

Einwohnergemeinde Muttenz



Gefährdungsabschätzung



Schlussbericht Deponien Feldreben und Rothausstrasse

SC+P Sieber Cassina + Partner AG

Fliederweg 10, 3007 Bern
Tel. 031 382 35 35, e-mail: scpberne@scpag.ch

FoBiG Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH

Werderring 16, D-79098 Freiburg
Tel. 0049 761 386 08 11, e-mail: fritz.kalberlah@fobig.de

Tecova AG

Litzibuechstrasse 8, 5756 Wohlen
Tel. 056 622 79 31, e-mail: tecova@bluewin.ch

Inhalt

1. Zusammenfassung.....	5
1.1. Teilsystem 1: Emissionen aus dem Deponiekörper	5
1.2. Teilsystem 2: Freisetzung des Sickerwassers im Grundwasser.....	9
1.3. Teilsystem 3: Toxikologische Bewertung	10
1.4. Zusammenfassende Beurteilung.....	14
2. Einleitung.....	20
2.1. Projektorganisation.....	20
2.2. Vorgehenskonzept	21
3. Teilsystem 1: Schadstoff-Freisetzung aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse	25
3.1. Deterministische Freisetzungsanalyse.....	25
3.2. Probabilistische Freisetzungsanalyse	59
4. Teilsystem 2: Freisetzung des Sickerwassers im Grundwasser.....	73
4.1. Schadstoffausbreitung im Umfeld der Deponie Feldreben	73
4.2. Schadstoffausbreitung im Umfeld Deponie Rothausstrasse.....	78
5. Zusammenfassende Bewertung der Gefährdung der TW-Fassungen.....	81
5.1. Resultate der deterministischen und probabilistischen Untersuchungen.....	81
5.2. Zusammenfassende Beurteilung.....	82
6. Teilsystem 3: Toxikologische Bewertung.....	89
6.1. Methodik und Massstäbe	89
6.2. Substanzspezifische Gefährdungsabschätzung	96
6.3. Trichlorethylen	98
6.4. Hexachlor-1,3-butadien	107
6.5. 4-Chloranilin	113
6.6. Benzidin.....	118
6.7. Butalbital.....	122
6.8. Atrazin	127
6.9. Phenol	132
6.10. 1,2,4-Trichlorbenzol	136
6.11. 2,6-Dinitrotoluol.....	140
6.12. Arsen.....	143
6.13. Kombinationswirkungen.....	149



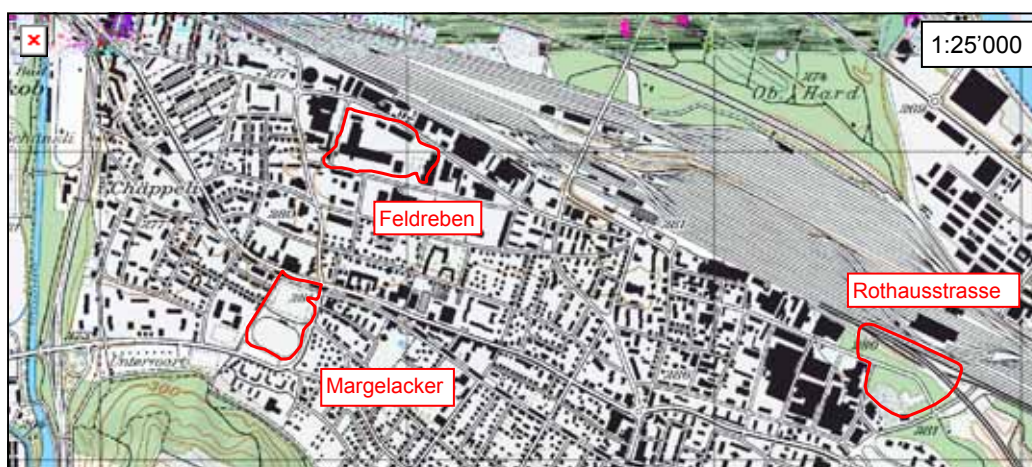
Anhänge

- A1 Beschreibung Auslaugmodell
- A2 Beschreibung Adsorptions- und Desorptionsmodell
- A3 Fehlerbaum für die probabilistische Analyse: „Zunahme der Schadstofffreisetzung im Sickerwasser der Deponie Feldreben“
- A4 Zusammenfassung der Ergebnisse des Ereignisbaumes der Deponie Feldreben
- A5 Literatur
- A6 Situation 1 : 10'000, Hydrogeologische Verhältnisse
- A7 Risikomatrix gemäss dem Vorschlag der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponie Muttenz“ [5] vom 15.11.2005



Projektangaben

Auftraggeber:	Einwohnergemeinde Muttenz Kirchplatz 3 4132 Muttenz
Projektleitung	Laube & Klein AG Allmendweg 35 4450 Sissach
Involvierte Gremien	Begleitgruppe Gefährdungsabschätzung
Koordinaten	615'000 / 265'000
Auftrag:	Durchführung einer Gefährdungsabschätzung für die Deponien Feldreben und Rothausstrasse. Nach der Durchführung einer Testphase, in welcher die anzuwendende Methodik getestet und das Vorgehen im Hinblick auf die Ausführungsphase für einen Leitparameter optimiert wurde, sind im vorliegenden Schlussbericht für die GFA die Auswirkungen aller relevanten Stoffe untersucht worden.



Filename / Version	Korreferat	Korrekturen	Schlusskontrolle	Versand an	Datum
SO966H_GFA_Schlussbericht_v1.12.doc	07.08.07 Co	08.08.07 Ca	08.08.07 Ca	1,2,3,4	08.08.07
SO966H_GFA_Schlussbericht_v2.8.doc	21.09.07 Co,Ca	21.09.07 Ca,Ka	08.08.07 Ca	1,2,3,4	24.09.07
SO966H_GFA_Schlussbericht_v3.1.doc	28.09.07 1,2,3	03.10.07 Ca,Ka	04.10.07 Ca	1,2,3,4	04.10.07
SO966H_GFA_Schlussbericht_def.doc	08.10.07 1,2,3	08.10.07 Ca	08.10.07 Ca	5	08.10.07

Empfänger (Firma / Name)

- 1 FoBiG, F. Kalberlah
- 2 Tecova AG, B. Covelli
- 3 Alle Mitglieder des Projektteams
- 4 Präsident des Lenkungsremiums
- 5 Externe Experten

1. Zusammenfassung

Zusätzlich zu den systematischen Altlastenuntersuchungen soll für die beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse eine detaillierte Gefährdungsabschätzung (GFA) durchgeführt werden.

Ergänzend zu der nach dem Altlastenkonzept des BAFU auf der Basis von aktuellen Messwerten durchgeführten Beurteilung, soll mit der Gefährdungsabschätzung (GFA) das Langzeitverhalten der beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse mit in die Beurteilung einbezogen werden. Anhand von Risikobetrachtungen sind Aussagen über eine allfällige Gefährdung von Mensch und Umwelt infolge von Störfällen und zukünftigen Nutzungsänderungen im betroffenen Umfeld der Deponien zu machen.

Das Hauptgewicht wird in der GFA auf die toxikologischen Auswirkungen gelegt. Die analysierten Auswirkungen werden sowohl nach humantoxikologischen wie auch nach ökotoxikologischen Kriterien beurteilt.

Vor der detaillierten Bearbeitung der GFA für relevante Stoffgruppen wurde eine Testphase vorgeschaltet. Die entsprechenden Ergebnisse sind im „Zwischenbericht zur Testphase“ [17] zusammengefasst.

Die Testphase hatte zum Ziel vorerst mit einer Stoffgruppe (Trichlorethylen) verschiedene methodische Ansätze für die GFA durchzuspielen (deterministische und probabilistische Bewertungen).

Gestützt auf die entsprechenden Stellungnahmen der Experten zum Zwischenbericht der Testphase wurde die GFA für die Deponien Feldreben und Rothausstrasse bearbeitet.

Für die Bearbeitung der GFA wurden drei Teilsysteme definiert:

- TS1: Teilsystem 1: Emissionen aus dem Deponiekörper (Feldreben und Rothausstrasse)
- TS2: Teilsystem 2: Exposition (Stoffausbreitung im Grundwasser)
- TS3: Teilsystem 3: Toxikologische Beurteilungen (Tragweite)

Das Hauptgewicht der GFA liegt auf der Beurteilung der toxikologischen Auswirkungen

Ziel der Testphase: Evaluation der methodischen Ansätze

1.1. Teilsystem 1: Emissionen aus dem Deponiekörper (Feldreben und Rothausstrasse)

Deterministische Freisetzungsanalyse

Die Freisetzungsanalyse stützt sich auf ein numerisches Berechnungsverfahren, das im Rahmen des Nationalfonds-Projektes „Evaluation der TVA-Grenzwerte durch Stoffübergangsberechnungen mit dem geochemischen Modell für Reststoff- und Deponiekörper vor 6 Jahren entwickelt wurde [13]. Der ent-



sprechende Simulationscode wurde auf die geologischen Verhältnisse bei den Deponien Feldreben und Rothausstrasse angepasst und auf die relevanten toxischen Inhaltsstoffe der Deponien ausgerichtet. Bereits in der Testphase hat sich aus Vergleichsrechnungen und aufgrund der Validierung gezeigt, dass die grössten Freisetzungen (Worst-Case) infolge der Löslichkeit der Stoffe und nicht durch Adsorptions- und Desorptionsprozesse bestimmt werden. Trotzdem wurden in der Ausführungsphase für alle untersuchten Stoffe jeweils beide Freisetzungsmechanismen untersucht. Die grössten Freisetzungsbeträge resultierten in allen untersuchten Fällen infolge der löslichkeitsbestimmten Prozesse.

Die massgebenden Freisetzungsmechanismen sind Löslichkeitsbestimmt



Als Grundlage für die Modellierung der Schadstoff-Freisetzung diente die in den Bohrungen der 2. Etappe der TU bestimmte Verteilung der Schadstoffgehalte im Deponiekörper der Deponien Feldreben und Rothausstrasse. Aus den durchgeführten Feststoffanalysen konnten (ohne Berücksichtigung der Schwermetalle) die folgenden, aus toxikologischer Sicht relevanten Stoffe identifiziert werden. Für diese Stoffe sind in Tabelle 1-1 die aus den Modellierungen hochgerechneten Gesamtmengen zusammengestellt. Die Mengenangaben sind als Grössenordnung aufzufassen (die angegebenen Werte wurden aus Gründen der Nachvollziehbarkeit nicht gerundet).

Stoff	in der Deponie Feldreben		Deponie Rothausstrasse	
	Gesamte Masse geschätzt (kg)	Restmasse nach 100 Jahren (kg)	Gesamte Masse geschätzt (kg)	Restmasse nach 100 Jahren (kg)
Perchlorethylen	1'417	1152	31	10
Trichlorethylen	488	128	34	18
1,2,3-Trichlorbenzol	101	n.m.	2	n.m.
1,2,4-Trichlorbenzol	66	n.m.	5	n.m.
1,2-Dichlorbenzol	196	n.m.	40	n.m.
1,3,5-Trichlorbenzol	11	n.m.	-	n.m.
1,3-Dichlorbenzol	56	n.m.	5	n.m.
1,4-Dichlorbenzol	86	n.m.	57	n.m.
Chlorbenzol	234	104	8	n.m.
cis-1,2-Dichlorethen	227	52	27	n.m.
Hexachlorbutadien	26	n.m.	-	n.m.
Hexachlorethan	127	121	-	n.m.

Tabelle 1-1: Gesamte Masse der aus toxikologischer Sicht relevanten in den Deponie Feldreben und Rothausstrasse vorkommenden Schadstoffe (n.m. bedeutet: nicht modelliert). Restmassen sind unter der Annahme gleich bleibender Verhältnisse für die nächsten 100 Jahre abgeschätzt.

Die deterministischen Freisetzungsanalysen wurden lediglich für die mengenmässig relevanten Stoffe (in obiger Tabelle rot dargestellt) durchgeführt.

Gemäss den Modellrechnungen kann erwartet werden, dass z.B. von dem heute in der Deponie Feldreben vorhandenen Trichlorethylengehalt (total ca.488 kg) über die nächsten 100 Jahre, bei gleich bleibenden Bedingungen wie sie heute vorhanden sind, ca. 75% ausgewaschen werden und noch eine Restmasse von ca. 128 kg im Deponiekörper verbleibt. Die im konzentrierten unverdünnten Deponiesickerwasser vorhandene mittlere Trichlorethylen - Konzentration reduziert sich dementsprechend von heute ca. 3.7 mg/l (Medianwert) in 100 Jahren auf ca. 0.7 mg/l. Die Resultate der übrigen Freisetzungsanalysen sind im Kapitel 3.1.6 und 3.1.7 erläutert.

Die gemessenen Arsenbelastungen liegen im Bereich der geogenen Hintergrundbelastung und wurden deshalb im Rahmen der GFA nicht weiter bewertet. Ebenso wurden im Rahmen dieser Arbeit andere festgestellte Schwermetallbelastungen nicht beurteilt, da deren Löslichkeit unter den langfristig stark basischen Milieubedingungen im Deponiekörper vernachlässigbar gering ist.

Probabilistische Freisetzungsanalyse

Die probabilistische Betrachtungsweise untersucht im Gegensatz zur deterministischen nicht quantitativ nach freigesetzten Schadstoffen sondern beurteilt qualitativ alle möglichen Ereignisse bezüglich der Frage ob infolge von Störfällen eine Zunahme der Schadstoff-Freisetzung zu erwarten ist (Topereignis). Zum Ausmass der Zunahme der Schadstofffreisetzung wurden in dieser Untersuchungsphase vorläufig keine Betrachtungen angestellt. Alle bezüglich dem Topereignis denkbaren Ereignisse wurden aufgelistet und in einem Fehlerbaum in einen logischen Zusammenhang gebracht (siehe Abbildung 3-11). Für die Basisereignisse wurden Ausfallraten ermittelt und als Eintretenshäufigkeit im Hinblick auf das Eintreten des Topereignisses berücksichtigt.

Die durchgeführten Modellrechnungen zeigen für die Deponie Feldreben, dass das Topereignis: „Zunahme der Schadstoffkonzentration im Deponiesickerwasser“ eine **mittlere Eintrittshäufigkeit von 0,047/Jahr** mit einem Unsicherheitsbereich von 0,032 – 0,067/Jahr hat. Das heisst, dass statistisch in 21 Jahren (mit einem Unsicherheitsbereich von +/- 8 Jahren) ein Störfall zu erwarten ist, bei dem kurz- oder langfristig mit dem Deponiesickerwasser höhere Schadstoffmengen ausgetragen werden. Die wichtigsten auslösenden Basisereignisse sind in der nachfolgenden Tabelle 1-2 zusammengefasst.

Die Schadstoff-Konzentrationen im unverdünnten Deponiesickerwasser reduzieren sich bei unveränderten Gegebenheiten zukünftig stetig

Entwicklung eines Fehlerbaumes mit dem Topereignis: „Schadstoff-Freisetzung nimmt zu“

Feldreben: Die mittlere Eintrittshäufigkeit von Störfällen, welche eine Zunahme der Schadstofffreisetzung bewirken beträgt 21 Jahre



Bei der Deponie Rothausstrasse resultiert aus der Analyse eine **mittlere Eintrittshäufigkeit von 0.024/Jahr** mit einem Unsicherheitsbereich von 0.016 – 0.038/Jahr. Das heisst, dass hier ein Störfall statistisch gesehen alle 42 Jahre (+/- 19 Jahre) erwartet werden muss.

Rothausstrasse: Die mittlere Eintrittshäufigkeit von Störfällen, welche eine Zunahme der Schadstofffreisetzung bewirken beträgt 42 Jahre.

Die nachfolgende Importanz-Tabelle 1-2 zeigt den Beitrag der einzelnen Basisereignisse zur gesamten Eintrittsrate des Topereignisses. Die nicht aufgeführten Basisereignisse tragen weniger als 2 % zum Gesamtergebnis bei.

Basisereignis	Code	Importanzbeitrag %	
		Feldreben	Rothausstrasse
Defekte Wasserleitungen	WOZW	19.5	3.8
Überbaute Gebäudeflächen ändern	WOANG	10.6	-
Höhere Umgebungstemperaturen	SATU	10.6	21.0
Neue Nutzung der offenen Fläche	WOANF	10.6	4.1
Grössere Regenmengen	WOR	10.6	21.0
Defekte Kanalisationsrohre	WOZAR	9.8	-
Defekte Meteorwasserkanäle	WOZAM	7.5	-
Zunahme Huminsäuren im Sickerwasser	SACPH	6.4	8.2
Neue Fliesspfade durch Gasentwicklung	SVPG	2.1	4.1
Alterung durch Karbonatisierung	SACMC	2.1	21.0
pH - Änderung des Regenwassers	SACPR	2.1	4.1

Tabelle 1-2: Importanz-Tabelle: Beitrag der einzelnen Basisereignisse zur gesamten Eintrittsrate des Topereignisses

Die grössten Beiträge zur Eintrittsrate einer Zunahme der Freisetzung von Schadstoffen stammen bei der Deponie Feldreben, infolge deren Überbauung, von den wasserführenden Leitungen und Kanälen unter der Oberfläche und allfälligen späteren Umnutzungen der Deponieoberfläche. Bei der Deponie Rothausstrasse sind es vor allem Extremereignisse und Veränderungen im Deponiekörper, welche eine Erhöhung der Schadstofffreisetzung bewirken können.



1.2. Teilsystem 2: Freisetzung des Sickerwassers im Grundwasser

Das Grundwasser-Regime im Umfeld der Deponie Feldreben und Rothausstrasse wurde eingehend untersucht und dokumentiert [1], [2], [18]. Zugleich wurde von der Universität Basel / Abt. Angewandte und Umweltgeologie eine Simulation der Grundwasserströmungen im betroffenen Gebiet durchgeführt [3]. Für die verschiedenen Betriebszustände der Grundwasser-Anreicherung und Entnahmen wurden aufgrund der Strömungssimulationen [3] stark vereinfacht und approximativ für verschiedene Nutzungssituationen Fliesspfade des Deponiesickerwassers in die Umgebung angenommen (siehe Abbildung 4-1 und Erläuterungen in den Kapiteln 4.1.1 und 4.2.1). Diese quantitativen Annahmen stellen Worst-Case-Szenarien in Hinblick auf die bestehende Trinkwassernutzung dar.

Von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ wurde eine Zusammenstellung der Nutzungs- und Freisetzungsszenarien für die Deponie Feldreben erstellt [5]. Diese dienen für die Entwicklung eines Ereignisbaumes (Abbildung 4-2), bei dem die oben aufgeführten Erkenntnisse zu den Fliesspfaden im umliegenden Grundwasser berücksichtigt wurden.

Die durchgeführte probabilistische Ausbreitungsanalyse zeigt die Wahrscheinlichkeit einer Belastung der umliegenden Grundwasserfassungen mit Sickerwasser aus der Deponie Feldreben bzw. Rothausstrasse innerhalb eines mehrjährigen Beobachtungszeitraumes auf. Als Basis für die Verfügbarkeit der Pump- und Versickerungsanlagen wurden übliche Ausfallraten für Wartung und Reparaturen berücksichtigt. Extremszenarien wurden keine untersucht. Die nachfolgende Tabelle 1-3 zeigt die Zusammenfassung der entsprechenden Ergebnisse aus dem Ereignisbaum. Die Resultate sind zudem in Kurzform im Anhang A4 beschrieben.

Gemäss der Modellberechnung wird beim heutigen Grundwassermanagement das Sickerwasser aus der Deponie Feldreben während 93% der Zeit von den Brauchwasserfassungen Florin und Schweizerhalle abgepumpt. Die Verdünnung des Sickerwassers im Pumpwasser ist bei der BW-Fassung Florin grösser als 800 und bei den BW-Fassungen Schweizerhalle grösser als 9'000. Dies unter der Worst-Case-Annahme, dass sämtliches Deponiesickerwasser nur in den jeweiligen Brunnen gelangt und dort mit der Entnahmemenge verdünnt wird. Eine Betrachtungsweise, wie sie unter den hydrogeologischen Gegebenheiten praktisch ausgeschlossen werden kann. In rund 6.3% (gemäss Tabelle 1-3: 5.2% + 1.1%) der Zeit könnten Trinkwasserfassungen mit Anteilen von Sickerwasser befrachtet sein. Allerdings liegt die Verdünnung bei der TW-Fassung Schanz mindestens bei einem Faktor 300 und bei den TW-Fassungen Hard und Muttenz Obere Hard (Muttenz OH) mindestens bei einem Faktor von 8'800.

Resultate zur Schadstoffausbreitung Feldreben.

Extrem ungünstige Worst-Case-Annahmen.



Unter Berücksichtigung aller möglichen Fließpfade und Verfügbarkeiten der Wasseranreicherung und Entnahmestellen werden bei der Deponie Rothausstrasse im Worst-Case die TW-Fassungen Hard und Muttenz OH mit einer Wahrscheinlichkeit von 1,8% angeströmt. Bei diesem sehr unwahrscheinlichen Szenario würde das Sickerwasser im Worst-Case (Alles Deponiesickerwasser gelangt in die TW-Fassung) mindestens um den Faktor 880 verdünnt werden.

Resultate zur
Schadstoffausbreitung Rot-
hausstrasse



Entnahmestelle	Deponie Feldreben		Deponie Rothausstrasse	
	Wahrscheinlichkeit eines Fließpfades	Minimale Verdünnung bei der Entnahme	Wahrscheinlichkeit eines Fließpfades	Minimale Verdünnung bei der Entnahme
BW-Fassung Florin	77.6%	800	-	-
BW-Fassungen Schweizerhalle	15.1%	9'900	89.3%	900
TW-Fassungen Hard + Muttenz Auweg + Muttenz OH	1.1%	8'800	1.8%	880
TW-Fassungen Schanz	5.2%	300	-	-
Austritt in den Rhein bzw. die Birs	0.9%	> 100'000	8.9%	> 100'000

Tabelle 1-3: Zusammenfassung der Ergebnisse aus der probabilistischen Ausbreitungsanalyse für übliche Ausfallraten der heutigen Fassungs- und Anreicherungsanlagen. Die minimale Verdünnung geht davon aus, dass sämtliches Deponiesickerwasser in den jeweils betrachteten Fassungsbrunnen gelangt und dort mit der Entnahmemenge verdünnt wird.

Hinweis: Auch das im Brunnen Florin, vom Sickerwasser der Deponie Feldreben beeinflusste gefasste Brauchwasser gelangt in den Rhein.

Falls in Zukunft das Grundwassermanagement ändern würde, müsste der Ereignisbaum entsprechend angepasst werden.

1.3. Teilsystem 3: Toxikologische Bewertung

Für eine Auswahlliste von 10 Substanzen wurden im Rahmen der vorliegenden Gefährdungsabschätzung Beurteilungswerte ermittelt, die für die Feststellung eines Überwachungs- oder Sanierungsbedarfs herangezogen werden können. Entsprechend den Massstäben der Altlastenverordnung der Schweiz wurde als zentraler Massstab in der Regel der Konzentrationswert herangezogen. Wurde jedoch festgestellt, dass dieser Wert (z.B. aufgrund neuerer toxikologischer Erkenntnisse) nicht mehr dem aktuellen Stand entspricht, wurde ein entsprechend veränderter Wert nach der Methodik zur Berechnung von

Konzentrationswerten nach Altlasten-Verordnung errechnet („Konzentrationswert-Analog“) und als Massstab empfohlen. Für Substanzen ohne bestehenden Konzentrationswert wurde ebenfalls ein Konzentrationswert-Analog abgeleitet, sofern ausreichende Daten hierfür vorhanden waren. In der folgenden Tabelle 1-4 sind die entsprechenden Konzentrationswerte oder mit gleicher Methodik abgeleiteten analogen Werte grau unterlegt. Neben dem Konzentrationswert oder seiner aktualisierten Entsprechung wurde auch ein Wert unterhalb des Konzentrationswerts ausgewiesen. Diese Werte liegen in der Regel beim halben Konzentrationswert oder beinhalten ein rechnerisches Krebsrisiko von 1:100000 (angenommenes Zusatzrisiko bei entsprechendem lebenslangem Konsum von belastetem Wasser als Trinkwasser, an Krebs zu erkranken). Diese Werte dienen in der Gefährdungsbeurteilung als Massstab, ob Grundwasser nach gesundheitlichen Kriterien eine ausreichende Qualität bei Trinkwasseraufnahme besitzt. Bei Überschreitung dieses Wertes wird eine Überwachungspflicht vorgeschlagen. Insgesamt ergab sich auf diesem Hintergrund für die 10 Substanzen das folgende Bild (vgl. Tabelle 1-4):



Humantoxikologische Beurteilungswerte

Grundwasser-Konzentrationen <i>(Alle Angaben in µg/l)</i>	Konzentrationswert AltIV oder Analog	½ Konzentrationswert oder niedriges Krebsrisiko <i>(bei Überschreitung Überwachung vorgeschlagen)</i>
Trichlorethylen	40	20
Hexachlorbutadien	7	3,5
4-Chloranilin	70	8
Benzidin		0,0014
Barbiturate	500	250
Atrazin	17	9
Phenol	2000	1000
1,2,4-Trichlorbenzol	270	135
2,6-Dinitrotoluol		0,5
Arsen	10	5

Tabelle 1-4: Humantoxikologische Beurteilungswerte für 10 ausgewählte Substanzen im Grundwasser.

Bei den Substanzen sind einige eingeschlossen, die als eindeutig krebserzeugend gewertet werden müssen (Trichlorethylen, 4-Chloranilin, Benzidin, 2,6-Dinitrotoluol und Arsen).

Den ausgewiesenen toxikologischen Eckpunkten wurden mittlere Konzentrationen der Schadstoffe in den Grundwasserleitern der Deponien Feldreben und Rothausstrasse gegenübergestellt.

Auf der Grundlage der gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Abstrom der Deponien Feldreben und Rothausstrasse (Hauptmuschelkalkgrundwasser) wurden bezogen auf die Mittelwerte für keinen der genannten 10 Einzelstoffe Konzentrationen vorgefunden, die die Beurteilungswerte überschreiten.

Die genannten 10 Substanzen wurden zugleich so ausgewählt, dass sie eine gewisse Repräsentativität für weitere in den beiden Deponien vorgefundenen Stoffe haben sollten. Der Begriff „Repräsentativität“ wird hier so verstanden, dass diese Stoffe in ihrer Stoffgruppe jeweils zu denen mit der stärksten Wirkpotenz gehören sollten (kein wesentlich gefährlicherer Stoff in der Stoffgruppe). Indem die vorgefundenen Konzentrationen aller Stoffe der jeweiligen Stoffgruppe so interpretiert wurden als handele es sich um diesen repräsentativen wirkungsstärksten Vertreter, wurde die Summe der Konzentrationen berechnet und den oben genannten Beurteilungswerten gegenübergestellt. Zum Beispiel wurden mehrere leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe wie Trichlorethylen bewertet, die Gesamtkonzentration im Grundwasser ermittelt und den Beurteilungswerten für Trichlorethylen gegenübergestellt. Bei dieser Berechnung auf Basis von Konzentrationen in den Grundwasserleitern der Deponien Feldreben und Rothausstrasse zeigte sich, dass nur für die Gruppe der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, Tetrachlorethan, cis-1,2-Dichlorethen, Hexachlorethan) für den Grundwasserleiter der Deponie Feldreben eine Erhöhung festgestellt wurde, die gerade den halben Konzentrationswert (unterer Beurteilungswert) erreichte.

Die Auswahl der genannten 10 Substanzen als „repräsentativ“ setzt voraus, dass sie wirklich in ihrer Gruppe zu den toxischsten Stoffen gehören. Dies wurde durch überschlägige Prüfung von Literaturdaten überprüft. Es zeigte sich, dass die gemachte Voraussetzung in den meisten Fällen zutreffend war. Bei der Gruppe mit Hexachlorbutadien als repräsentativem Vertreter konnte jedoch aufgrund der schlechten Datenlage nicht ausgeschlossen werden, dass andere niederchlorierte Butadiene toxischer sind, so dass bei diesen ein Gewichtungsfaktor eingeführt wurde. Auch unter Einschluss dieses Gewichtungsfaktors konnte keine erhöhte Konzentration festgestellt werden.

Von den oben genannten eindeutig krebserzeugenden Stoffen war auch in der Summe (über alle Stoffe und Stoffgruppen) kein erhöhtes Risiko über einem Zusatzrisiko von 1:100.000 bei Lebenszeitexposition gegenüber diesen Stoffen erkennbar. Allerdings ist dabei Arsen ausgeklammert, bei dem altlastenunabhängig die ubiquitären Konzentrationen möglicherweise mit einem erhöhten Krebsrisiko verknüpft sind, auch wenn der Trinkwasserwert für Arsen eingehalten ist (hier wurde nur der Trinkwasserwert zum Massstab der Bewertung von Arsen gemacht). Auch bei der Bewertung der Grundwasserbelastung unter dem Blickwinkel der Kombinationswirkung (gleichzeitige Auf-



nahme von mit mehreren Schadstoffen belastetem Grundwasser als Trinkwasser) wurde keine gesundheitlich bedenkliche Konzentration vorgefunden.

Zusätzlich zur humantoxikologischen Bewertung wurde eine ökotoxikologische Bewertung durchgeführt. Dabei wurden die „predicted no effect concentrations“ (PNEC) für das aquatische Kompartiment den gemessenen mittleren Konzentrationen im Grundwasser gegenübergestellt und standortspezifische Abreicherungsfaktoren (Feldreben: 300; Rothausstrasse: 1800) berücksichtigt. Dies erfolgte wiederum a) für die jeweilige Einzelsubstanz unter den oben genannten 10 Substanzen, b) für die Summe der jeweiligen Gruppe. Für alle Einzelstoffe und auch für die jeweiligen Stoffgruppen ergab sich, dass die im Rahmen der 2. Etappe TU, im Abstrom der Deponien festgestellten Konzentrationen im Grundwasser als unbedenklich anzusehen sind.

Auf derzeitigem Erkenntnisstand haben andere Expositionsszenarien (Bodenkontakt, Ausgasung von flüchtigen Stoffen, Innenraumluft) an den Deponiestandorten Feldreben und Rothausstrasse keine Bedeutung. Mit Beachtung des Grundwasserschutzes ist der Trinkwasserschutz einbezogen.

Die toxikologischen Beurteilungswerte sind nachstehend in **Abbildung 1-1** am Beispiel von Trichlorethylen dargestellt.

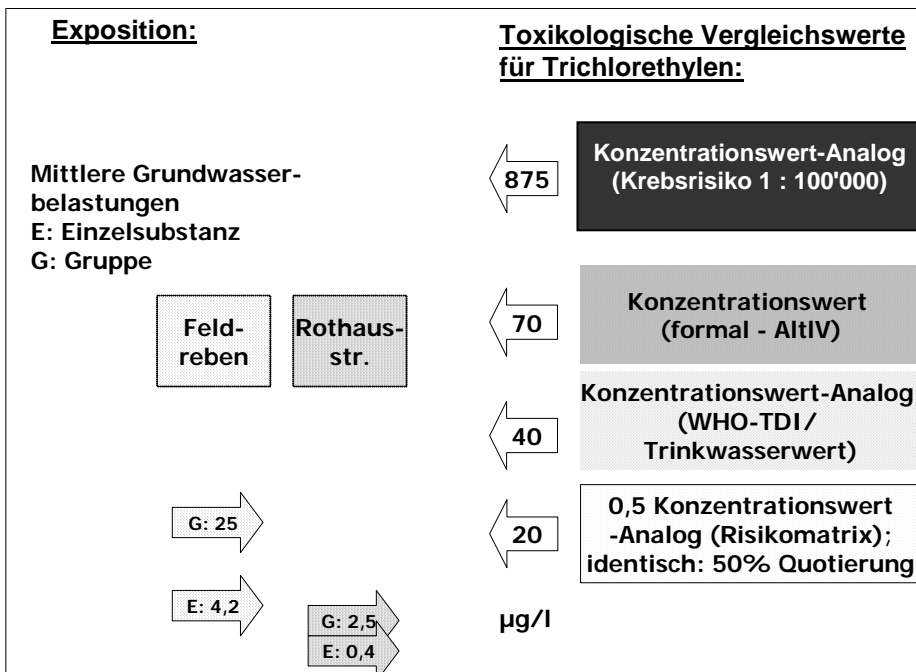


Abbildung 1-1: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Trichlorethylen und repräsentierte Substanzen in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser



1.4. Zusammenfassende Beurteilung

Mit der **deterministischen Freisetzungsanalyse** konnte gezeigt werden, dass bei den am häufigsten vorkommenden Schadstoffen in den beiden Deponien die Freisetzung ins Grundwasser (Konzentration und Fracht) laufend abnimmt. Dabei wurden zwei verschiedene Stoffaustauschmodelle miteinander verglichen und die grösste Freisetzung in den ersten 100 Jahren als Worst-Case weiterverfolgt. Diese Simulationen hatten als Randbedingung, dass sich der Deponiekörper und dessen Abdeckung und somit auch die Sickerwassermenge nicht verändern.

In der **probabilistischen Störfallanalyse** wurde untersucht, mit welcher Häufigkeit eine Zunahme der Schadstofffreisetzung mit dem Sickerwasser aufgrund von Störfällen auftreten könnte. Unter Berücksichtigung aller absehbaren Störfallereignisse haben diese Untersuchungen ergeben, dass eine kurz- oder langfristige Zunahme der Schadstofffreisetzung (Fracht) im Sickerwasser innerhalb der kommenden 20 – 40 Jahre nicht ausgeschlossen werden kann.

Mit der **quantitativen Ereignisbaumanalyse** wurden schliesslich alle möglichen Fliesspfade des Sickerwassers im Grundwasser statistisch bewertet. Diese Analysen zeigten, dass bei allen untersuchten Grundwasser-Nutzungsvarianten bei der Deponie Feldreben, im Worst-Case, mit einer Wahrscheinlichkeit von $EW = 5.2\% + 1.1\% = 6.3\%$, Sickerwasser zu einer Trinkwasserfassung strömt. Bei der Deponie Rothausstrasse strömt das Sickerwasser im Worst-Case mit einer Wahrscheinlichkeit von 1.8% zu einer Trinkwasserfassung.

Falls Sickerwasser von den Deponien Feldreben oder Rothausstrasse in Trinkwasserfassungen gelangt, so wurde im Worst-Case angenommen, dass alles Sickerwasser in die Fassungen strömt und erst dort verdünnt wird. Diese Worst-Case-Betrachtung ist bei den im Einzugsgebiet der Fassung Schanz vorhandenen hydrogeologischen Verhältnissen allerdings sehr unwahrscheinlich (siehe Schlussberichte 2. Etappe TU [18] [19]). Es ist hier angebracht eine minimale Dispersion in Rechnung zu setzen (zusätzliche Verdünnung des Deponiesickerwassers im Grundwasser auf dem Weg zur TW-Fassung infolge Dispersion um einen Faktor 5).

Die nachstehende Tabelle 1-5 zeigt die minimale Verdünnung der Sickerwässer aus Feldreben und Rothausstrasse in den Trinkwasserfassungen Hard, Muttenz OH und Schanz, sowie die Wahrscheinlichkeit (P_E) der Fliesspfade zu den entsprechenden Fassungen gemäss den Ereignisbäumen.

*Beeinflussung
der TW-
 Fassungen
Hard und
Muttenz OH*



Deponie Sickerwasser	TW-Fassung Schanz		TW-Fassungen Hard und Muttenz OH	
	Verdünnung	P_E	Verdünnung	P_E
Feldreben	1'500)*	5.2%	8'800	1.1%
Rothausstrasse	-	-	880	1.8%

Tabelle 1-5: Verdünnung und Fließpfad-Wahrscheinlichkeit (P_E).

)*: Produkt aus Verdünnungsfaktor 300 im Brunnen und zusätzlicher Verdünnung durch Dispersion um Faktor 5

Im Deponiesickerwasser stellt die Stoffgruppe der CKW die grösste Trinkwassergefährdung dar, wobei diese Gruppe von Trichlorethylen, Perchlorethylen und Chlorbenzolen dominiert wird. Von diesen Stoffen ist Trichlorethylen toxikologisch der ungünstigste. Für die weiteren Betrachtungen werden als Worst-Case alle CKW toxikologisch dem Trichlorethylen gleich gesetzt und als Σ CKW toxikologisch wie Trichlorethylen beurteilt.

Beurteilungskonzept:

Anhand der in Tabelle 1-5 zusammengefassten Verdünnungsfaktoren des Deponiesickerwassers in den TW-Fassungen wird die, unter den getroffenen Worst-Case-Annahmen resultierende Σ CKW-Belastung in den TW-Fassungen ermittelt und beurteilt, um welchen Faktor die Σ CKW-Freisetzung aus den Deponien erhöht werden müsste, um in den TW-Fassungen den halben Konzentrationswert AltIV von 20 µg/l zu erreichen (Herleitung siehe Kapitel 1.3, Tabelle 1-4 und Abbildung 1-1).

Das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Hard, Muttenz OH und Schanz wird unter Berücksichtigung der folgenden kumulierten Eintretenswahrscheinlichkeiten (P_{TW}) beurteilt:

- Wahrscheinlichkeit (P_F) von Stöfallereignissen auf den Deponien, welche zu einer Erhöhung der Schadstofffreisetzung führen (siehe Ergebnisse Fehlerbaumanalyse Kapitel 3.2.4 und 3.2.6).
- Wahrscheinlichkeit (P_E) eines Fließpfades von den Deponien zu den TW-Fassungen (siehe Ergebnisse der Ereignisbaumanalysen in Kapitel 4.1.2 und 4.2.2).
- Wahrscheinlichkeit (P_N) für eine Erhöhung der CKW-Freisetzung aus den Deponien um einen Faktor N, der dazu führt, dass in den TW-Fassungen der halbe Konzentrationswert AltIV für Σ CKW erreicht wird.

Die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} für das Erreichen des halben Konzentrationswertes AltIV für Σ CKW in den TW-Fassungen, ausgedrückt als Häufigkeit pro Jahr, wird als Produkt von $P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ ermittelt.



Resultate zur Eintretenswahrscheinlichkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswertes AltIV in den Fassungen

Die nachstehende Tabelle 1-6 fasst die verschiedenen Faktoren aus den bisherigen Untersuchungen zusammen und zeigt die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} als jährliche Häufigkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswertes AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Schanz infolge der Deponie Feldreben.

Häufigkeit P_F eines Störfalles der zu einer Erhöhung der ΣCKW -Freisetzung führt (Fehlerbaum)	Wahrscheinlichkeit P_E eines Freisetzungspfades von der Deponie zur TW-Fassung (Ereignisbaum)	Wahrscheinlichkeit P_N einer Zunahme der ΣCKW -Freisetzung um den Faktor N (siehe Kapitel 5.2.1)	$P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ Häufigkeit für das Erreichen von $\frac{1}{2}$ KW AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Muttenz Schanz
0.047	0.052	0.43	1.05×10^{-3}

Tabelle 1-6: Zusammenfassung der Faktoren P_F , P_E und P_N aus den bisherigen Untersuchungen und Berechnung der jährlichen Häufigkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswert AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Schanz.

Tabelle 1-7 fasst die verschiedenen Faktoren aus den bisherigen Untersuchungen zusammen und zeigt die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} als jährliche Häufigkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswert AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Hard und Muttenz OH infolge den Deponien Feldreben und Rothausstrasse.

Deponie	Häufigkeit P_F eines Störfalles der zu einer Erhöhung der ΣCKW -Freisetzung führt (Fehlerbaum)	Wahrscheinlichkeit P_E eines Freisetzungspfades von der Deponie zur TW-Fassung (Ereignisbaum)	Wahrscheinlichkeit P_N einer Zunahme der ΣCKW -Freisetzung um den Faktor N (siehe Kapitel 5.2.1)	$P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ Häufigkeit für das Erreichen von $\frac{1}{2}$ KW AltIV für ΣCKW in den TW-Fassungen Hard und Muttenz OH
Feldreben	0.047	0.011	0.075	3.9×10^{-5}
Rothausstrasse	0.024	0.018	0.045	1.9×10^{-5}

Tabelle 1-7: Zusammenfassung der Faktoren P_F , P_E und P_N aus den bisherigen Untersuchungen und Berechnung der jährlichen Häufigkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswert AltIV für ΣCKW in den TW-Fassungen Hard und Muttenz OH.



Risikobewertung

Zur Beurteilung der Risiken empfiehlt das Handbuch 1 zur Störfallverordnung das Verfahren mit einem Wahrscheinlichkeits-Tragweiten-Diagramm. Von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ [5] wurde eine entsprechende Risikomatrix vorgeschlagen, welche uns hier als Beurteilungsgrundlage dienen soll.

Die Tragweite der untersuchten Worst-Case-Szenarien wird mit dem in der vorliegenden Gefährdungsabschätzung gewählten Ansatz gleichgesetzt mit der Auflage den halben Konzentrationswert AltIV nicht zu überschreiten. Im Sinne des Vorschlages der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ [5] für eine Risikomatrix ergibt sich daraus eine Einstufung der Tragweite als „unbedeutend“.

Für das Szenario „Erreichen des halben Konzentrationswert AltIV für Σ CKW“ resultierten für die in der Gefährdungsabschätzung berücksichtigten Worst-Case-Annahmen folgende Eintretenswahrscheinlichkeiten:

- Für die TW-Fassung Schanz wurde die Eintretenswahrscheinlichkeit des obigen Szenarios zu 1.05×10^{-3} ermittelt (= Häufigkeit pro Jahr).
- Für die TW-Fassungen Hard und Muttenz OH liegt die Eintretenswahrscheinlichkeit im Bereich von 1.9×10^{-5} und 3.9×10^{-5} (= Häufigkeit pro Jahr).

Beurteilung der Tragweite der untersuchten Störfälle

Beurteilung der Eintretenswahrscheinlichkeit der untersuchten Störfälle

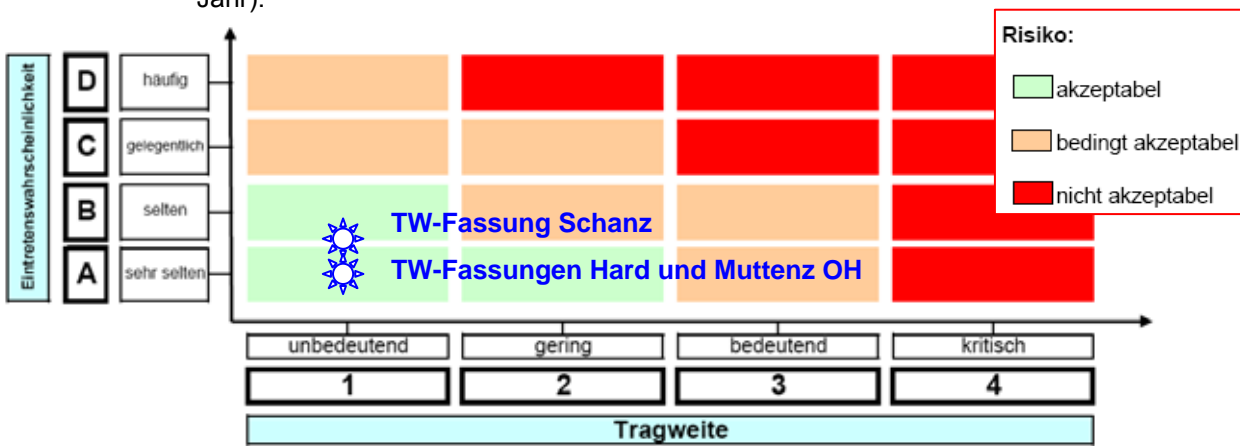


Abbildung 1-2 Risikobeurteilung gemäss der von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponie Muttenz“ [5] vorgeschlagenen Risikomatrix. Erweiterte Angaben zur Risikomatrix siehe Anhang A7.

Gemäss der in [5] vorgeschlagenen Risikomatrix kann die Eintretenshäufigkeit für die Fassungen Hard und Muttenz OH als „sehr selten“ und für die TW-Fassung Schanz als „sehr selten“ bis „selten“ eingestuft werden. Vergleicht man diese Häufigkeiten mit den Eintrittshäufigkeiten anderer Ereignisse, so findet man vergleichbare Werte für die:



- Kernschmelzhäufigkeit bei modernen Kernkraftwerken: 10^{-5} - 10^{-6} pro Jahr,
- Versagenhäufigkeit von grösseren Talsperren (Staumauern): $5 \cdot 10^{-4}$ - 10^{-4} ,
- Häufigkeit von grösseren Chemieunfällen mit mehreren Todesopfern: $5 \cdot 10^{-3}$ - 10^{-3} .

Aufgrund dieser Vergleiche und der im Rahmen der Gefährdungsabschätzung durchgeführten Worst-Case-Betrachtungen kann das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Hard und Muttenz OH durch die Deponien Feldreben und Rothausstrasse im Sinne der in [5] vorgeschlagenen Risikomatrix als „akzeptabel“ beurteilt werden.

Das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Schanz ist gemäss den durchgeführten Worst-Case-Betrachtungen leicht höher einzustufen als für die TW-Fassungen Hard und Muttenz OH. Da wie oben erwähnt, die Tragweite des untersuchten Störfalles als „unbedeutend“ eingestuft werden kann, bleibt die Risikobewertung gemäss der in [5] vorgeschlagenen Risikomatrix, trotz der leicht höheren Eintretenswahrscheinlichkeit, im Bereich eines akzeptablen Risikos.

Abschliessende Beurteilung

Gemäss dem Schlussbericht 2. Etappe TU [18] ist die Deponie Rothausstrasse nach Art. 9 AltIV als überwachungsbedürftiger Standort einzustufen. Diese Beurteilung gilt unabhängig von den Ergebnissen der Gefährdungsabschätzung, da sie allein durch das im Deponiekörper vorhandene Schadstoffpotenzial begründet ist.

Anders ist die Situation bei der Deponie Feldreben. Gemäss Schlussbericht 2. Etappe TU [19] ist die Deponie Feldreben nach Art. 9 AltIV als sanierungsbedürftiger Standort einzustufen. Diese Beurteilung erfolgt gemäss der AltIV aus der Sicht eines generellen Grundwasserschutzes, welcher auch im direkten Abstrom der Deponie eine hohe Qualität des Grundwassers fordert.

Die Gefährdungsabschätzung beurteilt dagegen das von der Deponie ausgehende Risiko einer Gefährdung der Bevölkerung durch den Konsum des aus den vorhandenen TW-Fassungen stammenden Trinkwassers (Humantoxikologie) bzw. einer Gefährdung von Flora und Fauna durch eine Kontamination von Oberflächengewässern (Ökotoxikologie). Sie ist damit Grundlage für die Festlegung von Zielen und Dringlichkeit allfälliger Sanierungsmassnahmen (AltIV Art.14).

Gemäss den obigen Risikoeinschätzungen stellen die beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse für die im Umfeld der Deponien liegenden Trinkwasserfassungen keine akute Gefährdung dar. Unter Berücksichtigung, dass die in der vorliegenden Gefährdungsabschätzung getroffenen Worst-Case-Annahmen von sehr ungünstigen Voraussetzungen ausgehen und zukünftig

Risikobewertung
TW-Fassungen
Hard und Muttenz
Obere Hard



FoBiG
Forschungs- und Beratungsinstitut
Gefährstoffe GmbH

Risikobewertung
TW-Fassung
Schanz

Tecova

Deponie Rothausstrasse,
Überwachungsbedarf
nach AltIV

Deponie Feldreben,
Sanierungsbedarf
nach AltIV

Keine akute
Gefährdung von
TW-Fassungen
und Oberflächengewässern
durch die Deponien
Feldreben und Rothausstrasse.

aufgrund der Löslichkeit der Schadstoffe mit einer stetigen Abnahme des Schadstoffpotenzials gerechnet werden kann, sind Sanierungsmassnahmen aus dem Blickwinkel der Sicherheit für im Umfeld der beiden Deponien liegenden Trinkwasserfassungen wie auch der betroffenen Oberflächengewässer, nicht dringlich.

