eintritt ins Grundwasser findet zunächst eine Anreicherung im Porenraum des Felsuntergrundes statt und es entstehen durch Abbauprozesse sekundäre CKW-Komponenten (h-FGW).

Abbildung 13: Veranschaulichung der Schadstoffausbreitung



Durch advective Prozesse, angetrieben durch Grundwasserabsenkungen und –wiederanstiege, gelangt das so veränderte wie auch das „reine“ Deponiesickerwasser sukzessive in die Tiefe. Dabei werden leichter lösliche CKW-Komponenten, wie das TRI verstärkt nach unten bis an die Basis des Hauptmuschelkalkes transportiert (t-FGW). Diese Sorptions- und Desorptionsprozesse gekoppelt mit einer advektiven Strömungskomponente führen zu einer

diffuse Schadstoffverteilung

diffusen Schadstoffverteilung unterhalb der Deponie, welche keine scharfen Grenzen aufweist, sondern eher kontinuierlich mit zunehmender Entfernung von der Schadstoffquelle abnimmt.

Das im Abstrombereich aus den Messstellen geförderte Grundwasser (allen voran der Brunnen Florin) ist ein Mischung folgender verschieden stark belasteter Komponenten:

Mischung

- einerseits Schadstoffbelastete Mischungsanteile
 - aus der primären Schadstoffquelle via Deponiesickerwasser und
 - der sekundären Schadstoffquelle via Felsgrundwasser sowie
- andererseits unverschmutzte Komponenten
 - aus der Grundwasseranreicherung (Rheinwasser-Infiltrat) und
 - einem unterirdischen Zufluss von Hauptmuschelkalk-Grundwasser

Darüber hinaus dürften auch noch Abbauprozesse eine entscheidende Rolle spielen. Aufgrund dieser komplexen Ausgangssituation können keine quantitativen Aussagen zu den Mischungsverhältnissen gemacht werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sowohl „reines“ Deponiesickerwasser als auch die sekundäre Schadstoffquelle direkt unter der Deponie wesentlich zur Schadstoffbelastung im Abstrombereich beitragen.

3.6. Würdigung der Modellvorstellung

Mit den bisher ausgeführten Altlastenuntersuchungen seit bald 10 Jahren (HU, TU, DU) ist die Altlastensituation der Deponie Feldreben recht gut erfasst. Die Schadstoffverteilung und –zusammensetzung innerhalb des Deponiekörpers ist dank den zahlreichen Bohrungen und entsprechenden Materialaufschlüssen und chemischen Analysen ausreichend bekannt.

Altlastenuntersuchungen

Der Deponiekörper enthält ein grosses Schadstoffpotential, welches in erster Linie auf organische Schadstoffe zurückzuführen ist (KW, PAK, leichtflüchtige chlorierte KW sowie chemietypische Schadstoffe [Chlorbenzole, Aniline, chlorierte Butadiene]). Nicht zuletzt durch die Screenings ist belegt, dass das Deponiematerial z.T. ein grosses Auswaschungspotential besitzt (in erster Linie CKW [PER, TRI, HCA], aber auch Sulfone & Sulfonamide, Aniline und Chlorbenzole sowie zahlreiche unbekannte Substanzen). Ein Sanierungsbedarf wird vor allem durch die Überschreitung der 1/2-AltIV-Konzentrationswerte von Perchlorethylen (und teilweise Tetrachlorethan-1,1,2,2) im unmittelbaren Abstrombereich hervorgerufen.

Schadstoffpotential

Für die massgebenden Prozesse, welche für die Emissionen und Auswirkungen auf das Grundwasser verantwortlich sind, besteht ein gute Modellvorstellung. Aus den Pumpversuchen und den Isotopenmessungen lässt sich ableiten, dass austretendes Deponiesickerwasser zum einen sowohl mit Rheinwasser-Infiltrat aus der Grundwasseranreicherung als auch durch zuströmen-

massgebende Prozesse



des Hauptmuschelkalk-Grundwasser verdünnt wird. Auf dem Fliesspfad bis zum Abstrombereich finden zusätzlich mikrobiologische Abbauprozesse statt, welche die Schadstoffverteilung im Untergrund sowohl vertikal wie auch horizontal variieren lassen. Durch die intensive Grundwassernutzung findet zudem eine zeitliche Variabilität der Schadstoffbelastung statt. Das ein massgebender Austrag von Deponiesickerwasser auch heute noch stattfindet wird durch zudem durch eine feststellbare Aufmineralisierung des Grundwassers im Abstrombereich belegt.