Eine abschliessende Beurteilung, obliegt der kantonalen Behörde, welche auch die weiteren Schritte und die im Entscheidungsprozess zu berücksichtigenden Grundlagen, Kriterien und Prioritäten festlegt.



2. Einleitung

Als Ergänzung zu den systematischen Altlastenuntersuchungen soll für die beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse eine detaillierte Gefährdungsabschätzung (GFA) durchgeführt werden. Dies als Basis zur Beurteilung der Notwendigkeit und Dringlichkeit von Sanierungsmassnahmen. Die bisherigen Altlastenuntersuchungen umfassten folgende Schritte:

- Historische Untersuchung und Ist-Zustandaufnahme Grundwasser [7]
- Technische Untersuchungen 1. und 2. Etappe) der Deponien Margelacker [8], Feldreben [19], und Rothausstrasse [18].

Ergänzend zu der nach dem Altlastenkonzept des BAFU auf der Basis von aktuellen Messwerten durchgeführten Beurteilung, soll mit der Gefährdungsabschätzung (GFA) das Langzeitverhalten der beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse mit in die Beurteilung einbezogen werden. Anhand von Risikobetrachtungen sind Aussagen über eine allfällige Gefährdung von Mensch und Umwelt infolge von Störfällen und zukünftigen Nutzungsänderungen im betroffenen Umfeld der Deponien zu machen.

Das Hauptgewicht wird in der GFA auf die toxikologischen Auswirkungen gelegt. Die analysierten Auswirkungen werden sowohl nach humantoxikologischen wie auch nach ökotoxikologischen Kriterien beurteilt.

Die Grundlagen und die generellen Anforderungen an die GFA wurden von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ zusammengefasst [5]. Die durchgeführten Arbeiten orientieren sich am Leistungsverzeichnis (Gemeinde Muttenz, 15. August 2006) und beziehen die entsprechenden Vorgaben sowie die Ergebnisse des „Workshop Spurenanalytik“ in Muttenz vom 25.09.2006 sowie der Präsentation vor der Jury am 29.9.2006 mit ein.

2.1. Projektorganisation

Für die Bearbeitung der GFA haben sich die nachstehenden Firmen zusammengeschlossen:

- SC+P Sieber Cassina + Partner AG, Bern
- TECOVA AG, Wohlen
- Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH (FoBiG), Freiburg i.Br.

SC+P ist Vertragspartner der Einwohnergemeinde Muttenz und leitet das Projekt administrativ und zusammen mit der TECOVA AG im Fachbereich Risi-



koanalysen und ist Bindeglied zu den vorhandenen hydrogeologischen Grundlagen. FoBiG betreut den Fachbereich Toxikologie.

2.2. Vorgehenskonzept

Bevor die GFA für die Deponien Feldreben und Rothausstrasse detailliert für alle definierten Stoffgruppen durchgeführt wird, wurde eine Testphase vorgeschaltet. Die entsprechenden Ergebnisse sind im Zwischenbericht [17] zusammengefasst. Die Testphase hatte zum Ziel vorerst mit einer Stoffgruppe (Trichlorethylen) verschiedene methodische Ansätze für die GFA durchzuspielen (deterministische und probabilistische). Der Zwischenbericht wurde bewusst methodisch orientiert aufgebaut. Auf eine Interpretation, insbesondere der Resultate der Risikoanalysen, wurde in dieser Untersuchungsphase verzichtet.

Gestützt auf die entsprechenden Stellungnahmen der Experten zum Zwischenbericht der Testphase wurde gemeinsam mit der Begleitgruppe GFA und dem Projektteam das Vorgehen für die vorliegende Ausführungsphase evaluiert.

Für die Bearbeitung der GFA wurden drei Teilsysteme definiert:

- TS1: Teilsystem 1: Emissionen aus dem Deponiekörper (Feldreben und Rothausstrasse)
- TS2: Teilsystem 2: Exposition (Stoffausbreitung im Grundwasser)
- TS3: Teilsystem 3: Toxikologische Beurteilungen (Tragweite)

Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt:

2.2.1. Teilsystem 1: Schadstoffemissionen aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse

Als Grundlage für die weiteren Bearbeitungsschritte erfolgt zuerst eine Zusammenfassung und Aufbereitung der für die Stoff-Freisetzung aus den beiden Deponien massgebenden Daten zum Deponieinhalt und den entsprechenden chemisch physikalischen Eigenschaften.

Modellentwicklung deterministisch: Zum Einsatz kommt hier das von der Tecova AG im Rahmen des NF-Projektes 5001-44566 entwickelte Deponieauslaugungsmodell. Das Berechnungsmodell wird im Anhang A1 detailliert erläutert. Obschon sich in der Testphase bereits klar gezeigt hat, dass die grössten Schadstofffreisetzungen durch Löslichkeitsprozesse bestimmt werden und den Worst-Case repräsentieren, wurden in der Ausführungsphase al-



le Freisetzungsanalysen auch durch Modellierung von Adsorptions- und Desorptionsprozessen untersucht.

Berechnungsergebnis: Berechnet werden die ungünstigste Stoff-Freisetzung (Worst-Case) in Funktion der Zeit (Langzeitverhalten) als Konzentration des Stoffes im Deponiesickerwasser bzw. als Fracht für die untersuchten Störfälle. Die Validierung der Resultate erfolgt anhand von Verdünnungsrechnungen in der Brauchwasser-Fassung Florin.

Modellentwicklung probabilistisch: Dieser Arbeitsschritt umfasst den Aufbau und die Berechnung eines Fehlerbaumes für das Topereignis: „Zunahme der Schadstoff-Freisetzung im Deponiesickerwasser“.

Berechnungsergebnis: Es wird aufgezeigt, welche die massgebenden Störfälle oder Einwirkungen sind, welche zu einer Erhöhung der Freisetzung von Schadstoffen im Sickerwasser der Deponie Feldreben bzw. Rothausstrasse führen. Gleichzeitig werden Angaben zur Eintretenswahrscheinlichkeit (EW) der Störfälle gemacht.

Analoge Fehlerbäume für Belastungssituationen in der Bodenluft der Deponie und im Boden über der Deponie wurden nicht bearbeitet.

2.2.2. Teilsystem 2: Schadstoffausbreitung im Grundwasser

TS 2 umfasst die Zusammenfassung und Aufbereitung der für die GFA relevanten Daten aus dem Umfeld der Deponie Feldreben bzw. Rothausstrasse sowie an den zu beurteilenden Expositionsstellen (Trinkwasserwasserfassungen). In Abstimmung auf das Dokument "Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung" vom 15.11.05 [5] werden die verschiedenen Nutzungs-Szenarien für die Grundwasseranreicherung, bzw. Grundwassernutzung festgelegt. Grundlage für die Ausbreitungspfade sind die entsprechenden Untersuchungen von Dr. Eric Zechner (UNI BL) [3] und die durchgeführten Markierversuche [4]

Modellentwicklung deterministisch: Die Ausbreitungspfade im Umfeld der Deponien werden aus den vorhandenen Resultaten der Grundwassermodellierung [3] und den Erkenntnissen der ergänzenden Untersuchungen (Färbversuch, Grundwassermessungen) abgeleitet.

Modellentwicklung probabilistisch: Dieser Arbeitsschritt umfasst den Aufbau und die Berechnung eines Ereignisbaumes, ausgehend vom bereits vorhandenen auslösenden Ereignis: „Sickerwasseraustritt aus der Deponie Feldreben bzw. Rothausstrasse ins Grundwasser“. Die verschiedenen Nutzungs-Szenarien der Grundwasserfassungs- und Anreicherungsanlagen im betroffenen Umfeld werden in 5 Hauptereignissen im Ereignisbaum erfasst und mit den, bei den installierten Anlagen zu erwartenden Ausfallraten berücksich-



tigt. Dabei werden begünstigende Faktoren wie: Dispersion, Abbaumechanismen und Retardation der Schadstoffe längs den Ausbreitungspfaden im Grundwasser weitgehend vernachlässigt.

Berechnungsergebnisse: Die probabilistische Ausbreitungsanalyse zeigt die Wahrscheinlichkeit einer Belastung der umliegenden Grundwasserfassungen mit Sickerwasser aus der Deponie Feldreben und Rothausstrasse, innerhalb eines mehrjährigen Beobachtungszeitraumes, infolge der Ausfallraten der verschiedenen Anlagen auf. Gleichzeitig werden Angaben über die Verdünnung der Schadstoff-Emissionen der beiden Deponien in den Grundwasserentnahmen der verschiedenen Trinkwasser- und Brauchwasser-Fassungsanlagen gemacht.

Ergänzend zu den mit dem Ereignisbaum untersuchten Störfällen wurde der Frage nachgegangen, in welchem Ausmass die Schadstoffemissionen aus den beiden Deponien erhöht werden müssten, um in den umliegenden Trinkwasserfassungen Grenzwertüberschreitungen zu verursachen.

2.2.3. Teilsystem 3: Toxikologische Bewertung

FoBiG hat die nachstehenden 10 Stoffgruppen, welche im „Workshop Spurenanalytik“ in Muttenz vom 25.09. 2006 von den beteiligten Fachleuten festgelegt wurden, eingehend untersucht:

1. Trichlorethylen,
2. Hexachlor-1,3-butadien,
3. 4-Chloranilin,
4. Benzidin,
5. Butalbital
6. Atrazin,
7. Phenol,
8. 1,2,4-Trichlorbenzol,
9. 2,6-Dinitrotoluol,
10. Arsen.

Auf die Durchführung eines Screenings auf mögliche weitere relevante Substanzen wurde verzichtet. Zu Kombinationswirkungen wurde bisher nur Stellung bezogen, soweit es sich um das Zusammenwirken von zu den oben genannten 10 Auswahlstoffen ähnlichen Substanzen handelt.

Bewertungsergebnisse: Einleitend wird die Methodik in der Beurteilung von humantoxischen Substanzen im Grundwasser, Trinkwasser und Boden und von ökotoxischen Stoffen erläutert. Für die in der Brauchwasser-Fassung Florin gemessenen Konzentrationen toxischer Stoffe werden jeweils folgende Angaben gemacht:

- Exposition (vorhandene Messwerte),



- Kurzcharakterisierung der Humantoxizität,
- tolerable Körperdosis und die Umsetzung auf entsprechende Werte in Grund- und Trinkwasser sowie Boden,
- Ökotoxizität,
- Repräsentativität der untersuchten Substanz,
- Zusammenfassende Vergleichsbetrachtung der toxikologischen Beurteilungswerte mit den im Abstrom der Deponien gemessenen Werten.

Eine Darstellung der Risikoeinstufung gemäss der von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ vorgeschlagenen Risikomatrix wurde in diesem Teilsystem nicht vorgenommen, jedoch wurden für jede Substanz nach Möglichkeit mehrere Risikohöhen charakterisiert.

2.2.4. Zusammenfassende Beurteilung der Gefährdungsabschätzung

In den TW-Fassungen wird die, unter den getroffenen Worst-Case-Annahmen resultierende \sum CKW-Belastung in den TW-Fassungen ermittelt und beurteilt, um welchen Faktor die \sum CKW-Freisetzung aus den Deponien erhöht werden müsste, um in den TW-Fassungen den halben Konzentrationswert AltIV von 20 μ g/l zu erreichen.

Das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Hard, Muttenz OH und Schanz wird unter Berücksichtigung der folgenden kumulierten Eintretenswahrscheinlichkeiten (P_{TW}) beurteilt:

- Wahrscheinlichkeit (P_F) von Störfallereignissen auf den Deponien, welche zu einer Erhöhung der Schadstofffreisetzung führen (siehe Ergebnisse Fehlerbaumanalyse Kapitel 3.2.4 und 3.2.6).
- Wahrscheinlichkeit (P_E) eines Fliesspfades von den Deponien zu den TW-Fassungen (siehe Ergebnisse der Ereignisbaumanalysen in Kapitel 4.1.2 und 4.2.2).
- Wahrscheinlichkeit (P_N) für eine Erhöhung der CKW-Freisetzung aus den Deponien um einen Faktor N, der dazu führt, dass in den TW-Fassungen der halbe Konzentrationswert AltIV für \sum CKW erreicht wird.

Die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} für das Erreichen des halben Konzentrationswertes AltIV für \sum CKW in den TW-Fassungen, ausgedrückt als Häufigkeit pro Jahr, wird als Produkt von $P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ ermittelt.

Die Risikoeinschätzung erfolgt nach den von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ [5] vorgeschlagenen Risikomatrix.



3. Teilsystem 1: Schadstoff-Freisetzung aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse

3.1. Deterministische Freisetzungsanalyse

Die Freisetzungsanalyse stützt sich auf ein numerisches Berechnungsverfahren, das im Rahmen des Nationalfonds-Projektes „Evaluation der TVA-Grenzwerte durch Stoffübergangsberechnungen mit dem geochemischen Modell für Reststoff- und Deponie-Körper“ entwickelt wurde. [13]

Der entsprechende Simulationscode wurde auf die geologischen Verhältnisse der Deponien Feldreben und Rothausstrasse angepasst und mit einem zusätzlichen Stoffaustauschmodell für organische Stoffe ergänzt.

3.1.1. Beschreibung der Auslaugmodelle

Im Anhang A1 sind die analytischen Modelle, die als Basis des Simulationscodes dienen, zusammengefasst. Grundsätzlich werden mit strömungsmechanischen Ansätzen so genannte präferenzielle Fliesspfade ermittelt, längs denen ein Stoffaustausch stattfindet.

Der Ablauf der Simulation zeigt Abbildung 3-1. Aus der mittleren Regenmenge und der Deponieabdeckung wird der Sickerwassermassenstrom ermittelt. Dieser Massenstrom wird auf die präferenziellen Fliesspfade aufgeteilt und entlang der Pfade der Stoffaustausch zwischen Sickerwasser und Deponiekörper in Schritten von rund 10 cm berechnet. Mit dem lokalen Stofftransfer können die aktuellen Schadstoffgehalte im Sickerwasser und im Deponiekörper laufend bestimmt werden.

Über die übergeordnete Zeitintegration mit Zeitschritten von einigen Stunden lassen sich schliesslich die langfristige Änderung der Sickerwasserzusammensetzung und die Schadstoffprofile im Deponiekörper verfolgen.



Auslaugmodell

Beim Auslaugmodell entspricht der treibende Konzentrationsgradient der Differenz zwischen der lokalen Schadstoffkonzentration in der Feststoffmatrix und der Sättigungskonzentration im Sickerwasser. (Modellbeschreibung siehe Anhang A1)

Ad- und Desorptionsmodell

Beim so genannten Sorptionsmodell entspricht der treibende Konzentrationsgradient der Differenz zwischen der lokalen Schadstoffkonzentration in der Feststoffmatrix und der Gleichgewichtskonzentration zwischen der wässrigen Phase und der lokalen Schadstoffkonzentration in der Feststoffmatrix. Da die Sorptionsprozesse von verschiedenen Umgebungsbedingungen abhängig sind, werden dementsprechend verschiedene Modelle (Sorptionsisotherme) verwendet. Im vorliegenden Fall, mit sehr kleinen Schadstoffkonzentrationen, bietet sich die Freundlich-Isotherme als Berechnungsmodell an. (Modellbeschreibung siehe Anhang A2)

3.1.2. Grundsätzliche Überlegungen zum Transport von organischen Schadstoffen in Altlasten

Der Transport von Schadstoffen in abgeschlossenen Deponiekörpern ist abhängig von verschiedenen lokalen Bedingungen und muss standortspezifisch bewertet werden. Nachfolgend werden die Erkenntnisse aufgelistet, auf die sich auch die vorliegende Studie abstützt.

Allgemein kann festgehalten werden, dass

- der Transport von Schadstoffen im Deponiekörper von der konvektiven Sickerwasserströmung beherrscht wird;
- der Transport von organischen Schadstoffen zum Teil durch Ad- und Desorptionsprozesse verzögert wird;
- ein enger Zusammenhang zwischen der Polarität eines Schadstoffes und seiner Mobilität im Deponiekörper besteht.

Unpolare Verbindungen zeigen folgendes Verhalten:

- eine geringe Wasserlöslichkeit,
- gutes Adsorptionsverhalten gegenüber organischem Kohlenstoff,
- gutes Rückhaltevermögen im humosen Oberboden,
- geringe Abhängigkeit vom pH des Sickerwassers,



- abnehmendes Adsorptionsverhalten bei Makroporen in der Feststoffmatrix und konkurrenzierenden Inhaltsstoffen im Sickerwasser.

Polare Verbindungen zeichnen sich wie folgt aus:

- gute Wasserlöslichkeit
- geringes Adsorptionsverhalten in der Feststoffmatrix,
- die Dissoziation der Moleküle wird vom pH in der Sickerwassergrenzschicht zur Feststoffmatrix beeinflusst,
- die Sorptionsprozesse sinken mit steigendem pH,
- in saurer Umgebung sinkt die Freisetzung von organischen Schadstoffen, da die Protonierung von funktionellen Gruppen die Polarität vermindert und die Wasserlöslichkeit verkleinert.

3.1.3. Wichtige Referenzstoffgruppen

Im Sickerwasser von Altlasten können in der Regel eine Vielzahl von Schadstoffen in unterschiedlichen Konzentrationen festgestellt werden. Um eine Risikobewertung mit vertretbarem Aufwand durchführen zu können, werden einzelne Referenzstoffe aus charakteristischen Stoffgruppen ausgewählt. Dabei werden für die Stoffgruppen und die einzelnen Referenzstoffe meistens folgende Auswahlkriterien berücksichtigt:

- Toxizität
- Menge im Deponiekörper (respektive Konzentration im Abstrom)
- Auftreten in Gesetzen und Regelwerken

In der nachfolgenden Liste werden altlastentypische Stoffgruppen mit Referenzstoffen aus diesen Gruppen aufgeführt:

- Anorganische Stoffe: Arsen, Zink, Blei, Chrom, Cyanide, Nitrate
- BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylot)
- PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe): Naphthalin, Chrysen, Pyren, Fluoranthen, Rückstände aus Teeren, usw.
- MKW (Mineralöl – Kohlenwasserstoffe): Erdöl-Fraktionen wie Benzin, Diesel, Motorenöle
- Phenole: Phenol (Nitrophenole, Chlorphenole usw.), Kresole, Xylenole
- LCKW (leichtflüchtige, chlorierte Kohlenwasserstoffe): Trichlorethen (Tri), Tetrachlorethen (PER), Trichlormethan (Chloroform), Dichlorethen, Chlorbenzole, Vinylchlorid, usw.



- PCB (Polychlorierte Biphenyle)
- PCDD und PCDF (Dioxine und Furane)
- PBSN (Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel): Atrazin, Simazin, Lindan, usw.

Die umfangreiche, aber noch nicht vollständige Liste von möglichen Schadstoffen in Deponiekörpern zeigt, dass der Aufwand unverhältnismässig wäre, alle freigesetzten Stoffe bezüglich ihres Gefährdungspotentials zu bewerten.

In der vorliegenden deterministischen Analyse beschränkte man sich auf Referenzstoffe, die aufgrund der Bodenproben in grösseren Mengen in den Deponiekörpern eingelagert sind und die ein hohes Gefährdungspotential aufweisen.

3.1.4. Schadstoffverteilung in der Deponie Feldreben

Der Schadstoffgehalt der Deponie Feldreben wurde im Rahmen der technischen Untersuchungen mit mehreren Bohrungen abgeklärt. Die endgültigen Ergebnisse der Laboranalysen der Bohrkerne standen ca. Mitte Juli 2007 zur Verfügung.

Gestützt auf diese Messdaten und die Resultate der MIP-Sondierungen wurde eine Karte zur räumlichen Verteilung der verschiedenen untersuchten Schadstoffe erstellt.

Aufgrund der Bohrkernanalysen wurden vier Materialklassen gebildet (Tabelle 3-1), deren Verteilung im Deponiekörper in Abbildung 3-2 dargestellt ist. Die vertikale Verteilung der untersuchten Schadstoffe wurde anhand der Profile der MIP-Sondierungen interpretiert.

Deponie Feldreben, Deponieinhalt

Schadstoffbelastungen der einzelnen Materialklassen (gewichtete Mittelwerte)

Materialklasse organoleptisch			A	B	C	D
Parameter	Indikatorliste	Einheit				
1,2,3-Trichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	446.9	49.5	14.6	-
1,2,4-Trichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	152.8	109.6	49.2	-
1,2-Dichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	471.9	22.7	228.6	-
1,3,5-Trichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	31.9	-	-	-
1,3-Dichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	218.8	4.5	28.1	-
1,4-Dichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	250.1	5.0	82.8	-
cis-1,2-Dichlorethen	CKW	µg/kg	1'064.1	57.3	34.8	12.2
Chlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	1'062.9	11.9	37.8	8.1
Hexachlorbutadien	CKW	µg/kg	88.2	70.9	0.3	-
Hexachlorethan	CKW	µg/kg	358.2	413.3	-	16.3
Perchloroethylen	CKW	µg/kg	5'171.4	1'864.4	340.3	102.6
Trichlorethylen	CKW	µg/kg	1'738.9	1'059.3	54.1	8.5



Verteilung der einzelnen Materialklassen innerhalb der Deponie

Teilbereich	1	2	3
Materialklasse			
A	40%	5%	2%
B	20%	5%	3%
C	20%	45%	30%
D	20%	45%	65%
Total	100%	100%	100%

Minimale Tiefe (m)	7	6	6
Maximale Tiefe (m)	19	17	11
Mittlere Tiefe (m)	14	12	10
Fläche (m ²)	15'000	31'000	9'000
Volumen (m ³)	210'000	372'000	90'000

Materialklassen:

- A: organoleptisch auffällig
- B: heterogen
- C: Bauschutt
- D: unbelastet

55'000 m²
 672'000 m³



Tabelle 3-1: Schadstoffbelastungen nach Materialklassen (Deponie Feldreben)

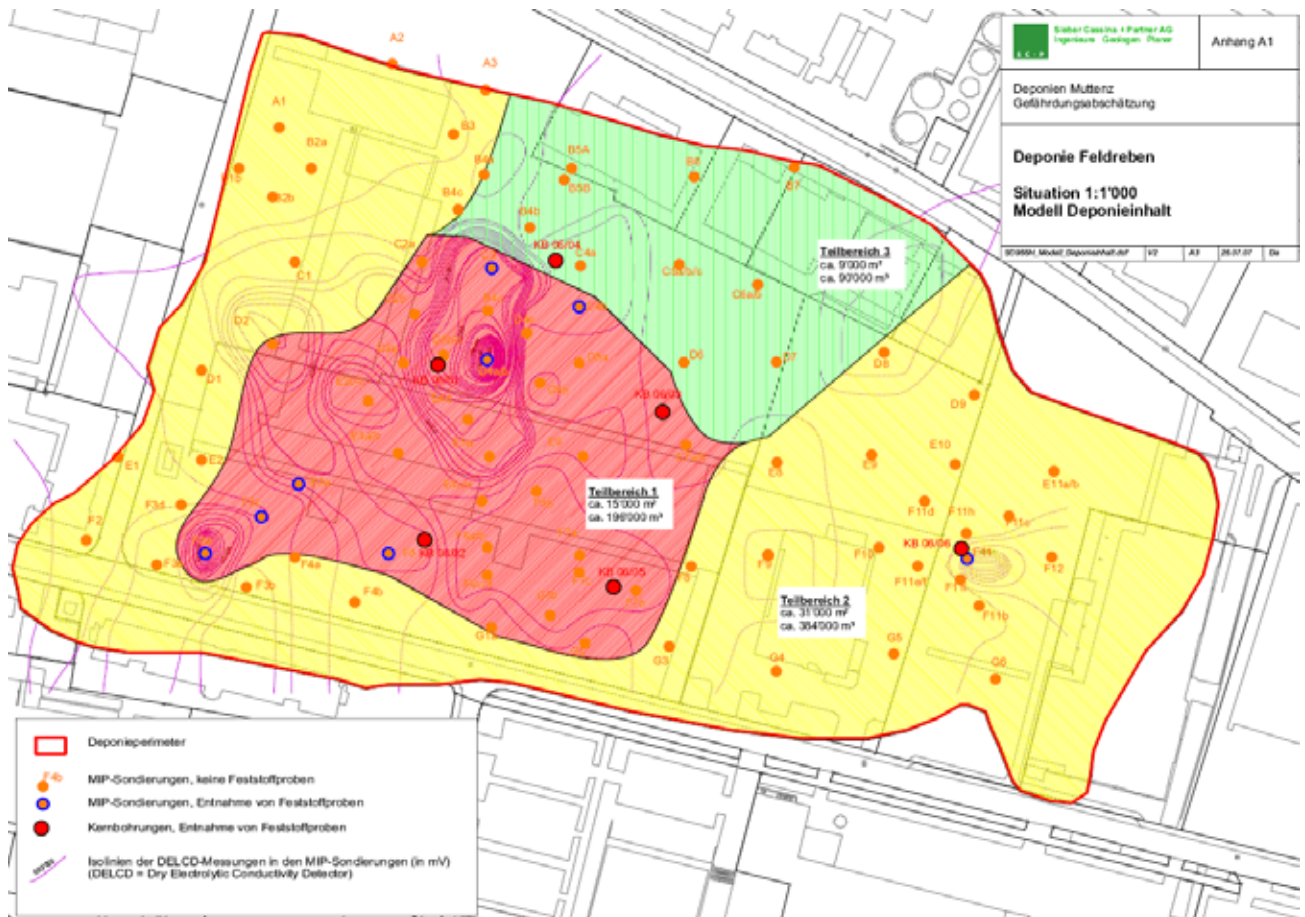


Abbildung 3-2: Räumliche Verteilung der Materialklassen (Deponie Feldreben). Die Iso-linien stellen die über die Sondiertiefe integrierte Konzentration der MIP-Sondierungen dar (DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector)

Aufgrund der Daten aus den MIP-Sondierungen wurde der Deponiekörper in drei Schichten mit unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen unterteilt. Ausgehend von der Konzentration in der obersten Schicht 1 (Belastungsfaktor = 1) wurde den übrigen Schichten ein Belastungsfaktor zugeordnet, welcher die erhöhte Schadstoffkonzentration dieser Schichten gegenüber der Schicht 1 berücksichtigt. In den **Tabelle 3-2 A / B / C** ist die Verteilung der Schadstoffkonzentrationen der Stoffe, die am häufigsten vorkommen, für jede Teilfläche in drei horizontalen Schichten aufgelistet.



Deponie Feldreben Teilfläche 1

Sickerwasser alle Teilflächen: 0.065 kg/s, Teilfläche 1: 15'000 m²,
 Tiefe: 14 m, Feuchtraumgewicht j_r : 18.5 kN/m³

Stoff	Masse Teilfläche 1 (kg)	Schicht 1 28% / 4m B-Faktor = 1 (ppm)	Schicht 2 36% / 5m B-Faktor = 4 (ppm)	Schicht 3 36% / 5m B-Faktor = 10 (ppm)	Masse aller Teilflächen (kg)
Perchlorethylen	982.9	0.602	1.874	4.685	1'416.8
Trichlorethylen	357.4	0.219	0.681	1.704	487.8
1,2,3-Trichlorbenzol	74.8	0.046	0.143	0.357	100.9
1,2,4-Trichlorbenzol	36.5	0.022	0.070	0.174	66.3
1,2-Dichlorbenzol	93.2	0.057	0.178	0.444	196.3
1,3,5-Trichlorbenzol	6.1	0.004	0.012	0.029	11.4
1,3-Dichlorbenzol	36.7	0.023	0.070	0.175	56.1
1,4-Dichlorbenzol	45.9	0.028	0.087	0.218	86.1
Chlorbenzol	173.5	0.106	0.331	0.827	233.5
cis-1,2-Dichlorethen	169.7	0.104	0.323	0.809	227.3
Hexachlorbutadien	19.2	0.012	0.037	0.092	25.5
Hexachlorethan	89.2	0.055	0.170	0.425	126.5

Tabelle 3-2 A: Verteilung der häufigsten Schadstoffe der Deponie Feldreben (Teilfläche 1)

Deponie Feldreben Teilfläche 2

Fläche: 31'000 m², Tiefe: 12 m, Feuchtraumgewicht j_f: 18.5 kN/m³

Stoff	Masse (kg)	Schicht 1 25% / 3m B-Faktor = 1 (ppm)	Schicht 2 42% / 5m B-Faktor = 4 (ppm)	Schicht 3 33% / 4m B-Faktor = 2 (ppm)
Perchlorethylen	379.3	0.315	0.750	0.477
Trichlorethylen	115.7	0.0960	0.229	0.145
1,2,3-Trichlorbenzol	23.1	0.0192	0.0457	0.0291
1,2,4-Trichlorbenzol	25.8	0.0214	0.0510	0.0325
1,2-Dichlorbenzol	89.3	0.0742	0.177	0.112
1,3,5-Trichlorbenzol	4.4	0.0036	0.0086	0.0055
1,3-Dichlorbenzol	17.0	0.0141	0.0336	0.0213
1,4-Dichlorbenzol	35.0	0.0291	0.0693	0.0441
Chlorbenzol	53.1	0.0441	0.1050	0.0668
cis-1,2-Dichlorethen	51.2	0.0425	0.101	0.0644
Hexachlorbutadien	5.6	0.0046	0.0111	0.0070
Hexachlorethan	32.2	0.0267	0.0637	0.0405

Tabelle 3.2 B: Verteilung der häufigsten Schadstoffe der Deponie Feldreben (Teilfläche 2)

Deponie Feldreben Teilfläche 3

Fläche: 9'000 m², Tiefe: 10 m, Feuchtraumgewicht j_f: 18.5 kN/m³

Stoff	Masse (kg)	Schicht 1 40% / 4m B-Faktor = 1 (ppm)	Schicht 2 40% / 4m B-Faktor = 3 (ppm)	Schicht 3 20% / 2m B-Faktor = 2 (ppm)
Perchlorethylen	54.6	0.137	0.410	0.547
Trichlorethylen	14.7	0.0368	0.110	0.147
1,2,3-Trichlorbenzol	3.0	0.0075	0.0225	0.0301
1,2,4-Trichlorbenzol	4.05	0.0101	0.0304	0.0406
1,2-Dichlorbenzol	13.6	0.0341	0.102	0.136
1,3,5-Trichlorbenzol	0.92	0.0023	0.0069	0.0092
1,3-Dichlorbenzol	2.4	0.0059	0.0178	0.0237



1,4-Dichlorbenzol	5.2	0.0130	0.0391	0.0522
Chlorbenzol	6.9	0.0172	0.0517	0.0689
cis-1,2-Dichlorethen	6.4	0.0159	0.0479	0.0638
Hexachlorbutadien	0.67	0.0016	0.0051	0.0067
Hexachlorethan	5.1	0.0128	0.0384	0.0513

Tabelle 3.2 C: Verteilung der häufigsten Schadstoffe der Deponie Feldreben (Teilfläche 3)

Tabelle 3-2 A zeigt auch die Gesamtmassen der Schadstoffe in allen drei Teilflächen (letzte Kolonne).

Folgende Schadstoffe mit hohem Gefährdungspotential sind in grösseren Mengen eingelagert:

- Perchlorethylen (Tetrachlorethen) 1'416.8 kg
- Trichlorethylen (Trichlorethen) 487.8 kg
- cis – 1,2 Dichlorethen 227.3 kg
- Chlorbenzol 233.5 kg
- Hexachlorethan 126.5 kg

Alle obigen Stoffe, ausser Hexachlorethan, können in die Stoffgruppe der LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) eingeordnet werden.

Berücksichtigt man alle chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW), die in den Bohrkernanalysen festgestellt wurden, ergibt sich eine Schadstoffmenge im Deponiekörper von allen CKW im Bereich von \sum CKW = 2'800 - 3'500 kg.

*CKW-
Belastung in
der Deponie
Feldreben*

Im Deponiekörper ist vor allem auch die Stoffgruppe der PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) in grösseren Mengen eingelagert. Abgestützt auf die Bohrkernanalysen liegt die PAK-Belastung im Deponiekörper im Bereich von \sum PAK = 78'000 - 85'000 kg. Diese Schadstoffgruppe unterscheidet sich jedoch von den CKW durch eine rund 500-1000-fach kleinere Wasserlöslichkeit, sodass die Freisetzung im Sickerwasser klein bleibt. Einzig Naphthalin hat eine höhere Wasserlöslichkeit (0.032 g/l). Da Naphthalin weniger als 2% der Gesamtmenge der PAK ausmacht, ist dessen Freisetzung ins Grundwasser entsprechend gering. Diese Überlegungen werden durch die Grundwasseranalysen im Nahbereich der Deponie bestätigt, wo keine PAK-Belastungen über der Bestimmungsgrenze festgestellt werden konnten.

*PAK-Belastung
in der Deponie
Feldreben*

Eine weitere wichtige Stoffgruppe im Deponiekörper stellen die Schwermetalle dar. Aufgrund der Bohrkernanalysen kann die Gesamtmenge aller Schwermetalle zusammen auf 950 - 1000 t abgeschätzt werden. Die festgestellte Arsenbelastungen liegen im Bereich der geogenen Hintergrundbelas-

*Schwermetall-
belastung in
der Deponie
Feldreben*



tung und wurden deshalb im Rahmen der Gefährdungsabschätzung nicht weiter bewertet.

Die Freisetzung von Schwermetallen aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse wurde aus folgenden Gründen in der Gefährdungsabschätzung nicht weiter bewertet:

- Die Schwermetallfreisetzung im Sickerwasser ist vor allem vom pH des Sickerwassers abhängig und ist erst in stark saurem Milieu relevant. Aufgrund des stark kalkhaltigen Deponiekörpers stellt die Feststoffmatrix einen riesigen chemischen Puffer dar, der den pH des Sickerwassers über mehrere hundert (sogar tausend) Jahre im basischen Bereich hält. Unter diesen Bedingungen verbleibt die Schwermetalllöslichkeit langfristig stabil auf vernachlässigbar kleinen Werten.
- In Absprache mit der Expertengruppe wurde die Gefährdungsabschätzung auf einen Zeithorizont von 100 Jahren beschränkt. In diesem Zeitrahmen sind Schwermetallfreisetzungen aus der Deponie Feldreben wie auch Rothausstrasse nicht relevant.



3.1.5. Schadstoffverteilung in der Deponie Rothausstrasse

Die Ermittlung der Schadstoffverteilung in der Deponie Rothausstrasse erfolgte analog der Deponie Feldreben. Die Tabelle 3-3 zeigt die Unterteilung der Ergebnisse der Bohrkernanalysen in vier Materialklassen. Die räumliche Verteilung der Materialklassen ist in Abbildung 3-3 dargestellt. Es werden zwei Teilflächen unterschieden.

Verteilung der einzelnen Materialklassen innerhalb der Deponie

Teilbereich	1	2	
Mittlere Tiefe (m)	21	20	
Fläche (m ²)	35'000	30'000	65'000 m ²
Volumen (m³)	735'000	600'000	1'335'000 m³

Materialtyp	Protzentuale Verteilung		
A	25%	5%	213'750 m ³
B1	23%	15%	259'050 m ³
B2	2%	10%	74'700 m ³
C	30%	45%	490'500 m ³
D	20%	25%	297'000 m ³
Total	100%	100%	1'335'000 m³

Anteil
16%
19%
6%
37%
22%
100%

Materialklassen:

A: organoleptisch auffällig

B: heterogen

C: Bauschutt

D: unbelastet

Deponie Rothausstrasse, Deponieinhalt

Schadstoffbelastungen der einzelnen Materialklassen (gewichtete Mittelwerte)

Materialklasse organoleptisch			A	B1	B2	C	D	Bestimmungs- grenze
Parameter	Indikatorliste	Einheit						
Anzahl Proben			13	10	3	8	3	
1,2,3-Trichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	1.2	-	-	-	-	<2
1,2,4-Trichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	5.1	<2	4.7	<2	<2	<2
1,2-Dichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	1.5	<2	26.8	38.5	<2	<2
1,3,5-Trichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	-	-	-	-	-	<2
1,3-Dichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	0.5	<2	9.9	2.8	<2	<2
1,4-Dichlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	4.2	<2	40.1	53.6	<2	<2
Chlorbenzol	Chlorbenzole	µg/kg	14.3	<2	6.3	0.3	<2	<2
cis-1,2-Dichlorethen	CKW	µg/kg	61.9	<2	<2	<2	<2	<2
Hexachlorbutadien	CKW	µg/kg	0.2	<2	<2	<2	<2	<2
Hexachlorethan	CKW	µg/kg	-	<1	<1	<1	<1	<1
Perchlorethylen	CKW	µg/kg	8.5	5.5	11.9	25.0	1.1	<2
Trichlorethylen	CKW	µg/kg	56.8	2.9	5.3	8.3	4.0	<2

Tabelle 3-3: Schadstoffbelastungen nach Materialklassen (Deponie Rothausstrasse). Berücksichtigt wurden nur Materialproben aus Kernbohrungen.



Die vertikale Verteilung der untersuchten Schadstoffe wurde analog dem Vorgehen bei der Deponie Feldreben anhand der Resultate der MIP-Sondierungen als Drei-Schichtenmodell interpretiert und den Schichten entsprechend der unterschiedlichen Schadstoffkonzentration ein Schmutz-Belastungsfaktor zugeordnet. Die Tabellen 3-4 A / B zeigen die Verteilung der häufigsten Schadstoffe im Deponiekörper in den zwei Teilflächen in allen drei Schichten. Erwartungsgemäss ist der Schadstoffgehalt in der obersten Schicht 1 am geringsten. Folgende Schadstoffe sind in grösseren Mengen eingelagert (siehe Tabelle 3-4 A letzte Kolonne) :

- Perchlorethylen 30.9 kg
- Trichlorethylen 34.3 kg
- 1,2 - Dichlorbenzol 40.3 kg
- 1.4 - Dichlorbenzol 56.9 kg
- cis – 1,2 - Dichlorethen 26.6 kg

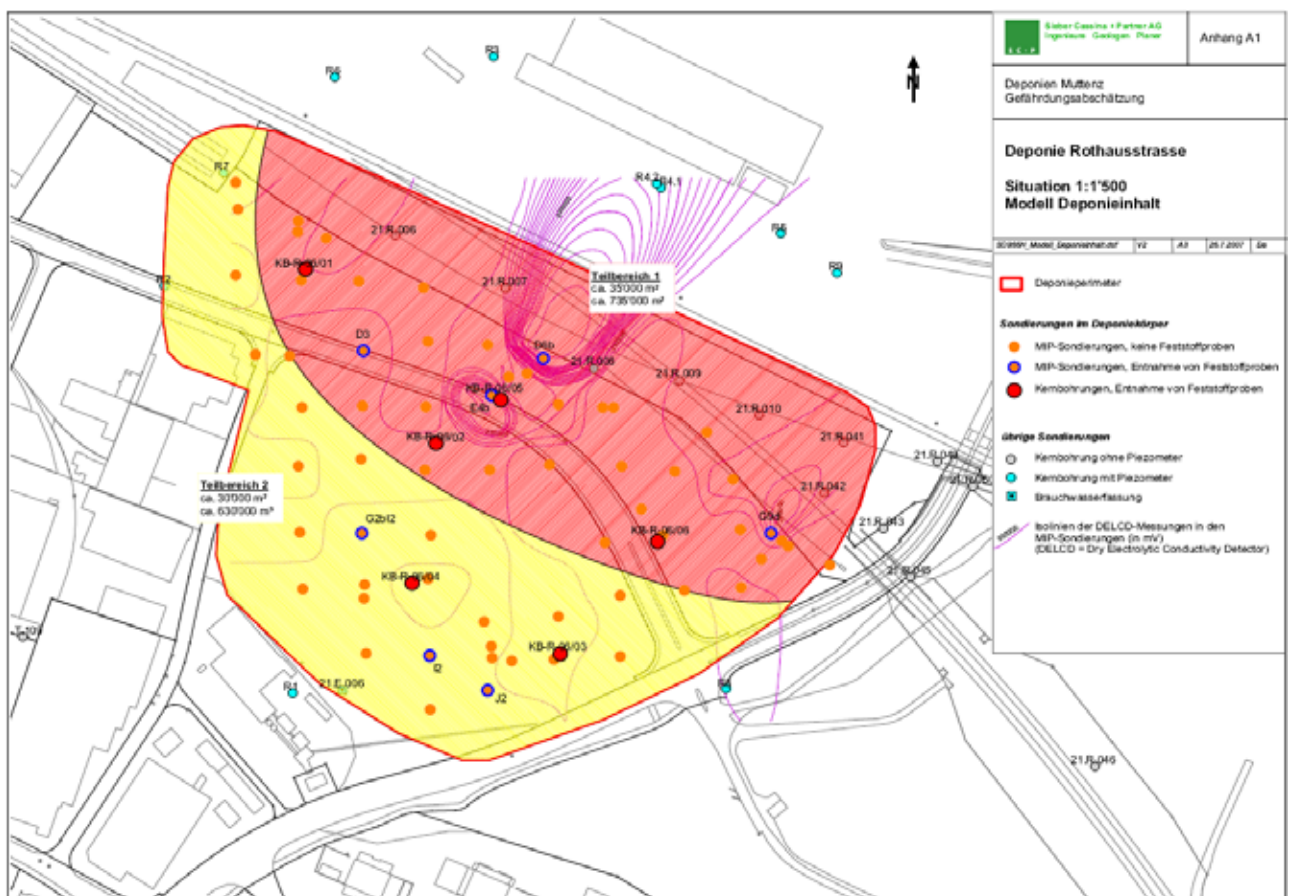


Abbildung 3-3: Räumliche Verteilung der Materialklassen (Deponie Rothausstrasse)

Deponie Rothausstrasse Teilfläche 1

Sickerwasser alle Bereiche: 0.643 kg/s, Fläche: 35'000 m², Tiefe: 21 m,
 Feuchtraumgewicht j_f : 18.5 kN/m³

Schadstoff	Masse Bereich 1 (kg)	Schicht 1 45 % (ppm)	Schicht 2 33 % (ppm)	Schicht 3 22 % (ppm)	Totale Masse alle Bereiche (kg)
Perchlorethylen	15.4	0.0028	0.0191	0.01719	30.9
Trichlorethylen	24.8	0.00451	0.0308	0.0277	34.3
1,2,3-Trichlorbenzol	0.92	0.00017	0.00114	0.00102	1.5
1,2,4-Trichlorbenzol	2.85	0.00052	0.00353	0.00318	4.6
1,2-Dichlorbenzol	17.5	0.00318	0.0217	0.0195	40.3
1,3,5-Trichlorbenzol	-	-	-	-	-
1,3-Dichlorbenzol	2.17	0.00039	0.00268	0.00241	5.1
1,4-Dichlorbenzol	24.9	0.00453	0.0309	0.0278	56.9
Chlorbenzol	5.7	0.00104	0.0071	0.00639	7.8
cis-1,2-Dichlorethen	22.1	0.0040	0.0273	0.0246	26.6
Hexachlorbutadien	-	-	-	-	-
Hexachlorethan	-	-	-	-	-

Tabelle 3-4 A: Verteilung der häufigsten Schadstoffe der Deponie Rothausstrasse (Teilfläche 1)

Deponie Rothausstrasse Teilfläche 2

Fläche: 30'000 m², Tiefe: 21 m, Feuchtraumgewicht j_f : 18.5 kN/m³

Schadstoff	Masse Bereich 2 (kg)	Schicht 1 40 % (ppm)	Schicht 2 50 % (ppm)	Schicht 3 10 % (ppm)
Perchlorethylen	15.5	0.0039	0.0093	0.0776
Trichlorethylen	9.5	0.00237	0.0051	0.0474
1,2,3-Trichlorbenzol	0.59	0.00015	0.00035	0.00297
1,2,4-Trichlorbenzol	1.75	0.00044	0.00105	0.00875
1,2-Dichlorbenzol	22.7	0.00569	0.0136	0.1138
1,3,5-Trichlorbenzol	-	-	-	-



1,3-Dichlorbenzol	2.96	0.00074	0.00178	0.01486
1,4-Dichlorbenzol	31.9	0.0080	0.01916	0.1597
Chlorbenzol	2.1	0.00052	0.00125	0.0105
cis-1,2-Dichlorethen	4.5	0.00123	0.00269	0.0224
Hexachlorbutadien	-	-	-	-
Hexachlorethan	-	-	-	-

Tabelle 3.4 B: Verteilung der häufigsten Schadstoffe der Deponie Rothausstrasse
 (Teilbereich 2)

Beim Deponieinhalt in der Deponie Rothausstrasse zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei Feldreben; die Schadstoffe mit dem grössten Gefährdungspotential können vor allem der Stoffgruppe der LCKW zugeordnet werden. Die Diskussion der Schadstoffgehalte in der Deponie Feldreben (Abschnitt 3.1.4) gilt analog auch für die Deponie Rothausstrasse.

Die Gesamtmenge der wichtigen Schadstoffgruppen aufgrund der Bohrkernanalysen liegt im Deponiekörper Rothausstrasse in folgenden Bereichen:

- Chlorierte Kohlenwasserstoffe: \sum CKW = 400 - 500 kg
- PAK: \sum PAK = 120'000 - 130'000 kg
- Schwermetalle (ohne Arsen): \sum SM = 2'500'000 kg



3.1.6. Simulation der Schadstofffreisetzung aus der Deponie Feldreben

Die Simulation der Schadstofffreisetzung wurde unter Berücksichtigung der im Kapitel 6 durchgeführten toxikologischen Bewertung, nur für die mengenmässig relevanten Stoffe durchgeführt. Wie erwähnt, wurde die Schadstofffreisetzung für alle untersuchten Stoffe sowohl mit dem Auslaugmodell wie auch mit dem Ad- und Desorptionsmodell untersucht (siehe Erläuterungen im Kapitel 3.1.1). Da es keine eindeutigen Kriterien gibt, die eines der Modelle ausschliessen würden und möglicherweise auch beide Austauschvorgänge gleichzeitig ablaufen können, wurde folgendes Vorgehen gewählt:

- Für jeden Referenzstoff wurden beide Austauschmodelle unabhängig voneinander simuliert,
- Das Modell mit der grössten Freisetzung während den ersten 100 Jahren wurde zur Risikobewertung weiter verwendet.

Mit diesem Vorgehen ist gewährleistet, dass bezüglich der Gefährdung der umliegenden Trinkwasserentnahmestellen die ungünstigsten Verhältnisse (Worst-Case-Szenario) erfasst und bewertet werden.

Anfangs- und Randbedingungen

Die Simulationen starten zum Zeitpunkt 0 (Ist-Zustand) mit der Konzentrationsverteilung in den drei Teilflächen gemäss **Tabelle 3-2 A / B / C**. Als Betrachtungszeitraum wurden 100 Jahre gewählt. Bei den Vergleichen zwischen den beiden Freisetzungsmodellen wurden zum Teil längere Zeiträume simuliert um auch mögliche Spätfolgen abzuklären.

Sickerwassermenge

Gemäss der lokalen Regenmengen-Statistik muss am Standort Muttenz mit einer mittleren Regenmenge von $850 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ gerechnet werden.

Die Deponiefläche ist zu etwas 60% mit Asphalt versiegelt, die übrige Fläche ist in den schadstoffhaltigen Teilflächen überbaut.

Bei älteren, beanspruchten Asphaltsschichten zeigt die Erfahrung, dass eine Durchlässigkeit von $k = 10^{-7} \text{ m/s}$ zu erwarten ist. Bei 130 Regentagen lässt sich bezüglich der mittleren Regenmenge eine Sickerwasserrate von 8% des Jahresniederschlages abschätzen. Auf der Asphaltfläche verdunsten rund 10% der Regenmenge. Die restliche Regenmenge inklusive der Menge aus den überbauten Flächen wird über die Kanalisation aus dem Deponiegelände abgeführt.



Stoffdaten

Die Stoffdaten gemäss der nachstehenden Tabelle 3-5 stützen sich auf folgende Quellen:

- Vdl Wärmeatlas (10. Auflage 2006)
- Stoffdatenblätter der Umweltschutzbehörde Baden-Württemberg
- Forschungsbericht 202 23 219 des Deutschen Umweltbundesamtes



Stoff	Dichte (kg/m ³)	T _{Schmelz} (C)	P _{Dampf} (mbar)	Mol (g/mol)	Wasserlöslichkeit (g/l)	Sorptions-Konstante	Freundlich-Konstante	Diffusion X 10 ⁹ (m ² /s)
Perchlorethylen	1'620	-22	19	166	0.16	370	0.36	1.41
Trichlorethylen	1'464	-73	77.3	131.4	1.1	120	0.13	1.5
1,2-Dichlorbenzol	1'320	-18	1.3	147	0.15	1'700	1.7	1.35
Chlorbenzol	1'110	-45	11.7	112.5	0.45	330	0.33	1.43
cis-1.2-Dichlorethen	1'280	-80	216	97	3.5	60	0.05	1.63
Hexachlorethan	2'091	+188	0.29	237	0.05	2500	25	1.34

Tabelle 3-5: Zusammenfassung der Stoffdaten für die Simulation

Auswahl der Referenzstoffe

Wie im Kapitel 3.1.3 erwähnt, stammen die mengenmässig bedeutendsten Schadstoffe aus der Stoffgruppe der LCKW. Gemäss Kapitel 3.1.2 wird das Transportverhalten der Schadstoffe durch die Wasserlöslichkeit bzw. die Sorptionskonstante beherrscht. Abgestützt auf diese Erkenntnisse wurden für die Deponie Feldreben aufgrund der eingelagerten Mengen und des Transportverhaltens folgende Referenzstoffe ausgewählt:

- Trichlorethylen
- Perchlorethylen
- Chlorbenzol
- cis – 1,2 – Dichlorethen
- Hexachlorethan

Es werden nur Schadstoffe betrachtet, die in bedeutenden Mengen im Deponiekörper vorhanden sind. Bei niedrigen Konzentrationen werden die Berechnungen ungenau.

Simulationsergebnisse

Wie erwähnt, wurden die Simulationen zum Zeitpunkt $t = 0$ (Ist-Zustand) gestartet und über 100 Jahre in die Zukunft gerechnet. Als Anfangs- und Randbedingungen wurden die Eingangs des Kapitels 3.1.6 erwähnten Grundlagen und Annahmen zu Grunde gelegt. Zugleich wurde angenommen, dass die Deponieabdeckung über 100 Jahre nicht verändert wird.

Für jeden Referenzstoff wurden alle drei Teilflächen separat gerechnet und die Ergebnisse über Massenbilanzen zusammengefasst.

Trichlorethylen

Trichlorethylen wurde in der Testphase als Referenzstoff gewählt und im Zwischenbericht vom Mai 2007 ausführlich diskutiert. Es konnte gezeigt werden, dass mit dem Auslaugmodell die Konzentrationen in der Brauchwasserfassung Florin berechnet werden konnten. Ebenfalls ergab ein Vergleich mit anderen löslichen Stoffen im Deponiekörper eine gute Übereinstimmung mit dem Auslaugverhalten in den vergangenen 50 Jahren.

Nach der Erstellung des Zwischenberichts standen zusätzliche Analyseergebnisse aus den Bohrkernen zur Verfügung. Diese ergaben eine neue Schadstoffverteilung im Deponiekörper, die sich vom Zwischenbericht leicht unterscheidet. Grundsätzlich kann jedoch festgehalten werden, dass die Ergebnisse im Zwischenbericht innerhalb der Messgenauigkeit der Stoffanalysen bestätigt wurden.

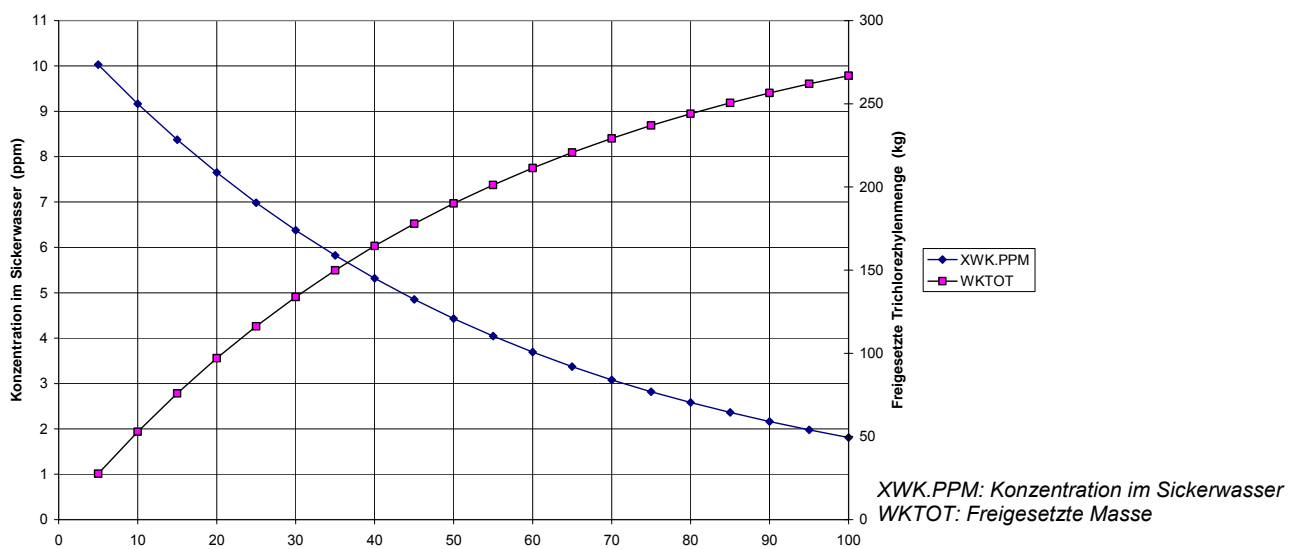


Abbildung 3-4 A: Trichlorethylenfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Teilbereichsfläche 1)

Abbildung 3-4A zeigt die Abnahme der Trichlorethylen-Konzentration und die freigesetzte Menge aus der Teilfläche 1 über 100 Jahre unter Anwendung des



Auslaugmodells. Die Konzentration des Trichlorethylens im Sickerwasser beträgt beim Auslaugmodell zum Zeitpunkt 0 (=heute) ca. 13 ppm und nimmt bis in 100 Jahren auf ca. 2 ppm ab.

Abbildung 3-4B zeigt die gleiche Situation wie in Abbildung 3-4 A unter Anwendung des Sorptionsmodells über 300 Jahre in der Teilfläche 1. Beim Sorptionsmodell, bleibt die Sickerwasserbelastung mit einer Anfangskonzentration von ca. 1.4 ppm während 150 Jahren konstant und sinkt danach langsam ab. Die freigesetzte Menge ist dementsprechend kleiner und liegt nach 100 Jahren rund 3,5 mal tiefer als beim Auslaugmodell.

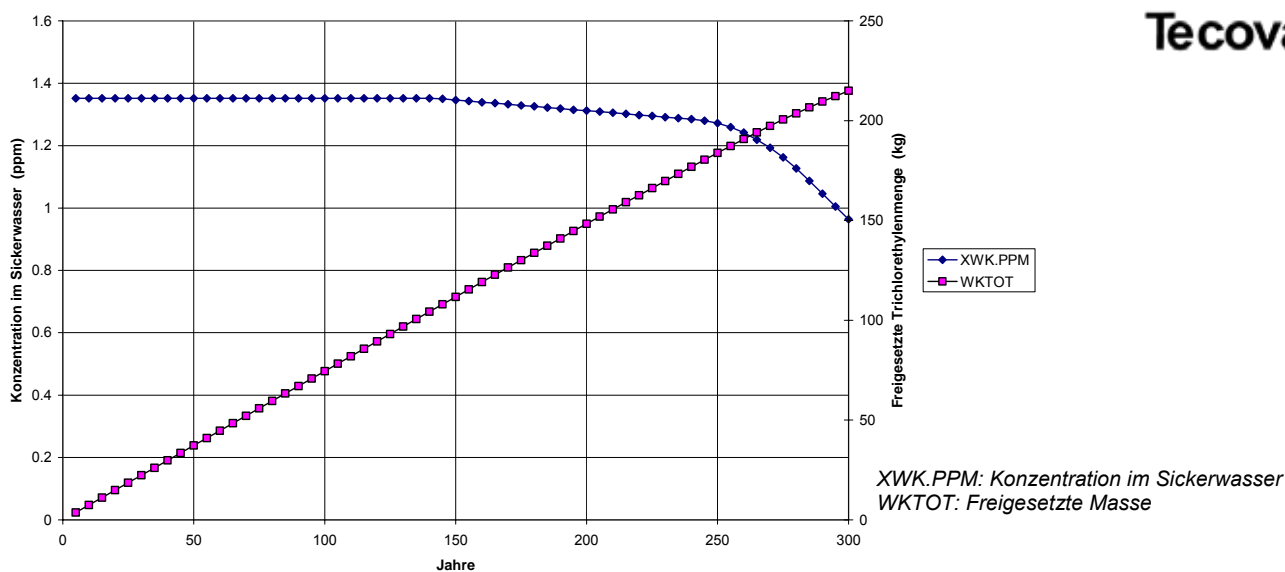


Abbildung 3.4 B: Trichlorethylenfreisetzung Feldreben (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1)

Abbildung 3-4 C zeigt die Trichlorethylen-Verteilung im Deponiekörper längs eines Strömungspfades beim Sorptionsmodell während 300 Jahren. Die Beobachtungspunkte auf dem Strömungspfad liegen in verschiedenen Tiefen (Z) des Deponiekörpers (Z = 0.2, 8.9, 17.7, 26.4, 30.8 m).

Das Sorptionsmodell verzögert erwartungsgemäss die Freisetzung des Schadstoffes, dies aber ohne dass später ein Anstieg im Sickerwasser erwartet werden muss. Gemäss den mit dem Brunnen Florin durchgeführten Validierungsvergleichen könnte das Sorptionsmodell den Ist-Zustand bei der Brauchwasserentnahme Florin nicht abbilden, da die berechneten Konzentrationen im Brunnen zu klein wären.

Konsequenz: Für die Risikobewertung wird mit dem Auslaugmodell gerechnet.



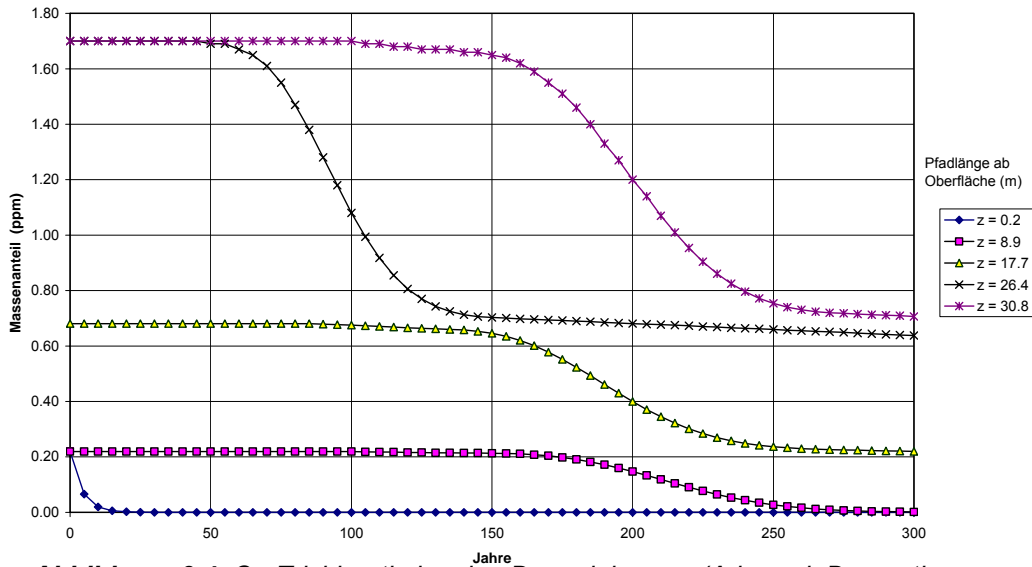
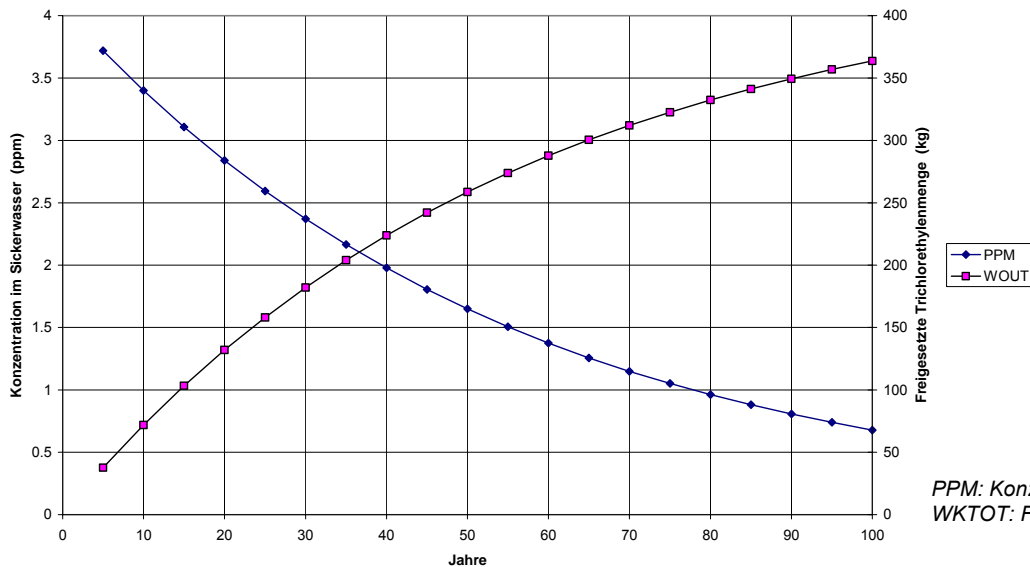


Abbildung 3.4 C: Trichlorethylen im Deponiekörper (Ad- und Desorption nach Freundlichisotherme; Teilbereichsfläche 1.) Darstellung der Freisetzung des Trichlorethylens in Funktion der Zeit in verschiedenen Tiefen des Deponiekörpers (z = Tiefe der untersuchten Schicht unter OK. Terrain)

Abbildung 3-4 D zeigt die mittlere Trichlorethylen-Konzentration im Sickerwasser aus der **gesamten Deponiefläche**. Die heutige Konzentration liegt bei ca. 3.7 ppm und sinkt im Laufe der nächsten 100 Jahre auf einen Wert von ca. 0.7 ppm ab. Bei gleich bleibender Sickerwassermenge wird die Konzentration stetig abnehmen und nach 100 Jahren wären von den insgesamt heute noch eingelagerten 488 kg rund 360 kg ins Grundwasser freigesetzt.



PPM: Konzentration im Sickerwasser
 WKTOT: Freigesetzte Masse

Abbildung 3.4 D: Trichlorethylenfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Totale Fläche)



Perchlorythylen

Abbildung 3-5 A und Abbildung 3-5 B zeigen die Freisetzung von Perchlorythylen aus der Teilfläche 1 berechnet nach dem Auslaug- bzw. dem Sorptionsmodell. Da die Wasserlöslichkeit gering ist, ändert die Sickerwasserkonzentration auch im Auslaugmodell nur langsam. Beim Auslaugmodell wird während den ersten 100 Jahren rund 2,6 mal mehr Perchlorythylen freigesetzt als beim Sorptionsmodell.

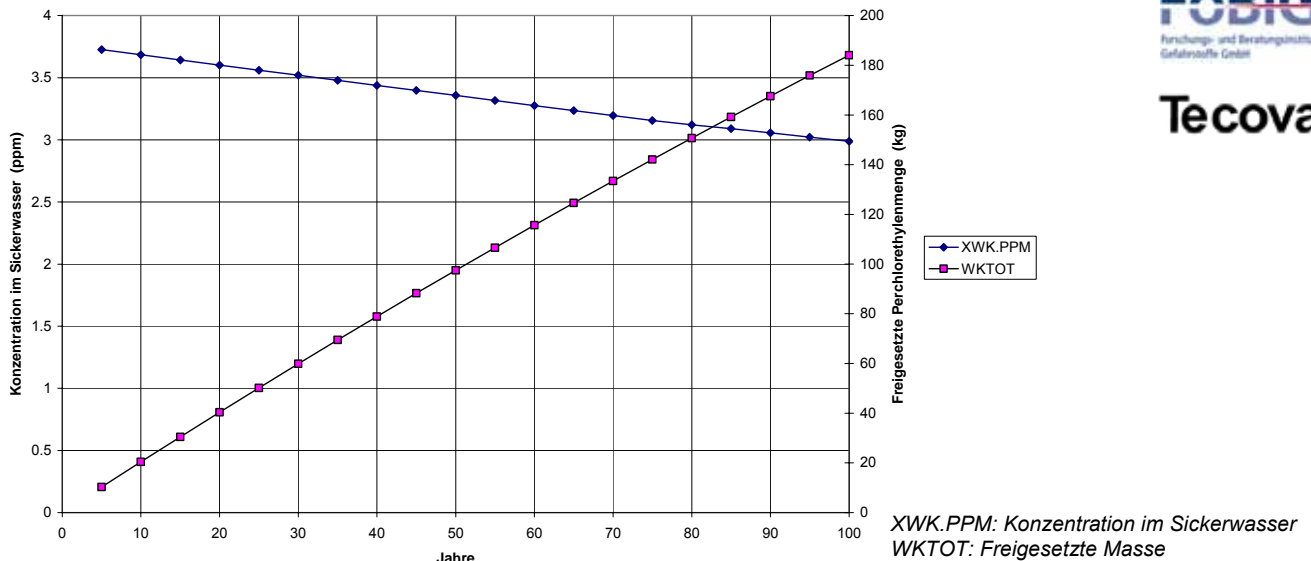


Abbildung 3-5 A: Perchlorythylenfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Teilbereichsfläche 1)

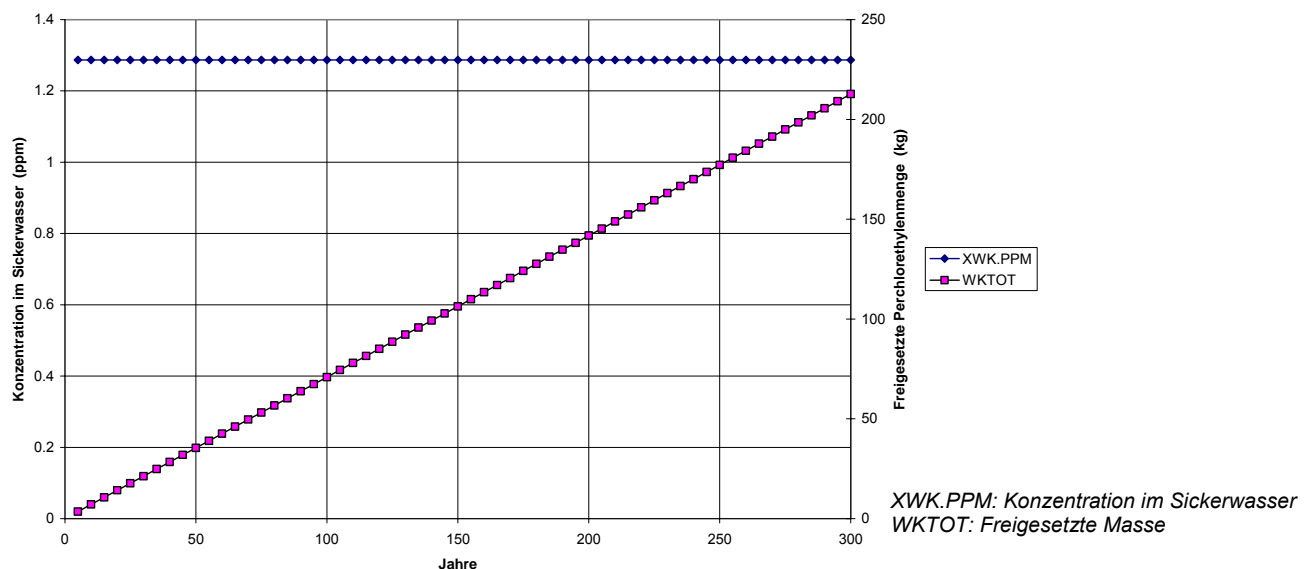


Abbildung 3.5 B: Perchlorythylenfreisetzung Feldreben (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1)



Die nachstehende Abbildung 3-5 C zeigt, dass innerhalb von 300 Jahren die Schadstoffverteilung im Deponiekörper beim Sorptionsmodell nur an der Oberfläche ($Z = 0.2$ m) und auf der Pfadlänge $Z = 26.4$ m eine Veränderung erfährt.

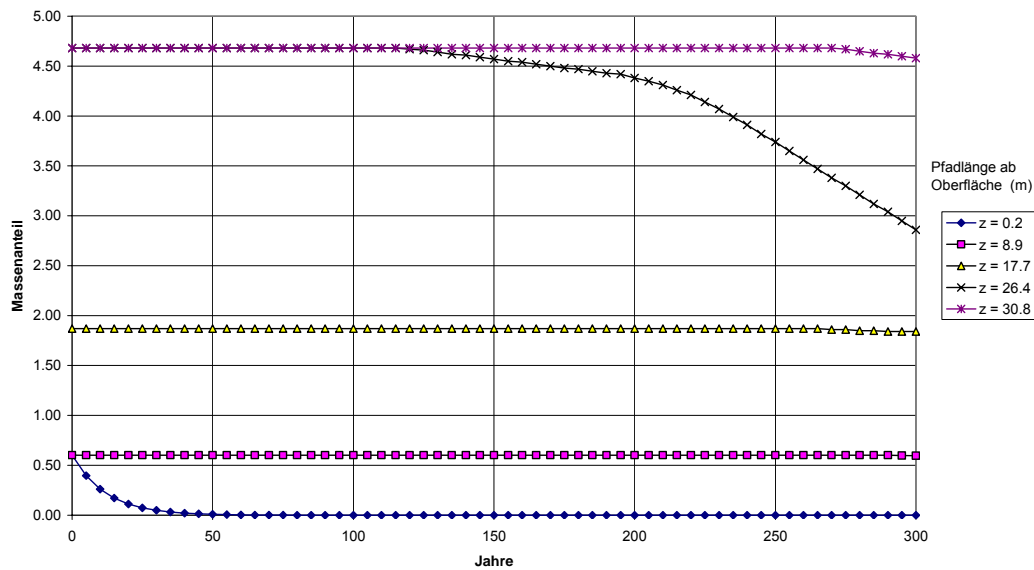


Abbildung 3.5 C: Perchlorethylene im Deponiekörper Feldreben (Ad- und Desorption nach Freundlichisotherme; Teilbereichsfläche 1)

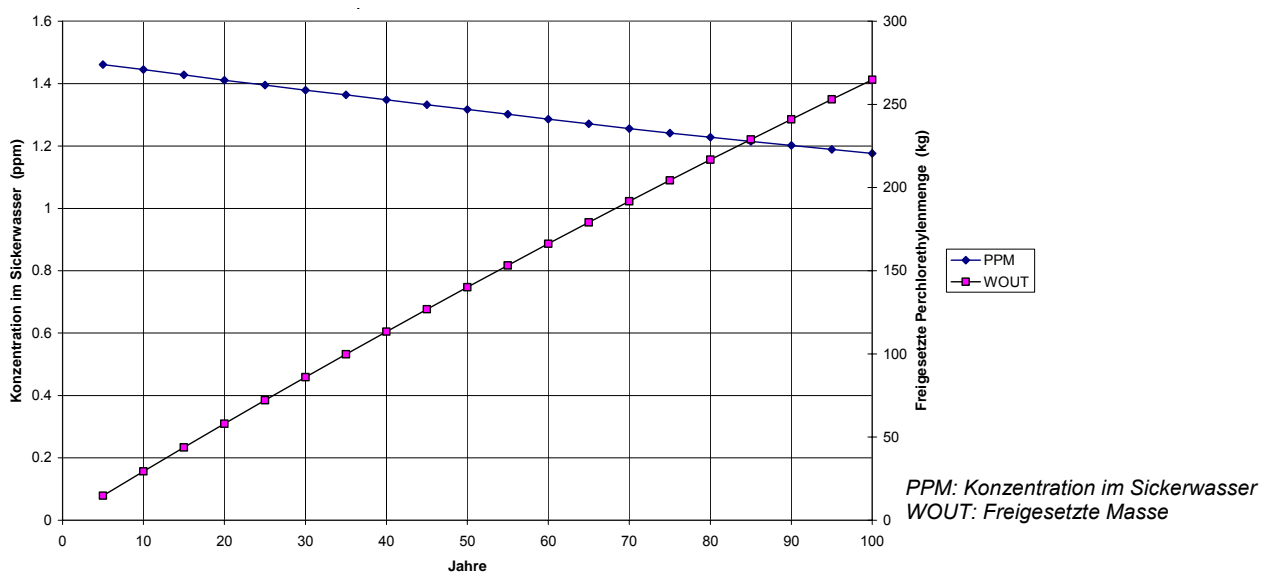


Abbildung 3.5 D: Perchlorethylenefreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Totale Fläche)



Abbildung 3-5 D zeigt die Perchlorethylenfreisetzung mit dem Auslaugmodell aus dem **gesamten Deponiekörper** während 100 Jahren. In diesem Zeitraum werden von den heute eingelagerten ca.1417 kg etwa 260 kg ins Grundwasser freigesetzt.

Konsequenz: Das Auslaugmodell beschreibt den Worst-Case für die Perchlorethylenfreisetzung in das Grundwasser.



Chlorbenzol

Abbildung 3-6 A und Abbildung 3-6 B zeigen die Freisetzung von Chlorbenzol aus der Teilfläche 1 berechnet mit dem Auslaug- bzw. dem Sorptionsmodell. Beim Auslaugmodell wird in den ersten 100 Jahren über 6 mal mehr Chlorbenzol freigesetzt als beim Sorptionsmodell.

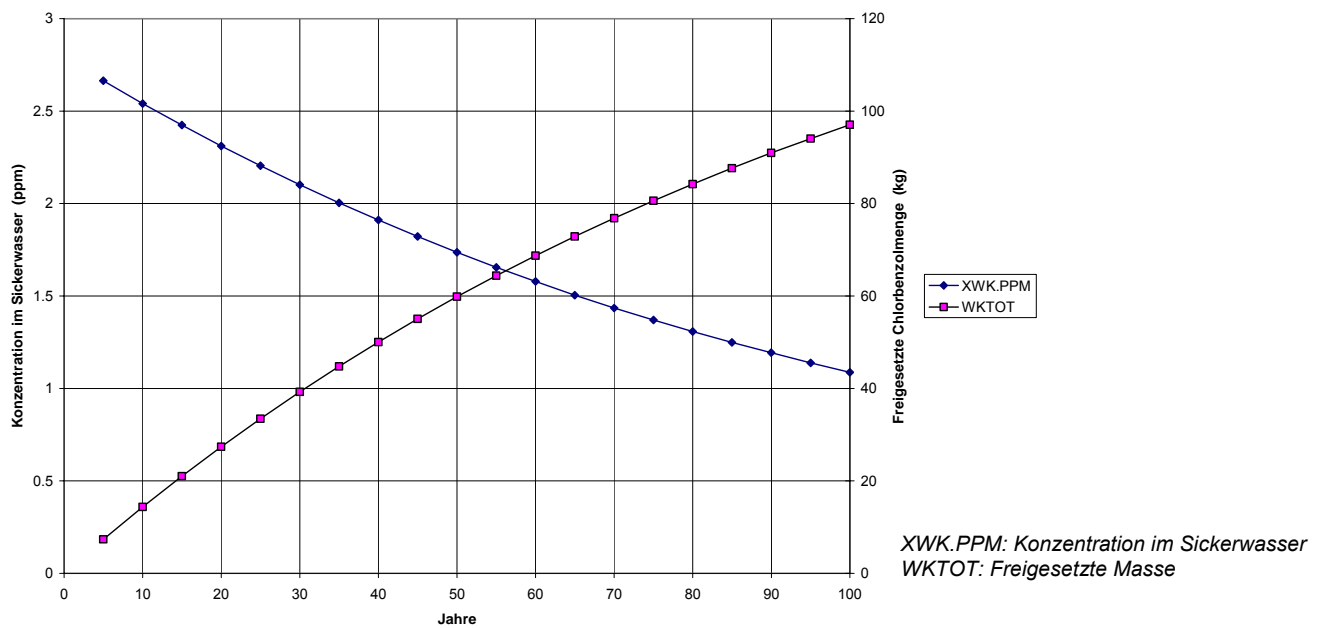


Abbildung 3-6 A: Chlorbenzolfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Teilbereichsfläche 1)

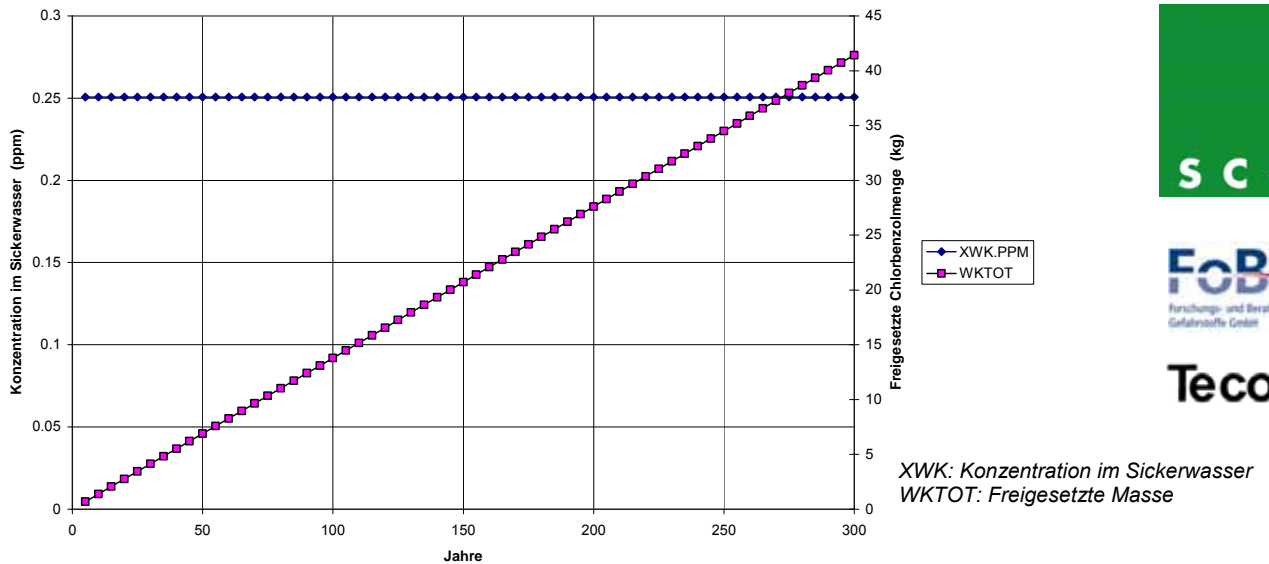


Abbildung 3.6 B: Chlorbenzolfreisetzung Feldreben (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1)

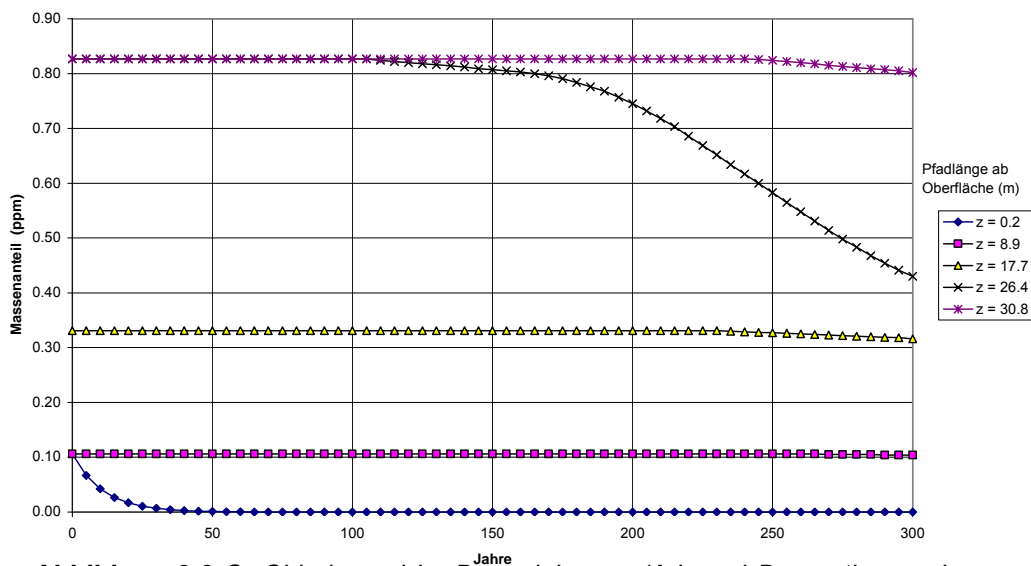


Abbildung 3.6 C: Chlorbenzol im Deponiekörper (Ad- und Desorption nach Freundlichisotherme; Teilbereichsfläche 1)

Abbildung 3-6 C zeigt die Schadstoffverteilung im Deponiekörper beim Sorptionsmodell. Während 300 Jahren würde die Freisetzung unverändert gleich verlaufen. Nach rund 150 Jahren würde sich die Schadstoffkonzentration im unteren Deponiebereich verändern.

Konsequenz: Das Auslaugmodell beschreibt den Worst-Case für die Chlorbenzolfreisetzung in das Grundwasser.



Abbildung 3-6 D zeigt die Chlorbenzolfreisetzung aus dem **gesamten Depo-
 niekörper** während 100 Jahren. Von der heute eingelagerten Menge von 234 kg
 werden rund 130 kg ins Grundwasser freigesetzt.

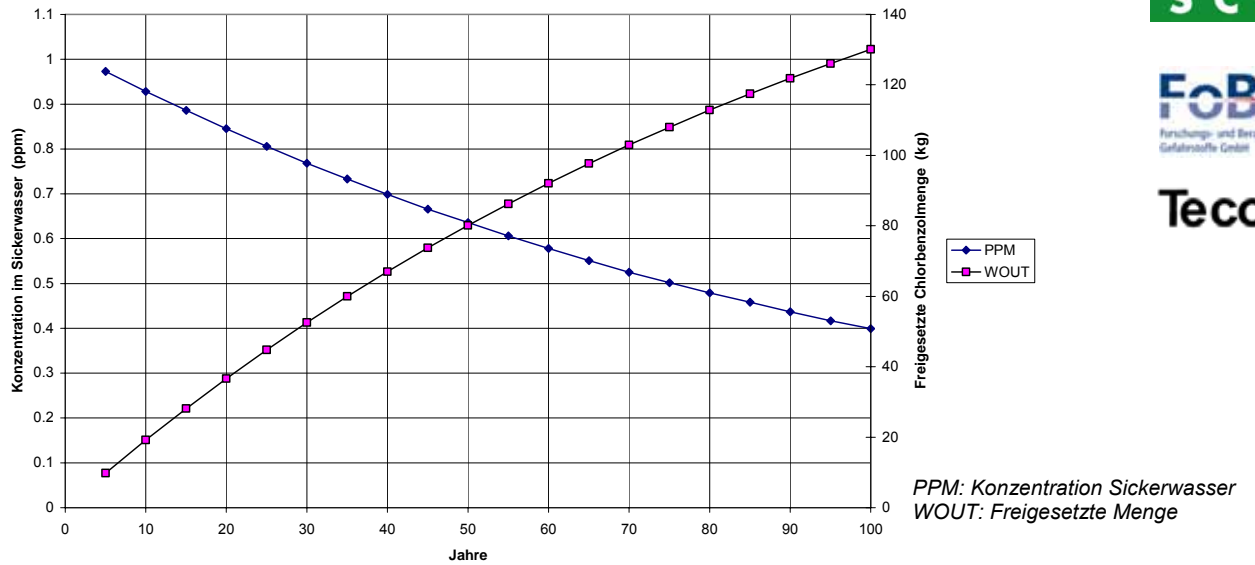


Abbildung 3.6 D: Chlorbenzolfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Totale Fläche)



cis – 1,2 Dichlorethen

Abbildung 3-7 A und Abbildung 3-7 B zeigen die Freisetzung aus der Teilfläche 1 berechnet mit dem Auslaug- bzw. dem Sorptionsmodell. Beim Auslaugmodell wird innerhalb von etwa 60 Jahren 75% des Schadstoffs ausgewaschen, beim Sorptionsmodell würde das etwa 300 Jahre dauern.

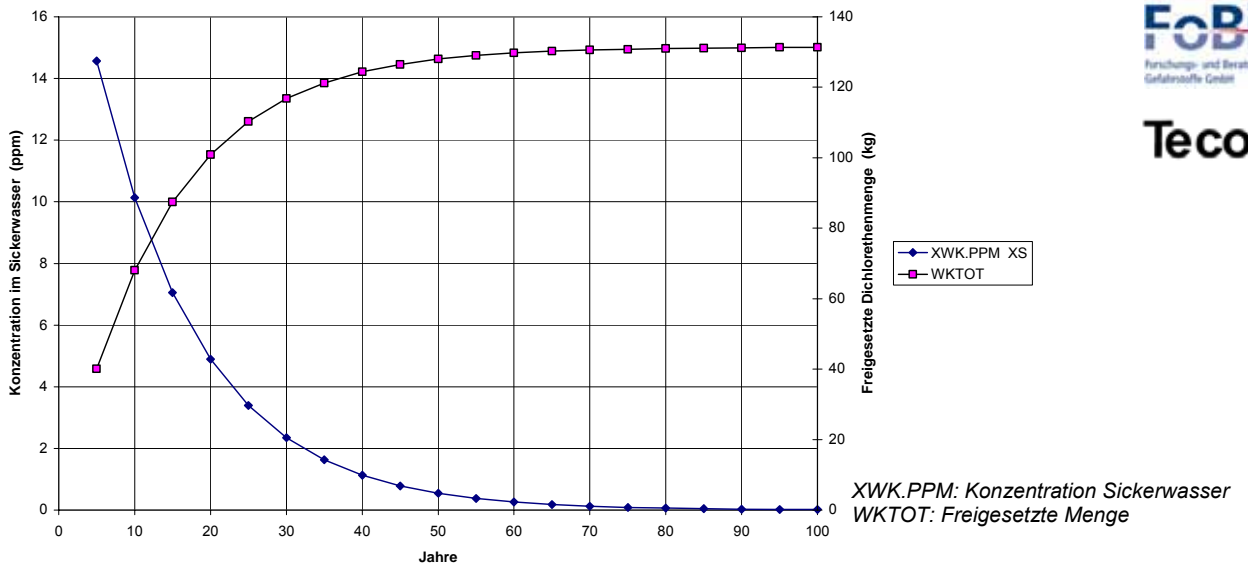


Abbildung 3-7 A: cis-1,2 Dichlorethenfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Teilbereichsfläche 1)

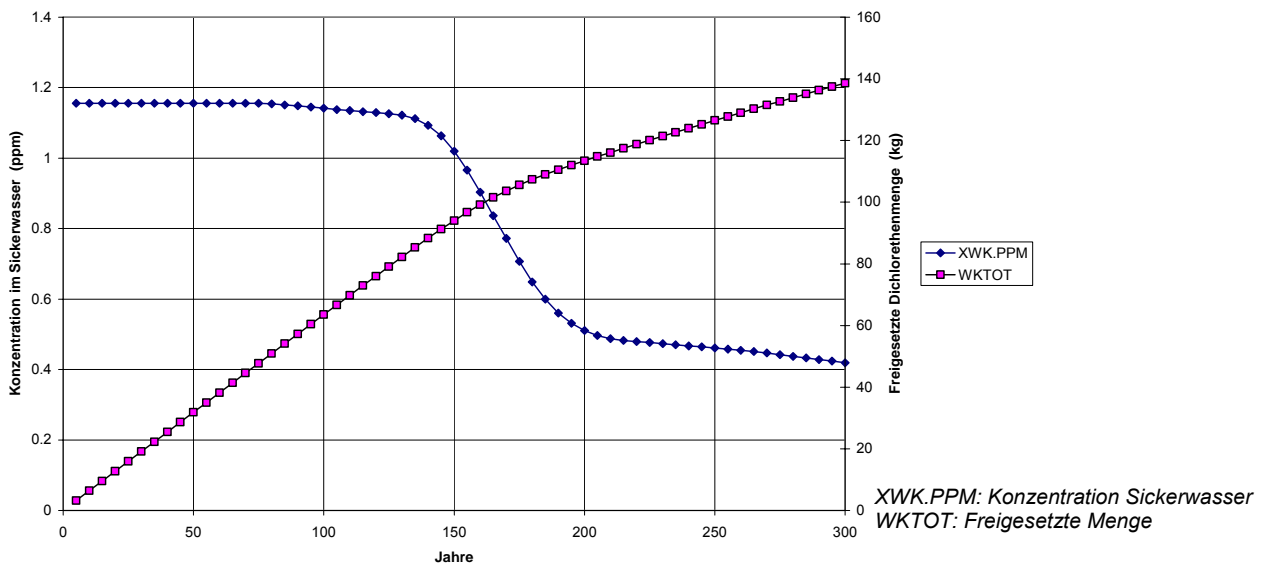


Abbildung 3.7 B: cis-1,2 Dichlorethenfreisetzung Feldreben (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1)

Abbildung 3-7 C zeigt die Schadstoffverteilung längs eines Strömungspfadcs beim Sorptionsmodell.

Konsequenz: Das Auslaugmodell beschreibt den Worst-Case für die cis-1,2 Dichlorethenfreisetzung in das Grundwasser.

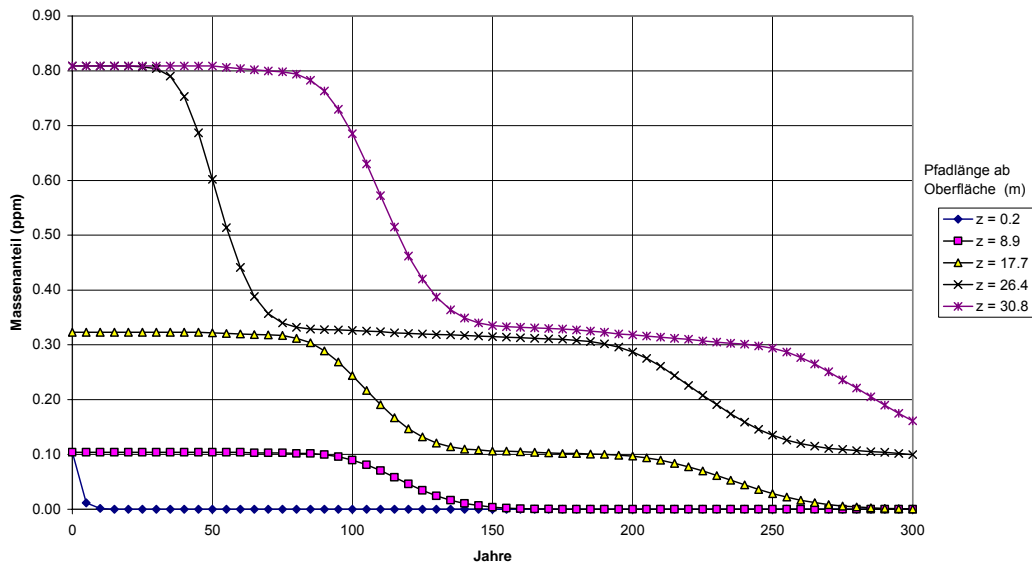


Abbildung 3.7 C: cis-1,2 Dichlorethen im Deponiekörper (Ad- und Desorption nach Freundlichisotherme; Teilbereichsfläche 1)

Abbildung 3-7 D zeigt die Schadstofffreisetzung aus dem **gesamten Depo-
 niekörper** während 100 Jahren. Von den heute eingelagerten 228 kg werden
 rund 175 kg ins Grundwasser freigesetzt.

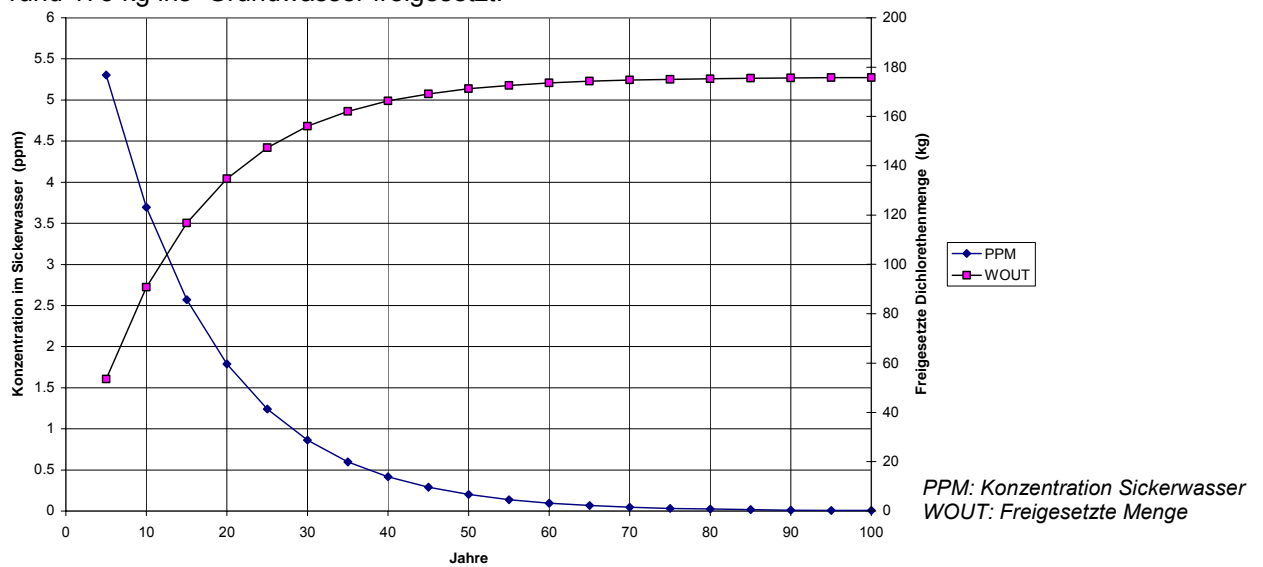


Abbildung 3.7 D: cis-1,2 Dichlorethenfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Totale Fläche)



Hinweis:

cis-1,2 Dichlorethen ist ein häufiges Transformationsprodukt aus Per- und Trichlorethylen. Sowohl Perchlorethylen als auch Trichlorethylen sind teilweise anaerob transformierbar, was jedoch entsprechende Umgebungsbedingungen verlangt. Insbesondere schliessen trockene Bereiche solche Umwandlungen aus.