Eine Quantifizierung dieser Prozesse und insbesondere die Frage, welche Anteile der Grundwasserbelastung im Abstrombereich aus der primären Ablagerung (via Deponiesickerwasser) und welche aus den sekundären Anreicherungen unter der Deponie stammen, lässt sich nicht schlüssig beantworten. Die mittels TranSim durchgeführten Frachtbetrachtungen führen zum Schluss, dass ein Austrag via Deponiesickerwasser alleine nicht genügt. Eine Änderung der gewählten Modellparameter (z.B. Berücksichtigung von präferenziellen Fliesswegen im Deponiekörper) würde zwar den „sekundären“ Anteil verringern, aber dennoch nicht hinfällig machen. Insbesondere könnte damit auch nicht die vertikale Schadstoffverteilung erklärt werden. Die erkannten Mischungs- und Abbauprozesse erschweren zusätzlich eine Quantifizierung der Anteile. Aufgrund dieser Ausgangslage lässt sich dies vermutlich auch kaum mit einer Modellrechnung lösen, da jedes Modell die Wirklichkeit nur ansatzweise und rudimentär wiedergeben kann.

Quantifizierung

Letztendlich dürfte im Hinblick auf die Sanierung wohl beide Komponenten zu betrachten sein, die Frage bleibt nur noch offen, in welchem Ausmass.

3.7. Offene Fragen

Im Hinblick auf die Ausarbeitung eines Sanierungsprojektes bzw. auf die Durchführung einer Sanierungsuntersuchung ergeben sich aufgrund des heutigen Kenntnisstandes folgende offene Fragen:

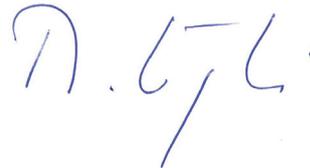
- Existenz eines Grundwasserabflusses aus dem Bereich der Deponie in Richtung Westen (unter Berücksichtigung der Frachtrelevanz)
- Identifikation von unbekanntem Substanzen aus den Screenings, welche sowohl im Deponiekörper als auch im Grundwasser vorkommen
- Genauere Kenntnis über die laterale Ausdehnung des belasteten Felsbereiches direkt unter der Deponie
- Mischungsverhältnisse im Abstrombereich zwischen Deponiesickerwasser und sekundärer Schadstoffquelle direkt unter der Deponie (auch unter Betrachtung eines längerfristigen Zeithorizontes und der Frachten)

Olten, 17.6.2011

Sachbearbeiter:

Dr. Peter Hartmann, Geologe CHGeol^{cert}

Dr. Beat Vögli, dipl. Geologe



SC+P Sieber Cassina + Partner AG

Geotechnisches Institut AG Basel



S C + P

Auswahl der wichtigsten Grundlagen

- [1] 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
- [2] Deponie Feldreben, Muttenz/BL. Schlussbericht Technische Untersuchung, 1. Etappe. Bericht Sieber Cassina + Partner AG vom 31.1.2005
- [3] Deponie Feldreben, Technische Untersuchung, 2. Etappe, Bericht Sieber Cassina + Partner AG vom 24.9.2007
- [4] Gefährdungsabschätzung. Schlussbericht Deponien Feldreben und Rothausstrasse, Bericht Sieber Cassina + Partner AG vom 4.10.2007
- [5] Pflichtenheft für die Ergänzung der Detailuntersuchung, AUE 26.06.2009 (mit Auflistung weiterer Grundlagen)
- [6] Deponie Feldreben, Muttenz. Konzept für die ergänzenden Detailuntersuchungen, GeoSAB 30.10.2009
- [7] TransSim 2.0, Version 2.00.0.6, mathematisches Simulationsmodell zur Abschätzung des Schadstofftransportes in der ungesättigten Zone bis zum Eintritt in das Grundwasser, Hilfsmittel für Altlastenfachleuten zur Gefährdungsabschätzung; Bundesamt für Umwelt BAFU, 2010
- [8] Hydrologischen Atlas der Schweiz (HADES), digital verfügbare Daten; www.hydrologie.unibe.ch/hades/index.html
- [9] Diverse Jahresberichte der Grundwasserüberwachung. Berichte SC+P
- [10] Stellungnahme AUE zur ergänzenden Detailuntersuchung Deponie Feldreben, 1.6.2011

Gesetze und Verordnungen (Auswahl)

- [11] Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV) vom 26. August 1998
- [12] Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990 (TVA), SR 814.600.
- [13] Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998
- [14] BAFU-Vollzugshilfe: Probenahme von Grundwasser bei belasteten Standorten. 2003