Hexachlorethan

Abbildung 3-8 A und Abbildung 3-8 B zeigen die Freisetzung aus der Teilfläche 1 berechnet mit dem Auslaug- bzw. dem Sorptionsmodell. Obwohl Hexachlorethan eine geringe Wasserlöslichkeit aufweist, wird mit dem Auslaugmodell wesentlich mehr Schadstoff freigesetzt als mit dem Sorptionsmodell, da zugleich mit der geringen Wasserlöslichkeit auch eine hohe Sorptionskonstante vorliegt. Im Zeitraum über 100 Jahre werden beim Auslaugmodell rund 4 mal mehr Schadstoffe freigesetzt als beim Sorptionsmodell.

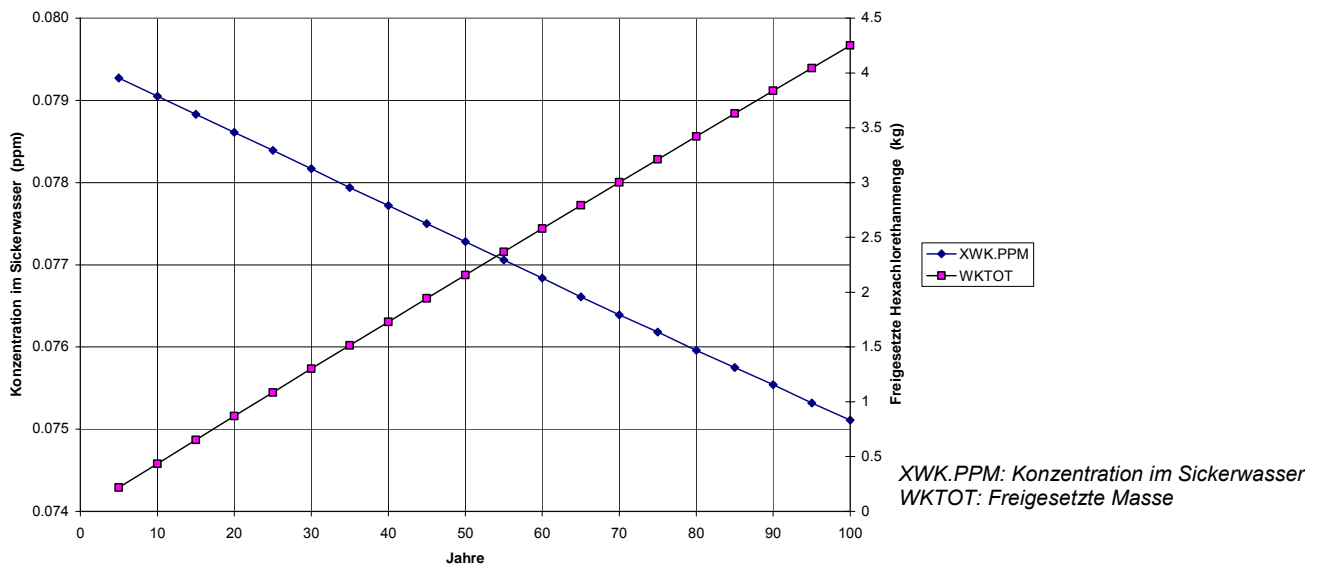


Abbildung 3-8 A: Hexachlorethanfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Teilbereichsfläche 1)



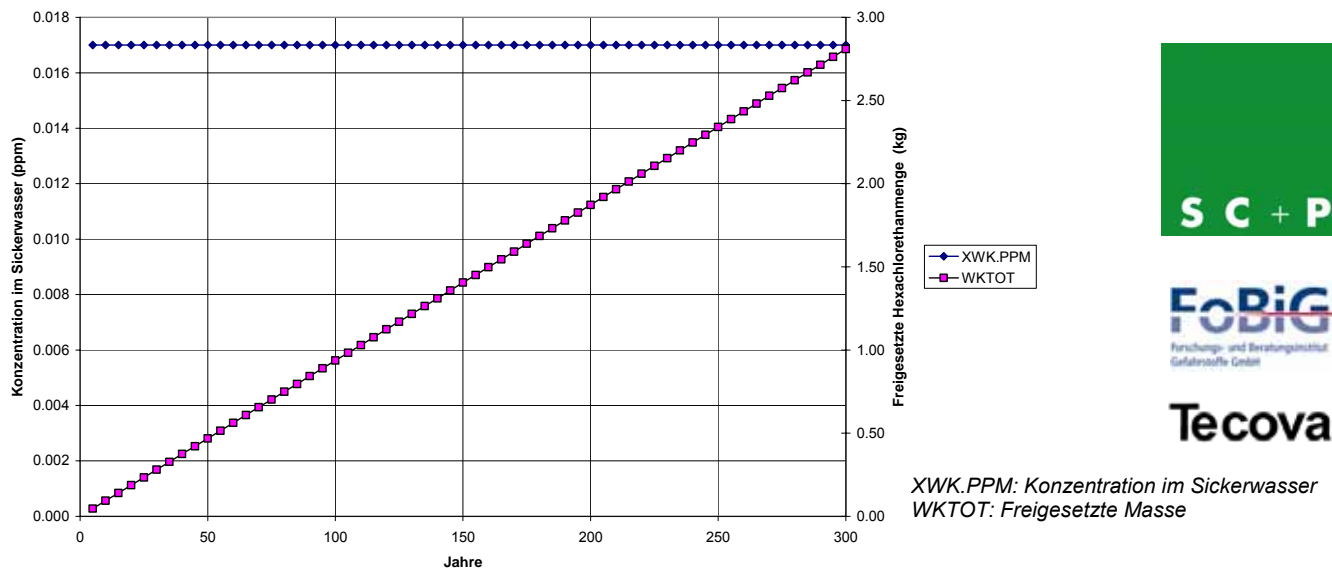


Abbildung 3.8 B: Hexachlorethanfreisetzung Feldreben (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1)

Abbildung 3-8 C zeigt beim Sorptionsmodell eine stabile Verteilung des Schadstoffes im Deponiekörper über 300 Jahre. Einzig an der Oberfläche (Z = 0.2 m) zeigt sich eine Abnahme der Konzentration im Boden über die ersten ca. 250 Jahre.

Konsequenz: Das Auslaugmodell beschreibt den Worst-Case für die Hexachlorethanfreisetzung in das Grundwasser.

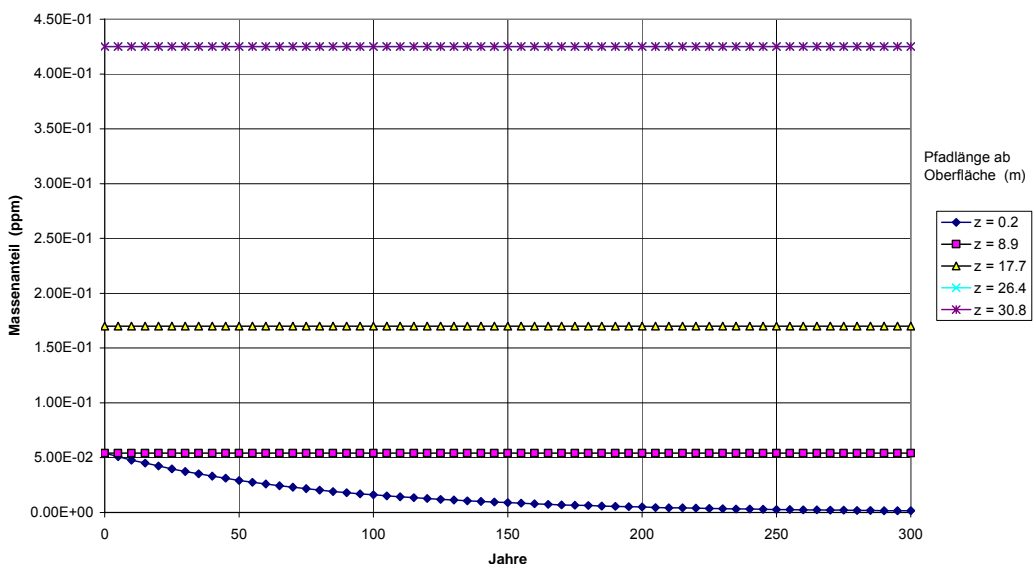


Abbildung 3.8 C: Hexachlorethan im Deponiekörper Feldreben (Ad- und Desorption nach Freundlichisotherme; Teilbereichsfläche 1)



Abbildung 3-8 D zeigt die Schadstofffreisetzung aus dem gesamten Deponiekörper während 100 Jahren. Von den heute eingelagerten 127 kg werden rund 6 kg in das Grundwasser freigesetzt.

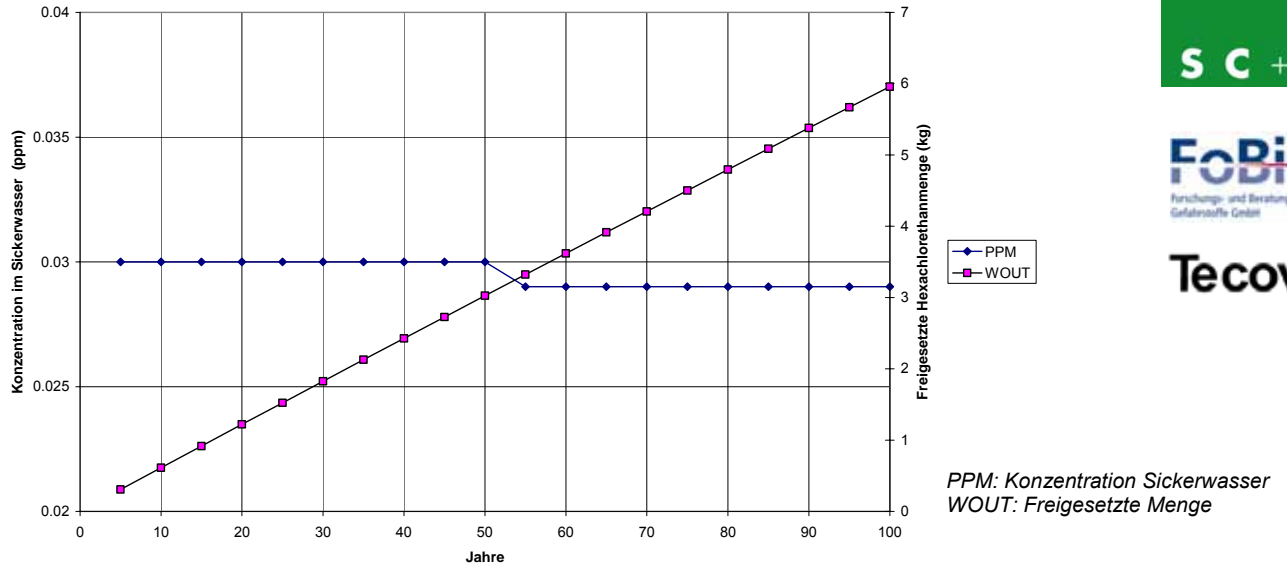


Abbildung 3.8 D: Hexachlorethanfreisetzung Feldreben (Auslaugmodell; Totale Fläche)

Schadstoffgehalt des Sickerwassers aus der Deponie Feldreben

Die Simulation des Freisetungsverhaltens von fünf repräsentativen Schadstoffen aus der Deponie Feldreben führen zu folgenden Erkenntnissen:

- Der Worst-Case des Freisetungsverhaltens wird durch das Auslaugmodell erfasst.
- Der aktuelle Sickerwasserstrom liegt bei 0.065 kg/s mit einer CKW-Konzentration über 10 ppm.
- Bei gleich bleibenden Umgebungsbedingungen wird in den kommenden 100 Jahren ein grosser Teil der CKW-Belastung ausgewaschen.

Aufgrund der Stoffaustauschmodelle und den Simulationsergebnissen kann für das Auslaugen der Schadstoffe eine deponiespezifische Kennzahl C gebildet werden, welche für alle CKW und PAK in Abhängigkeit der im Deponiekörper vorhandenen Gesamtbelastung die Konzentration im Deponiesickerwasser beschreibt.

$$C = \frac{X_{SK}}{j_K \cdot M_K}$$

X_{SK} : Konzentration des Stoffes K im Deponiesickerwasser

j_K : Wasserlöslichkeit des Stoffes K

M_K : Masse des Stoffes K im Deponiekörper



Für die Deponie Feldreben ergibt sich eine Kennzahl von $C_F = 0.007$.

Mit Hilfe dieser vereinfachten Näherungsbetrachtung kann der aktuelle Schadstoffgehalt im Sickerwasser von Feldreben abgeschätzt werden. Gemäss Abschnitt 3.1.4 liegt die gesamte CKW-Belastung im Bereich von 2'800 - 3'500 kg. Mit Hilfe der deponiespezifischen Kennzahl C_F lässt sich unter Annahme einer mittleren Wasserlöslichkeit der CKW von $j_K = 0.6$ g/l, der aktuelle CKW-Gehalt im Sickerwasser zu $X_{S(CKW)} = 12 - 15$ mg/l abschätzen.

Für die Stoffgruppe der PAK ergibt diese Näherungsbetrachtung bei einer PAK-Belastung von 78'000 – 85'000 kg im Deponiekörper eine aktuelle Sickerwasserkonzentration von $X_{S(PAK)} = 0.4 - 0.45$ mg/l. (Annahme der Wasserlöslichkeit von PAK $j_K = 0.0008$ g/l)

Hinweis:

Die an zwei Proben vorgenommenen Eluatmessungen können durch Verweilzeitvergleiche zwischen der Testsäule und den Fliesspfaden im Deponiekörper auf Sickerwasserkonzentrationen hochgerechnet werden. Für die CKW würde sich eine Sickerwasserkonzentration um 18 mg/l ergeben. Diese Hochrechnung ist jedoch aufgrund der kleinen Anzahl untersuchter Proben sehr unsicher.



3.1.7. Simulation der Schadstofffreisetzung aus der Deponie Rothausstrasse

Anfangs- und Randbedingungen

Analog zur Simulation der Deponie Feldreben startet die Simulation zum Zeitpunkt 0 mit dem Ist-Zustand und mit der Konzentrationsverteilung in den zwei Teilflächen gemäss Tabellen 3-4 A und B. Als Betrachtungszeitraum wurden 100 Jahre gewählt.

Sickerwassermenge

Die mittlere Regenmenge beträgt $850 \text{ kg/m}^2/\text{Jahr}$ (Kapitel 3.1.6). Die Teilfläche 1 ist zu 83% begrünt (zum Teil bewaldet) und 17% der Oberfläche sind als Strassen asphaltiert. Für die Simulation wurde ein Oberflächenfaktor von 83% mit einer mittleren Sickerwasserbildungsrate von 40% angenommen.

Die Teilfläche 2 ist zu rund 20% begrünt, die übrige Fläche ist mit verfestigtem Kies und Schotter bedeckt. In der Simulation wurde ein Oberflächenfaktor von 100% mit einer mittleren Sickerwasserbildungsrate von 40% angenommen.

Der Sickerwasserdurchsatz in der gesamten Deponie beträgt mit diesen Annahmen 0.64 kg/s .

Stoffdaten

Die Stoffdaten entsprechen denjenigen im Kapitel 3.1.6, Tabelle 3-5 .

Auswahl der Referenzstoffe

Die Bohrprobenanalysen ergaben ein ähnliches Schadstoffspektrum wie bei der Deponie Feldreben (siehe Kapitel 3.1.5). Die Mengen der am meisten vorkommenden Schadstoffe sind bei den beiden Deponien jedoch unterschiedlich. Das Freisetzungsverhalten der Referenzstoffe unterscheidet sich dagegen in der Deponie Rothausstrasse nur unwesentlich von demjenigen in der Deponie Feldreben.

Bei den fünf am meisten vorkommenden Schadstoffen aus der CKW-Stoffgruppe liegen die eingelagerten Mengen im Bereich von je 20 - 60 kg. Für die Simulation der Schadstofffreisetzung wurde als Referenzstoff Trichlorethylen ausgewählt. Bezogen auf die eingelagerte Menge, der Wasserlöslichkeit und der Toxizität hat dieser Stoff das grösste Gefährdungspotenzial. Das simulierte Verhalten von Trichlorethylen gilt stellvertretend auch für die anderen CKW-Stoffe.



Trichlorethylen

Die eingelagerte Trichlorethylenmenge in der Deponie Rothausstrasse beträgt heute rund 34 kg. Abbildung 3-9 A und Abbildung 3-9 B zeigen die Freisetzung aus der Teilfläche 1 berechnet mit dem Auslaug- bzw. dem Sorptionsmodell. Wie bei der Simulation Feldreben schon nachgewiesen, wird mit dem Auslaugmodell wesentlich mehr Schadstoff ins Grundwasser freigesetzt als mit dem Sorptionsmodell. Interessant ist jedoch das Phänomen, dass beim Sorptionsmodell in der Deponie Rothausstrasse nach 30 Jahren die Sickerwasserkonzentration um etwa 9% ansteigt. Die Ursache für dieses Verhalten zeigt Abbildung 3-9 C. Das Sorptionsmodell berücksichtigt die schichtweise Verfrachtung der unregelmässig im Deponiekörper verteilten Schadstoffe. Die berechnete Zunahme resultiert aus der spezifischen Verteilung des Trichlorethylens im Deponiekörper.

Wie bei den Simulationen für Feldreben entspricht auch in diesem Fall das Auslaugmodell dem Worst-Case für die Freisetzung des Schadstoffes in das Grundwasser.

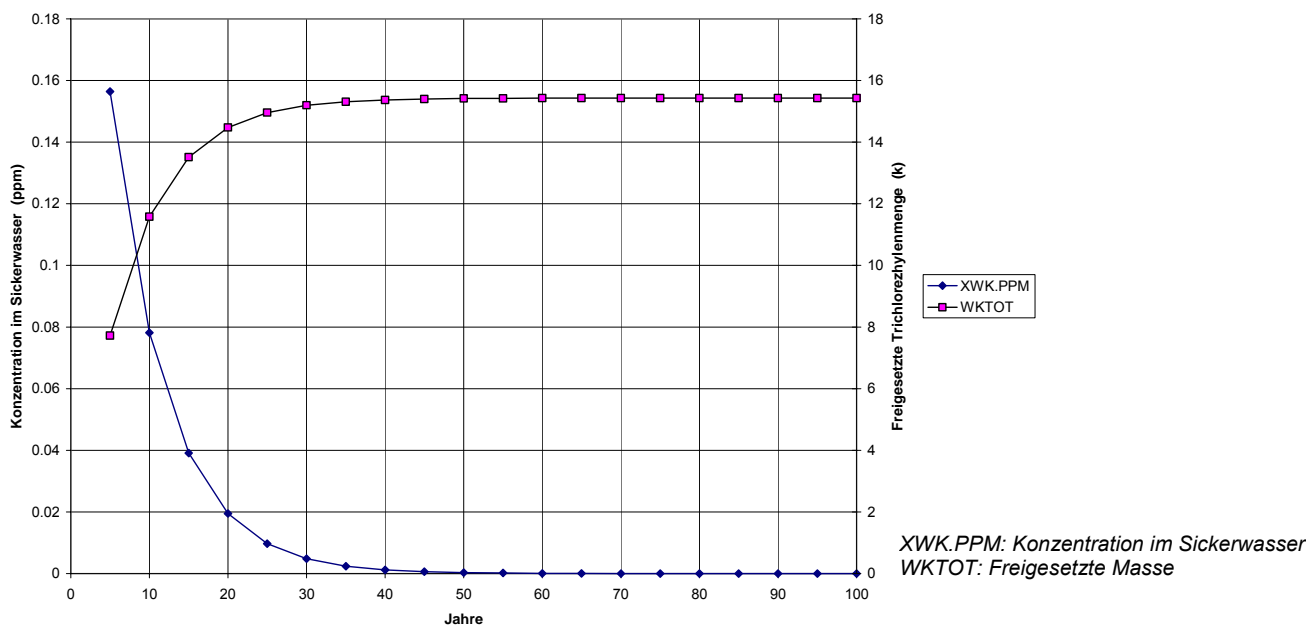


Abbildung 3-9 A: Trichlorethylenfreisetzung Rothausstrasse (Auslaugmodell; Teilbereichsfläche 1)



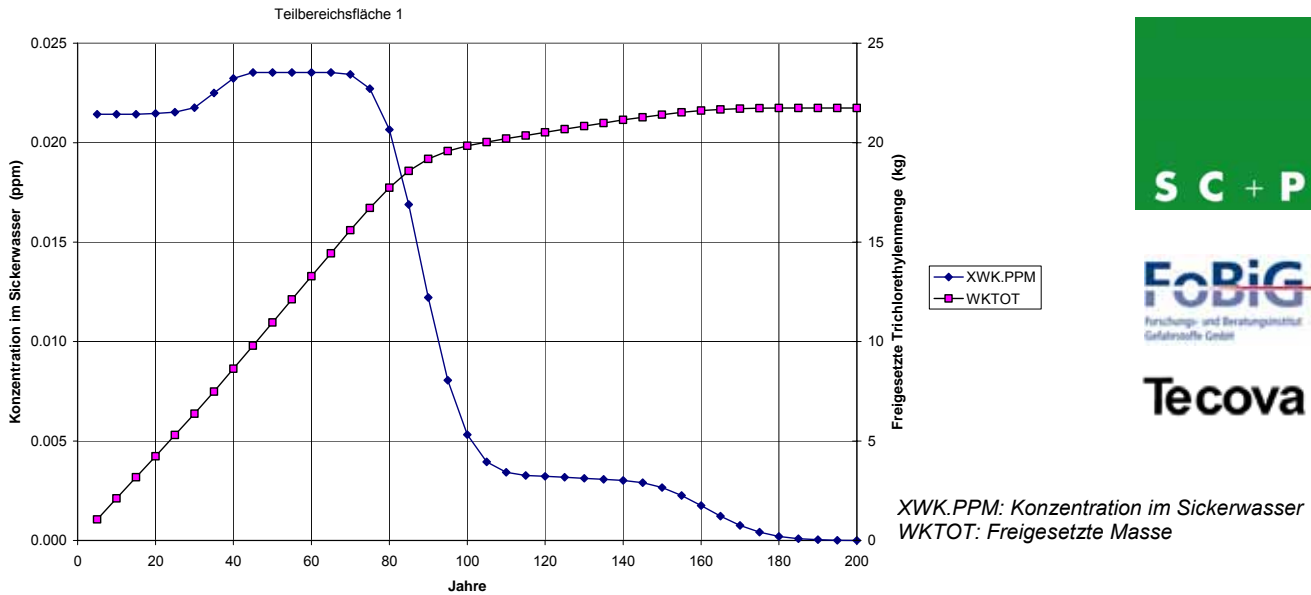


Abbildung 3.9 B: Trichlorethylenfreisetzung Rothausstrasse (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1)

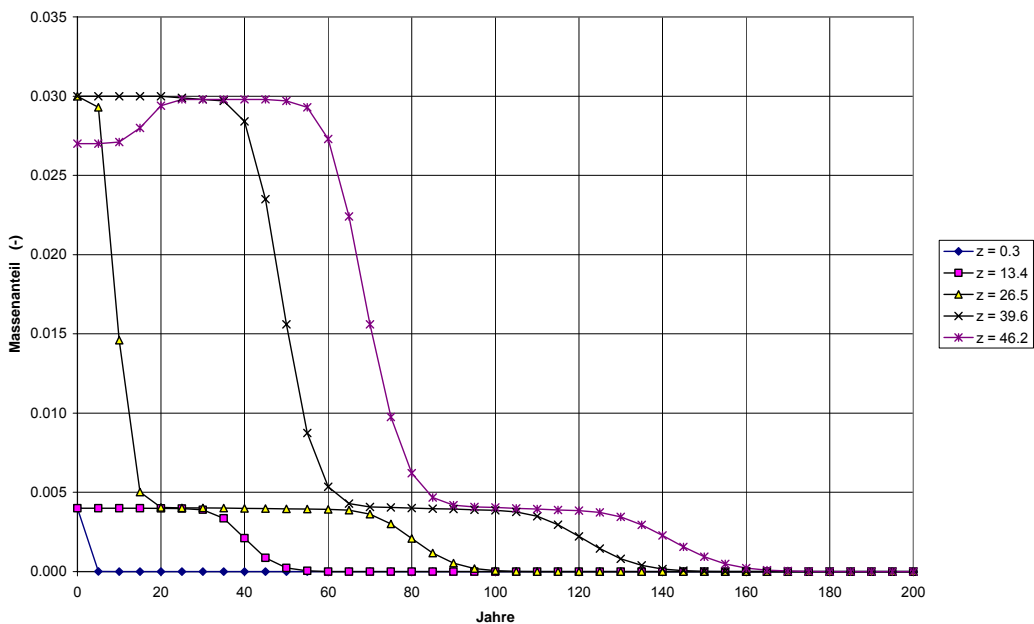


Abbildung 3.9 C: Trichlorethylen im Deponiekörper Rothausstrasse (Ad- und Desorption; Teilbereichsfläche 1). Darstellung der Freisetzung des Trichlorethylens in Funktion der Zeit in verschiedenen Tiefen des Deponiekörpers (z = Länge des untersuchten Sickerpfades unter OK. Terrain)

Abbildung 3-9 D zeigt die Freisetzung des Trichlorethylens aus dem **gesamten Deponiekörper** während 100 Jahren. In diesem Zeitraum werden von den eingelagerten 34 kg rund 20 kg freigesetzt.

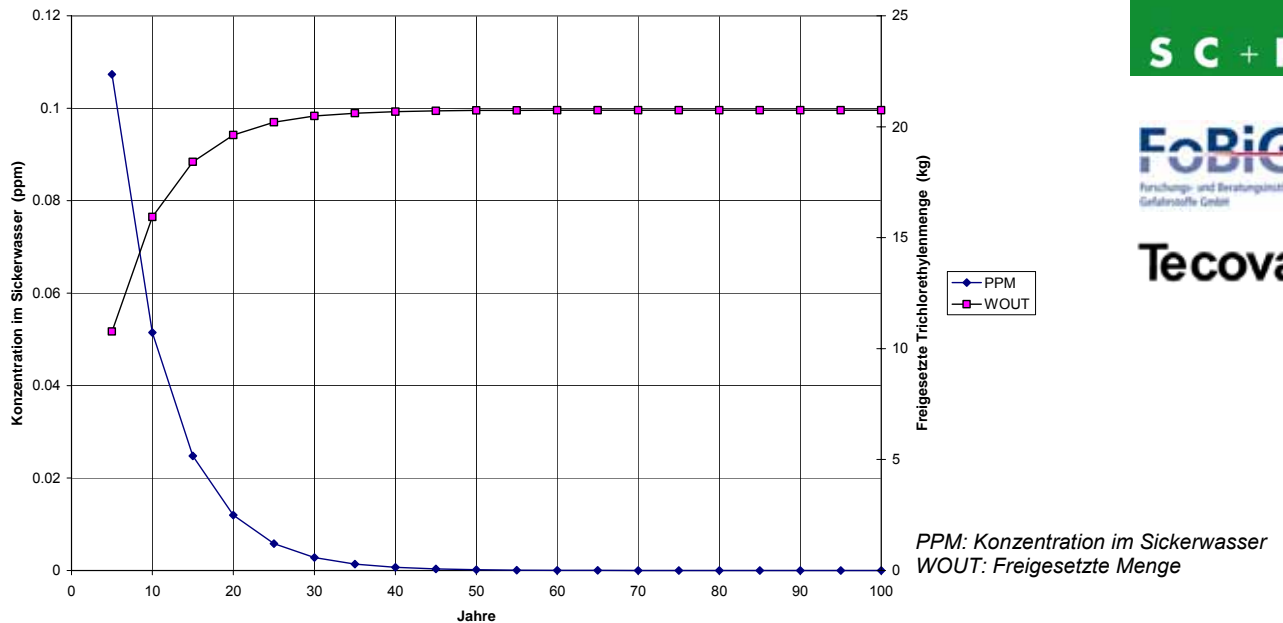


Abbildung 3.9 D: Trichlorethylenfreisetzung Rothausstrasse (Auslaugmodell; Totale Fläche)

Im Vergleich zu Feldreben werden aus der Deponie Rothausstrasse wesentlich mehr Schadstoffe aus dem Deponiekörper ausgetragen. Der Grund liegt in der ca. 10 mal grösseren Sickerwassermenge der Deponie Rothausstrasse.

Schadstoffgehalt des Sickerwassers aus der Deponie Rothausstrasse

Das Freisetzungsverhalten der massgebenden Schadstoffe aus der Deponie Rothausstrasse ist vergleichbar mit demjenigen der Deponie Feldreben. Die Erkenntnisse aus den Simulationen von Feldreben lassen sich auf Rothausstrasse übertragen mit den quantitativen Unterschieden, dass die Sickerwassermenge Rothausstrasse 0.64 l/s beträgt, also ca. 10 mal grösser ist als bei Feldreben und dass die Schadstoffkonzentrationen unterschiedlich sind. Gemäss Abschnitt 3.1.5 liegt die CKW-Belastung in der Deponie Rothausstrasse bei 400 - 500 kg und die Summe der PAK bei rund 120'000 – 130'000 kg.

Analog den Erläuterungen am Schluss des Abschnittes 3.1.6, wurde auch für die Deponie Rothausstrasse die deponiespezifische Kennzahl C für die näherungsweise Abschätzung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser ermittelt. Für die Deponie Rothausstrasse resultierte ein Wert von $C_R = 0.003$.



Dementsprechend betragen die CKW- und PAK-Belastungen im Sickerwasser der Deponie Rothausstrasse:

$$\sum \text{CKW-Konzentration } X_{S(\text{CKW})} = 0.7 - 0.9 \text{ mg/l}$$

$$\sum \text{PAK-Konzentration } X_{S(\text{PAK})} = 0.3 - 0.35 \text{ mg/l}$$

Zusammenfassung der Simulationsergebnisse

Mit den Bohrkernanalysen konnte die Verteilung der häufigsten Schadstoffe in den beiden Deponiekörpern Feldreben und Rothausstrasse ermittelt werden. Ausgehend von diesen Schadstoffverteilungen wurde das Freisetungsverhalten von massgebenden Referenzstoffen über mindestens 100 Jahre berechnet. Dabei wurden zwei Stoffaustauschmodelle getestet; das Auslaugmodell und das Sorptionsmodell. Erwartungsgemäss zeigte sich, dass das Auslaugmodell für die freigesetzten Schadstoffmengen einen Worst-Case darstellt, der als Basis für die weitere Risikobewertung dienen soll.

Die Simulationsergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nehmen bei konstanter Sickerwassermenge und stabilem Deponiekörper laufend ab;
- Die Gefährdung der heutigen Trinkwasserfassungen wird bei unverändertem Wasserentnahmemanagement und gleich bleibenden Bedingungen für die Sickerwasserbildung in den Deponien, abnehmen;
- In 100 Jahren ist ein grosser Teil der Schadstoffe aus dem Deponiekörper freigesetzt
- Die Menge der Schadstofffreisetzung ist direkt abhängig vom Sickerwasserstrom durch die Deponiekörper

3.2. Probabilistische Freisetzungsanalyse

3.2.1. Zielsetzung und allgemeines Vorgehen

Bei der deterministischen Freisetzungsanalyse wurde die Freisetzung der häufigsten Schadstoffe über einen Betrachtungszeitraum von über 100 Jahren aus den beiden Deponiekörpern untersucht. Dabei wurde angenommen, dass:

- die Oberflächenabdeckung nicht verändert wird und damit die Sickerwassermenge konstant bleibt;
- Die Schadstoffverteilung nur durch den Stoffaustausch mit dem Sickerwasser im Deponiekörper verändert wird;
- Der Aufbau der beiden Deponiekörper nicht durch externe Ereignisse oder menschliche Handlungen verändert wird.



In Wirklichkeit muss mit einer nicht vernachlässigbaren Wahrscheinlichkeit unterstellt werden, dass die obigen Annahmen im Laufe der Zeit nicht mehr zutreffen und Ereignisse eintreten, die die Schadstofffreisetzung ins Grundwasser unabhängig von den chemisch-physikalischen Vorgängen verändern werden. Für eine Gefährdungsabschätzung ist es daher notwendig, dass die Risiken solcher Ereignisse bewertet werden.

Zurzeit gibt es noch keine Richtlinie oder anerkannte Methoden für Risikobewertungen zum Langzeitverhalten von Deponien. Obwohl Deponieanlagen ein hohes Gefährdungspotential für die Umwelt darstellen können, unterliegen solche Bauwerke nicht der Störfallverordnung. Im Gegensatz zu herkömmlichen technischen Systemen, die nach der Störfallverordnung beurteilt werden, ist bei Deponien das Gefährdungspotential in der Nachsorgephase oft am grössten.

In der vorliegenden Studie soll versucht werden, das Vorgehen gemäss der Störfallverordnung auf das Langzeitverhalten von stillgelegten Deponien zu übertragen. Gemäss Störfallverordnung sind folgende Analysenschritte durchzuführen:

- Charakterisierung der Gefahrenpotentiale;
- Darstellung der Freisetzungsvorgänge mit Abschätzung der Eintretenswahrscheinlichkeit unter Berücksichtigung der Sicherheitsmassnahmen;
- Darstellung der Auswirkungen der Freisetzungsvorgänge anhand von Ausbreitungsanalysen mit Abschätzung der Eintretenswahrscheinlichkeit unter Berücksichtigung allfälliger Sicherheitsmassnahmen;
- Darstellung des Ausmasses der möglichen Schädigung der Bevölkerung oder der Umwelt mit Abschätzung der Eintretenswahrscheinlichkeit.

Die probabilistische Betrachtungsweise von seltenen Ereignissen verlangt eine spezielle Analysetechnik. Im vorliegenden Fall wird der Weg einer so genannten Anfälligkeitsanalyse mit Hilfe von Fehlerbaum- und Ereignisbaumanalysen eingeschlagen. Obwohl diese Analysetechnik absolute Resultatwerte liefert, ist vor einem Missbrauch der Werte eindringlich zu warnen. Die probabilistischen Analysen sollen vor allem die Schwachstellen der Einrichtungen und Relationen zu anderen Risiken aufzeigen.

3.2.2. **Aufbau des Fehlerbaumes zur Freisetzungsanalyse**

Mit der Gefährdungsanalyse soll untersucht werden, welche Einflussfaktoren eine Zunahme der Schadstoff-Freisetzung aus der Deponie Feldreben und damit eine Zunahme der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser bewirken können.



Der Fehlerbaum zur Freisetzungsanalyse wird daher mit dem Topereignis: „**Schadstofffreisetzung mit dem Deponiesickerwasser nimmt zu**“ entwickelt.

Ausgehend von diesem Topereignis wird der Fehlerbaum so aufgebaut, dass alle möglichen Basisereignisse, die eine Zunahme der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser bewirken könnten, erfasst werden.

Bei der Quantifizierung der Basisereignisse wird eine Ausfallrate ermittelt, die im vorliegenden Fall einer Eintrittshäufigkeit pro Jahr im Hinblick auf das Eintreten des Topereignisses entspricht.

Dieses Verfahren bietet folgende Vorteile:

- Quantifizierung des Versagenszeitraumes
- Erkennen von Schwachstellen und kritischen Versagenspfade

Die nachstehende Abbildung 3-11 zeigt eine Übersicht aller im Fehlerbaum berücksichtigten Ereignisse. Nicht dargestellt ist hier, wie die einzelnen Ereignisse untereinander logisch verknüpft und voneinander abhängig sind. Diese Angaben sind im Anhang A3 dargestellt. Anhang A3 zeigt den vollständigen Fehlerbaum inkl. der Charakteristik der Auftretens der einzelnen Ereignisse bis hin zu quantifizierbaren Basisereignissen.

Dem Fehlerbaum sind vier Hauptwirkungsebenen zu Grunde gelegt für welche die zugehörigen Basisereignisse (in Abbildung 3-10 und Abbildung 3-11 rot dargestellt) definiert wurden. Beispielsweise kann der Wasserzufluss an der Oberfläche steigen durch vergrösserten Zufluss von Oberflächenwasser; dieser wiederum durch defekte Wasserleitungen oder defekte Abwasserkanäle was sich konkret als defekte Kanalisationsrohre und/oder Meteorwasserleitungen äussert (Basisereignisse). Die Eintretenshäufigkeit von Schäden an Kanalisationsrohren oder Meteorwasserleitungen kann aufgrund statistischer Erhebungen bestimmt oder geschätzt werden.

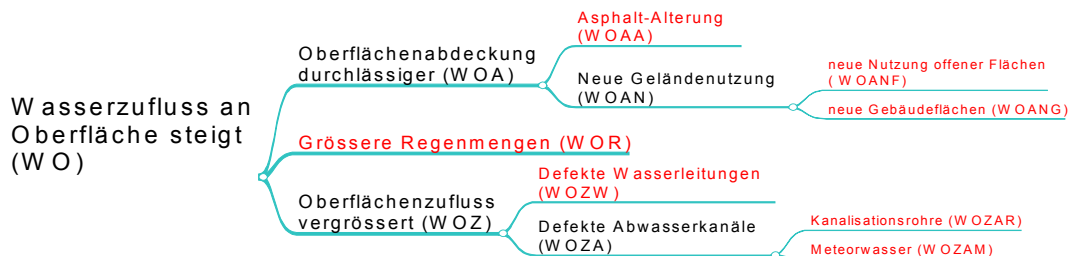


Abbildung 3-10: Auszug aus dem Fehlerbaum, Hauptwirkungsebene „Wasserzufluss an Oberfläche steigt“



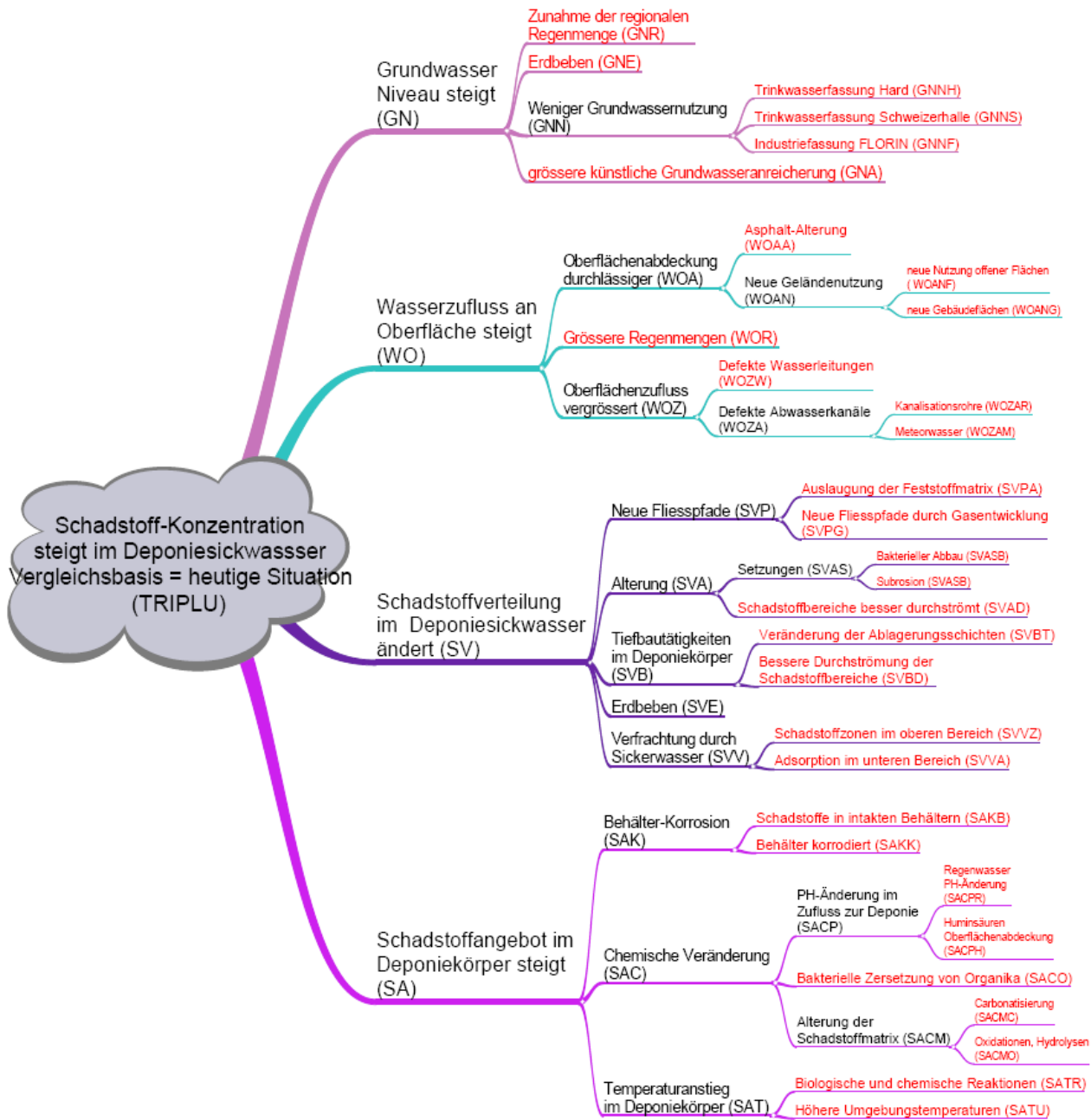


Abbildung 3-11: Fehlerbaum für das Topereignis: „Schadstofffreisetzung mit dem Deponiesickerwasser nimmt zu“

3.2.3. Bewertung der Basisereignisse für die Deponie Feldreben

Jedes Basisereignis (in Abbildung 3-11 rot dargestellt) wird nachfolgend kommentiert und der gewählte numerische Wert erläutert. Für die angegebenen Werte gelten folgende Abkürzungen:

EH	:	Eintrittshäufigkeit
REP	:	Reparaturzeit
AFR	:	Ausfallrate
EW _{rel.}	:	relative Wahrscheinlichkeit

Hauptwirkungsebene (WO):

Wasserzufluss an Deponieoberfläche steigt

WOR: Grössere Regenmengen

Die laufende Klimaveränderung weist unter bestimmten Voraussetzungen auf lokal grössere Regenmengen in den kommenden Jahren hin. Im vorliegenden Fall muss der Zuwachs auf der Deponiefläche grösser als die Schwankungen in den letzten 50 Jahren liegen. Es wird angenommen, dass ein solches Ereignis in (100)-200 Jahren eintreten kann .

*Basisereignis:
EH : 5×10^{-3} /Jahr*

WOAA: Asphalt – Alterung

Die Wasserdurchlässigkeit der Asphaltabdeckung steigt mit der Beanspruchung und mit der Alterung. Es kann angenommen werden, dass grössere Schäden erkannt und repariert werden. Erfahrungsgemäss wird eine solche Deckschicht auch alle 50 Jahr erneuert.

*Basisereignis:
EH : 0.02 / Jahr
REP : 300 Stunden
AFR : $7 \cdot 10^{-4}$ / Jahr*

AFR errechnet sich aus $EH \cdot REP / 8'760$

WOANF: Neue offene Oberflächen

Eine neue Nutzung der Deponieoberfläche mit weniger versiegelten (asphaltierten) Flächen erhöht die Sickerwassermenge. Solche Nutzungsänderungen sind von den Bauvorschriften und Baubewilligungen abhängig. Es kann angenommen werden, dass in den kommenden 150-200 Jahren eine Umnutzung möglich ist und die Gesetzeslage geändert wurde.

*Basisereignis:
EH : $5 \cdot 10^{-3}$ / Jahr*

WOANG: kleinere Gebäudeflächen

Mit den gleichen Überlegungen wie zum Basisereignis WOANF ist es auch möglich, dass Gebäude neu errichtet werden mit weniger Nutzungsflächen.

*Basisereignis:
EH : $5 \cdot 10^{-3}$ / Jahr
(analog WOANF) :*



WOZAM: Meteorwasserkanäle undicht

Durch die Beanspruchung der Asphaltoberflächen (Lastwagen usw.) können Abwasserrohre und –Rinnen beschädigt werden. Annahme: pro Hektare Deponiefläche sind 300 m Kanäle verlegt

Basisereignis:
Kanalschaden
auf 5 ha
EH : $10^{-4}/m \cdot \text{Jahr}$
REP : 200 h
AFR: $3.5 \cdot 10^{-3}/\text{Jahr}$



WOZAR: Kanalisationsrohre undicht

Die Kanalisationsrohre sind tiefer verlegt als die Meteorwasserkanäle, sind aber zusätzlichen Beanspruchungen wie Setzungen, Korrosion usw. ausgesetzt.

Basisereignis:
Rohrleck auf 5 ha
EH : $10^{-4}/m \cdot \text{Jahr}$
REP : 200 Stunden
AFR : $4.6 \cdot 10^{-3}/\text{Jahr}$



Annahme: Pro Hektare sind 400 m Rohre verlegt



WOZW: Frischwasserrohre undicht

Die Frischwasserleitungen verhalten sich ähnlich wie die Kanalisationsrohre. Da sie zusätzlich unter einem Druck von 5-10 bar stehen, ist die Eintrittshäufigkeit eines Schadens gegenüber drucklosen Rohren (Kanalisation, Regenwasser) erhöht.

Basisereignis:
Rohrleck auf 5 ha
EH : $2 \cdot 10^{-4}/m \cdot \text{Jahr}$
REP : 200 Stunden
AFR : $9.2 \cdot 10^{-3}/\text{Jahr}$

Annahme: Pro Hektare sind 400 m Rohre verlegt

Hauptwirkungsebene (GN):

Grundwasserniveau steigt bis in den Bereich der Deponie

GNR: Grundwasser steigt durch grössere Regenmengen

Der Anstieg des Grundwasserniveaus infolge grösserer Regenmengen entspricht dem Basisereignis WOR. Da die Hydrogeologie im Bereich des Deponiekörpers keine eindeutigen Fliesswege erkennen lässt, wird die Eintrittshäufigkeit kleiner als bei WOR gehalten.

Basisereignis:
EH : $5 \cdot 10^{-4}/\text{Jahr}$

GNE: Grundwasser steigt durch Erdbeben

Das Grundwasserregime kann nur durch ein starkes Erdbeben mit Grundbeschleunigungen über 0,5 g verändert werden. Gemäss Erdbebenstatistik liegt diese Häufigkeit weit unter $1 / 10'000$ pro Jahr im Raume Basel.

Basisereignis:
EH : $10^{-5}/\text{Jahr}$

GNA: Stärkere Grundwasseranreicherung

Eine grössere künstliche Grundwasseranreicherung würde unmittelbar einen Anstieg des Grundwasserspiegels zur Folge haben. Eine stärkere Anreicherung wäre notwendig, wenn der Trinkwasserbedarf der Region massiv ansteigen würde. Die zusätzliche Anreicherung müsste genügend gross sein, um den Grundwasserspiegel bis in den Deponiebereich anzuheben.

Basisereignis:
EH : $10^{-2} \cdot 1/75 =$
 $1.3 \cdot 10^{-4}/\text{Jahr}$

Ein solcher Zusatzbedarf an Trinkwasser erfolgt etwa alle 50-100 Jahre

GNNH: Trinkwassernutzung Hard wird kleiner

Die Nutzung der Trinkwassererfassung könnte kleiner werden, wenn das abgepumpte Wasser durch andere Schadstoffquellen stärker verschmutzt würde. Auch bei gleichzeitigem Weiterbetrieb der Grundwasseranreicherung wäre ein Ansteigen des GW-Spiegeln bis in die Deponie sehr unwahrscheinlich.

*Basisereignis:
EH : 10^5 / Jahr*

GNNs: Brauchwassernutzung Schweizerhalle wird kleiner

Dieses Basiselement entspricht dem Basiselement GNNH

*Basisereignis:
EH : 10^5 / Jahr*

GNNF: Pumpe Florin wird gestoppt

Falls die Brauchwasserpumpe Florin abgestellt oder längere Zeit ausfallen würde, könnte sich belastetes Sickerwasser aus der Deponie im Grundwasser in südlicher oder westlicher Richtung ungehindert ausbreiten. Das Ausfallen des Brunnens wird im Ereignisbaum zur Untersuchung der Schadstoffausbreitung im Grundwasser untersucht .

*Basisereignis:
EH : 10^5 / Jahr*

Einschränkend ist zu bemerken, dass das Abstellen dieser privaten Brauchwassererfassung kaum ohne Abstimmung auf die Erkenntnisse aus der Abklärungen zu den Auswirkungen der Deponie Feldreben erfolgen könnte. Ein Ansteigen des Grundwasserspiegels bis in den Deponiebereich kann praktisch ausgeschlossen werden.

Hauptwirkungsebene (SV):

Schadstoffverteilung im Deponiesickerwasser ändert

SVE: Schadstoffverteilung ändert durch Erdbeben

Eine Änderung des Deponieaufbaus infolge Erdbeben ist nur bei schwersten Beben möglich und ist kleiner als das Basisereignis GNE

*Basisereignis:
EH : 10^5 / Jahr*

SVPA: Auslaugung der Feststoff-Matrix

Im Laufe der Zeit können neue Fliesspfade entstehen, die neue Schadstoff-Bereiche erschliessen. Da der Deponiekörper über einen grossen Anteil an kalk- und gipshaltigem feinkörnigem Material verfügt, werden neue Fliesspfade in neuen Schadstoffbereichen kaum erwartet. Insbesondere wirkt die feinkörnige Deponiematrix (toniger Silt) als pH-Puffer, sodass Auslaugungen mit Matrixveränderungen nur über grosse Zeiträume entstehen (mehrere 1000 Jahre)

*Basisereignis:
EH : $2 \cdot 10^4$ / Jahr*

SVPG: Neue Fliesspfade durch Gasentwicklung

Die Gasentwicklung im Deponiekörper wird vor allem durch den Kontakt zwischen Wasser und biologisch aktiven Stoffen oder durch chemische Reaktionen mit Wasser bestimmt. Das sich entwickelnde Gas wird einerseits im Sickerwasser gelöst, andererseits sucht es einen Weg über Mikrorisse in der

*Basisereignis:
EH : 10^3 / Jahr*



Feststoffmatrix. Diese Prozesse verlaufen nach der Stabilisierung einer Deponie sehr langsam und ändern die Porosität nur innerhalb grosser Zeiträume.

SVVZ: Verfrachtung der Schadstoffzonen / Schadstoffe im oberen Bereich

Basisereignis:
EW_{rel.} : 0,2

Die Historie der Einlagerungen bei der Deponie Feldreben ist wenig bekannt. Die Bohrungen weisen aber darauf hin, dass die massgebenden Schadstoffe eher im mittleren und unteren Bereich des Deponiekörpers eingelagert wurden.

SVVA: Adsorption im unteren Bereich

Basisereignis:
*EH : 2*10³ / Jahr*

Die Adsorption von Schadstoffen im unteren Deponiebereich ist abhängig von den chemisch-physikalischen Eigenschaften, insbesondere auch von der Wasserlöslichkeit eines Schadstoffes. Für die häufigsten Schadstoffe konnte mit Modellrechnungen gezeigt werden, dass die Adsorption in den unteren Deponieschichten eher klein ist und nicht dem Worst Case entspricht, der als Bewertungsbasis massgebend ist.

SVBT: Veränderung der Schadstoffschichten durch Bautätigkeit

Basisereignis:
*EH: 1.3*10² /Jahr*

Durch Tiefbauarbeiten am Deponiekörper können schadstoffhaltige Schichten umgelagert werden und dadurch den Fliesspfaden neue Austauschflächen anbieten.

Solche Ereignisse werden durch politische Entscheidungen über die Bauordnung gesteuert (Zeiträume 50-100 Jahre)

SVBD: Bessere Durchströmung durch Bautätigkeit

Basisereignis:
EW_{rel.} : 0,01

Unter der Voraussetzung, dass am Deponiekörper Bautätigkeiten durchgeführt werden, besteht eine Wahrscheinlichkeit, dass die Durchströmung mit Meteorwasser verbessert wird und dadurch eine stärkere Auslaugung stattfindet

SVAD: Bessere Durchströmung durch Alterung / Setzung

Basisereignis:
*EW_{rel.} : 1*10⁻³*

Durch Alterungsprozesse, insbesondere aber durch Setzungen können die Fliesspfade verändert werden. In der Regel wird dabei die Durchströmung eher verschlechtert. Daher wird diese Wahrscheinlichkeit kleiner als das Basisereignis SVBD sein.

SVASS: Setzungen durch Subrosion

Basisereignis:
*EH : 2*10⁴ / Jahr*

Grundsätzlich denkbar wären auch Setzungserscheinungen durch natürliche Auslaugung des in ca. 200 m Tiefe anstehenden Steinsalzes.

In Anlehnung an das Basisereignis SVPA kann eine Abschätzung der Ereigniswahrscheinlichkeit vorgenommen werden.



SVASB: Setzungen durch bakteriellen Abbau

Ein bakterieller Abbau der organischen Stoffe im Deponiekörper findet langfristig statt. Durch die quasihomogene Verteilung dieser Stoffe und die geringe Menge Sickerwasser, das den bakteriellen Abbau massgebend beeinflusst, wird dieser Prozess keine bedeutenden Setzungen auslösen

*Basisereignis:
EH : $5 \cdot 10^{-4}$ / Jahr*

Hauptwirkungsebene (SA):

Schadstoffangebot im Deponiekörper steigt

SAKB: Schadstoff in intakten Behältern

Bei der Einlagerung von Flüssigkeiten in Behältern besteht die Möglichkeit, dass diese Behälter über lange Zeit intakt bleiben und sich die flüssigen Schadstoffe erst nach der Korrosion der Behälter dem Sickerwasser anbieten (Annahme: etwa jedes 50-zigste Fass).

*Basisereignis:
EW : 0.02*

SAKK: Behälterkorrosion

Das Durchrosten eines Stahlbehälters (Fass) wird vor allem durch das Sickerwasserangebot und dessen pH beherrscht. In der alkalischen Umgebung mit relativ hohem pH dauert der Korrosionsprozess rund 50 – 100 Jahre.

*Basisereignis:
EH: $1.3 \cdot 10^{-2}$ /Jahr*

SATR: Steigerndes Schadstoffangebot durch biologische und chemische Reaktionen

Dieses Basisereignis entspricht einer Summe der Basisereignisse: Auslaugung und bakterieller Abbau (SVPA + SVASB).

*Basisereignis:
EH : $7 \cdot 10^{-4}$ / Jahr*

SATU: Höhere Umgebungstemperaturen

Der Anstieg der Umgebungstemperatur über den langjährigen Schwankungsbereich ist mit einer möglichen Klimaveränderung gekoppelt. Somit weist dieses Basisereignis die gleiche Häufigkeit auf wie WOR auf. Höhere Umgebungstemperaturen beschleunigen die Asphaltalterung und somit die Wasserdurchlässigkeit.

*Basisereignis:
EH : $5 \cdot 10^{-3}$ /Jahr*

SACO: Chemische Änderung des Deponiekörper durch bakterielle Zersetzung

Die Zersetzung von organischen Stoffen erzeugt zum Teil leichter lösliche Produkte, die besser ausgelaugt werden können. Dieses Basisereignis liegt im ähnlichen Bereich der Häufigkeit wie SVASB.

*Basisereignis:
EH : $5 \cdot 10^{-4}$ / Jahr*

SACPR: Änderung des pH-Wertes des Regenwassers

Es besteht die Möglichkeit, dass das Regenwasser infolge steigendem CO₂ Gehalt in der Atmosphäre zukünftig einen tieferen pH aufweist, was die Löslichkeit der Schadstoffe und den Abbau der Feststoffmatrix beschleunigen würde.

*Basisereignis:
EH : 10^{-3} / Jahr*



Dieses Basiselement muss eine vergleichbare Häufigkeit aufweisen wie WOR

SACPH: Huminsäuren verändern pH-Wert im Sickerwasser

Basisereignis:
EH : $3 \cdot 10^{-3}$ / Jahr

Falls die Deponieoberfläche mit einer Humusschicht anstatt mit der Asphalt-schicht bedeckt wäre, würde der pH im Sickerwasser, das die Humusschicht durchströmt hat, infolge der gelösten, leicht sauren Humusstoffe sinken und dadurch die Löslichkeiten zum Teil verbessern (siehe SACPR). Diese Häufigkeit steht in direktem Zusammenhang mit der Nutzungsänderung bezüglich Überbauung (WOANG) und Asphaltflächen (WOANF) und entspricht deren gewichteter Summenhäufigkeit. Als Gewichtung wird angenommen, dass bei Nutzungsänderungen neue offene Flächen mit einem Anteil um 30 % entstehen.

SACMC: Alterung der Feststoffmatrix durch Karbonatisierung

Basisereignis:
EH : 10^{-3} / Jahr

Die laufende Karbonatisierung „versprödet“ den Deponiekörper und kann dadurch neue Fliesspfade eröffnen mit neuer chemischer Umgebung. Dieser langsame Prozess kann durch die Änderung des pH-Wertes im Regenwasser beschleunigt werden. (siehe SACPR und SACPH).

SACMO: Alterung Feststoffmatrix durch Oxidationen und Hydrolysen

Basisereignis:
EH : 10^{-4} / Jahr

Diese beiden chemischen Reaktionen können in Anwesenheit von Sickerwasser eine relativ schnelle Veränderung des Schadstoffspektrums im Deponiekörper verursachen. Bei chemisch neutralem einsickerndem Wasser (pH≈7) verlaufen diese Prozesse nach einer meist aktiven Anfangsphase unmittelbar nach dem Deponieabschluss sehr langsam.

Bei Sickerwasser mit pH < 3 oder pH > 9 können diese Reaktionen auch in späteren Zeiten wieder aktiviert werden. Diese Eintrittshäufigkeit muss mit den anderen Basiselementen abgestimmt sein.

3.2.4. Ergebnisse der Fehlerbaumanalyse für die Deponie Feldreben

Die durchgeführte Modellberechnung mit dem oben beschriebenen Fehlerbaum zeigt, dass das Topereignis: „Zunahme der Schadstoffkonzentration im Deponiesickerwasser“ eine **mittlere Eintrittshäufigkeit von 0,047 / Jahr** mit einem Unsicherheitsbereich von 0,032 – 0,067 / Jahr hat.

Das heisst, dass statistisch in 21 Jahren (mit einem Unsicherheitsbereich von +/- 8 Jahren) ein Störfall zu erwarten ist, bei dem kurz- oder langfristig die Schadstofffreisetzung über das Deponiesickerwasser zunimmt. Bei den meisten Störfällen sind politische Entscheide eine Voraussetzung (WOANG, WOANF). Bei verschiedenen Störfällen sind relativ kurzfristig Reparaturen möglich, deren Ausführung bei der Analyse berücksichtigt worden sind (WOZW, WOZAR, WOZAM).



Die nachfolgende Importanz-Tabelle 3-6 zeigt den Beitrag der einzelnen Basisereignisse zur gesamten Eintrittsrate des Topereignisses. Die nicht aufgeführten Basisereignisse tragen weniger als 2 % zum Gesamtergebnis bei.

Basisereignis	Code	Importanz-Beitrag %
Defekte Wasserleitungen	WOZW	19.5
Überbaute Gebäudeflächen ändern	WOANG	10.6
Höhere Umgebungstemperaturen	SATU	10.6
Neue Nutzung der offenen Fläche	WOANF	10.6
Grössere Regenmengen	WOR	10.6
Defekte Kanalisationsrohre	WOZAR	9.8
Defekte Meteorwasserkanäle	WOZAM	7.5
Zunahme Huminsäuren im Sickerwasser	SACPH	6.4
Neue Fliesspfade durch Gasentwicklung	SVPG	2.1
Alterung durch Karbonatisierung	SACMC	2.1
pH - Änderung des Regenwassers	SACPR	2.1

Tabelle 3-6: *Importanz-Tabelle: Beitrag der einzelnen Basisereignisse zur gesamten Eintrittsrate des Topereignisses*

Die grössten Beiträge zur Eintrittsrate einer Zunahme der Freisetzung von Schadstoffen stammen von den wasserführenden Leitungen und Kanälen unter der Oberfläche und allfälligen späteren Umnutzungen der Deponieoberfläche.

Hinweis: Ausserordentliche Störfälle wie beispielsweise Flugzeugabsturz oder Unfall eines Tanklastzuges mit gefährlicher Ladung wurden nicht in den Fehlerbaum integriert, da solche Ereignisse auf dem Deponieareal nicht ungünstigere Auswirkungen haben als unmittelbar ausserhalb des Areal. Es kann sogar gezeigt werden, dass sich ein mögliches Einsickern von gefährlichen Flüssigkeiten in den Untergrund (Kerosin aus dem Flugzeug oder Flüssigkeiten aus zufällig getroffenen Lagertanks an der Einschlagstelle) neben dem Deponiekörper ungünstiger auswirkt, da dort die Durchlässigkeit (k-Wert) höher ist als im Deponiekörper.



3.2.5. Bewertung der Basisereignisse für die Deponie Rothausstrasse

Der für die Deponie Feldreben entwickelte Fehlerbaum wurde möglichst umfassend aufgebaut, sodass er auch für die Deponie Rothausstrasse anwendbar ist. Einige auslösende Ereignisse müssen jedoch dem Standort angepasst werden.

Nachfolgend werden nur die zum Fehlerbaum Feldreben geänderten Basisereignisse diskutiert:

Hauptwirkungsebene (WO):

Wasserzufluss an Deponieoberfläche steigt

WOAA: Asphalt-Alterung

Die gesamte asphaltierte Fläche (Strassen) auf der Deponie beträgt rund 8%. Der Einfluss der Asphalt-Alterung auf die Zunahme der Sickerwassermenge ist somit wesentlich kleiner als bei der Deponie Feldreben. Zugleich werden die Strassenbeläge aufgrund der Beanspruchung durch den Verkehr besser dimensioniert und eher erneuert als auf dem Gelände Feldreben.

*Basisereignis:
EH: 10^6 / Jahr*

WOANF: Neue offene Oberflächen

Da die Oberflächen auf dem Gelände Rothausstrasse nicht überbaut sind und daher zusätzliche offene Flächen kaum entstehen werden, bleibt diese Ausfallrate gering. Falls die verfestigten Kies- und Schotterflächen aufgelockert würden (z.B. Naturschutzbereich), könnte die Sickerwassermenge vergrössert werden.

*Basisereignis:
EH: 10^3 / Jahr*

WOANG: Kleinere Gebäudeflächen

Aufgrund der vernachlässigbaren Überbauung auf dem Gelände Rothausstrasse ist dieses Basiselement zu vernachlässigen.

*Basisereignis:
EH: 10^5 / Jahr*

WOZW: Frischwasserleitungen undicht

Frischwasserleitungen sind höchstens im Bereich der Strassen verlegt. Beim Vergleich der Leitungslängen auf beiden Deponiegelände reduziert sich die Ausfallrate um einen Faktor 10.

*Basisereignis: EH:
 $9,2 \cdot 10^4$ / Jahr*

WOZAM: Meteorwasserkanäle undicht

Dieses Basisereignis hat für das Gelände Rothausstrasse keine massgebende Bedeutung und kann vernachlässigt werden.

*Basisereignis:
EH: 10^8 / Jahr*

WOZAR: Kanalisationsrohr undicht

Die gleichen Überlegungen wie zu den Frischwasserleitungen (WOZU) sind auch für die Kanalisationsrohre zutreffend. Die Ausfallrate wird gegenüber Feldreben um einen Faktor 10 kleiner sein.

*Basisereignis: EH:
 $4,6 \cdot 10^4$ / Jahr*



Hauptwirkungsebene (GN):

Grundwasserniveau steigt bis in den Bereich der Deponie

GNNF: Pumpe Florin wird gestoppt

Dieses Ereignis hat keine Auswirkungen auf die Deponie Rothausstrasse.

*Basisereignis:
EH: 10^{-8} / Jahr*

GNNH: Trinkwassernutzung Hard wird kleiner

Bei verminderter Nutzung der Trinkwasserförderungen im Hard besteht eine sehr kleine Wahrscheinlichkeit, dass der Grundwasserspiegel im Bereich Rothausstrasse steigen könnte. Die Ausfallrate ist wesentlich kleiner als bei Feldreben.

*Basisereignis:
EH: 10^{-6} / Jahr*

GNNs: Brauchwassernutzung Schweizerhalle wird kleiner

Bei verminderter Nutzung der Brauchwasserfassung Schweizerhalle besteht eine grössere Wahrscheinlichkeit als bei der Deponie Feldreben, dass der Grundwasserspiegel gehoben werden könnte.

*Basisereignis:
EH: $5 \cdot 10^{-5}$ / Jahr*

Hauptwirkungsebene (SA):

Schadstoffangebot im Deponiekörper steigt

SACPH: Huminsäuren verändern pH-Wert im Sickerwasser

Es besteht die Möglichkeit, dass im Laufe der Zeit die überwachsene Fläche auf dem Gelände Rothausstrasse vergrössert wird. Durch die Huminsäuren würde der pH im Sickerwasser sinken und ein Teil der organischen Schadstoffe vermehrt mobilisieren. Im Vergleich zu Feldreben muss mit einer höheren Ausfallrate gerechnet werden.

*Basisereignis: EH:
 $2 \cdot 10^{-3}$ / Jahr*

SACMC: Alterung der Feststoffmatrix durch Karbonatisierung

Der Sickerwasserstrom durch die Deponie Rothausstrasse ist rund 10 mal höher als bei Feldreben. Dadurch wird der Karbonatisierungsprozess bei der Rothausstrasse beschleunigt, was dementsprechend auf die Mobilisierung von Schadstoffen einen Einfluss haben kann. Neue Fliesspfade mit lokal höheren pH-Werten können vor allem bei Freisetzung von organischen Stoffen beschleunigen.

*Basisereignis:
EH: $5 \cdot 10^{-3}$ / Jahr*

3.2.6. Ergebnisse der Fehlerbaumanalyse für die Deponie Rothausstrasse

Die statistische Auswertung mit dem angepassten Fehlerbaum zeigt, dass das Topereignis „Zunahme der Schadstofffreisetzung über das Deponiesi-



ckerwasser“ eine **mittlere Eintrittshäufigkeit von 0,024/Jahr** mit einem Unsicherheitsbereich von 0,016 – 0,038/Jahr aufweist.

Das heisst, dass statistisch gesehen in 42 Jahren (mit einem Unsicherheitsbereich von +/-19 Jahren) ein Störfall zu erwarten ist, bei dem kurz- oder langfristig die Schadstofffreisetzung über das Deponiesickerwasser zunimmt. Einige Störfälle würden durch politische Entscheide beeinflusst, ein grosser Teil würde jedoch durch äussere Ereignisse verursacht.

Die nachfolgende Importanz-Tabelle 3-7 zeigt den Beitrag der wichtigsten Basisereignisse zur gesamten Störfallhäufigkeit des Topereignisses.

Basisereignis	Code	Importanzbeitrag (%)
Grössere Regenmengen	WOR	21
Alterung der Feststoffmatrix (Karbonatisierung)	SACMC	21
Höhere Umgebungstemperatur	SATU	21
pH-Änderung des Sickerwassers durch Huminsäuren	SACPH	8,2
pH-Änderung des Regenwassers	SACPR	4,1
Neue offene Oberflächen	WOANF	4,1
Neue Fliesspfade durch Gasentwicklung	SVPG	4,1
Undichte Wasserleitungen	WOZW	3,8
Biologisch-chemische Reaktionen im Deponiekörper	SATR	2,9

Tabelle 3-7 *Importanz-Tabelle: Beitrag der einzelnen Basisereignisse zur gesamten Eintrittsrate des Topereignisses*

Die grössten Beiträge zur gesamten Störfallhäufigkeit stammen von externen Ereignissen und Veränderungen im Deponiekörper.

3.2.7. Zusammenfassung der Ergebnisse der probabilistischen Freisetzungsanalyse

Mit Hilfe einer quantitativen Fehlerbaumanalyse für beide Deponiekörper wurde untersucht, welche Störfallhäufigkeiten vorliegen, die eine höhere Schadstofffreisetzung mit dem Sickerwasser der Deponien Feldreben bzw. Rothausstrasse zur Folge haben. Es ist zu erwarten, dass in den nächsten zwei bis vier Jahrzehnten Ereignisse stattfinden können, die kurz- oder langfristig die Freisetzung von Schadstoffen im Grundwasser im Vergleich zum Ist-Zustand erhöhen können. Über das Ausmass der Zunahme der Schadstoffbelastung des Sickerwasser nach Störfällen macht die durchgeführte probabilistische Analyse keine Aussagen. Dazu müssten die Einzelereignisse mit verfeinerten Methoden analysiert werden. Den Risiken für eine Zunahme der Schadstofffreisetzung steht die Erkenntnis aus der deterministischen Freisetzungsanalyse gegenüber, dass die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser in den nächsten 100 Jahren laufend abnehmen wird.



4. Teilsystem 2: Freisetzung des Sickerwassers im Grundwasser

Das Grundwasser-Regime im Umfeld der Deponien Feldreben und Rothausstrasse wurde eingehend untersucht und dokumentiert [1], [2]. Zugleich wurde von der Universität Basel / Abt. Angewandte und Umweltgeologie eine Simulation der Grundwasserströmungen im betroffenen Gebiet durchgeführt [3].

4.1. Schadstoffausbreitung im Umfeld der Deponie Feldreben

4.1.1. Charakterisierung der hydrogeologischen Verhältnisse im Umfeld der Deponie Feldreben

Obwohl noch einige offene Fragen zur Grundwasserströmung unter der Deponie und zur Abströmung des Sickerwassers in die Umgebung geblieben sind, lassen sich dennoch folgende Erkenntnisse vereinfachend zusammenfassen.

Unter der Deponiefläche sind 2 Grundwasserleiter vorhanden:

- Obere Schicht: gut durchlässiger Niederterrassenschotter, trocken
- Untere Schicht: verkarsteter Hauptmuschelkalk, grundwasserführend

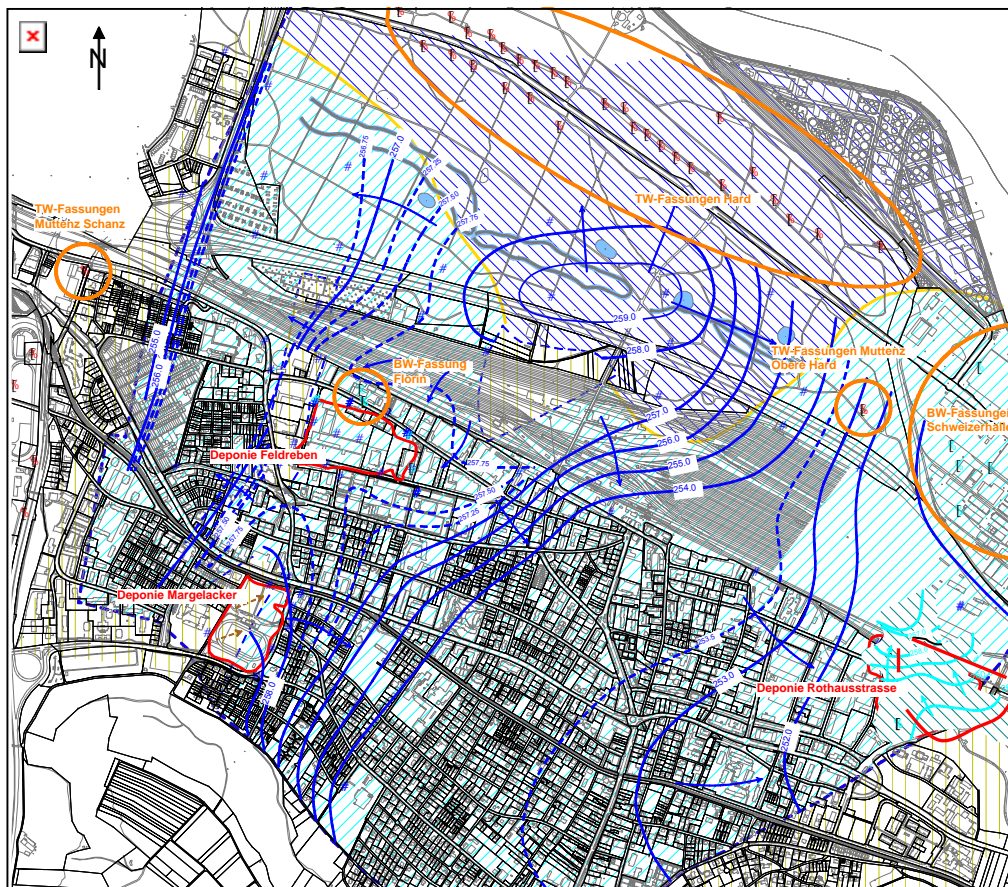
Der Fuss des Deponiekörpers liegt praktisch vollständig über dem Grundwasserniveau. Durch die Grundwasser-Anreicherung im Hard und mehrere intensive Entnahmestellen (Schweizerhalle, Hard, Muttenz Schanz, Florin) entstehen im Grundwassergebiet von Muttenz ausgeprägte Höhen und Senken bis zu 6 m Differenz.

Im heutigen Kenntnisstand ist davon auszugehen, dass als Folge der Grundwasser-Anreicherung praktisch kein Sickerwasser aus der Deponie Feldreben zu den Wasserfassungen Hard (inklusive Muttenz Oberes Hard) gelangen kann, da der „Grundwasserberg“ zwischen der Deponie und den Entnahmestellen im Hard einen direkten Fliesspfad verhindert. Ferner zeigen Markierversuche [4], dass der grösste Teil des aus der Deponie Feldreben austretenden, belasteten Sickerwassers im Einflussbereich des Brunnens Florin liegt und deshalb grösstenteils dorthin gelangt. (Schadstoff belastetes Sickerwasser aus dem südlichen Bereich wird jedoch nicht erfasst).

Für die verschiedenen Betriebszustände der Grundwasser-Anreicherung und Entnahmen können aufgrund der Strömungssimulationen [3] stark vereinfacht und approximativ für verschiedene Nutzungssituationen folgende Fliesspfade des Deponiesickerwassers in die Umgebung angenommen werden. Diese quantitativen Annahmen stellen ein Worst-case-Szenario in Hinblick auf die bestehende Trinkwassernutzung dar (siehe **Abbildung 4-1**). Nachstehend sind die Auswirkungen verschiedener möglicher Betriebszustände der Grundwassernutzung zusammengefasst.



- **Normalbetrieb** (Anreicherung und alle Entnahmestellen in Betrieb)
 80 – 90 % des mit Trichlorethylen belasteten Sickerwassers strömt zur Brauchwasserfassung Florin (BW-Fassung Florin)
 10 – 15 % des Sickerwassers fliesst nach Westen, unter anderem zu den Trinkwasserfassungen Muttenz Schanz (TW-Fassungen)
 ca. 5 % strömt zu den BW-Fassungen Schweizerhalle
- **BW-Fassung Florin stoppt** (sonst Normalbetrieb): $\frac{3}{4}$ des Sickerwassers strömt zu den BW-Fassungen Schweizerhalle und $\frac{1}{4}$ des Sickerwassers strömt zu den TW-Fassungen Muttenz Schanz
- **BW-Fassung Florin stoppt und keine Anreicherung im Hard**: Alles Sickerwasser strömt zu den TW-Fassungen Hard (inkl. TW-Fassungen Muttenz Oberes Hard)
- **BW-Fassung Florin stoppt, keine Anreicherung Hard und keine Entnahme TW-Fassungen Hard**: Alles Sickerwasser strömt zu den BW-Fassungen Schweizerhalle



Die nebenstehende **Abbildung 4-1** zeigt eine schematisierte Darstellung des Grundwasser-
 sermanagements im Nahbereich der Deponie.

Entnahmemengen:

TW-Fassungen Hard	: 550 l/s
TW-Muttenz OH	: 25 l/s
TW-Fassung Schanz	: 20 l/s
BW-Fassungen Schweizerhalle	: 580 l/s
BW-Fassung Florin	: 52 l/s

Sickerwassermengen:

SW-Feldreben	: 0.065 l/s
SW-Rothausstrasse	: 0.64 l/s

Abbildung 4-1: Überblick der Anreicherung und Entnahme von Grundwasser in der Umgebung Feldreben



4.1.2. Probabilistische Analyse der Schadstoffausbreitung im Grundwasser

Von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ wurde eine Zusammenstellung der Nutzungs- und Freisetzungsszenarien für die Deponie Feldreben erstellt [5]. Diese Zusammenstellung diente für die Entwicklung des nachstehenden Ereignisbaumes (Abbildung 4-2), bei dem die oben aufgeführten Erkenntnisse zum Grundwasser-Regime berücksichtigt wurden.

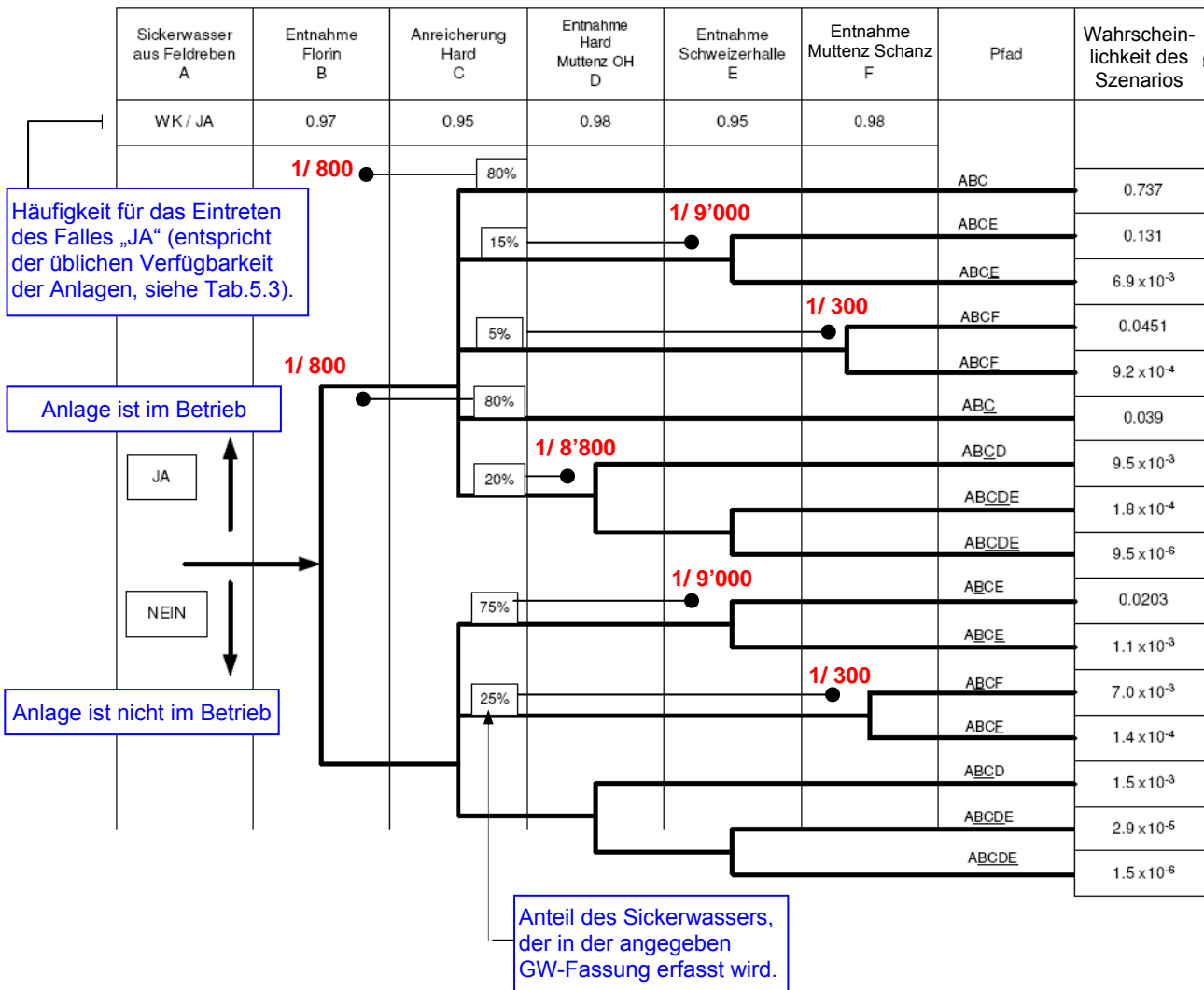


Abbildung 4-2: Ereignisbaum Deponie Feldreben, Schadstoffausbreitung im Grundwasser

Die roten Zahlen zeigen die approximative Verdünnung des Sickerwassers der Deponie Feldreben mit den Entnahmemengen in den jeweiligen GW-Fassungen. Es wurde als Worst-Case angenommen, dass die gesamte Deponiesickerwassermenge auf dem Ereignispfad unverdünnt direkt zur Entnahmestelle fliesst und erst dort mit der Entnahmemenge vermischt wird (Sickerwassermengen und GW-Entnahmemengen gemäss **Abbildung 4-1**).

Worst-Case-
Annahmen



Die verschiedenen Pfade des Ereignisbaumes sind folgendermassen zu lesen:

- Pfad A B C :**
- Entnahme Florin in Betrieb (Abzweigung nach oben)
 - Anreicherung Hard in Funktion (Abzweigung nach oben)
 - Rund 80% des Sickerwassers wird von der Pumpe Florin abgepumpt
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 73.7%
 - Worst-Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasseranteil Feldreben) : 800

- Pfad A B C E :**
- Entnahme Florin in Betrieb (Abzweigung nach oben)
 - Anreicherung Hard in Funktion (Abzweigung nach oben)
 - Rund 15% des Sickerwassers fliesst zur Entnahme Schweizerhalle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 13.1%
 - Worst-Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasseranteil Feldreben) : 9'000

Die weiteren untersuchten Szenarien sind analog aus Abbildung 4-2 ersichtlich. Im Anhang A4 sind alle Szenarien in Kurzform beschrieben.

Der Ereignisbaum gemäss Abbildung 4-2 stützt sich auf folgende Merkmale:

- Der logische Ereignisbaum beginnt mit dem auslösenden Ereignis „Sickerwasseraustritt aus der Deponie Feldreben ins Grundwasser“ (A) und schaltet 5 Hauptereignisse (B-F) nach, welche die verschiedenen Nutzungs-Szenarien der Grundwasserfassungs- und Anreicherungseinrichtungen im betroffenen Umfeld modellieren.
- Alle Hauptereignisse sind unabhängig voneinander und können dementsprechend statistisch behandelt werden.
- Da alle Hauptereignisse mit aktiven technischen Systemen gekoppelt sind (d.h. Pumpen), kann jedem eine Funktions-Wahrscheinlichkeit (respektive Ausfall-Wahrscheinlichkeit) zugeordnet werden, die unabhängig voneinander eintreten können.
- In einem ersten Schritt berücksichtigt der Ereignisbaum Häufigkeiten für das Eintreten des Falles „JA“, welche den für die vorhandenen technischen Einrichtungen üblichen Ausfallraten entsprechen (siehe Tabelle



4-1). Extremszenarien, wie z.B. ein vollständiger Ausfall der BW-Fassung Florin oder ein definitiver Verzicht auf die Grundwasseranreicherung Hard, werden nicht diskutiert.

In erster Näherung sind in einem Betrachtungszeitraum von mehreren Jahren für übliche Ausfallraten für Wartung und Reparaturen die Funktions-Wahrscheinlichkeiten (voraussichtliche Verfügbarkeit der Anlagen) folgende Werte konservativ abgeschätzt worden (Tabelle 4-1)

Ereignis	Wartung Stilllegung Tage pro Jahr	Wahrscheinlichkeit der Funktion (Verfügbarkeit)
A. Sickerwasser-Freisetzung aus der Deponie Feldreben	-	auslösendes Ereignis
B: BW-Fassung Florin	10 – 12	0,97
C: Anreicherung Hard	15 – 20	0,95
D: TW-Fassungen Hard inkl. TW-Fassung Auweg TW-Fassungen Muttenz OH	5 – 8	0,98
E: BW-Fassungen Schweizerhalle	15 – 20	0,95
F: Entnahme Muttenz Schanz	5 – 8	0,98

Tabelle 4-1: Verfügbarkeit der Grundwasserfassungs- und Anreicherungsanlagen

4.1.3. Diskussion der Ergebnisse der Ausbreitungsanalyse Feldreben

Die durchgeführte probabilistische Ausbreitungsanalyse zeigt die Wahrscheinlichkeit einer Belastung der umliegenden Grundwasserfassungen mit Sickerwasser aus der Deponie Feldreben innerhalb eines mehrjährigen Beobachtungszeitraumes auf.

Entnahmestelle	Wahrscheinlichkeit eines Fliesspfades (%)	Minimale Verdünnung bei der Entnahme
BW-Fassung Florin	77.6	800
BW-Fassungen Schweizerhalle	15.1	9'000
TW-Fassungen Hard + Muttenz Auweg + OH	1.1	8'800
TW-Fassungen Muttenz Schanz	5.2	300
Austritt in den Rhein / Birs	0.9	> 100'000

Tabelle 4-2: Zusammenfassung der Ergebnisse aus der probabilistischen Ausbreitungsanalyse für übliche Ausfallraten der heutigen Anlagen



In Tabelle 4-1 wurde von den üblichen Ausfallraten der verschiedenen heute installierten Anlagen ausgegangen. Extremszenarien wurde noch keine untersucht. Tabelle 4-2 zeigt die Zusammenfassung der entsprechenden Ergebnisse aus dem Ereignisbaum. Die Resultate sind zudem in Kurzform im Anhang A4 beschrieben.

Gemäss der Modellberechnung wird beim heutigen Grundwassermanagement das Sickerwasser aus der Deponie Feldreben während 93% der Zeit von den Brauchwasserfassungen Florin und Schweizerhalle abgepumpt. Die Verdünnung des Sickerwassers im Pumpwasser ist bei der BW-Fassung Florin grösser als 800 und bei den BW-Fassungen Schweizerhalle grösser als 9'000.

In rund 6.3% der Zeit könnten Trinkwasserfassungen mit Anteilen von Sickerwasser befrachtet sein. Allerdings liegt die Verdünnung bei der TW-Fassungen Muttenz Schanz wesentlich über dem Faktor 300 und bei den TW-Fassungen Hard wesentlich über dem Faktor 8'000.

Hinweis: Falls in Zukunft das Grundwassermanagement ändern würde, müsste der Ereignisbaum entsprechend angepasst werden.

4.2. Schadstoffausbreitung im Umfeld Deponie Rothausstrasse

4.2.1. Charakterisierung der hydrogeologischen Verhältnisse im Umfeld der Deponie

Die hydrogeologischen Verhältnisse im Bereich der Deponie Rothausstrasse, soweit sie für die GFA von Bedeutung sind, lassen sich gemäss heutigem Wissensstand wie folgt zusammenfassen (siehe **Abbildung 4-1**):

- Unterhalb der Deponie befinden sich zwei Grundwasserstockwerke;
- Das obere Stockwerk ist wenig mächtig (max. 0,5 – 2m) und liegt im Lockergestein, der Hauptleiter wird durch den Hauptmuschelkalk gebildet, welcher das untere Stockwerk darstellt (ca. 50 – 60 m);
- Zwischen beiden Stockwerken findet ein Wasseraustausch statt;
- Die Sohle des Deponiekörpers befindet sich zeitweise bis ca. 1m unter dem Grundwasserspiegel des oberen Stockwerkes;
- Die Hauptabströmrichtung unter der Deponie verläuft in Richtung Norden gegen die Brauchwasserfassungen Schweizerhalle hin;
- Die Brauchwasserentnahme bei Schweizerhalle erfolgt aus dem unteren Grundwasserstockwerk (580 l/s).

Die Strömungsverhältnisse um die Deponie Rothausstrasse zeigen eine generelle Abflussrichtung zu den Brauchwasserfassungen im Industriegebiet



Schweizerhalle. Im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung gehen wir davon aus, dass eine Beeinträchtigung der Trinkwasserfassungen Hard und Muttenz Obere Hard möglich ist.



4.2.2. Ereignisbaumanalyse Rothausstrasse

Der Ereignisbaum Rothausstrasse benützt die gleichen Methoden und Annahmen wie der Ereignisbaum Feldreben.

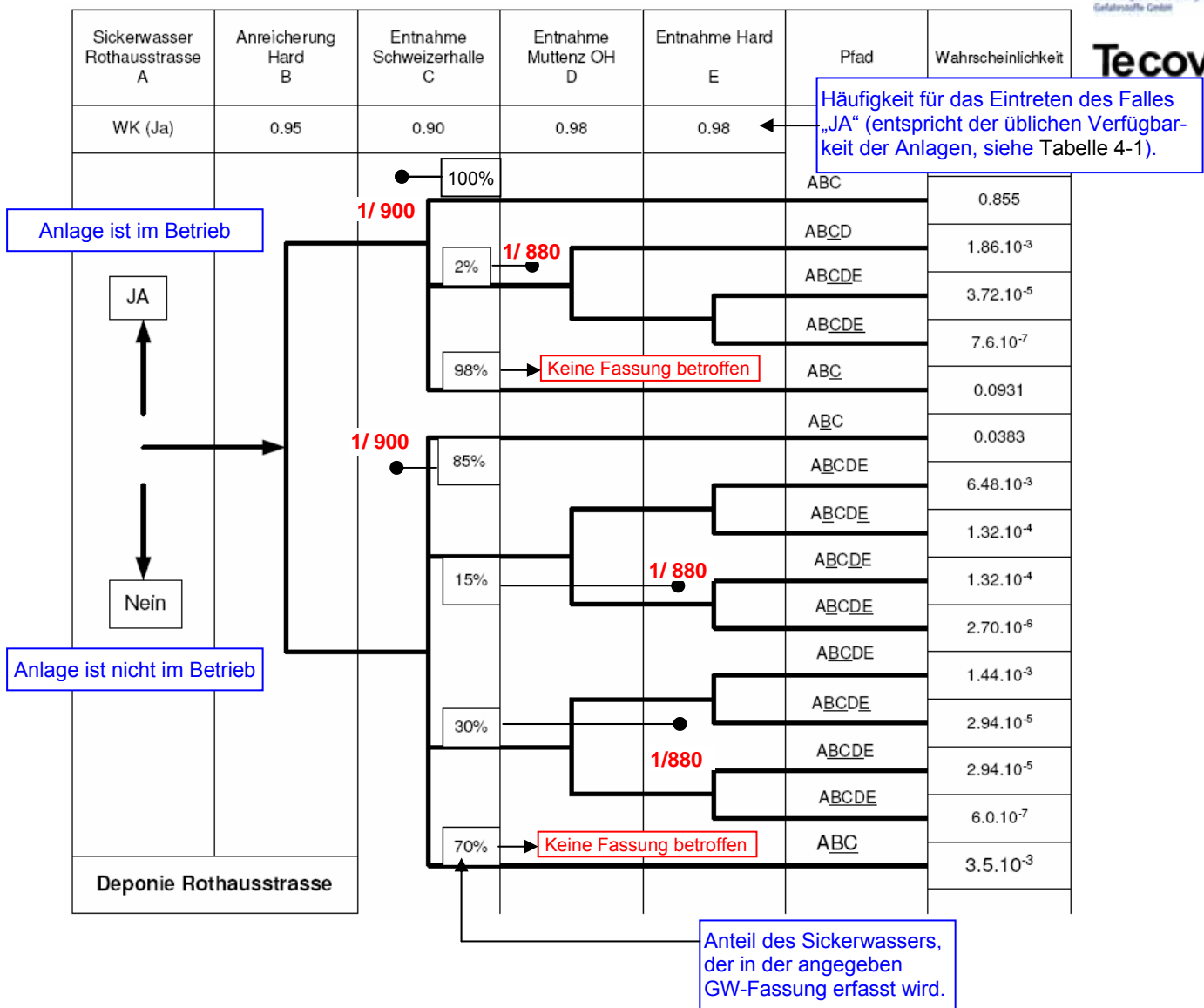


Abbildung 4-3: Ereignisbaum Deponie Rothausstrasse

Aufgrund einer sorgfältigen Bewertung der Grundwasserströmungen wurden folgende Worst-Case-Annahmen getroffen:

Falls die Wasseranreicherung Hard in Funktion ist und

- die Entnahme Schweizerhalle arbeitet, strömt alles Sickerwasser zu den Entnahmestellen Schweizerhalle;
- die Entnahme Schweizerhalle stillgelegt ist, strömt max. 2% des Sickerwassers zu den Fassungen Hard, das übrige Sickerwasser wird nicht gefasst (abgeschätzt aus der GW-Modellierung [3]).

Falls die Wasseranreicherung Hard über längere Zeit stillgelegt ist und

- die Entnahmen Schweizerhalle in Funktion sind, strömt 85% des Sickerwassers zu den Entnahmen Schweizerhalle und 15% wird von den Fassungen im Hard abgepumpt;
- die Entnahmen Schweizerhalle auch stillgelegt sind, strömt rund 30% des Sickerwassers zu den Fassungen im Hard, das übrige Sickerwasser wird nicht gefasst.

Der quantifizierte Ereignisbaum stützt sich auf die gleichen Verfügbarkeiten der verschiedenen aktiven Massnahmen im Grundwasserregime wie beim Ereignisbaum Feldreben. Die Wahrscheinlichkeiten der verschiedenen Fliesspfade sind in der Tabelle 4-3 aufgelistet. Trifft man die extreme Worst-Case - Annahme, dass bei jedem Fliesspfad die gesamte Sickerwassermenge von 0,64 l/s mit der Entnahmemenge im Brunnen vermischt wird, ergeben sich bei den Grundwasserfassungsbrunnen die in der nachfolgende Tabelle dargestellten Verdünnungen :

Entnahmestelle	Wahrscheinlichkeit eines Fliesspfades (%)	Minimale Verdünnung bei der Entnahme
BW-Fassungen Schweizerhalle	89,3	900
TW Fassung Hard und Muttenz OH	1,8	880
Keine Entnahme	8,9	-

Tabelle 4-3: Zusammenfassung der Ergebnisse aus der probabilistischen Ausbreitungsanalyse für übliche Ausfallraten der heutigen Fassungs- und Anreicherungsanlagen.

Unter Berücksichtigung aller möglichen Fliesspfade und Verfügbarkeiten der Wasseranreicherung und Entnahmestellen werden im Worst-Case die Trinkwasserfassungen Hard und Muttenz OH mit einer Wahrscheinlichkeit von 1,8% angeströmt. Bei diesem sehr unwahrscheinlichen Szenario würde das Sickerwasser im Worst-Case mindestens um den Faktor 880 verdünnt werden.



5. Zusammenfassende Bewertung der Gefährdung der TW-Fassungen Hard, Muttenz OH und Schanz

5.1. Resultate der deterministischen und probabilistischen Untersuchungen

Die Gefährdungsabschätzung wurde in folgenden Teilschritten durchgeführt :

- deterministische Freisetzungsanalyse aus den Deponiekörpern Feldreben und Rothausstrasse;
- probabilistische Störfallanalyse zu beiden Deponien mit den Topereignissen: „Zunahme der Schadstofffreisetzung mit dem Deponiesickerwasser“;
- quantitative Ereignisbaumanalyse zur statistischen Bewertung der möglichen Fliesspfade des Sickerwassers im Grundwasser;
- toxikologische Bewertung der wichtigsten Schadstoffe

Mit der **deterministischen Freisetzungsanalyse** konnte mit Simulationen gezeigt werden, dass bei den toxikologisch relevanten Schadstoffen in den beiden Deponien die Freisetzung ins Grundwasser (Konzentration und Fracht) laufend abnimmt. Dabei wurden zwei verschiedene Stoffaustauschmodelle miteinander verglichen und die grösste Freisetzung in den ersten 100 Jahren als Worst-Case weiterverfolgt. Diese Simulationen hatten als Randbedingung, dass sich der Deponiekörper und dessen Abdeckung und somit auch die Sickerwassermenge nicht verändern.

In der **probabilistischen Störfallanalyse** wurde untersucht, mit welcher Häufigkeit eine Zunahme der Schadstofffreisetzung mit dem Sickerwasser aufgrund von Störfällen auftreten könnte. Unter Berücksichtigung aller absehbaren Störfallereignisse haben diese Untersuchungen ergeben, dass mit einer kurz- oder langfristigen Zunahme der Schadstofffreisetzung (Fracht) im Sickerwasser innerhalb der kommenden 20 – 40 Jahre gerechnet werden muss.

Mit der **quantitativen Ereignisbaumanalyse** wurden schliesslich alle möglichen Fliesspfade des Sickerwassers im Grundwasser statistisch bewertet. Diese Analysen zeigten, dass bei allen untersuchten Grundwasser-Nutzungsvarianten bei der Deponie Feldreben mit einer Wahrscheinlichkeit von $EW = 5.2\% + 1.1\% = 6.3\%$, Sickerwasser zu einer Trinkwasserfassung strömt. Bei der Deponie Rothausstrasse strömt das Sickerwasser mit einer Wahrscheinlichkeit von 1,8% zu einer Trinkwasserfassung (siehe Tabelle 5-1).

Falls Sickerwasser von der Deponie Feldreben oder der Deponie Rothausstrasse zur Trinkwasserfassung Hard (inkl. Muttenz OH) gelangt, so wurde im Worst-Case angenommen werden, dass durch den grossflächigen Ansaugbereich der Pumpenreihen alles Sickerwasser in die Fassungen strömt und erst dort verdünnt wird. Gemäss den Darstellungen in den Kapiteln 4.1.3 und 4.2.2

*Beeinflussung
der TW-
Fassungen
Hard und
Muttenz OH*



würde sich das Deponiesickerwasser Feldreben um den Faktor 8'800 und das Deponiesickerwasser Rothausstrasse um den Faktor 880 verdünnen.

Falls gemäss unserer Worst-Case-Annahme das gesamte Sickerwasser von der Deponie Feldreben zur Trinkwasserfassung Muttenz Schanz gelangt, so wird es dort durch die Fördermenge der Pumpe verdünnt (Verdünnungsfaktor 300). Die Worst-Case-Betrachtung ist bei den im Einzugsgebiet der Fassung Muttenz Schanz vorhandenen hydrogeologischen Verhältnissen sehr unwahrscheinlich. Es ist hier angebracht eine minimale Dispersion (Verdünnung des Deponiesickerwassers im Grundwasser auf dem Weg zur TW-Fassung) in Rechnung zu setzen.

Beeinflussung
der TW-
Fassung Mut-
tenz Schanz



Ausgehend von einem Dispersionskoeffizienten von $5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ quer zur Strömungsrichtung und einer Transportzeit zwischen Feldreben und der Trinkwasserfassung Muttenz Schanz von ca. 40 Tagen, resultiert eine zusätzliche Verdünnung des Sickerwassers auf dem Weg zum Fassungstrichter der TW-Fassung Muttenz Schanz um mindestens Faktor 5 .

Tabelle 5-1 zeigt die minimale Verdünnung der Sickerwässer aus Feldreben und Rothausstrasse in den Trinkwasserfassungen Hard, Muttenz OH und Muttenz Schanz, sowie die Wahrscheinlichkeit der Fliesspfade gemäss den Ereignisbäumen.

Deponie Sickerwasser	TW-Fassung Muttenz Schanz		TW-Fassung Hard und Muttenz OH	
	Verdünnung	P_E	Verdünnung	P_E
Feldreben	1500)*	5.2%	8'800	1.1%
Rothausstrasse	-	-	880	1.8%

Tabelle 5-1 Verdünnung und Fliesspfad-Wahrscheinlichkeit (P_E).

)*: Produkt aus Verdünnungsfaktor 300 im Brunnen und zusätzlicher Verdünnung durch Dispersion um Faktor 5

Aufgrund obiger Sickerwasserverdünnungsfaktoren lässt sich die Zunahme der Schadstoffkonzentration in den Trinkwasserfassungen abschätzen und mit den im Kapitel 6 (Toxikologische Bewertung) erläuterten Referenzwerten vergleichen.

5.2. Zusammenfassende Beurteilung

Im Deponiesickerwasser stellt die Stoffgruppe der CKW die grösste Trinkwassergefährdung dar, wobei diese Gruppe von Trichlorethylen, Perchlorethylen und Chlorbenzolen dominiert wird. Von diesen Stoffen ist Trichlorethylen toxikologisch der ungünstigste. Für die weiteren Betrachtungen werden als Worst-Case alle CKW toxikologisch dem Trichlorethylen gleich gesetzt und als Σ CKW toxikologisch wie Trichlorethylen beurteilt.

Bezüglich der Gefährdungsabschätzung werden folgende weiteren Betrachtungen angestellt:

Anhand der in Tabelle 5-1 zusammengefassten Verdünnungsfaktoren des Deponiesickerwassers in den TW-Fassungen wird die, unter den getroffenen Worst-Case-Annahmen resultierende Σ CKW-Belastung in den TW-Fassungen ermittelt und beurteilt um welchen Faktor die Σ CKW-Freisetzung aus den Deponien erhöht werden müsste, um in der TW-Fassung den halben Konzentrationswert AltIV zu erreichen.

Das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Hard, Muttenz OH und Schanz wird unter Berücksichtigung der folgenden kumulierten Eintretenswahrscheinlichkeiten (P_{TW}) beurteilt:

- Wahrscheinlichkeit (P_F) von Störfallereignissen auf den Deponien, welche zu einer Erhöhung der Schadstofffreisetzung führen (siehe Ergebnisse Fehlerbaumanalyse Kapitel 3.2.4 und 3.2.6).
- Wahrscheinlichkeit (P_E) eines Fliesspfades von den Deponien zu den TW-Fassungen (siehe Ergebnisse der Ereignisbaumanalysen in Kapitel 4.1.2 und 4.2.2).
- Wahrscheinlichkeit (P_N) für eine Erhöhung der Σ CKW-Freisetzung aus den Deponien um einen Faktor N der dazu führt, dass in den TW-Fassungen der halbe Konzentrationswert AltIV für Σ CKW erreicht wird.

Die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} für das Erreichen des halben Konzentrationswertes (AltIV) für Σ CKW in den TW-Fassungen, ausgedrückt als Häufigkeit pro Jahr, wird als Produkt von $P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ ermittelt.

5.2.1. Ermittlung der Wahrscheinlichkeit (P_N) für die Erhöhung der CKW-Freisetzung

Tabelle 5-2 zeigt die Zunahme der Schadstoffkonzentration in den Trinkwasserfassungen für die Summe aller CKW unter Berücksichtigung der Verdünnung aus Tabelle 5-1.

Deponie	Schadstoff	Maximale Sickerwasser-Konzentration ($\mu\text{g/l}$)	TW-Fassung Schanz ($\mu\text{g/l}$)	TW-Fassungen Hard und Muttenz OH ($\mu\text{g/l}$)	$\frac{1}{2}$ Konzentrationswert AltIV für Trichlorethylen ($\mu\text{g/l}$)
Feldreben	Σ CKW	13'000	8.7	1.5	20
Rothausstrasse	Σ CKW	800	-	0.9	20

Tabelle 5-2: Zunahme der CKW-Konzentration in den TW-Fassungen infolge Worst-Case-Beeinflussung durch die Deponien Feldreben und Rothausstrasse im Vergleich zum halben *Konzentrationswert AltIV*.



Für die in Tabelle 5-2 dargestellten Σ CKW-Belastungen lässt sich die erforderliche Erhöhung der Σ CKW-Freisetzung (Fracht) aus den beiden Deponien ermitteln, welche notwendig ist um in den TW-Fassungen den halben Konzentrationswert AltIV zu erreichen. In Tabelle 5-3 wird die erforderliche Erhöhung gegenüber der heutigen Σ CKW-Freisetzung als Freisetzungsfaktor (N) dargestellt. Dabei wird die Abnahme der Schadstoffkonzentration im Laufe der Zeit durch die Auslaugung des Deponiekörpers vernachlässigt (Worst-Case Betrachtung).

Deponie	TW-Fassung Muttenz Schanz	TW-Fassung Hard
Feldreben	2.3	13.3
Rothausstrasse	-	22.2

Tabelle 5-3: Freisetzungsfaktoren (N) für die erforderliche Zunahme der Σ CKW-Freisetzung aus den Deponien um in den TW-Fassungen den halben Konzentrationswert AltIV zu erreichen.

In der Fehlerbaumanalyse wurde gezeigt, dass in der Deponie Feldreben mit einer Häufigkeit von $P_F = 0.047$ pro Jahr und in der Deponie Rothausstrasse mit einer $P_F = 0.024$ pro Jahr ein Störfall zu erwarten ist, bei dem die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser ansteigt. Tabelle 5-3 zeigt die Freisetzungsfaktoren, um die der Schadstoffgehalt im Sickerwasser ansteigen muss, um in den TW-Fassungen für Σ CKW den halben Konzentrationswert AltIV zu erreichen.

Um die Wahrscheinlichkeit P_N abschätzen zu können, bei der die Schadstofffracht um den Freisetzungsfaktor N ansteigt, können zwei verschiedene Modellansätze geprüft werden.

- Modell 1: Vereinfachter Binominal-Ansatz: $P_N = 1/N$
- Modell 2: Lognormal-Ansatz: $P_N = \exp(-(N-1))$

Da der Binominal-Ansatz wesentlich grössere Wahrscheinlichkeitswerte ergibt als der häufiger benützte Lognormal-Ansatz, wird nachfolgend der Binominal-Ansatz verwendet. Damit wird weiterhin von den jeweils ungünstigsten Annahmen ausgegangen (Worst-Case-Betrachtung).



5.2.2. Ermittlung der Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} für das Erreichen des halben Konzentrationswert AltIV in den TW-Fassungen

Wie in der Einleitung zum Kapitel 5.2 erwähnt, errechnet sich die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} aus $P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$. Die nachstehende Tabelle 5-4 fasst die verschiedenen Faktoren aus den bisherigen Untersuchungen zusammen und zeigt die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} als jährliche Häufigkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswertes AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Muttenz Schanz aus der Deponie Feldreben.

Häufigkeit P_F eines Störfalles der zu einer Erhöhung der ΣCKW -Freisetzung führt (Fehlerbaum)	Wahrscheinlichkeit P_E eines Freisetzungspfades von der Deponie zur TW-Fassung (Ereignisbaum)	Wahrscheinlichkeit P_N einer Zunahme der ΣCKW -Freisetzung um den Faktor N (siehe Kapitel 5.2.1)	$P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ Häufigkeit für das Erreichen von $\frac{1}{2}$ KW AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Muttenz Schanz
0.047	0.052	0.43	1.05×10^{-3}

Tabelle 5-4: Zusammenfassung der Faktoren P_F , P_E und P_N aus den bisherigen Untersuchungen und Berechnung der jährlichen Häufigkeit für das Erreichen von $\frac{1}{2}$ KW-Analog (WHO-Trinkwasserwert) für ΣCKW in der TW-Fassung Muttenz Schanz.

Tabelle 5-5 fasst die verschiedenen Faktoren aus den bisherigen Untersuchungen zusammen und zeigt die Eintretenswahrscheinlichkeit P_{TW} als jährliche Häufigkeit für das Erreichen des halben Konzentrationswert AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Hard und Muttenz OH aus den Deponien Feldreben und Rothausstrasse.

Deponie	Häufigkeit P_F eines Störfalles der zu einer Erhöhung der ΣCKW -Freisetzung führt (Fehlerbaum)	Wahrscheinlichkeit P_E eines Freisetzungspfades von der Deponie zur TW-Fassung (Ereignisbaum)	Wahrscheinlichkeit P_N einer Zunahme der ΣCKW -Freisetzung um den Faktor N (siehe Kapitel 5.2.1)	$P_{TW} = P_F \cdot P_E \cdot P_N$ Häufigkeit für das Erreichen von $\frac{1}{2}$ KW AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Hard und Muttenz OH
Feldreben	0.047	0.011	0.075	3.9×10^{-5}
Rothausstrasse	0.024	0.018	0.045	1.9×10^{-5}

Tabelle 5-5: Zusammenfassung der Faktoren P_F , P_E und P_N aus den bisherigen Untersuchungen und Berechnung der jährlichen Häufigkeit für das Erreichen von $\frac{1}{2}$ KW-Analog (WHO-Trinkwasserwert) AltIV für ΣCKW in der TW-Fassung Hard und Muttenz OH.





Beurteilung der Tragweite der untersuchten Störfälle

Beurteilung der Eintretenswahrscheinlichkeit der untersuchten Störfälle

5.2.3. Risikobewertung

Zur Beurteilung der Risiken empfiehlt das Handbuch 1 zur Störfallverordnung das Verfahren mit einem Wahrscheinlichkeits-Tragweiten-Diagramm. Von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ [5] wurde eine entsprechende Risikomatrix vorgeschlagen, welche uns hier als Beurteilungsgrundlage dienen soll.

Die Tragweite der untersuchten Worst-Case-Szenarien wird mit dem in der vorliegenden Gefährdungsabschätzung gewählten Ansatz gleichgesetzt mit der Auflage den halben Konzentrationswert AltIV nicht zu überschreiten. Im Sinne des Vorschlages der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“ [5] für eine Risikomatrix ergibt sich daraus eine Einstufung der Tragweite als „unbedeutend“.

Für das Szenario „Erreichen des halben Konzentrationswertes AltIV für Σ CKW“ resultierten für die in der Gefährdungsabschätzung berücksichtigten Worst-Case-Annahmen folgende Eintretenswahrscheinlichkeiten:

- Für die TW-Fassung Schanz wurde die Eintretenswahrscheinlichkeit des obigen Szenarios zu 1.05×10^{-3} ermittelt (= Häufigkeit pro Jahr).
- Für die TW-Fassungen Hard und Muttenz OH liegt die Eintretenswahrscheinlichkeit im Bereich von 1.9×10^{-5} und 3.9×10^{-5} (= Häufigkeit pro Jahr).

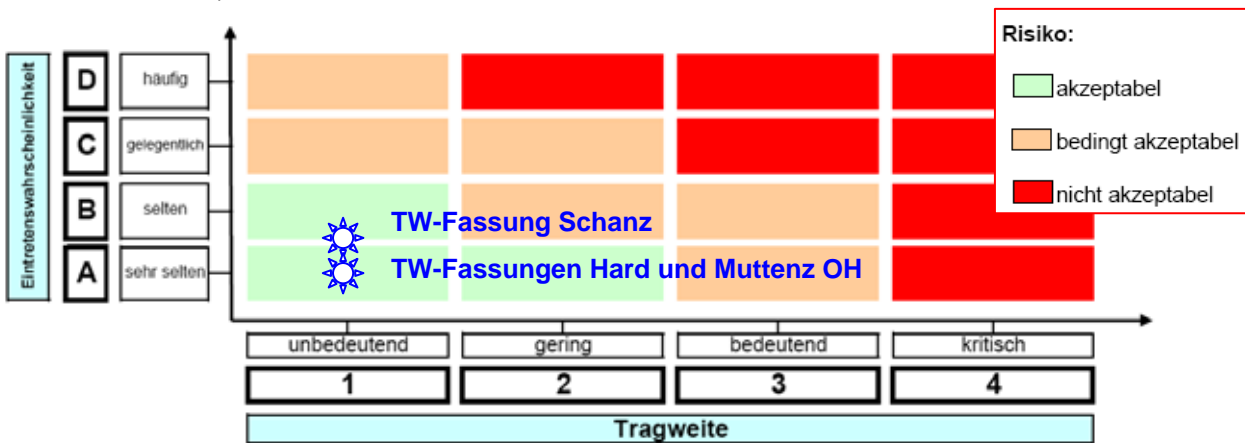


Abbildung 5-1: Risikobeurteilung gemäss der von der Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponie Muttenz“ [5] vorgeschlagenen Risikomatrix. Erweiterte Angaben zur Risikomatrix siehe Anhang A7.

Gemäss der in [5] vorgeschlagenen Risikomatrix kann die Eintretenshäufigkeit für die Fassungen Hard und Muttenz OH als „sehr selten“ und für die TW-Fassung Schanz als „sehr selten“ bis „selten“ eingestuft werden. Vergleicht man diese Häufigkeiten mit den Eintrittshäufigkeiten anderer Ereignisse, so findet man vergleichbare Werte für die:

- Kernschmelzhäufigkeit bei modernen Kernkraftwerken: 10^{-5} - 10^{-6} pro Jahr,
- Versagenhäufigkeit von grösseren Talsperren (Staumauern): $5 \cdot 10^{-4}$ - 10^{-4} ,
- Häufigkeit von grösseren Chemieunfällen mit mehreren Todesopfern: $5 \cdot 10^{-3}$ - 10^{-3} .

Aufgrund dieser Vergleiche und der im Rahmen der Gefährdungsabschätzung durchgeführten Worst-Case-Betrachtungen kann das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Hard und Muttenz OH durch die Deponien Feldreben und Rothausstrasse im Sinne der in [5] vorgeschlagenen Risikomatrix als „akzeptabel“ beurteilt werden.

Das Risiko einer Gefährdung der TW-Fassungen Schanz ist gemäss den durchgeführten Worst-Case-Betrachtungen leicht höher einzustufen als für die TW-Fassungen Hard und Muttenz OH. Da wie oben erwähnt die Tragweite des untersuchten Störfalles als „unbedeutend“ eingestuft werden kann, bleibt die Risikobewertung gemäss der in [5] vorgeschlagenen Risikomatrix, trotz der leicht höheren Eintretenswahrscheinlichkeit, im Bereich eines akzeptablen Risikos.

Abschliessende Beurteilung

Gemäss den obigen Risikoeinschätzungen stellen die beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse für die im Umfeld der Deponien liegenden Trinkwasserfassungen keine akute Gefährdung dar. Unter der Berücksichtigung, dass die in der vorliegenden Gefährdungsabschätzung getroffenen Worst-Case-Annahmen von sehr ungünstigen Voraussetzungen ausgehen und zukünftig aufgrund der Löslichkeit der Schadstoffe mit einer stetigen Abnahme des Schadstoffpotenzials gerechnet werden kann, drängen sich aus dem Blickwinkel der Gefährdungsabschätzung für die im Umfeld der beiden Deponien liegenden Trinkwasserfassungen, Sanierungsmassnahmen nicht auf.

Gemäss dem Schlussbericht 2. Etappe TU [18] ist die Deponie Rothausstrasse nach Art. 9 AltIV als überwachungsbedürftiger Standort einzustufen. Diese Beurteilung gilt unabhängig von den Ergebnissen der Gefährdungsabschätzung nicht relativiert, da sie allein durch das im Deponiekörper vorhandene Schadstoffpotenzial begründet ist.

Anders ist die Situation bei der Deponie Feldreben. Gemäss Schlussbericht 2. Etappe TU [19] ist die Deponie Feldreben nach Art. 9 AltIV als sanierungsbedürftiger Standort einzustufen. Diese Beurteilung erfolgt gemäss der AltIV aus der Sicht eines generellen Grundwasserschutzes, welcher auch im direkten Abstrom der Deponie eine hohe Qualität des Grundwassers fordert.

Die Gefährdungsabschätzung beurteilt dagegen das von der Deponie ausgehende Risiko einer Gefährdung der Bevölkerung durch den Konsum des aus den vorhandenen TW-Fassungen stammenden Trinkwassers (Humantoxiko-



Risikobewertung
TW-Fassungen
Hard und Muttenz
Obere Hard



Tecova

Risikobewertung
TW-Fassung
Schanz

Deponie Rothausstrasse,
Überwachungsbedarf
nach AltIV

Deponie Feldreben,
Sanierungsbedarf
nach AltIV

logie) bzw. einer Gefährdung von Flora und Fauna durch eine Kontamination von Oberflächengewässern (Ökotoxikologie). Sie ist damit Grundlage für die Festlegung von Zielen und Dringlichkeit allfälliger Sanierungsmassnahmen (AltIV Art.14).

Gemäss den obigen Risikoeinschätzungen stellen die beiden Deponien Feldreben und Rothausstrasse für die im Umfeld der Deponien liegenden Trinkwasserfassungen keine akute Gefährdung dar. Unter Berücksichtigung, dass die in der vorliegenden Gefährdungsabschätzung getroffenen Worst-Case-Annahmen von sehr ungünstigen Voraussetzungen ausgehen und zukünftig aufgrund der Löslichkeit der Schadstoffe mit einer stetigen Abnahme des Schadstoffpotenzials gerechnet werden kann, sind Sanierungsmassnahmen aus dem Blickwinkel der Sicherheit für im Umfeld der beiden Deponien liegenden Trinkwasserfassungen wie auch der betroffenen Oberflächengewässer, nicht dringlich.

Eine abschliessende Beurteilung, obliegt der kantonalen Behörde, welche auch die weiteren Schritte und die im Entscheidungsprozess zu berücksichtigenden Grundlagen, Kriterien und Prioritäten festlegt

*Keine akute
Gefährdung von
TW-Fassungen
und Oberflächengewässern
durch die Deponien
Feldreben
und Rothausstrasse.*



6. Teilsystem 3: Toxikologische Bewertung

Bearbeitung: Dr. Klaus Schneider / Dr. Fritz Kalberlah, Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (FoBiG) GmbH, Freiburg i.Br

6.1. Methodik und Massstäbe

6.1.1. Allgemeines

Die Massstäbe bei der Gefährdungsbeurteilung werden im Wesentlichen der Risiko-Matrix (vgl. Gemeinde Muttenz, Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung, 15.11.2005) entnommen. Somit werden im Grundsatz die Schutzgüter Mensch, Grundwasser, Boden, Bodenluft betrachtet, und die Tragweite des Risikos nach der Einhaltung oder Überschreitung bestimmter Bezugswerte in Verordnungen der Schweiz (Altlasten-Verordnung, Bodenschutz-Verordnung, Schweizerisches Lebensmittelbuch, Arbeitsplatzgrenzwerte der SUVA) differenziert. Allerdings waren nach Rücksprache mit den Behörden teilweise Aktualisierungen und Anpassungen erforderlich (siehe Kapitel 6.1.2 bis 6.1.7). Die Verordnungen kennen nicht die gestufte Betrachtungsweise der Risikomatrix, so dass z.B. die seltene Überschreitung des halben Konzentrationswerts im direkten Abstrombereich nach dieser Matrix als „bedingt akzeptabel“ bezeichnet wird, jedoch nach Altlasten-Verordnung einen Sanierungsbedarf begründen kann.

Die Berechnung von Bodenwerten wird für solche Stoffe zurückgestellt, für die eine Kontamination des Oberbodens nicht festgestellt wurde und für die keine Modellierungen vorliegen, die eine entsprechende relevante Kontamination erwarten lassen. Entsprechend aktualisierte Verordnungen zur Bewertung von Kontaminationen des Bodens in Altlasten werden derzeit behördlicherseits erstellt.

Als Methodik wurde jeweils diejenige herangezogen, die auch für die Ermittlung der Referenzwerte in den Verordnungstexten oder Anhängen verwendet wurde. So konnte für die Trinkwasserwerte der FIV und für die Konzentrationswerte der AltIV jeweils die Methodik eindeutig ermittelt werden und kann analog für bisher nicht geprüfte Stoffe herangezogen werden.

Gegenüber den Schweizer Verordnungen abweichende Bewertungen im benachbarten Ausland, in der Europäischen Union, in den USA oder durch internationale Organisationen wie Weltgesundheitsorganisation (WHO) werden berichtet, werden jedoch nicht zur Bewertung herangezogen.

Sofern neuere toxikologische Bewertungen vorliegen, die zu höheren Referenzwerten führen würden als derzeit in der Schweiz festgelegt, so wird dies berichtet, jedoch der Wert der Verordnung herangezogen. Sofern neuere toxikologische Bewertungen vorliegen, die aus Sicht des Gutachtern zu niedrige-



ren Werten führen sollten, so werden anstelle existierender Referenzwerte diese niedrigeren Werte herangezogen und begründet.

6.1.2. Grundwasser

Nach der Altlasten-Verordnung (AltIV) der Schweiz hat der Konzentrationswert K eine zentrale Bedeutung für Interventionen (Überwachung, Sanierung). Der Konzentrationswert K entstammt der Einordnung des Grundwassers als Trinkwasser (Annahme Konsum von 2 Litern/Tag; 70 Jahre Exposition; Körpergewicht 70 kg), bezieht sich jedoch auf das Eluat oder das Grundwasser im Abstrombereich unmittelbar beim Standort, aus dem die verunreinigenden Stoffe stammen.

Für die Standorte in Muttenz als Bezugspunkt im Grundwasserbereich für den Vergleich mit dem Konzentrationswert ist vorgesehen, einen Reaktionssaum einzubeziehen: es wird ein Vergleichspunkt festgelegt, bei dem die einzelnen Sickerwässer zusammengeflossen sind und wo bereits eine gewisse Vermischung mit dem Grundwasser stattgefunden hat. Als Mass für die Grundwasserbelastung werden die Mittelwerte im Grundwasserabstrom in beiden Altlasten (Feldreben, Rothausstrasse) (Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls) herangezogen, welche u.a. auch den Florinbrunnen erfasst. Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden in Summenberechnungen als $\frac{1}{2}$ Bestimmungsgrenze berücksichtigt (z.B. $< 0,1 \mu\text{g/l}$ als $0,05 \mu\text{g/l}$). Bei der Deponie Rothausstrasse wurden 2 Grundwasserleiter analysiert, jedoch für die Bewertung nur der massgebliche tiefer liegende Grundwasserleiter herangezogen (HMK). Die Werte des der Oberfläche näheren Leiters (Lockergestein) werden nur zu Vergleichszwecken aufgeführt. Diese Mittelwerte der Grundwasserleiter dienen zum Vergleich mit Konzentrationswerten (bzw. Konzentrationswert / 2). Der Konzentrationswert K für das Grundwasser ist im Anhang I der AltIV aufgelistet. In der Höhe richtet sich dieser Wert in der Regel nach der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) (vgl. Kapitel 6.1.3). Sofern dort keine Werte vorliegen, wird der Konzentrationswert nach dem Verfahren abgeleitet, nach dem auch Trinkwasserwerte nach FIV abgeleitet werden (vgl. Kapitel 6.1.3). In diesem Falle wird der ermittelte Wert als „Konzentrationswert-Analog“ bezeichnet. Eine Quotierung (nur anteilige Zuordnung eines Teils der tolerierbaren Körperdosis für die Trinkwasseraufnahme) erfolgt nicht, eine Berücksichtigung einer parallelen inhalativen Aufnahme erfolgt nicht. Jedoch wird auch der Bezug zum Konzentrationswert/2 geliefert, weil bei dessen Überschreitung von einem Überwachungsbedarf ausgegangen wird. Bei krebserzeugenden Stoffen wird ein tolerierbares Risiko von 10^{-5} bei einer Exposition über 70 Jahre (zusätzliches Lebenszeitrisiko) unterstellt. Bei Überschreitung dieser Risikohöhe wird ebenfalls von einem Überwachungsbedarf ausgegangen. Kinder werden für den unterstellten Trinkwasserkonsum nicht gesondert betrachtet.



Für die vorliegende Gefährdungsabschätzung werden dargestellt:

- Vergleich der Grundwasserbelastung zum Konzentrationswert (soweit in Verordnung ausgewiesen)
- Vergleich zum Konzentrationswert-Analog (soweit nicht in Verordnung vorhanden: berechnet, 100%, ohne Quotierung)
- Vergleich zum ½ Konzentrationswert bzw. Konzentrationswert-Analog (in Verordnung aufgeführt oder berechnet) entsprechend Ansatz Risikomatrix zur Kennzeichnung des Überwachungsbedarfs
- Vergleich zu 10% Konzentrationswert bzw. Konzentrationswert-Analog bei nicht als „krebserzeugend“ eingestuft Substanzen – diese Werte besitzen eine Qualität, die auch als Zielwert bezeichnet werden kann. (In Einzelfällen:) weitere Orientierungspunkte mit erhöhten Risiko (z.B. Schwellenwert für nicht krebserzeugende Wirkung – bei diesem Punkt kann jedoch noch ein relevantes Risiko für krebserzeugende Effekte vorliegen).

(Nach AltIV gilt neben diesem toxikologischen Massstab generell eine Sanierungsforderung, wenn „bei Grundwasserfassungen, die im öffentlichen Interesse liegen, vom Standort stammende Stoffe festgestellt werden, die Gewässer verunreinigen können (vgl. Art. 9, (2)a, AltIV)“. Damit könnte nach erstem Anschein eine Nullimmission gefordert werden. Nach Interpretation des Bundesamt für Umwelt (BAFU) ist jedoch der Massstab ein gängiges Analyseverfahren und nicht etwa ein besonders aufwändiges Analyseverfahren, das die Bestimmungsgrenze in nicht adäquater Weise nach unten verschieben würde (<http://www.bafu.admin.ch/php/modules/shop/files/pdf/php7frFab.pdf>). Danach läge z.B. die Bestimmungsgrenze für halogenierte Kohlenwasserstoffe in Wasserproben bei 0,1 µg/l (Purge and Trap). Niedrigere Konzentrationen würden keinen Sanierungsbedarf indizieren, sofern nicht toxikologisch begründet.

6.1.3. Trinkwasser

Nach der Risikomatrix (vgl. Gemeinde Muttenz, Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung, 15.11.2005) stellen die Trinkwasserkonzentrationen einen wichtigen Bewertungsmaßstab für die Altlasten in Muttenz dar und zwar für das Schutzgut Mensch und das Schutzgut Grundwasser. Für das Schutzgut Grundwasser ist in der Risikomatrix ein Verweis auf das Schweizerische Lebensmittelbuch (SLMB) enthalten. Nach Rücksprache mit dem Geotechnischen Institut und mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) ist jedoch nicht das SLMB, sondern die Verordnung des EDI über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln, Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) für die Trinkwassergrenzwerte in der Schweiz massgeblich. In der Risikobewertung Hard durch das Bundesamt für Gesundheit vom 26. Juli 2006 wurde ebenfalls eine Be-



wertung der Gefährdung des Menschen durch kontaminiertes Trinkwasser in den Mittelpunkt gestellt (wobei ausdrücklich darauf verwiesen wurde, dass möglicherweise in einer umfassenden Gefährdungsbeurteilung nicht nur das Trinkwasser zu bewerten wäre).

Methodisch wird für die Beurteilung einer Gefährdung durch das Trinkwasser in der Regel der Massstab durch Vergleich mit einer tolerierbaren Gesamtkörperdosis gewonnen. Eine solche tolerierbare Gesamtkörperdosis wird zum Beispiel von der Weltgesundheitsorganisation WHO oder die übernationalen Organisationen EFSA und JECFA abgeleitet („tolerable daily intake“, TDI) oder von der U.S. Umweltbehörde EPA (dort als Referenzdosis RfD) bezeichnet. Diese TDI bzw. RfD sind bei einem täglichen Konsum von 2 Litern Wasser einzuhalten. Zur Methodik der TDI/RfD-Ableitung wird auf die Literatur verwiesen (vgl. z.B. Kalberlah et al., 1999, in Eikmann et al., Hrsg., Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, Berlin, Erich Schmidt, Loseblattsammlung).

Für krebserzeugende Stoffe liegen uns widersprüchliche Informationen zum tolerablen rechnerischen Risikoniveau im Rahmen der FIV vor. Nach EFSA wird ein Risiko von 1:100.000 (10^{-5}) als tolerabel eingeordnet, während das BAFU auf Aussagen des BAS verweist, dass die „virtual safe dose“ zu wählen sei, die mit einem Risiko von 10^{-6} assoziiert wird (Zusätzliches Risiko, an Krebs zu erkranken, wenn während der gesamten Lebenszeit eine Exposition gegenüber Trinkwasser besteht, dass mit entsprechender Konzentration verunreinigt ist).

In Einzelfällen liegen auch direkt Schweizerische Trinkwasserkonzentrationswerte aus der FIV vor, die dann ebenfalls einzuhalten sind (diese können niedrigerer liegen als bei Umrechnung eines TDI/RfD in eine Trinkwasserkonzentration anzunehmen, wenn nur eine anteilige Ausschöpfung des TDI/RfD als zulässig angesehen wurde. Eine solche nur anteilige Ausschöpfung des TDI/RfD ist jedoch bei Gefährdungsabschätzungen nur dann vorzusehen, wenn im Einzelfall eine nachweisbare ubiquitäre Aufnahme aus alllastenunabhängigen Quellen gegeben ist).

Liegen weder Trinkwasserwerte der Schweiz noch TDI/RfD-Werte vor, so sind letztere nach den bekannten methodischen Prinzipien im Rahmen der Gefährdungsabschätzung abzuleiten und als Massstab heranzuziehen. Nicht in allen Fällen ist dies möglich oder erforderlich: liegen nur sehr geringe Kontaminationen des Trinkwassers vor, so kann ein weitgehend substanzunabhängiger „Threshold of Toxicological Concern“ (TTC) herangezogen werden (vgl. Kapitel 6.1.7), bei dessen Unterschreitung keine Detailprüfung erforderlich ist und damit auch nicht die Ableitung einer tolerierbaren Körperdosis. Die Altlasten-Verordnung der Schweiz hat nicht das Trinkwasser im Blickfeld, sondern das Grundwasser und dieses im Abstrombereich einer verunreinigenden Quelle bzw. im Eluat (vgl. Art. 9,10, AltIV). Hierfür werden in der AltIV „Kon-



zentrationenwerte“ genannt. Betrachtet man jedoch die Methodik der Ermittlung der Konzentrationswerte, so basieren die ebenfalls im Wesentlichen auf den TDI/RfD-Werten, so dass oft für die Bewertung des Trinkwasserkonsums und für die Ermittlung der zulässigen Konzentrationswerte im Grundwasser identische Werte gewählt werden können.

6.1.4. **Boden**

Die Altlasten-Verordnung der Schweiz verweist für den Schutz vor Belastungen des Bodens auf Artikel 34 und 35 des Umweltschutzgesetzes (USG). Dort sind keine quantitativen Angaben zur Höhe von Bodenwerte genannt und keine spezifische Methodik. Es wird jedoch zwischen Richt- und Sanierungswerten unterschieden (Art.35, USG). Nach der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) mit Stand vom 28.03.2000 werden für einige wenige Stoffe und Stoffgruppen Richt-, Prüf- und Sanierungswerte aufgelistet. Sofern die dort genannten Stoffe bei der Gefährdungsbeurteilung in Muttenz relevant sind, werden die jeweils niedrigsten dort genannten Werte (empfindlichste Nutzung) für eine Beurteilung herangezogen. In der Risikomatrix der Gemeinde Muttenz werden die „Prüf- und Sanierungswerte“ nach VBBo zur Beurteilung der Gefährdung für das Schutzgut Boden vorgesehen. Da jedoch für nur wenige Stoffe diese Werte existieren, ist die Relevanz dieser Prüfung im konkreten Fall der Gefährdungsabschätzung in Muttenz sehr begrenzt.

Die für die Ableitung der Richt-, Prüf- und Sanierungswerte gewählte Methodik ist aus der genannten Quelle (VBBo) nicht ersichtlich und nach Auskunft des Bundesamts für Umwelt (BAFU) nicht massgeblich. Eine Methodik zur Ableitung von Bodenwerten auf dem Hintergrund der Humanrelevanz wird derzeit im Rahmen der Revision der Verordnung über die Abgabe zur Sanierung von Altlasten (VASA) erarbeitet, soll sich vor allem an einem Szenario „Kinderspiel“ orientieren, ist jedoch noch nicht fixiert. Sofern die Ausweisung von Bodenwerten auf Basis der Modellierung relevant erscheint, werden diese berechnet, sobald die Methodik etabliert ist. Zur Orientierung werden vorläufig Soil Screening Values der U.S.EPA vergleichend berichtet soweit vorhanden, jedoch ohne abschliessende Bewertung.

6.1.5. **Bodenluft**

Massstab für die Bewertung der Bodenluft ist nach Altlasten-Verordnung der Schweiz (AltIV) die Porenluft, für die ein Konzentrationswert angegeben oder abgeleitet werden kann. Konzentrationswerte sind in Anlage 2 der AltIV für wenige Substanzen genannt. Nach Risikomatrix (vgl. Gemeinde Muttenz, Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung, 15.11.2005) wird der Arbeitsplatzgrenzwert (oder eine Fraktion dieses Werts) als Vergleichsmassstab zur Beurteilung der Gefährdung durch die Bodenluft herangezogen. Eine Sanie-



rungsbedürftigkeit entsprechend einem Schutz vor Luftverunreinigungen wird nur für Orte festgestellt, wo sich Personen regelmässig während längerer Zeit aufhalten können (Art.11, AltIV).

Die in der Altlastenverordnung genannten Konzentrationswerte wurden von uns mit Arbeitsplatzgrenzwerten verglichen. Die Werte liegen in der Regel in gleicher Höhe (vgl. SUVA, 2007). Erfolgte aufgrund neuerer Erkenntnisse Veränderungen in den Arbeitsplatzgrenzwerten in der Schweiz, im benachbarten Ausland oder in der Europäischen Union, so wird bei der Einzelstoffbewertung darauf verwiesen. Sofern keine Arbeitsplatzgrenzwerte vorliegen, werden im Folgenden analoge Werte nach Möglichkeit für den jeweiligen Stoff erstellt oder aber pragmatisch ein rechnerisches Krebsrisiko von 1:10000 bei Kanzerogenen zu Grunde gelegt. (Annahme: ein Arbeitsplatzgrenzwert soll nicht mit einem höheren Risiko als 1:10'000 verknüpft sein).

6.1.6. Ökotoxikologie

Nach Massgabe der Altlasten-Verordnung (AltIV) der Schweiz mit Stand vom 28.03.2000 sind für die Beurteilung der Überwachungs- oder Sanierungsbedürftigkeit von Grundwasser, oberirdischen Gewässern und Luftverunreinigungen aus Altlasten die **Konzentrationswerte** massgeblich (vgl. Anhang I zu Art. 9 und 10, AltIV; Anhang 2 zu Art. 11, AltIV). Konzentrationswerte werden nach humantoxikologischen Kriterien aufgestellt. Damit besitzen ökotoxikologische Kriterien keine direkte regulatorische Relevanz. Auch in der Risikomatrix (vgl. Gemeinde Muttenz, Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung, 15.11.2005) wird die Ökotoxizität nicht als Bewertungsmaßstab herangezogen.

Aufgrund der weiteren Ausführungen in der genannten Unterlage (Gemeinde Muttenz, Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung, 15.11.2005) und aufgrund des Leistungsprofils ist die Ökotoxizität jedoch ebenfalls von grundsätzlichem Interesse. Aus diesem Grunde werden für alle ausgewählten Substanzen „predicted no effect levels“ (PNEC) ausgewiesen, soweit vorhanden oder bei der vorliegenden Datenlage berechenbar. In der Regel sind entsprechende PNEC-Werte nur für das aquatische Kompartiment ausweisbar. Aus diesen werden z.T. PNEC für den Boden extrapoliert. Entsprechend wird im Folgenden in der Regel auf die Dokumentation von ökotoxikologischen Daten im terrestrischen Kompartiment verzichtet.

Soweit möglich, wird für die Berechnung oder Ausweisung eines PNEC das Verfahren der Europäischen Union nach Technical Guidance Document zugrunde gelegt. Zum methodischen Vorgehen wird auf die Literatur verwiesen (ECB, 2003). Für ergänzende Informationen zur Bewertung der lokalen Situation hinsichtlich ökotoxischer Wirkungen wurden für die Entnahmestellen Florinbrunnen (Deponie Feldreben) bzw. Schweizerhalle (Deponie Rothaus-



strasse) Abreicherungsfaktoren von 300 bzw. 1800 gegenüber zu erwartenden Konzentrationen in Oberflächengewässern abgeschätzt (SC+P, persönliche Mitteilungen, 2007) und diese den PNEC-Werten gegenübergestellt. Die Abreicherungsfaktoren ergeben sich nach folgender Berechnung (SC+P):

Feldreben:

Entnahme Florin: 4500 m³/d

mittlerer Abfluss Birs: 15.3 m³/s (Messstelle Münchenstein)

=15.3/(4500/24/3600)=293.8 => Faktor 300 (gerundet)

Rothausstrasse:

Entnahme Schweizerhalle: 50'000 m³/d

mittlerer Abfluss Rhein: 1051 m³/s (Messstelle Basel Rheinhalle)

=1051/(50000/24/3600)=1816.1 => Faktor 1800 (gerundet).



6.1.7. Auswahl von relevanten Substanzen und Verdachtssubstanzen

Im Rahmen der gesundheitlichen Bewertung der beiden Deponien können nicht alle Stoffe einer toxikologischen Bewertung unterzogen werden.

Insbesondere für Stoffe mit niedriger Belastung des Grundwassers können nach Dieter (2003) zu einer Abschätzung der toxikologischen Relevanz dieser Kontaminanten die „gesundheitlichen Orientierungswerte“ (GOW) für (derzeit) nicht bewertbare Stoffe im Trinkwasser Anwendung finden.

Auf Basis der Bewertungserfahrung von Stoffen, deren Datenbasis unvollständig ist oder fehlt, schlägt Dieter (2003) als Orientierungshilfe einen GOW von 0,1 µg/l (Obergrenze für nicht gentoxische Stoffe) vor. Es handelt sich hierbei um einen Vorsorgewert auf Basis der Bewertungserfahrung trinkwassergängiger Schadstoffe, der auch bei hochtoxischen Stoffen bei später vervollständigter Datenbasis „zu einem gesundheitlich duldbaren oder akzeptierten Leitwert führen würde, der allenfalls gleich hoch, sehr wahrscheinlich aber höher läge als der GOW“.

Für stark gentoxische Stoffe resultieren aufgrund belastbarer Risikoabschätzungen Leitwerte unterhalb des GOW. Für diese Stoffe wäre der GOW nur für kürzere als lebenslange Exposition akzeptabel. Für schwach gentoxische Stoffe wird der GOW dennoch als vorläufige Obergrenze als akzeptabel erachtet. Eine vergleichbare Entscheidungshilfe bietet das „Threshold of Toxicological Concern“ (TTC)-Konzept (Kroes et al., 2004, 2005, Barlow, 2005). Anhand der Verteilungsfunktionen von NOAEL-Werten und einer Risikoabschätzung für gentoxische Substanzen ergeben sich abgestufte TTC für die tägliche Aufnahme:

- gentoxische Substanzen (ausser hochgentoxischen Gruppen): TTC 0,15 µg/d

- nichtgentoxische Substanzen TTC 1,5 µg/d,
- bei Überschreitung dieser Exposition noch differenzierte strukturelle Betrachtungen mit höheren TTC-Werten, so z.B. für Organophosphate: 90 µg/d.

Unter der Annahme, dass diese Dosis über das Trinkwasser (2 l/d) aufgenommen wird, entsprechen den TTC Wasserkonzentrationen von

- 0,075 µg/l für gentoxische und
- $\geq 0,750$ µg/l für nichtgentoxische Substanzen.

Im Vergleich zu der Vorgehensweise von Dieter (2003) resultieren bei der TTC-Methode demnach weniger stringente Anforderungen.



6.2. Substanzspezifische Gefährdungsabschätzung

6.2.1. Substanzauswahl und Zuordnung

Auf Basis des Workshops Spurenanalytik vom 25.09. 2006 wurde eine Auswahl von 10 Substanzen zur prioritären Gefährdungsabschätzung für die Deponien Feldreben und Rothausstrasse durch die entsprechende Experten-Gruppe festgelegt. Dabei handelt es sich um

1. Trichlorethylen,
2. Hexachlor-1,3-butadien,
3. 4-Chloranilin,
4. Benzidin,
5. Butalbital
6. Atrazin,
7. Phenol,
8. 1,2,4-Trichlorbenzol,
9. 2,6-Dinitrotoluol,
10. Arsen.

Eine Reihe weiterer Substanzen wurde aufgrund der vorliegenden Messwerte ebenfalls als prioritär genannt. In einem ersten Schritt soll jedoch auf deren detailliertere Bewertung verzichtet werden, wenn

- a) eine ähnliche Substanz bereits in der oben genannten Auswahl enthalten ist,

- b) die Toxizität dieser weiteren Substanz nach einer überschlägigen Auswertung nicht deutlich über derjenigen der ausgewählten ähnlichen Substanz liegt,
- c) die vorgefundene Konzentration (z.B. im Grundwasser) dieser weiteren Substanz additiv berücksichtigt wird.

Sollten sich für eine der weiteren Substanzen Hinweise ergeben, dass sie deutlich toxischer als die ausgewählten Substanzen scheint, ist eine entsprechende Gewichtung möglich. Im Zweifelsfall kann diese Substanz ebenfalls für eine detaillierte Gefährdungsabschätzung vorgeschlagen werden.

Auf Basis dieser Überlegungen wurden zunächst folgende Zuordnungen vorgenommen (vgl. Tabelle 6-1):

Lfd. Nr.	Substanz	CAS-Nr	... stellvertretend für folgende Substanzgruppe
1	Trichlorethylen	79-01-6	Trichlorethylen, Tetrachlorethen, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, cis-1,2-Dichlorethen, Hexachlorethan
2	Hexachlor-1,3-butadien	87-68-3	Hexachlor-1,3-butadien, Tetrachlor-1,3-butadien, andere niederchlorierte Butadiene
3	4-Chloranilin	106-47-8	Dichloraniline, 4-Chloranilin, 3-Chloranilin, 2-Chloranilin, 5-Chlor-o-toluidin, 3-Chlor-o-toluidin, 4-Chlor-o-toluidin
4	Benzidin	92-87-5	Benzidin, Naphthylamin
5	Butalbital	77-26-9	Barbiturate
6	Atrazin	1912-24-9	Atrazin, Ametryn, Prometryn, sonst. Triazine
7	Phenol	108-95-2	Einzelsubstanz
8	Trichlorbenzol	120-82-1	Monochlorbenzol, Dichlorbenzole, Trichlorbenzole
9	2,6-Dinitrotoluol	606-20-2	Einzelsubstanz
10	Arsen	7440-38-2	Anorganische Arsenverbindungen

Tabelle 6-1: Zuordnung von relevanten Substanzen der Altlasten Feldreben und Rothausstrasse zu Stellvertretersubstanzen, die toxikologisch detaillierter zu bewerten sind. Für die durch einen Stellvertreter repräsentierten Stoffe wird eine identische Toxizität wie für die Stellvertretersubstanz unterstellt und die vorgefundene Konzentrationen im Medium werden aufaddiert als handele es sich um Konzentrationen der Stellvertretersubstanz.

Auf Basis von Eluatanalysen der Feststoffproben (Walther; Screening Eluate 6.9.07) und der Grundwassermessungen (Hartmann; SO966G_Grundwasserwerte 7.9.07) zeigten sich zudem für einige Substanzen erhöhte Werte, die im vorliegenden Rahmen noch nicht bewertet wurden, die jedoch möglicherweise in einer Detailanalyse einer (human- und ökotoxikologischen) Einordnung be-



dürfen. Dabei handelt es sich um 4,4'-Dichlordiphenylsulfon (CAS-Nr.:80-07-9, im Eluat, auch im Grundwasser) sowie verschiedene aromatische Sulfonate, ferner um Naphthalin und Methylnaphthalin im Grundwasser (im Mittelwert unter Bestimmungsgrenze, jedoch punktuell einzelne erhöhte Werte), sowie um Borverbindungen (Methylnaphthalin und Bor werden in einem Parallelgutachten im Rahmen der Bewertung der Altlast Margelacker bewertet). Für Chloroform sollte (aufgrund leicht erhöhter Werte in Feldreben) geprüft werden, ob ein Einschluss in die Gruppe der leichtflüchtigen chlorierten Verbindungen (Vertreter: Trichlorethylen) möglich ist und ob daraus Auswirkungen auf die Gesamteinordnung erfolgen.



6.3. Trichlorethylen

Trichlorethylen wurde als Vertreter für andere leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe detaillierter toxikologisch bewertet. Für die Substanzen Tetrachlorethen, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, cis-1,2-Dichlorethen, und Hexachlorethan wird zunächst eine vergleichbare Toxizität unterstellt und eine additive Wirkung angenommen.

6.3.1. Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser werden die mittleren Konzentrationswerte der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse zu Grunde gelegt (Messwerte in µg/l, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls) Diese sind aus der folgenden Tabelle 6-2 ersichtlich.

Substanz/Probe	Feldreben	Rothausstrasse HMK	Rothausstrasse Lockergestein
Trichlorethylen	4,2	0,4	0,4
Tetrachlorethen	15,4	1,9	0,2
cis-1,2-Dichlorethen	1,3	<0,1	0,07
Hexachlorethan	4,4	<0,1	<0,1
1,1,2,2-Tetrachlorethan	0,2	<0,2	<0,2
Summe HKW	25,5	2,5	0,8

Tabelle 6-2: Konzentrationen von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen, die durch Trichlorethylen repräsentiert werden sollen, in den verschiedenen Grundwasserleitern

Anmerkung: Werte unterhalb von Bestimmungsgrenzen wurden mit der halben Bestimmungsgrenze angenommen. Werte zur Belastung des Oberbodens und Bodenluftwerte liegen nicht vor.

6.3.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität : Bei akuter Exposition wurden nach Inhalation von Trichlorethylen beim Menschen vor allem neurotoxische Effekte und Reizwirkung beobachtet, jedoch in Tierstudien zusätzlich auch hämatologische Veränderungen und Fruchtschäden. Längerfristige Exposition führte beim Menschen zu Neurotoxizität, Hepatotoxizität, Nephrotoxizität, Kardiotoxizität und Immuntoxizität. In Tierstudien waren die relevanten Endpunkte Neurotoxizität, Hepatotoxizität sowie Immuntoxizität.

Der jüngste Trinkwasserwert der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2006) basiert auf reproduktionstoxischen Effekten (Dawson et al., 1993). Danach liegt die tolerierbare Dosis (TDI) nach WHO bei 1,46 µg/kg Körpergewicht/Tag. Die Relevanz dieses Endpunkts wird jedoch in der neueren Literatur nicht gestützt (Watson et al., 2006, Hardin et al., 2005).

Gentoxizität/Kanzerogenität: Die Substanz ist vermutlich schwach gentoxisch. Humanstudien ergaben das vermehrte Auftreten von Nierentumoren und Verdachtsmomente für kanzerogene Wirkung in Leber, Galle sowie ein erhöhtes Risiko von Lymphomen. Tierstudien dokumentieren kanzerogene Effekte in Leber, Lunge, Nieren und Testes sowie vermehrte Leukämie- und Lymphombildung. Risikobestimmend scheinen Nierentumoren, wie sie auch aus Humanstudien nach Exposition des Menschen am deutlichsten bestätigt sind.

Die kanzerogene Wirkung wird als bewertungsrelevant angesehen. Dieser Endpunkt sollte trotz relevanter Unsicherheiten in der Quantifizierung des Risikos und in der Frage eines möglichen Schwellenwerts bei der Wahl massgeblicher Richtwerte mit berücksichtigt werden. Es wurde eine nichtlineare Dosis-Wirkungsbeziehung für das kanzerogene Geschehen zu Grunde gelegt mit einem flacheren Anstieg der krebserzeugenden Wirkung, wenn nicht zugleich Zytotoxizität (Nierenschädigung) auftritt. Aus Humanstudien ergibt sich eine Effektschwelle für Niereneffekte bei 33 mg/m³ am Arbeitsplatz (Seldén et al., 1993). Diese Effektschwelle wird gestützt durch eine weitere Studie mit nur sehr leichten Niereneffekten bei 175 mg/m³ (Green et al., 2004). 33 mg/m³ entsprechen bei kontinuierlicher Exposition (Umweltszenario statt Arbeitsplatzszenario) einer Konzentration von 3,5 mg/m³. Unterhalb von 3,5 mg/m³ Expositionshöhe ist demnach mit einem flacheren Anstieg des Krebsrisikos zu rechnen. Ein Krebsrisiko von 1:100.000 wird bei 875 µg/m³ errechnet entsprechend einer Körperdosis von 25 µg/ kg Körpergewicht/ Tag. Diese Berechnung (FoBiG) wird gestützt durch Berechnungen von Lock und Reed (2006) und von Clewell und Andersen (2004) für andere Krebslokalisationen, sofern ebenfalls Nichtlinearität bei sehr kleiner Expositionshöhe unterstellt wird. Auch die Abschätzung der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2006) kommt zu einem sehr ähnlichen Krebsrisiko wie oben errechnet. Hierbei handelt es sich um eine konservative Vorgehensweise.



Einstufungen :

EU: Carc Cat 2, Muta Cat 3
IARC: 2A
DFG: 1
EPA: in Überprüfung
R-Sätze: R45, R68, R67, R36/38, R52-53

6.3.3. Tolerable Körperdosis

Verschiedene Institutionen haben eine tolerable Körperdosis berechnet oder ähnlich definierte Werte abgeschätzt, die eine Basis für die Einordnung der Toxizität erlauben. Die folgende Tabelle enthält eine Auflistung entsprechender Werte. Die Europäische Union (ECB, 2004) ermittelte auf Basis der neurotoxischen Eigenschaften von Trichlorethylen eine Dosis ohne nachteilige Effekte von 38 mg/kg • d, verwies aber darauf, dass im Vergleich zu dieser Dosis noch eine Sicherheitsmarge einzuhalten wäre (MOS). Ferner wurde auf die Notwendigkeit verwiesen, das Krebsrisiko von Trichlorethylen zu minimieren (ohne Berechnung einer Risikohöhe). Daher ist die Bewertung der EU für eine quantitative Angabe einer noch tolerierbaren Dosis oder eines Konzentrationswerts im Grundwasser nicht geeignet.

Der von FoBiG im Rahmen dieses Gutachtens berechnete Wert von 25 µg/kg•d bezieht sich auf das Krebsrisiko von 1:100000, beinhaltet jedoch keine differenzierte Analyse von Wirkungsendpunkten ausser Krebs. Der Wert von FoBiG liegt praktisch in identischer Höhe wie die ehemals abgeschätzte tolerierbare Körperdosis (TDI-Wert) der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 1996). Inzwischen erfolgte jedoch eine Neubewertung durch die WHO, der – noch immer unter Ausklammerung des Endpunkts Krebs, eine Dosis von 1,46 µg/kg • d als ausreichend sicher beschreibt (TDI-Wert; WHO, 2006). Tabelle 6-3 fasst die wichtigsten dokumentierten Werte für eine tolerierbare Körperdosis für Trichlorethylen zusammen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
38 mg/kg • d	Basis für die Abschätzung eines ausreichenden Sicherheitsabstands (MOS)	ECB, 2004	extrapoliert aus inhalativem Wert, NOAEL Neurotoxizität beim Menschen; „need for limiting risks (Carc Cat 2)“
1,46 µg/kg • d	Tolerable daily intake (TDI)	WHO, 2006 (DWGL)	orale Exposition, Fruchtschäden, Ratte
25 µg/kg • d		FoBiG (dieses Gutachten)	Umrechnung auf Allgemeinbevölkerung; Risiko: 1:100.000 (Krebs)
23,8 µg/kg • d	Alter TDI	WHO, 1996	Basis des derzeitigen Konzentrationswerts für TRI in der Schweiz

Tabelle 6-3: Tolerierbare Körperdosis für Trichlorethylen; Auswahl verschiedener Schätzwerte (für Risikoabschätzung ausgewählter Wert im Fettdruck)



Aus Sicht des Gutachters überschätzt die WHO (2006) vermutlich die reproduktionstoxischen Effekte mit dem gewählten Extrapolationsverfahren. Dennoch wird die Bewertung der WHO für die Massstäbe der Gefährdungsabschätzung in Muttenz herangezogen, da es sich um eine international anerkannte und aktuelle Bewertung handelt. Grundwasser

Aus dem TDI-Wert lässt sich ein Konzentrationswert-Analog im Grundwasser berechnen, indem eine bestimmte Resorption (Aufnahme des Stoffes in den Körper bei Verschlucken) unterstellt wird, ein bestimmtes Körpergewicht (70 kg) und ein definierter Trinkwasserkonsum pro Tag (2 Liter). Zusätzlich kann eine Quotierung erfolgen. Für Trichlorethylen wurde so für die Schweiz auf Basis älterer Daten der Konzentrationswert-Analog von 70 µg/l ermittelt (AltIV). Leitet man den Konzentrationswert auf Basis des neuen WHO-TDI von 1,46 µg/kg • d ab, so ergibt sich ein Wert von 40 µg/l (100% Quotierung; d.h. keine weitere Belastungsquelle ausser derjenigen des Trinkwassers unterstellt) oder von 20 µg/l (50% Quotierung, tatsächlicher WHO-Trinkwasserwert). Ein Krebsrisiko von 1:100'000 wird bei 875 µg/l erreicht. Die Gewässerschutzverordnung der Schweiz setzt sich – unabhängig von einer toxikologischen Diskussion – ein noch weitergehendes Ziel, dass nämlich 1 µg/l eingehalten werden sollen. Diese Zielgrösse ist jedoch für eine toxikologische Bewertung kein Massstab. Die Werte sind in folgender Tabelle 6-4 zusammengefasst.

6.3.4. Grundwasser

Aus dem TDI-Wert (Abschnitt 6.3.3) lässt sich ein Konzentrationswert im Grundwasser berechnen, indem eine bestimmte Resorption (Aufnahme des Stoffes in den Körper bei Verschlucken), ein bestimmtes Körpergewicht (70 kg) und ein definierter Trinkwasserkonsum pro Tag (2 Liter). unterstellt werden. Zusätzlich kann eine Quotierung erfolgen. Für Trichlorethylen wurde so für die Schweiz auf Basis älterer Daten der Konzentrationswert von 70 µg/l ermittelt (AltIV). Leitet man den Konzentrationswert auf Basis des neuen WHO-TDI von 1,46 µg/kg • d ab, so ergibt sich ein Wert von 40 µg/l (100% Quotierung; d.h. keine weitere Belastungsquelle ausser derjenigen des Trinkwassers unterstellt) oder von 20 µg/l (50% Quotierung, tatsächlicher WHO-Trinkwasserwert). Ein Krebsrisiko von 1:100000 wird bei 875 µg/l erreicht. Die Gewässerschutzverordnung der Schweiz setzt sich – unabhängig von einer toxikologischen Diskussion – ein noch weitgehendes Ziel, dass nämlich 1 µg/l eingehalten werden sollen. Diese Zielgrösse ist jedoch für eine toxikologische Bewertung kein Massstab.



Wert [µg/l]	Begriff	Quelle	Bemerkung
70	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz)	Basis TDI von 1996 (WHO), 10% Quotierung
40	Konzentrationswert-Analog aus Trinkwasserwert (WHO) ohne Quotie- rung (100% Auslastung)	WHO, 2006	Basis TDI von 2006 (WHO)
875	Konzentrationswert-Analog aus tole- rierbarer Körperdosis, Krebsrisiko 1:100000 bei 25 µg/kg /d	FoBiG (dieses Gutach- ten)	
<1 µg/l	Anforderungs- und Indikatorwert Grundwasser	Schweizerischer Bun- desrat, 1998/ 2005	Basis Gewässerschutz- verordnung

Tabelle 6-4: Beurteilungswerte für Trichlorethylen im Grundwasser (Kon-
 zentrationswert-Analog wie für die Gefährdungsabschätzung herangezogen,
 in Fettschrift hervorgehoben)

6.3.5. Trinkwasser

Wie oben angesprochen, liegt der Grenzwert der FIV bei 70 µg/l und ist in dieser Höhe identisch mit dem WHO-Wert von 1996, der unter Annahme einer Quotierung von 10% bei einem TDI-Wert von 23,8 µg/kg • d ermittelt wurde. Dieser basierte auf leichten Lebereffekten im Versuchstier. Der neuere Wert der WHO liegt bei 20 µg/l (50% Quotierung). Dieser neue Trinkwasserwert (Provisional Drinking Water Guideline) der WHO wurde bisher nicht in nationales Recht in der Schweiz übernommen. Zur Orientierung wird zudem der Qualitätswert für Trinkwasser der EU ausgewiesen, der bei 10 µg/l liegt, jedoch nicht toxikologisch begründet ist (vgl. Tabelle 6-5).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
70 µg/l	Grenzwert Trinkwas- ser	FIV, Schweiz, EDI, 1998/2005	kein Toleranzwert angegeben
10 µg/l	Qualitätsziel Trink- wasser	UBA, 2006b	Qualitätsziel EG- Richtlinie 76/464/EWG
20 µg/l	Provisional Drinking Water Guideline	WHO, 2006 (DWGL)	Ausschöpfung des TDI zu 50%

Tabelle 6-5: Beurteilungswerte für Trichlorethylen im Trinkwasser

Die folgende Tabelle enthält Richtwerte zur Beurteilung von Bodenkontamina-
 tionen mit Trichlorethylen. Die Werte liegen zwischen 0,3 und 10 mg/kg, wo-
 bei beim niederländischen Wert eine hohe tolerierbare tägliche Aufnahme un-
 terstellt wurde. Der Prüfwert für Kinderspielflächen in Deutschland wäre ent-



sprechend den neuen Erkenntnissen zum nichtlinearen Verlauf der Dosis-Wirkungsbeziehung für die krebserzeugende Wirkung anzupassen (erreicht damit eine ähnliche Höhe wie die anderen aufgelisteten Werte). Dies ist noch nicht umgesetzt. Für die Schweiz liegt zur Zeit noch keine eindeutige Methodik fest, mit der ein Bodenwert zu berechnen wäre.



Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
2 mg/kg	Soil screening levels (Humantoxizität, Anwohner)	EPA, 2004 Superfund	(Ingestion/Dermal), über Inhalation deutlich niedrigerer Wert
0,3 mg/kg	Prüfwert Kinderspielflächen Deutschland	Bachmann et al. (2007)	Risikoniveau $5 \cdot 10^{-5}$ (Basis Krebs, lineare Extrapolation)
10 mg/kg	Serious risk concentration	RIVM, 2001 (NL)	Ausgehend von Tolerabler täglicher Dosis von 50 $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$

Tabelle 6-6: Beurteilungswerte für Trichlorethylen im Boden

6.3.6. Bodenluft

Der Arbeitsplatzgrenzwert der SUVA in Höhe von 50 ppm für Trichlorethylen entspricht dem gegenwärtigen Konzentrationswert der AltIV (Tabelle 6-7). Dieser Wert berücksichtigt jedoch in unzureichendem Ausmass die neuen Erkenntnisse zur krebserzeugenden Wirkung der Substanz und stellt damit möglicherweise einen nicht mehr aktuellen Vergleichsmassstab dar. Aufgrund vorläufiger analytischer Befunde wird jedoch nicht mit relevanten Bodenluftkonzentrationen gerechnet. Eine detaillierte Vergleichsrechnung erübrigt sich somit.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
50 ppm	Konzentrationswert Porenluft	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz) http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.680.de.pdf , auch MAK-Wert der SUVA	

Tabelle 6-7: Beurteilungswerte für Trichlorethylen in der Bodenluft

6.3.7. Ökotoxizität

Für die vorliegende Gefährdungsbeurteilung stehen die ökotoxikologischen Werte für den aquatischen Bereich im Vordergrund. Hierfür liegt eine „predicted no effect concentration“ (PNEC) von 115 $\mu\text{g}/\text{l}$ der EU als Vergleichsmassstab zur Verfügung (Tabelle 6-8). Die anderen berichteten Werte (PNEC, Sediment und Boden) sind nur der Vollständigkeit halber aufgelistet. Es zeigt sich, dass bei Trichlorethylen die Ökotoxizität im Oberflächengewäs-

ser nicht den kritischen Wert darstellt, da der Konzentrationswert nach Altlastenverordnung, der unter dem Gesichtspunkt der Humantoxizität etabliert wurde, der kritischere Parameter (tieferer Wert) ist. Eine differenzierte Diskussion der Ökotoxizität ist demnach nicht erforderlich.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
115 µg/l	PNEC (Wasser)	ECB, 2004 (RAR); INERIS, 2004 (FR)	
316 µg/kg	PNEC (Sediment)	ECB, 2004 (RAR)	Basis PNEC (Wasser)
202 µg/kg	PNEC (Boden)	ECB, 2004 (RAR)	Basis PNEC (Wasser)

Tabelle 6-8: Beurteilungswerte für Trichlorethylen (Ökotoxizität)

6.3.8. Repräsentativität

Trichlorethylen steht auch für: Tetrachlorethylen, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, cis-1,2-Dichlorethen und Hexachlorethan.

Auf Basis des Vergleichs entsprechender TDI-Werte („tolerable daily intake“) oder analoger Referenzwerte zeigt sich, dass Trichlorethylen am unteren Ende der Toxizität (höchste Toxizität) einzuordnen ist (Tabelle 6-9):

Substanz	Wert [µg/kg • d]	Bezeichnung des Werts; Quelle
Trichlorethylen	1,46	TDI; WHO (2006)
Tetrachlorethylen	14	TDI; WHO (2006)
Tetrachlorethan	50*)	Analog*) MRL; ATSDR (2006);subchronisch
Dichlorethylen	17	TDI; WHO (2006)
Hexachlorethan	1	RfD; IRIS(U.S.EPA)

*) gegenüber dem subchronischen Wert der ATSDR wurde in konservativer Weise nochmals ein Faktor 10 von FoBiG eingeführt, um auf chronische Expositionsdauer hochzurechnen

Tabelle 6-9: Tolerierbare tägliche Dosis (TDI) oder ähnlich definierte entsprechende Beurteilungswerte für repräsentierte leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe im Vergleich zu Trichlorethylen (Stellvertretersubstanz)

Somit liegen alle humantoxikologisch begründeten Referenzwerte für andere ähnliche Substanzen bei oder über dem Referenzwert für Trichlorethylen. Wie ausgeführt, erscheint uns der TDI-Wert für Trichlorethylen sehr konservativ, da die zugrunde liegenden reproduktionstoxischen Effekte sich nach anderen aktuellen Quellen nicht zu bestätigen scheinen. Wenn statt der Reproduktionstoxizität als Massstab die krebserzeugende Wirkung zugrunde gelegt würde, reduziert sich die Toxizität von Trichlorethylen um eine Größenordnung (Risiko von 1:100000 bei 25 µg/kg • d). Dennoch wäre Trichlorethylen noch



die bewertungsrelevante Substanz, weil die Toxizität von Tetrachlorethylen, Tetrachlorethan und Dichlorethylen etwa gleich hoch anzunehmen ist. Eine detaillierte Analyse der Datenlage zu Hexachlorethan zeigt, dass der RfD-Wert von $1 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ (U.S. EPA, IRIS) eine deutliche Überschätzung der Toxizität dieser Substanz darstellt:

- eine krebserzeugende Wirkung wurde nur bei B6C3F1-Mäusen in der Leber beobachtet, die für eine Quantifizierung des Krebsrisikos eine ungeeignete Tierspezies darstellen,
- der RfD-Wert basiert auf Nierentoxizität in der männlichen Ratte, wobei es sich hierbei um einen speziesspezifischen Effekt („Hyaline Droplet Nephropathy“) handelt (NTP Report 45),
- die herangezogene Studie von Gorzinski et al. (1985) wird auch von ATSDR (1997) als sehr konservativ eingeordnet und soll das Risiko möglicherweise überschätzen,
- in einer jüngeren Altlastenbewertung für Kanada wurde z.B. für Hexachlorethan eine Grundwasserbelastung bis zu $790 \mu\text{g}/\text{l}$ als tolerabel erachtet. Dies entspricht ca. einer tolerablen Körperdosis von $22 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$, also einer um eine Grössenordnung niedrigeren Toxizität als oben mit $1 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ angegeben.

Somit stellt auf dem Hintergrund der Humantoxizität Trichlorethylen einen sinnvollen Stellvertreter der genannten Stoffgruppe dar.

Verglichen mit Konzentrationswerten oder Trinkwasserwerten in der Schweiz ist diese Einordnung nicht selbstverständlich:

Bei 1,1,2-Tetrachlorethan liegt der Konzentrationswert der Altlastenverordnung bei $1 \mu\text{g}/\text{l}$. Nach einer neueren Bewertung der USA liegt das Krebsrisiko bei einer Konzentration von $20 \mu\text{g}/\text{l}$ jedoch bei 1:10.000 (<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/dwstandards.pdf>), d.h. auch eine Konzentration von $200 \mu\text{g}/\text{l}$ erschiene tolerabel. Das entspricht auch den von uns vorgefundenen tolerablen Körperdosen. Die krebserzeugende Wirkung führte bisher nicht zu einer Einklassierung in Kategorie 1 oder 2 und wird in der Europäischen Union kontrovers diskutiert (http://ecb.jrc.it/classlab/SummaryRecord/4202r2_sr_CM0502.doc).

Im Bereich der Ökotoxizität liegen die PNECS für Trichlorethylen bei $115 \mu\text{g}/\text{l}$, bei Tetrachlorethylen bei $51 \mu\text{g}/\text{l}$, bei Tetrachlorethan bei $140 \mu\text{g}/\text{l}$, für das Gemisch von cis- und trans-1,2-Dichlorethylen liegt ein PNEC von $165 \mu\text{g}/\text{l}$ vor (http://rsde.ineris.fr/document/PNECrsde_29012004.pdf). Für Hexachlorethan berichtet die gleiche Quelle einen PNEC von $1 \mu\text{g}/\text{l}$, wobei eine gründlichere Datenauswertung für einen PNEC von $10 \mu\text{g}/\text{l}$ spricht, wie er von der dänischen Umweltbehörde abgeleitet wurde. Demnach wäre Trichlorethylen



unter dem Blickwinkel der Ökotoxizität keine hinreichend konservative Stellvertreter-Substanz.

6.3.9. Zusammenfassung

Die Mediane der Belastungswerte des Grundwassers für Trichlorethylen liegen bei 4,2 µg/l (Feldreben) bzw. 0,4 µg/l (Rothausstrasse, HMK). Diese Werte liegen deutlich unter einem Konzentrationswert von 40 µg/l nach Definition der Altlastenverordnung, wie er für Trichlorethylen analog dem Vorgehen der Weltgesundheitsorganisation abgeleitet werden kann und auch unterhalb des halben Konzentrationswerts, der zugleich dem Trinkwasserwert der Weltgesundheitsorganisation (20 µg/l) entspricht. Beide Werte sind als sehr konservativ einzuschätzen und schliessen auch den Schutz vor einer krebs-erzeugenden Wirkung ein (als tolerables Risiko wurde ein Risiko von 1:100.000 zugrunde gelegt). Nach den Kriterien der Risikomatrix wird diese Belastung als humantoxikologisch „akzeptabel“ eingestuft.

Betrachtet man neben Trichlorethylen alle vorgefundenen prioritären ähnlichen Substanzen mit (also auch: Tetrachlorethylen, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, cis-1,2-Dichlorethen und Hexachlorethan) und unterstellt identische Toxizität und eine additive Wirkung, so liegt die Gesamtbelastung bei 25 und 2,5 µg/l (Feldreben und Rothausstrasse HMK) und somit ebenfalls unterhalb des Konzentrationswerts für Trichlorethylen, wie er analog der Stoffbewertung der Weltgesundheitsorganisation abzuleiten wäre. Angesichts des konservativen Charakters des WHO-Werts ist die Belastung demnach als „akzeptabel“ einzuordnen, wenn auch die Belastung des Grundwassers der Deponie Feldreben als „leicht erhöht“ einzustufen ist. Die Konzentrationswerte für Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, 1,2-Dichlorethylen und Tetrachlorethan der Schweizer Altlastenverordnung sind jeweils auch nicht zur Hälfte erreicht. Summenparameter sind in der Altlastenverordnung nicht aufgeführt und können somit nicht direkt zur Beurteilung eines Sanierungsbedarfs herangezogen werden.

Die Vergleichsbetrachtung wird in der folgenden graphischen Darstellung schematisch (nicht massstäblich) zusammengefasst (Abbildung 6-1):



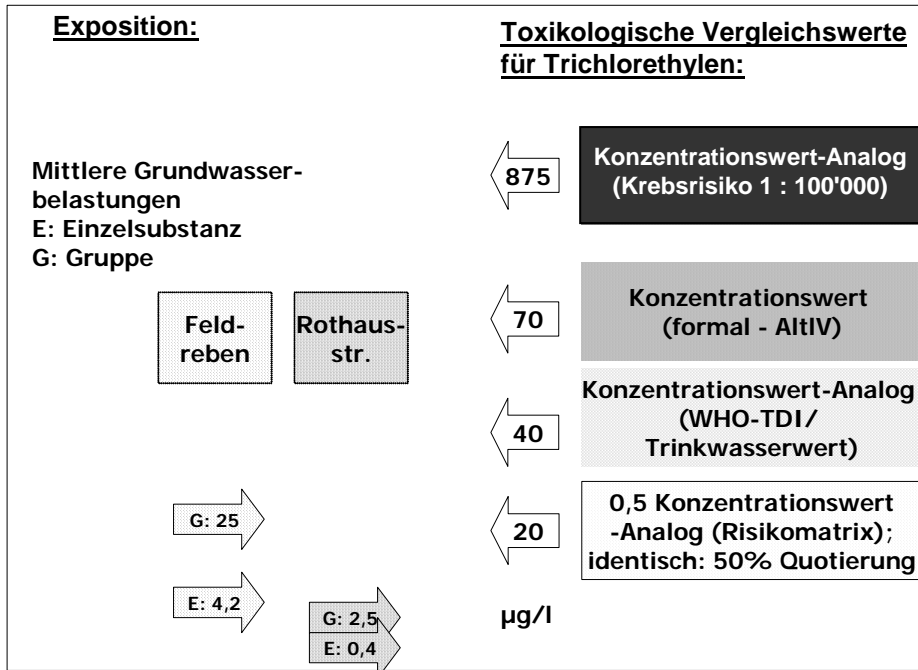


Abbildung 6-1: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Trichlorethylen und repräsentierte Substanzen in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser

Hinsichtlich der Ökotoxizität ergibt sich für Trichlorethylen wie für Tetrachlorethylen, 1,2-Dichlorethylen und Tetrachlorethan keine bedenkliche Belastung, da sowohl die Einzelbelastungswerte wie die Summenbelastung bereits ohne die Berücksichtigung von Abreicherungsfaktoren deutlich unter der „predicted no effect concentration“ für Trichlorethylen liegen. Bei Hexachlorethan wäre bei der derzeitigen Datenlage ein PNEC von 10 µg/l zu verwenden, der einem maximalen Konzentrationswert von 4,4 µg/l (Feldreben) gegenüber steht. Unter Berücksichtigung der modellierten Abreicherung um einen Faktor von 300 (vgl. Abschnitt 6.1.6) erscheint diese Belastung ebenfalls unbedenklich. Nach vorläufiger Bewertung der anderen Expositionspfade (Bodenluft, direkter Bodenkontakt) spielen beide Szenarien keine relevante Rolle. Daher erfolgte keine detaillierte Auswertung nach der vorliegenden Entscheidungsmatrix.

6.4. Hexachlor-1,3-butadien

Hexachlor-1,3-butadien wurde als Einzelsubstanz betrachtet und als Stellvertreter für Tetrachlor-1,3-butadien und andere niederchlorierte Butadiene.



6.4.1. Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser werden die mittleren Konzentrationswerte der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse zu Grunde gelegt (Messwerte in µg/l, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls). Diese sind in Tabelle 6-10 aufgelistet:

Substanz / Probe	Feldreben	Rothausstrasse HMK	Rothausstrasse Lockergestein
Hexachlorbutadien	<0,1	<0,1	<0,1

Tabelle 6-10: Konzentrationen von Hexachlorbutadien im Grundwasser (keine Daten zu anderen niederchlorierten Butadien-Verbindungen)

Anmerkung: Werte unterhalb von Bestimmungsgrenzen wurden mit der halben Bestimmungsgrenze angenommen.

Messwerte zu anderen Vertretern der chlorierten Butadiene lagen zum Zeitpunkt der Auswertung noch nicht vor. Werte zur Belastung des Oberbodens und der Bodenluft liegen nicht vor.

6.4.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Bei kurzzeitiger Exposition wirkt Hexachlor-1,3-butadien reizend und in Tierstudien nieren-, leber- und fruchtschädigend. Bei längerfristiger Exposition wurden im Tier vor allem Nieren und Leber affektiert. Die von der Weltgesundheitsorganisation als tolerabel eingeschätzte Dosis (TDI) basiert auf der Vermeidung von Nierenschädigungen und einem Extrapolationsfaktor von 1000.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Die Gentoxizität von Hexachlorbutadien ist angesichts widersprüchlicher Befunde nicht abschliessend bewertbar. In Kanzerogenitätsstudien an Ratten wurden vermehrt Nierentumore beobachtet.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt.



Einstufungen

Krebserzeugende Wirkung:

EU: -

IARC: 3

DFG: 3B

EPA: C

Von der EU liegt keine Kennzeichnung mit R-Sätzen vor.



6.4.3. Tolerable Körperdosis

Als tolerable Körperdosen (TDI-Werte oder analog „minimal risk level“) wurde von zwei verschiedenen Organisationen ein Wert von 0,2 µg/kg • d abgeleitet, der auf nicht-krebserzeugender Wirkung beruht. Wird zusätzlich das Krebsrisiko einbezogen, ergibt sich ein sehr ähnlicher Wert, wenn ein Risiko von 1:100000 als akzeptabel unterstellt wird. Aus dem „slope-factor“ lässt sich errechnen, dass eine Dosis von 0,13 µg/kg • d mit einem Krebsrisiko von 1:100.000 assoziiert sind, wenn sich der Krebsverdacht grundsätzlich erhärtet. Diese Abschätzung basiert auf linearer Umrechnung. Es ist daher anzunehmen, dass der „tolerable daily intake“ (TDI) der WHO auch angemessen vor einem ggf. vorhandenen Krebsrisiko schützt. Demnach wird der TDI 0, 2 µg/kg • d im Folgenden als Vergleichsbasis herangezogen (siehe Tabelle 6-11).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,2 µg/kg • d	MRL	ATSDR, 1994	minimal risk level für sub-chronische Exposition, Basis nicht-kanzerogene Effekte
0,2 µg/kg • d	TDI	WHO, 2006 (DWGL)	Basis nicht-kanzerogene Effekte, kanzerogene Effekte berücksichtigt
$7,8 \cdot 10^{-2}$ pro mg/kg • d	slope factor, oral	EPA, 2007 (IRIS)	lineare Risikoabschätzung

Tabelle 6-11: Tolerierbare Körperdosis für Hexachlor-1,3-butadien; Auswahl verschiedener Schätzwerte (für Risikoabschätzung ausgewählter Wert im Fettdruck)

6.4.4. Grundwasser

Berechnet man einen Konzentrationswert-Analog auf Basis des genannten TDI-Werts von 0,2 µg/kg • d, so ergibt dieser zu 7 µg/l (Tabelle 6-12).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
7 µg/l	Konzentrationswert-Analog		Berechnung aus TDI (100% Auslastung) durch FoBiG

Tabelle 6-12: Vergleichswert für Hexachlor-1,3-butadien im Grundwasser (Konzentrationswert-Analog wie für die Gefährdungsabschätzung herangezogen, in Fettschrift hervorgehoben)

6.4.5. Trinkwasser

Der Trinkwasserwert der WHO basiert auf der gleichen Basis (TDI-Wert von 0,2 µg/kg · d) beinhaltet jedoch eine Quotierung von 10% bei einer etwas anderen Konvention zum Körpergewicht als dies für den Konzentrationswert der Schweiz üblich ist. Dieser Wert beinhaltet nur nicht-krebserzeugende Wirkungsendpunkte. Wird ein Krebsrisiko von 1:100000 als tolerierbar erachtet, so würde der Endpunkt Krebs etwa zu gleichen tolerablen Trinkwasserkonzentrationen führen, wenn ebenfalls eine Quotierung vorgenommen wird (vgl. Tabelle 6-13).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,6 µg/l	Drinking Water Guideline	WHO, 2006 (DWGL)	Ausschöpfung des TDI zu 10%
$2,2 \cdot 10^{-6}$ pro µg/l	slope factor	EPA, 2007 (IRIS)	für lebenslange Trinkwasserbelastung

Tabelle 6-13: Beurteilungswerte für Hexachlor-1,3-butadien im Trinkwasser

In den USA wurde ein „Soil screening level“ für Hexachlorbutadien im Boden aufgestellt, der zur Orientierung referiert wird (Tabelle 6-14). Es liegen keine entsprechenden Bodenbelastungswerte vor, die einen Vergleich ermöglichen würden. Das zugrunde gelegte Krebsrisiko ist als äusserst unsicher einzuordnen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
6 mg/kg	Soil screening level	EPA, 2004 (Superfund)	dermale/orale Exposition, Basis Krebsrisiko 10^{-6}

Tabelle 6-14: Beurteilungswerte für Hexachlor-1,3-butadien im Boden

Zur Beurteilung der Bodenluft wird der Arbeitsplatzgrenzwert für Hexachlorbutadien in der Schweiz ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) referiert (Tabelle 6-15). Es liegen keine entsprechenden Bodenluftwerte vor, die einen Vergleich ermöglichen würden.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
$240 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Arbeitsplatzgrenzwert	SUVA, 2007	

Tabelle 6-15: Beurteilungswerte für Hexachlor-1,3-butadien in der Bodenluft



Es liegt eine „predicted no effect concentration“ (PNEC) für den hier relevanten aquatischen Bereich für Europa in Höhe von 0,05 µg/l vor, der durch ähnliche Werte anderer Organisationen gestützt wird (UBA, 2006a; WHO, 1994a; vgl. Tabelle 6-16).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,05 µg/l	PNEC (Wasser)	INERIS, 2004 (FR); UBA (Böhm et al., 2002)	validiert durch EU
0,1 µg/l	Qualitätsziel	UBA, 2006a	Qualitätsziel nach EG-Richtlinie 76/464/EWG
0,1 µg/l	Environmental Concern Level	WHO, 1994a	

Tabelle 6-16: Beurteilungswerte für Hexachlor-1,3-butadien (Ökotoxizität)

6.4.6. Repräsentativität

Hexachlor-1,3-butadien wurde als Einzelsubstanz betrachtet und als Stellvertreter für Tetrachlor-1,3-butadien und andere niederchlorierte Butadiene. Nach einer überschlägigen Bewertung durch Brüscheiler (BAG Schweiz) erscheint auf Basis quantitativer Struktur-Wirkungsvergleiche für Tetrachlor-1,3-butadien eine höhere Toxizität als für Hexachlor-1,3-butadien nicht ausgeschlossen. Eine angemessene Bewertung fehlt jedoch. Während Chlorbutadien (Chloropren) als krebserzeugend eingestuft ist, liegen für Hexachlorbutadien nur entsprechende Verdachtsmomente vor. Da auch hinsichtlich der Genotoxizität keine konkreten Anhaltspunkte vorliegen, wird derzeit ein „Threshold of toxicological concern“ von 0,75 µg/l für Tetrachlorbutadien als Beurteilungsmassstab vorgeschlagen (vgl. Kapitel 6.1.7), so dass – ausgehend von Hexachlorbutadien – ein Gewichtungsfaktor von 10 für vorgefundene Konzentrationen von Tetrachlorbutadien vorzusehen ist.

Für den Umweltbereich kann nach unserer Einschätzung (in Analogie zu anderen Substanzgruppen mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad, z.B. chlorierten Aliphaten oder Aromaten) angenommen werden, dass Hexachlorbutadien mit dem höchsten Chlorierungsgrad auch die höchste Akkumulationstendenz und Toxizität innerhalb der betrachteten Gruppe aufweist. Diese Bewertung wird in der Umwelttoxizität gestützt durch eine vergleichende Betrachtung von Tetra-, Penta- und Hexachlorbutadiene für das aquatische Kompartiment

http://www.pyr.ec.gc.ca/georgiabasin/reports/Environmental%20Benchmarks/GB-99-01_F.pdf.





6.4.7. Zusammenfassung

Generell lagen die Belastungsdaten der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l. Entsprechende Expositionswerte für andere niederchlorierte Butadiene liegen nicht vor. Es zeigt sich jedoch, dass Hexachlorbutadien möglicherweise unzureichend repräsentativ für deren Toxizität ist. Es wird daher vorgeschlagen, den „Threshold of toxicological concern“ (TTC) von 0,75 µg/l für diese Verbindungen zugrunde zu legen, d.h. in Bezug auf Hexachlorbutadien andere Substanzen dieser Stoffgruppe mit einem Gewichtungsfaktor 10 in der Exposition einzuordnen. Für Hexachlorbutadien ergibt sich das in der folgenden Graphik (Abbildung 6-2) verdeutlichte Bild für eine Einordnung.

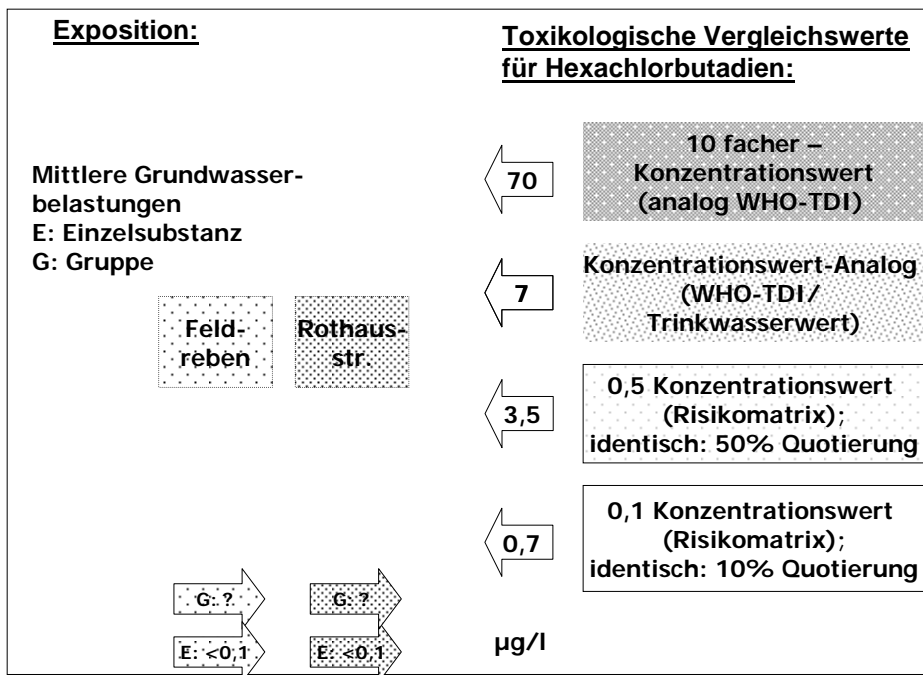


Abbildung 6-2: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Hexachlorbutadien in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser

Auf diesem Hintergrund sind die vorgefundenen Konzentrationen im Grundwasser nicht bedenklich.

Hinsichtlich der Ökotoxizität zeigen die vorliegenden PNEC-Werte, dass unter Berücksichtigung der Anreicherungsfaktoren von 300 (Feldreben) bis 1800 (Rothausstrasse) die Belastungen in einem unbedenklichen Bereich liegen. Hier können andere niederchlorierte Butadiene mit dem gleichen ökotoxikolo-

gischen Referenzwert von 0,05 µg/l wie Hexachlorbutadien eingeordnet werden.

6.5. 4-Chloranilin

Die Bewertung von 4-Chloranilin steht für die Einzelsubstanz sowie für 3-Chloranilin, 2-Chloranilin, 5-Chlor-o-toluidin, 3-Chlor-o-toluidin, 4-Chlor-o-toluidin

6.5.1. Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser werden die mittleren Konzentrationswerte der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse zu Grunde gelegt (Messwerte in ng/l, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls). Diese sind aus der folgenden Tabelle 6-17 ersichtlich.

Substanz/Probe	Feldreben	Rothausstrasse HMK	Rothausstrasse Lockergestein
4-Chloranilin	<10	<10	35
2-Chloranilin	<10	<10	15
3-Chloranilin	<10	<10	<10
2,4/2,5-Dichloranilin	38	91	623
2,3- Dichloranilin	<10	19	138
3,4- Dichloranilin	<10	<10	27
3,5- Dichloranilin	<10	<10	<10
2,6- Dichloranilin	<10	<10	<10
Summe	73	140	853

Tabelle 6-17: Konzentrationen von Chloranilinen, die durch 4-Chloranilin repräsentiert werden sollen, in den verschiedenen Grundwasserleitern

Anmerkung: Werte unterhalb von Bestimmungsgrenzen wurden mit der halben Bestimmungsgrenze angenommen. Werte zur Belastung des Oberbodens und Bodenluftwerte liegen nicht vor.

6.5.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Die Substanz wirkt lokal reizend, systemisch ist kurz- und langfristig vor allem die blutschädigende Wirkung (Methämoglobinbildung) mit Folgeschäden in



anderen Organen von Relevanz. Daten zur Reproduktionstoxizität liegen nicht vor.

Gentoxizität/Kanzerogenität: 4-Chloranilin wird als möglicherweise gentoxisch angesehen, jedoch fehlen aussagekräftige in vivo-Daten. In Tierstudien waren kanzerogene Effekte in Milz, Nebenniere und Leber ersichtlich.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Diese Richtwerte orientieren sich durchgängig an der blutschädigenden Wirkung.

Nachdem sich bei den Belastungsdaten ergab, dass Dichloraniline in höheren Konzentrationen als Chloraniline vorliegen, wurde eine kursorische Überprüfung der Toxizität der Dichloraniline vorgenommen. Diese ergab ein ähnliches Wirkungsprofil (Methämoglobinbildner, einige positive in vitro-Befunde zur Gentoxizität, vermutlich in vivo nicht gentoxisch). Zu kanzerogener Wirkung liegen keine Daten vor. Die Dichloraniline werden nach erster Sichtung als etwa gleich toxisch wie die Chloraniline betrachtet und im Rahmen dieser Gruppe mit bewertet.

Einstufungen

EU: Carc Cat 2

IARC: 2B

DFG: 2

EPA: nicht eingestuft

R-Sätze: R45, R23/24/25, R43, R50-53

6.5.3. Tolerable Körperdosis

Auf Basis der blutschädigenden Wirkung wurde eine tolerierbare tägliche Aufnahmemenge von $2 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ ermittelt (WHO, 2003). Dieser Wert wird durch einen ähnlichen Wert der U.S. Umweltbehörde (EPA, 2007) bestätigt. Angesichts der bei unterschiedlicher Dosis in der männlichen Ratte vorgefundenen Milztumoren und die Lebertumoren bei der Maus sind quantitative Krebsrisikoberechnungen mit grossen Unsicherheiten verbunden. Wird das Krebsrisiko einbezogen, ergibt sich auf Basis des TD50-Wertes (Dosis, die bei 50% der Tiere Tumore erzeugt) in linearer Extrapolation ein (als akzeptabel unterstelltes) Risiko von 1:100000 bei einer Dosis von $0,24 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ (Gold und Zeiger, 1997, nach Weideli). Es ist eine Minimierung der Exposition auch unterhalb des TDI-Wertes vorzunehmen, um der Einstufung als Kanzerogen Rechnung zu tragen.

Für die Dichloraniline wurden keine Richtwerte gefunden. In erster Sichtung ergab sich hinsichtlich Wirkungsprofil und Effektdosen eine in etwa vergleich-



bare toxische Wirkung. Aus diesem Grund werden die Dichloraniline ebenfalls im Rahmen dieser Gruppe betrachtet.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
4 µg/kg • d	RfD	EPA, 2007 (IRIS)	Basis nicht-karzinogene Effekte
2 µg/kg • d	TDI	WHO, 2003 (CI-CAD)	Basis nicht-karzinogene Effekte, zusätzlich Verweis auf Karzinogenität mit der Notwendigkeit der Reduktion der Exposition
0,24 µg/kg • d	Risiko 1:100.000	Gold und Zeiger, 1997	Lineare Risikoabschätzung

Tabelle 6-18: Tolerierbare Körperdosen für 4-Chloranilin; Auswahl verschiedener Richt- und Schätzwerte (für Risikoabschätzung ausgewählter Wert im Fettdruck)

6.5.4. Grundwasser

Eine Umrechnung des TDI-Werts in einen Konzentrationswert-Analog ergäbe einen Wert von 70 µg/l, wobei aufgrund der marginalen Unterschiede zwischen der Bewertung der U.S. EPA und der Weltgesundheitsorganisation auch ein Wert von 100 µg/l herangezogen werden kann. Damit bestätigt sich der Wert der Schweizer Altlastenverordnung ohne Quotierung (siehe Tabelle 6-19). Diese Berechnungen berücksichtigen jedoch nicht die krebserzeugende Wirkung. Ein Wert mit einem Krebsrisiko von 1:100.000 korrespondiert mit einer Trinkwasserkonzentration von 8 µg/l (grosse Unsicherheiten der Abschätzung). Gegenüber dem TDI für nichtkarzinogene Effekte beinhaltet dieser Wert einen plausiblen Sicherheitsabstand von ca. 10 für krebserzeugende Effekte.

Wert	Begriff	Quelle
100 µg/l	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz)
70 µg/l	Konzentrationswert-Analog	Berechnung aus TDI ohne Krebsrisiko (FoBiG, dieses Gutachten)
8 µg/l	Konzentrationswert-Analog	Basis TD ₅₀ , Risiko 1:100.000

Tabelle 6-19: Konzentrationswerte für 4-Chloranilin im Grundwasser

6.5.5. Trinkwasser

Die oben vorgeschlagenen Werte als Konzentrationswert-Analog lassen sich auch als Trinkwasserwerte begründen (vgl. Tabelle 6-20).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
7 µg/l	Konzentrationswert-Analog	FoBiG (dieses Gutachten)	Berechnung anhand eines Konzentrationswerts von 70 µg/l und einer Quotierung von



			10% (FoBiG), ohne krebserzeugende Wirkung
8 µg/l	Konzentrationswert-Analog	FoBiG (dieses Gutachten)	Basis TD ₅₀ , Risiko 1:100.000

Tabelle 6-20: Beurteilungswerte für 4-Chloranilin im Trinkwasser

6.5.6. Boden

In den USA wurde ein „Soil screening level“ für 4-Chloranilin im Boden aufgestellt, der zur Orientierung referiert wird (Tabelle 6-21). Es liegen keine entsprechenden Bodenbelastungswerte vor, die einen Vergleich ermöglichen würden. Das Krebsrisiko wird dabei nicht berücksichtigt.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
240 mg/kg	Soil screening level	EPA, 2004 (Superfund)	dermale/orale Exposition, Basis nichtkanzerogene Effekte

Tabelle 6-21: Beurteilungswert für 4-Chloranilin im Boden

6.5.7. Bodenluft

Für 4-Chloranilin (p-Chloranilin) wird in der Schweiz ein Arbeitsplatzgrenzwert von 0,2 mg/m³ angegeben (SUVA, 2007). Allerdings ist in Deutschland kein solcher Wert vorhanden, da dort eine Einstufung als „krebserzeugend“ vorliegt. Eine entsprechende Berechnung des Krebsrisikos erscheint nicht erforderlich, da der Expositionspfad nicht als relevant eingeschätzt wird.

6.5.8. Ökotoxizität

Ökotoxikologische „predicted no effect concentrations“ (PNEC) liegen für das aquatische Kompartiment bei 0,2-1 µg/l (vgl. Tabelle 6-22) und zeigen somit im Vergleich zur Humantoxizität eine hohe Sensitivität der Ökosysteme.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,2 µg/l	PNEC (Wasser)	INERIS, 2004 (FR)	
0,8 µg/l	PNEC (Wasser)	LUBW, 1999a,b; UBA, 2006a	TGD-Methode
1 µg/l	PNEC (Wasser)	WHO, 2003 (CICAD)	

Tabelle 6-22: Beurteilungswerte für 4-Chloranilin (Ökotoxizität)

6.5.9. Repräsentativität

4-Chloranilin steht auch für: 2-Chloranilin, 3-Chloranilin, Dichloraniline, 5-Chlor-o-toluidin, 3-Chlor-o-toluidin und 4-Chlor-o-toluidin. Nach WHO (CICAD)



<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad48.htm> ist 4-Chloranilin angesichts der Effekte bei Säugern das toxischste der Isomere. Für die Dichloraniline kann eine vergleichbare Toxizität angenommen werden. Vergleichsdaten zu Chlortoluidinen konnten im gegebenen Rahmen nicht gefunden werden. Es wird davon ausgegangen, dass mit der Einhaltung eines Richtwertes in Höhe von 8 µg/l (Basis krebserzeugende Wirkung) auch hinreichender Schutz vor krebserzeugender Wirkung bei anderen Chloranilinen gewährleistet ist. Vergleichsdaten zur Ökotoxizität (siehe folgende Tabelle 6-23) zeigen, dass die anderen Vertreter gegenüber 4-Chloranilin eine ähnlich hohe oder niedrigere Toxizität aufweisen.

INERIS: http://rsde.ineris.fr/document/PNECrsde_29012004.pdf
 UBA (PNEC): <http://www.bvt.umweltbundesamt.de/archiv/ECM.pdf>



	4-Chloranilin	2- Chloranilin	3- Chloranilin	Dichloraniline	Chlortoluidine
INERIS (PNEC)	0,2 µg/l	0,64 µg/l	0,26 µg/l	0,2 µg/l (3,4-DCA)	-
UBA (PNEC)	0,8 µg/l	0,64 µg/l	1,3 µg/l	0,8-11 µg/l	-

Tabelle 6-23: Beurteilungswerte ähnliche Substanzen zu 4-Chloranilin (Ökotoxizität)

6.5.10. Zusammenfassung

Wegen der Einstufung von 4-Chloranilin als Humankanzergen werden Konzentrations- und Trinkwasserwerte, die sich an der blutschädigenden Wirkung von 4-Chloranilin orientieren, nicht als einziger Massstab für die Gefährdungsabschätzung übernommen. Stattdessen wird als weitere Orientierung die lineare Krebsrisikoabschätzung zu Grunde gelegt, welche in einem Wert von 8 µg/l resultiert. Zwar ist diese Risikoabschätzung mit grossen Unsicherheiten behaftet, das Ergebnis ist jedoch konservativ berechnet und liegt somit auf der sicheren Seite. Die Überschreitung dieses Werts erfordert langfristig Massnahmen und ist zu überwachen. Ähnliche Substanzen weisen eine gleiche oder geringere Humantoxizität auf. Die vorgefundenen mittleren Konzentrationen in den Grundwasserleitern Feldreben und Rothausstrasse, HMK unterschreiten diesen Wert deutlich.

Das Ergebnis lässt sich in folgender Abbildung 6-3 zusammenfassen:

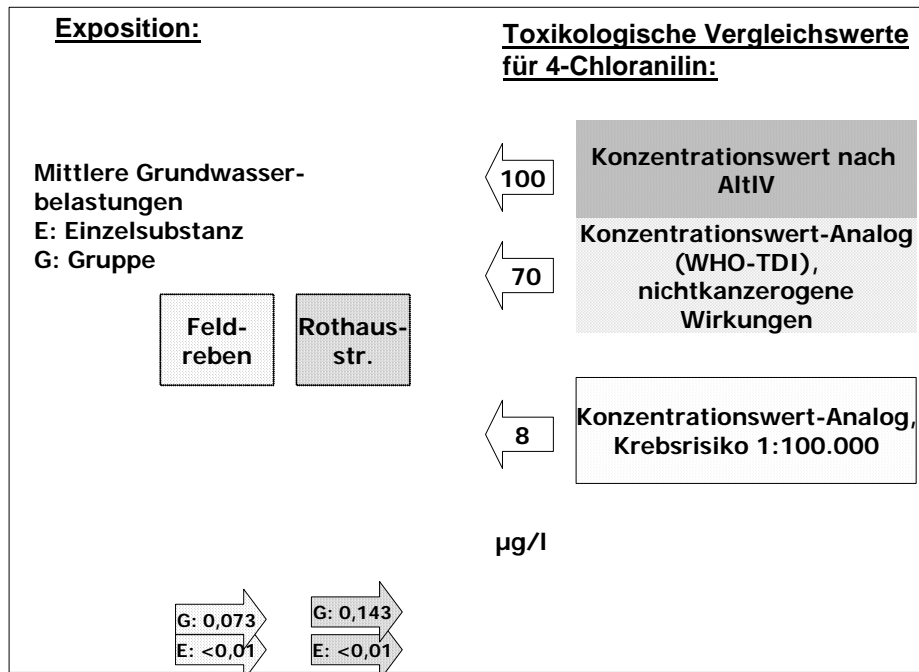


Abbildung 6-3: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Chloraniline in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser auf Basis einer Bewertung von 4-Chloranilin

Der auf Basis der Humantoxizität gewählte Bezugswert von 8 µg/l für 4-Chloranilin schützt zugleich ausreichend vor nachteiligen Wirkungen in der Umwelt. Nach Berücksichtigung der standortspezifischen Abreicherungsfaktoren (Feldreben: 300; Rothausstrasse: 1800) unterschreiten die zu erwartenden Konzentrationen in Oberflächengewässern die PNEC deutlich. Diese Aussage schliesst auch andere Chloraniline ein.

6.6. Benzidin

6.6.1. Expositionsdaten

Bei den Untersuchungen der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse wurde Benzidin (und auch andere Vertreter der Gruppe) nur in einer Messung vorgefunden (Einzelmesswert an einem einzelnen Datum) und nicht weiter bestätigt. Werte zur Belastung des Oberbodens oder der Bodenluft liegen nicht vor.

6.6.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Berichte zu nicht kanzerogenen Wirkungen liegen nur in geringem Umfang vor. Bei beruflicher Exposition wurden allergische Hautreaktionen und weitere immunologische Veränderungen beobachtet. Aus einer epidemiologischen Studie ergaben sich Verdachtsmomente auf fruchtschädigende Wirkung. In Tierstudien mit längerfristiger Exposition waren die Zielorgane vor allem Gehirn, Leber und Niere.

Gentoxizität / Kanzerogenität: Die Substanz zeigte in einer Vielzahl von in vitro- und in vivo-Untersuchungen gentoxische Wirkung. Reaktive Metabolite von Benzidin bilden DNA-Addukte, welche als (Mit-)Ursache der Kanzerogenität vermutet werden. Benzidin ist ein Humankanzerogen (Zielorgan vor allem: Blasentumore), auch in Tierstudien zeigten sich kanzerogene Effekte (Brust-, Leber-, Lungen-, Uterus- und Blasentumore, Leukämien).

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Die Werte für Wasserbelastung erlauben keine Aussage über die Ableitungsbasis, besitzen aber angesichts der strengen Regulation vermutlich Vorsorgecharakter. Massgebliche Richtwerte sollten die Humankanzerogenität mit berücksichtigen.

Einstufungen

EU: Carc Cat 1

IARC: 1

DFG: 1

EPA: A

R-Sätze: R45, R22, R50-53

6.6.3. Tolerable Körperdosis

Es liegt eine Abschätzung einer „tolerierbaren täglichen Aufnahme“ (TDI) in Höhe von 3 µg/kg • d unter Ausklammerung der krebserzeugenden Wirkung vor (**Tabelle 6-24**). Diese wurde von der amerikanischen Umweltbehörde veröffentlicht und deshalb als RfD-Wert (Referenzdosis) bezeichnet. Allerdings ergibt sich aus der Krebsrisikoabschätzung dieser Behörde („slope-factor“), dass ein Krebsrisiko von 1:100000 erst bei einer Körperdosis von 0,04 ng/kg • d erreicht ist.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
3 µg/kg • d	RfD	EPA, 2007 (IRIS)	Basis nicht kanzerogene Effekte
2,3 • 10 ² pro mg/kg • d	slope factor, oral	EPA, 2007 (IRIS)	lineare Risikoabschätzung

Tabelle 6-24:
Beurteilungswerte für Benzidin (tolerierbare Körperdosis, Krebsrisiko)



6.6.4. Grundwasser

Eine Körperdosis von 0,04 ng/kg • d entspricht einem Konzentrationswert von 1,4 ng/l ohne Quotierung, der wiederum einem Risiko von 1:100000 für Krebserkrankungen bei lebenslanger Exposition gegenüber dieser Konzentration entsprechen würde. In der Altlastenverordnung der Schweiz ist derzeit kein Wert für Benzidin aufgelistet. Nach der Wegleitung Grundwasserschutz (BUWAL, 2004) ist für die einzelnen aromatischen Amine ein Indikatorwert von 0,1 µg/l angeführt, der jedoch nicht direkt für eine Gefährdungsabschätzung herangezogen werden kann.

6.6.5. Trinkwasser

Der oben angegebene Konzentrationswert von 1,4 ng/l könnte über eine entsprechende Quotierung in einen Trinkwasserwert überführt werden. Faktisch bedeutet die genannte Konzentration, dass jeder Nachweis im Trinkwasser als gesundheitlich bedenklich eingeschätzt werden muss.

6.6.6. Boden

Es liegen keine Richtwerte für den Boden vor. Eine Relevanz dieses Kontaktmediums konnte in Muttenz bisher nicht gezeigt werden.

6.6.7. Bodenluft

Es liegen Krebsrisikoberechnungen für den Luftpfad vor, die hohe Risiken (6,7 Prozent bei 1 µg/m³ ermitteln (EPA, 2007 (IRIS)). Eine Relevanz dieses Expositionspfades konnte in Muttenz bisher nicht gezeigt werden.

6.6.8. Ökotoxizität

Es liegen keine qualifizierten ökotoxikologischen Studien vor, die eine Eingrenzung der Wirkung auf die Umwelt ermöglichen würden. Angesichts der sehr niedrigen tolerierbaren Konzentrationen im Wasser aus humantoxikologischer Sicht ist davon auszugehen, dass mit der Beachtung humantoxikologischer Kriterien auch der Schutz der Umwelt angemessen abgedeckt ist.

6.6.9. Repräsentativität

Benzidin steht auch für Naphthylamin. 2-Naphthylamin (CAS-Nummer: 91-59-8) ist ebenfalls als krebserzeugend eingestuft. Angesichts der extrem hohen krebserzeugenden Potenz von Benzidin wird davon ausgegangen, dass damit auch das Risiko von Naphthylamin (humantoxikologisch und ökotoxikologisch) angemessen abgebildet wird.



Hinsichtlich der Gewässergute unterscheidet BUWAL (2000) nicht zwischen einzelnen aromatischen Aminen (gleicher Wert für alle aromatischen Amine).

6.6.10. Zusammenfassung

Benzidin ist eine krebserzeugende Substanz mit hoher Wirkstärke, so dass schon der „toxicological threshold of concern“ (TTC) in Höhe von 0,075 µg/l mit einem erhöhten Risiko verbunden sein dürfte. Bei linearer Extrapolation auf Basis der Risikoabschätzung der U.S. Umweltbehörde (EPA) ergibt sich ein Risiko von 1:100000 für Krebserkrankungen bei 1,4 ng/l (analog: Konzentrationswert). Jedes Auftreten der Substanz im Grundwasser oder Trinkwasser über der Nachweisgrenze muss also als gesundheitlich bedenklich eingeordnet werden. Die Substanzen wurden jedoch nur lokal eng begrenzt vorgefunden und in einer umfassenderen Erfassung deren Vorkommen nicht bestätigt. Die folgende Abbildung 6-4 verdeutlicht diese Zusammenhänge. Ein entsprechender Schutz der Umwelt ist bei dieser Herangehensweise gewährleistet. Bei gemeinsamer Betrachtung von Benzidin und Naphthylamin stellt es eine konservative Annahme dar, beide Substanzen als gleich toxisch einzuordnen.

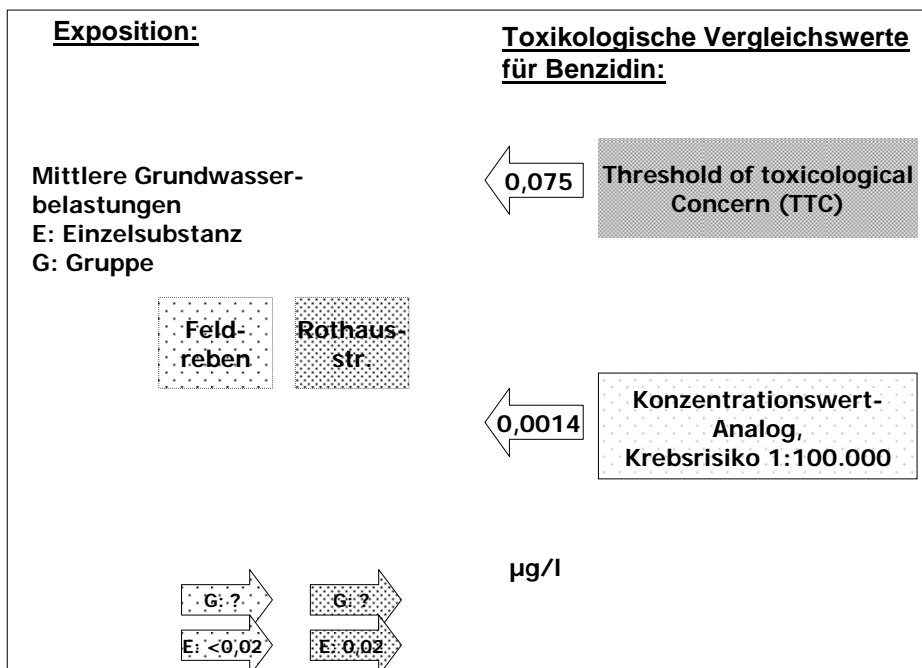


Abbildung 6-4: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Benzidin in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser



6.7. Butalbital

6.7.1. Expositionsdaten

Bei den Untersuchungen der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse wurde Butalbital (und auch andere Vertreter der Gruppe) im Mittel fast durchgängig nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l nachgewiesen, lediglich Aprobarbital wurde im Grundwasserleiter Feldreben in einer Konzentration von 0,1 µg/l gefunden. Nachdem in den beiden Deponien unterschiedliche Anzahlen von Barbituraten bestimmt wurden, erscheint die vergleichende Angabe eines Summenwertes auf Basis der halben Nachweisgrenze der Einzelkomponenten nicht sinnvoll. Werte zur Belastung des Oberbodens oder der Bodenluft liegen nicht vor.

6.7.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Barbiturate sind Medikamente und wirken als Antidepressiva auf das Zentrale Nervensystem, je nach Dosis angstlösend, sedierend bis anästhetisierend. Die therapeutische Breite ist gering, bei geringer Überdosierung besteht Gefahr von Atemlähmung. Barbiturate besitzen ein hohes Potenzial zur körperlichen und psychischen Abhängigkeit mit massiven Entzugserscheinungen. Derivate mit zyklischen Substituenten (z.B. Phenobarbital, Hexobarbital) besitzen etwas geringere Wirksamkeit als Verbindungen mit aliphatischen Gruppen (Barbital, Butalbital, Aprobarbital, Pentobarbital). Barbiturate stehen im Verdacht der Fruchtschädigung, sind vermutlich überwiegend nicht genotoxisch, teilweise wurde kanzerogene Wirkung in Leber und Schilddrüse von Nagern nachgewiesen (Pentobarbital, Desoxyphenobarbital). Einige Verbindungen wirken hautsensibilisierend.

Einstufungen

Kanzerogenitätseinstufungen oder R-Sätze liegen nicht vor.

6.7.3. Tolerable Körperdosis

Es liegen keine Angaben zu tolerablen Körperdosen vor. Die höchsten noch empfohlenen therapeutischen Wirkdosen liegen im mg/kg Körpergewicht und Tag-Bereich (vgl. Kapitel 6.7.9). In gängiger Praxis wird bei der pharmazeutischen Industrie davon ausgegangen, dass ein „acceptable daily intake“ (ADI) unter Berücksichtigung eines Extrapolationsfaktors von 100 auf die niedrigste



therapeutische Dosis abgeleitet werden kann (Weideli, persönliche Mitteilungen, 2007). Bei einer niedrigsten therapeutischen Dosis von 100 mg/d Butalbital entspräche dies einem ADI von 1 mg/d, entsprechend 0,014 mg/kg • d. Dabei wird die bei einigen Barbituraten im Tierversuch beobachtete krebserzeugende Wirkung und die Sensibilisierung nicht quantitativ berücksichtigt, was aber a) wegen des grossen Abstandes zwischen maximaler Wirkkonzentration und hier zu Grunde gelegter tolerierbarer Konzentration (ca. Faktor: 100000), b) wegen der nur als Verdachtsmoment dokumentierten Wirkung, ein hinreichend konservatives Vorgehen darstellt.

6.7.4. Grundwasser

Aus den Ausführungen nach Kapitel 6.7.3 ergibt sich ein Konzentrationswert entsprechend dem ADI in Höhe von 0,5 mg/l. Dieser Wert gilt ohne genaue Differenzierung für alle Barbiturate

6.7.5. Trinkwasser

Es liegen keine Richtwerte für Trinkwasser vor. Bei der gleichzeitigen Einnahme von Barbituraten ist die Zusatzbelastung über Barbiturate im Trinkwasser vernachlässigbar, wenn die oben genannte Grundwasserkonzentration (auch ohne Quotierung) eingehalten wird.

6.7.6. Boden

Es liegen keine Richtwerte, aber auch keine Hinweise auf eine erhöhte Belastung des Oberbodens mit Barbituraten vor.

6.7.7. Bodenluft

Es liegen keine inhalativen Richtwerte, aber auch keine Hinweise auf eine erhöhte Belastung der Bodenluft mit Barbituraten vor.

6.7.8. Ökotoxizität

Vorliegende Daten zur Ökotoxizität (vgl. Tabelle 6-25) ergaben keinen Hinweis auf eine hohe Giftigkeit im aquatischen Kompartiment (DHI, 2006). Die folgende Tabelle 6-25 mit Wirkkonzentrationen wurde einer neuerlichen Veröffentlichung von DHI entnommen (DHI, 2006). Wenn eine „predicted no effect concentration“ (PNEC) in erster Annäherung mit einem Extrapolationsfaktor von 1000 abgeleitet wird, ergeben sich für Barbiturate Konzentrationen von $\geq 50 \mu\text{g/l}$, die aus ökotoxikologischer Sicht keine bedenkliche Wirkung besitzen.



Systematisk gruppe	Parameter, effektmål	Varighed	Result (mg/l)	Ref
Bakterier (Vibrio fischeri) Microtox®	EC 50 lysudsendelse	15 min	339-1720	Tørsløv, 1989 ¹
Alger (Skeletonema costatum)	NOEC vækst	72 timer	3200	Svalheim, 2005 ²
Alger (Skeletonema costatum)	EC50 vækst	72 timer	> 3200	Svalheim, 2005 ²
Krebsdyr (Acartia tonsa)	LC50 dødelighed	48 timer	> 3200	Larsen, 2005 ²
Krebsdyr (Daphnia magna)	LC50 dødelighed	48 timer	> 100	Sønderby, 2005 ³
Krebsdyr (Daphnia magna)	LC50 dødelighed	48 timer	> 300	Sønderby, 2005 ⁴
Krebsdyr (Daphnia magna)	LC50 dødelighed	48 timer	117	Sønderby, 2005 ⁵
Fisk (Pimephales promelas)	LC50 dødelighed	96 timer	49,5	Geiger et al., 1988 ⁵
Fisk (Pimephales promelas)	LC50 dødelighed	96 timer	85,4	Geiger et al., 1988 ⁶

Tabelle 6-25: Ökotoxikologische Beurteilungswerte Barbiturate (Quelle: DHI, 2006; <http://www.mst.dk/NR/ronlyres/ADA254AC-3D5D-4484-BCBE-DE789F4316F3/0/Delrapport11.pdf>)

6.7.9. Repräsentativität

In einer Aufstellung der pharmakologisch wirksamen Serumkonzentrationen war Butalbital bei den Substanzen mit den niedrigsten therapeutischen Wirkkonzentrationen im Blut. (<http://www.oslab.de/files/Auflage9.pdf>) Insofern kann diese Substanz auf Basis dieser Angaben als eines der wirksamsten Barbiturate angesehen werden. Es gibt jedoch auch Vorschläge, andere Barbiturate, wie Barbital, als kritische Substanz auszuwählen. Nach folgender Aufstellung (Tabelle 6-26) wäre für dieses und Aprobarbital aufgrund der therapeutischen Bereiche eine geringere Wirksamkeit als z.B. Butalbital zu unterstellen.



Barbiturate (mg/l)	therapeutischer Bereich	toxisch ab
Allobarbital	5 - 20	20
Aprobarbital	10 - 40	40
Barbexaclon als Pheno- barbital	10 - 40	50
Barbital	10 - 40	50
Brallobarbital	1 - 5	10
Butabarbital	5 - 15	20
Butalbital	1 - 5	10
Cyclobarbital	2 - 6	10
Heptabarbital	2 - 5	10
Hexobarbital	4 - 10	15
Methylphenobarbital	8 - 15	
Pentobarbital	1 - 5	10
Phenobarbital	10 - 40	50
Propallylonal	0,3 - 10	10
Secbutabarbital	5 - 15	20
Secobarbital	1,5 - 5	7
Thiopental	1 - 5 (Intensivtherapie bis 20)	10
Pentobarbital	1 - 5	10
Vinylbital	5 - 10	15

Tabelle 6-26: Niedrigste therapeutisch wirksame Dosierungen Barbiturate
 (Quelle: Enzenauer et al., 2005; <http://www.oslab.de/files/Auflage9.pdf>)

Auf Basis der Maximalen empfohlenen therapeutischen Dosen
 (www.fda.gov/Cder/Offices/OPS_IO/MRTD.htm) wäre Aprobarbital toxischer /
 wirksamer als Butalbital und Barbital.

Maximum recommended therapeutic doses (MRTD)

2,67 mg/kg • d für Aprobarbital

3,33 mg/kg • d für Talbutal

5 mg/kg • d für Butalbital

10 mg/kg • d für Barbital und Mephobarbital

Bei in vitro-Tests ergab sich eine andere Reihenfolge (vgl. Tabelle 6-27): Die
 pharmakologische Aktivität verschiedener Barbiturate wurde von Lee-Son et
 al. (1975) mit Hilfe von 2 Testsystemen untersucht. Bei der Depolarisation an
 isolierten Endplatten von Meerschweinchen-Muskeln hatte Butalbital (und erst
 recht Aprobarbital) im Vergleich zu anderen Barbituraten eine relativ hohe
 ED₅₀ (siehe folgende Tabelle), im Tadpole-Assay (anästhetische, immobilisie-
 rende Wirkung auf Kaulquappen) lag die Substanz dagegen im Mittelfeld der
 Wirksamkeit, Aprobarbital und Barbital hatten die geringste Wirksamkeit.



Substanz	ED ₅₀ (Depolarisation Meer-schweinchen-Muskel)	ED ₅₀ (Tadpole-Assay)
Amobarbital	626	437
Aprobarbital	3370	1413
Barbital	-	14621
Butobarbital	2234	564
Butalbital	2196	610
DMBEB	172	50
Hexobarbital	919	164
Mephobarbital	1134	91
Metharbital	3137	1000
Methohexital	102	20
Pentobarbital	442	164
Phenobarbital	4567	3280
Secobarbital	198	82
Thiamylal	117	30
Thiopental	236	32

Tabelle 6-27: Effektdosen *in vitro*, Barbiturate (Quelle: Lee-Son et al. 1975)

Bei dieser Sachlage kann noch keine verlässliche Aussage über die relative Wirksamkeit der Leitsubstanz im Vergleich zu anderen Barbituraten getroffen werden. Wenn man die allgemeinen Angaben zur therapeutischen Wirksamkeit zugrunde legt, kann eine vergleichbare oder niedrigere Toxizität anderer Barbiturate im Vergleich zu Butalbital vermutet werden. Im Folgenden wird von gleicher Wirksamkeit ausgegangen.

6.7.10. Zusammenfassung

Humantoxikologische Daten zu Barbituraten erlauben keine qualifizierte Ableitung einer Dosis ohne nachteilige Wirkungen. Es wurde ein auf Basis gängiger Praxis abgeleiteter „acceptable daily intake“ ADI herangezogen, um in der Gefährdungsabschätzung einen Konzentrationswert von 0,5 mg/l abzuleiten. Der Wert gilt gleichermassen für alle in Muttenz zur Diskussion stehenden Barbiturate und sollte auch vor möglicher krebserzeugender Wirkung schützen, da der Abstand zu medizinisch eingesetzten Konzentrationen sehr gross ist und bei Barbituraten keine Gentoxizität beobachtet wurde. Die vorgefundenen Belastungen liegen deutlich unterhalb des ADI und der Hälfte des ADI. Das Ergebnis zur Humantoxizität lässt sich graphisch wie folgend zusammenfassen (Abbildung 6-5):



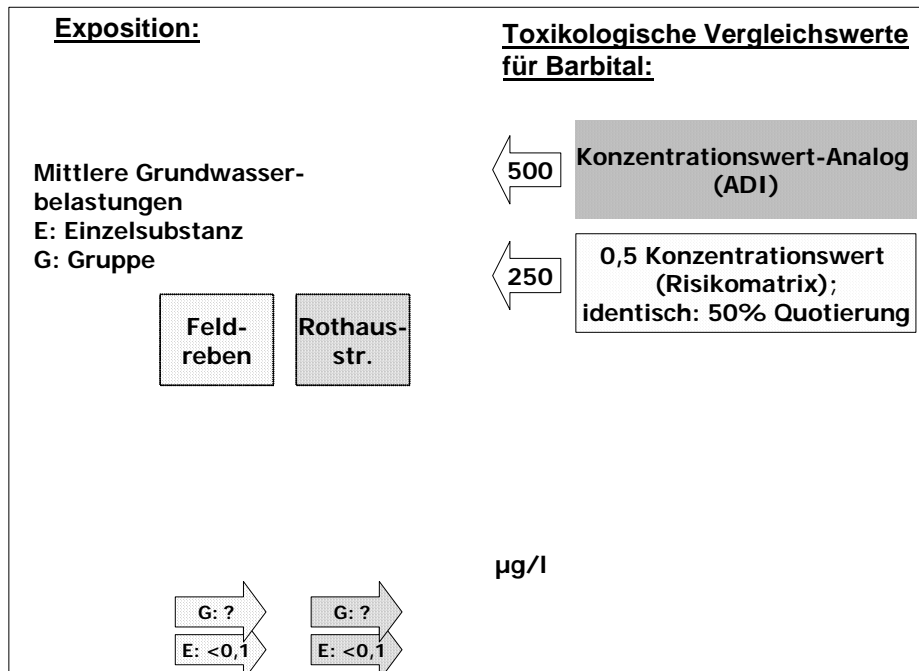


Abbildung 6-5: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Barbiturate in den Grundwasserleitern in Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser

Die vorliegenden Daten zur Umwelttoxizität zeigen, dass ab Konzentrationen von 50 µg/l nachteilige Wirkung auf die Umwelt zu erwarten sind. Insofern sind die vorgefundenen Belastungen (auch ohne Abreicherungs-faktoren) unbedenklich.

6.8. Atrazin

6.8.1. Expositionsdaten

Für eine Gefährdungsabschätzung im Grundwasser werden die mittleren Konzentrationswerte der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse zu Grunde gelegt (Messwerte in ng/l, Datei SO966G-Grundwasserwerte.xls). Diese sind in folgender Tabelle 6-28 zusammengefasst.

Substanz/Probe	Feldreben	Rothausstrasse HMK	Rothausstrasse Lockergestein
Atrazin	49	98	183
Simazin	32	22	41
Desethylatrazin	57	217	233

Ametryn	<50	<50	150
Prometryn	<10	29	203
Summe	168	391	810

Tabelle 6-28: Konzentrationen von Triazin-Pestiziden, die durch Atrazin repräsentiert werden sollen, in den verschiedenen Grundwasserleitern

Anmerkung: Werte zur Belastung des Oberbodens und der Bodenluft liegen nicht vor.

6.8.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Humanbefunde ergaben Verdachtsmomente auf Reproduktionstoxizität (inkl. Fehlbildungen der Nachkommen). Atrazin ist hautreizend und wirkte beim Tier, nicht jedoch beim Menschen sensibilisierend. In Tierstudien mit mehrfacher Exposition verursachte es Kardiotoxizität, Leber- und Niereneffekte sowie hämatologische Veränderungen, weiterhin Effekte an Reproduktionsorganen, Veränderungen von Sexualhormonspiegeln und weitere reproduktionstoxische Effekte, einschliesslich verzögerter Entwicklung und neurologischer Defizite der Nachkommen.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Atrazin ist möglicherweise gentoxisch, jedoch steht aufgrund widersprüchlicher Befunde eine abschliessende Bewertung aus. Aus Humanbefunden ergaben sich Verdachtsmomente auf kanzerogene Wirkung (Magen-, Brust- und Ovarientumore). Das vermehrte Auftreten von Brusttumoren in einem Rattenstamm wurde als spezies- und stammspezifischer Effekt gewertet, der vermutlich keine Humanrelevanz besitzt.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Vorliegende europäische Richtwerte besitzen angesichts des toxikologisch basierten höheren Wertes der WHO Vorsorgecharakter und sollten auch Schutz vor möglichen kanzerogenen Effekten bieten.

Einstufungen

EU: nicht eingestuft

IARC: 3

DFG: nicht eingestuft

EPA: nicht eingestuft

R-Sätze: R48/22, R43, R50-53



6.8.3. Tolerable Körperdosis

Es liegen mehrere Abschätzungen einer tolerablen Körperdosis vor, wobei je nach Organisation verschiedene Begrifflichkeiten verwendet wurden. Ohne Berücksichtigung der möglichen krebserzeugenden Wirkung wurden Werte von 3 bis 35 µg/kg • d vorgeschlagen („Minimal risk level“ der U.S. Altlastenbehörde ATSDR; „Referenzdosis“ der U.S. Umweltbehörde EPA). Entscheidend für die vorliegende Bewertung ist die Berechnung der Weltgesundheitsorganisation, die unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors für mögliche krebserzeugende Wirkung eine tolerierbare tägl. Aufnahme von 0,5 µg/kg•d für Atrazin benennt. Eine definierte Risikohöhe kann mit dieser Ableitung nicht genannt werden. Die Werte sind in der folgenden Tabelle 6-29 gegenübergestellt:

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
3 µg/kg • d	MRL	ATSDR, 2003	minimal risk level für subchronische Exposition, Basis nicht-karzinogene Effekte
35 µg/kg • d	RfD	EPA, 2007 (IRIS)	Basis nicht-karzinogene Effekte
5 µg/kg • d	TDI	RIVM, 2001 (NL)	
0,5 µg/kg • d	TDI	WHO, 2006 (DWGL)	mögliche Karzinogenität durch höheren Sicherheitsfaktor berücksichtigt

Tabelle 6-29: Beurteilungswerte für Atrazin (tolerierbare Körperdosis), verwendete Daten im Fettdruck hervorgehoben

6.8.4. Grundwasser

Auf Basis dieser noch tolerierbaren Dosis von 0,5 µg/kg • d ergibt sich ein Konzentrationswert-Analog von 17,5 µg/l ohne Quotierung. Allerdings werden für das Trinkwasser nur deutlich niedrigere Konzentrationen akzeptiert, die jedoch in der Regel keine einzelstoffspezifische Begründung besitzen. Entsprechend kann auch der Indikatorwert der Gewässerschutzverordnung der Schweiz (BUWAL, 2000) nicht für eine Gefährdungsabschätzung herangezogen werden.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,1 µg/l	Indikatorwert Grundwasser	BUWAL, 2000 (Schweiz)	Pestizide, Einzelstoff, Basis Gewässerschutzverordnung, Anforderungs- und Indikatorwert
17,5 µg/l	Konzentrationswert-Analog	Dieses Gutachten (FoBiG)	Wert wurde entsprechend vorliegender Methodik aus TDI (WHO) abgeleitet

Tabelle 6-30: Beurteilungswerte für Atrazin (Grundwasser)



6.8.5. Trinkwasser

Die Weltgesundheitsorganisation verwendet eine Quotierung von 10%, um aus dem oben genannten TDI-Wert von 0,5 µg/kg • d für Atrazin einen Trinkwasserwert von 2 µg/l zu berechnen. Die FIV sieht in der Schweiz für Pestizide als Einzelstoff einen Toleranzwert von 0,1 µg/l vor, der jedoch nicht toxikologisch begründet ist.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,1 µg/l	Toleranzwert Trinkwasser	FIV, BUWAL, 2000 (Schweiz)	Pestizide, Einzelstoff
2 µg/l	Drinking Water Guideline	WHO, 2006 (DWGL)	Ausschöpfung des TDI zu 10%

Tabelle 6-31: Konzentrationswerte für Trinkwasser

6.8.6. Boden

Es liegen uns keine Bodenwertableitungen zu Atrazin vor, wobei auf Basis der gegebenen tolerierbaren täglichen Aufnahmemenge eine solche Konzentration berechenbar wäre. Angesichts der nicht beschriebenen Effekte im Oberboden wird eine solche Ableitung zurückgestellt und erst im Bedarfsfall ermittelt.

6.8.7. Bodenluft

Der Arbeitsplatzgrenzwert für Atrazin liegt bei 2 mg/m³ im einatembaren Staub (SUVA, 2007). Eine Bewertung der Konzentration erscheint nicht erforderlich, da der Expositionspfad nicht als relevant eingeschätzt wird.

6.8.8. Ökotoxizität

Für die Bewertung der Ökotoxizität ist das aquatische Kompartiment relevant. Hier liegt eine „predicted no effect concentration“ (PNEC) aus Frankreich vor, der auch in einer Bewertung der EU anerkannt wurde und eine deutlich kritischere Bewertung als unter dem Blickwinkel der Humantoxizität erfordert (vgl. Tabelle 6-32). Der Wert liegt bei 0,34 µg/l und stützt in seiner Höhe den Trinkwasserwert der FIV, der jedoch mit anderer Begründung erstellt wurde.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,34 µg/l	PNEC (Wasser)	INERIS, 2004 (FR)	validiert durch EU

Tabelle 6-32: Beurteilungswerte für Atrazin (Trinkwasser)



Unter ökotoxikologischem Aspekt ergibt sich unter Berücksichtigung der Abreicherungsfaktoren von 300 (Feldreben) bzw. 1800 (Rothausstrasse) eine deutliche Unterschreitung des PNEC für Atrazin, a) eine deutliche Unterschreitung des PNEC für Atrazin als Einzelsubstanz und b) eine leichte Überschreitung für die Summe aller Triazine, wenn von identischer Toxizität aller Triazine ausgegangen und somit insgesamt ein PNEC von 340 ng/l herangezogen wird. Allerdings gibt es Hinweise, dass einige Triazine (insbesondere Ametryn und Prometryn) eine deutlich höhere Ökotoxizität aufweisen, so dass ohne Abreicherung keine sichere Einhaltung eines entsprechenden PNEC gewährleistet wäre. Nach Berücksichtigung der Abreicherungsfaktoren besteht jedoch auch bei Triazinen kein erhöhtes Risiko für die Umwelt.



6.9. Phenol

6.9.1. Expositionsdaten

Bei den Untersuchungen der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse wurde Phenol (Einzelsubstanz) im Mittel nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 50 ng/l nachgewiesen.

Werte zur Belastung des Oberbodens und der Bodenluft liegen nicht vor.

6.9.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Phenol wirkt bei Haut- und Schleimhautkontakt reizend und ätzend, jedoch ist es nicht sensibilisierend. Kurzfristige Exposition des Menschen bewirkte neurotoxische Effekte. Bei längerfristiger Exposition wurden Lebereffekte, Neurotoxizität und geringgradige hämatologische Veränderungen beschrieben. In Tierstudien mit mehrmaliger Exposition waren Nerven- und Immunsystem, Niere, Leber, Herz und Lunge als Zielorgane betroffen, bei dermalen Exposition auch die Haut. Weiterhin wurden fruchtschädigende Effekte (verzögerte Entwicklung, erhöhte perinatale Mortalität) beobachtet.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Phenol war in bakteriellen Testsystemen nicht mutagen, jedoch wurde Phenol aufgrund von positiven Befunden in Säugerkulturen *in vitro* und einer schwachen *in vivo*-Aktivität als vermutliches Mutagen bewertet. Kanzerogenitätsstudien an Tieren ergaben keine eindeutigen positiven Befunde. Phenol ist aber ein Tumorpromoter und ein Metabolit von Phenol (Hydrochinon) ist als krebverdächtig eingestuft.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Bei der Ableitung von Richtwerten für den Boden wird angesichts der

mässigen Toxizität von Phenol und der geringen Flüchtigkeit auch die Belästigung durch den charakteristischen Geruch relevant.

Einstufungen

EU: hinsichtlich Kanzerogenität nicht eingestuft, Muta Cat 3

IARC: 3

DFG: 3B

EPA: D (nach neuer Klassierung: inadequate for assessment)

R-Sätze: R68, R23/24/25, R48/20/21/22, R34



6.9.3. Tolerable Körperdosis

Es liegen zwei massgebliche internationale Bewertungen von Phenol durch die U.S. Umweltbehörde EPA (Referenzdosis, RfD) und die Weltgesundheitsorganisation WHO (TDI) vor, bei denen eine tolerierbare tägliche Aufnahme ermittelt wurde (Tabelle 6-33). Diese Werte liegen im Bereich 60-300 µg/kg • d.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
300 µg/kg • d	RfD	EPA, 2007 (IRIS)	
60-200 µg/kg • d	TDI	WHO, 1994b (EHC)	

Tabelle 6-33: Beurteilungswerte für Phenol (tolerierbare Körperdosis), verwendete Daten im Fettdruck hervorgehoben

6.9.4. Grundwasser

Der Konzentrationswert der Altlastenverordnung der Schweiz (Tabelle 6-34) scheint ohne Quotierung auf Basis einer tolerierbaren täglichen Körperdosis von 300 µg/kg • d abgeleitet (300 µg/kg • d x 70 kg Körpergewicht/ 2 Liter Wasserkonsum/Tag =10,5 mg/l.) Angesichts der oben ausgewiesenen Spanne tolerierbarer Konzentrationen wäre auch ein niedrigerer Wert vertretbar, z.B. 2 mg/l, wenn 60 µg/kg • d zum Ausgangspunkt gewählt werden. Wir beziehen im Folgenden als zusätzlichen Massstab die Hälfte des letztgenannten Wertes (50% von 2 mg/l) mit in die Bewertung ein.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
10 mg/l	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz)	

Tabelle 6-34: Beurteilungswerte für Phenol (Grundwasser)



6.9.5. Trinkwasser

Der Trinkwasserwert ist in diesem Falle in der Schweiz ausnahmsweise nicht identisch mit dem Konzentrationswert der Altlastenverordnung (vgl. Tabelle 6-35). Auch bei einer Quotierung liegt der Wert der FIV noch deutlich unter dem der Altlastenverordnung. Hintergrund dürfte sein, dass „Phenole“ in der Trinkwasserverordnung auch für andere Phenolverbindungen ausser dem Einzelstoff Phenol steht. Für Phenol (C₆H₆O) könnte auch bei einer Quotierung von 10% ein Wert von ≥ 200 µg/l zugelassen werden.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
5 µg/l	Grenzwert Phenole Trinkwasser	FIV, Schweiz, EDI, 1998/2005 http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/817.021.23.de.pdf	kein Toleranzwert angegeben
10 µg/l	Wasserdampfflüchtige Phenole, berechnet als Phenol		

Tabelle 6-35: Beurteilungswerte für Phenol (Trinkwasser)

6.9.6. Boden

Es liegt ein „Soil screening level“ aus den USA vor (Tabelle 6-36), der zeigt, dass Phenol keine hohe Relevanz im Boden haben dürfte. Messwerte zur vorliegenden Altlast im Oberboden sind uns nicht bekannt. Es gibt keinen Hinweis auf entsprechende Gefährdungen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
18000 mg/kg	Soil screening level	EPA, 2004 (Superfund)	orale/dermale Exposition

Tabelle 6-36: Beurteilungswerte für Phenol (Boden)

Der Arbeitsplatzgrenzwert für Phenol in der Schweiz liegt bei 19 mg/m³ (SUVA, 2007). Messwerte zur Bodenluft liegen nicht vor. Es wird nicht davon ausgegangen, dass dieser Expositionspfad bei den betrachteten Altlasten Bedeutung gewinnt.

6.9.7. Ökotoxizität

Als Bewertungsmaßstab für die Ökotoxizität wird die „predicted no effect concentration“ (PNEC) im aquatischen Kompartiment herangezogen. Hierfür wurde im jüngsten „risk assessment report“ der Europäischen Union ein Wert von 7,7 µg/l ermittelt (Tabelle 6-37). Damit liegt dieser Referenzwert etwa in der gleichen Höhe wie der Trinkwasserwert für Phenole nach FIV, der jedoch für die Einzelsubstanz Phenol nicht toxikologisch begründet ist.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
7,7 µg/l	PNEC (Wasser)	ECB, 2006 (RAR)	Basis Fische

Tabelle 6-37: Beurteilungswerte für Phenol (Ökotoxizität)



6.9.8. Zusammenfassung

Die vorgefundenen Konzentrationen für Phenol als Einzelsubstanz in den bewertungsrelevanten Grundwasserleitern liegen mit Werten unter 50 ng/l deutlich unterhalb aller human- und ökotoxikologischen Referenzwerte. Als Massstab für künftig möglicherweise nachgewiesene Kontaminationen des Grundwassers mit Phenol wird vorgeschlagen, die in der folgenden Abbildung 6-7 aufgeführten Beurteilungswerte heranzuziehen.

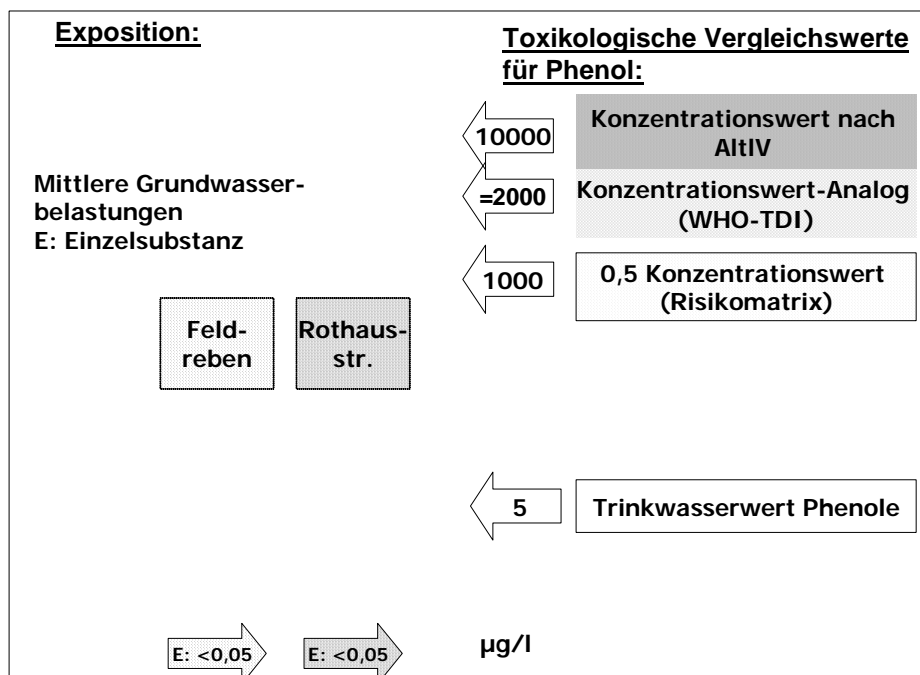


Abbildung 6-7: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Phenol in den Grundwasserleitern im Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser

6.10. 1,2,4-Trichlorbenzol

6.10.1. Expositionsdaten

1,2,4-Trichlorbenzol und weitere Vertreter der Gruppe (andere Trichlorbenzole, Dichlorbenzole) wurden bei den Untersuchungen der bewertungsrelevanten Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse (HMK) im Mittel nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l nachgewiesen. Im nicht bewertungsrelevanten oberen Grundwasserleiter Rothausstrasse, Lockergestein lag die Konzentration des p-Dichlorbenzols bei 0,1 µg/l, die anderen Substanzen ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze. Bei dieser Sachlage erscheint die Annahme eines Summenwertes auf Basis der halben Nachweisgrenze der Einzelkomponenten nicht für sinnvoll. Werte zur Belastung des Oberbodens und der Bodenluft liegen nicht vor.

6.10.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Die Substanz ist hautreizend und schwach sensibilisierend. Verlässliche Humanbefunde liegen nicht vor, es sind aber Verdachtsmomente auf hämatotoxische Wirkung berichtet. Die Zielorgane in Tierstudien mit mehrmaliger Exposition waren Leber, Niere, Schilddrüse und Nebenniere. Fruchtschädigende Effekte im Tier (verzögerte Entwicklung) traten bei maternal toxischen Dosen auf.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Die Gentoxizität ist aufgrund ungenügender Untersuchungen und widersprüchlicher Befunde nicht abschliessend zu bewerten. In Kanzerogenitätsstudien an Mäusen wurden vermehrt Lebertumore beobachtet, in Ratten (marginal signifikant) Tumore der Zymbaldrüse.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Vorliegende Richtwerte orientieren sich an nichtkanzerogenen Effekten, kanzerogene Effekte sind von untergeordneter Relevanz (speziesspezifisch erhöhte Empfindlichkeit mit Schwellenwertvermutung bei Mäusen, marginale Effekte bei Ratten).

Einstufungen

EU: nicht eingestuft

IARC: nicht eingestuft

DFG: 3B

EPA: D

R-Sätze: R22, R38, R50-53



6.10.3. Tolerable Körperdosis

Die Weltgesundheitsorganisation ermittelte eine tolerable Körperdosis (TDI) von 7,7 µg/kg • d. Einen ähnlichen Wert von 20 µg/kg • d kalkulierte die U.S. Umweltbehörde als Referenzdosis für 1,2,4-Trichlorbenzol. FoBiG leitete eine tolerierbare resorbierte Dosis (TRD) von 15 µg/kg • d ab, der zwischen diesen Schätzungen liegt (Tabelle 6-38).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
20 µg/kg • d	RfD	EPA, 2007 (IRIS)	Basis nicht-karzerogene Effekte
15 µg/kg • d	TRD	Schneider und Oltmanns, 2004	Basis nicht-karzerogene Effekte, vorläufiger Wert
7,7 µg/kg • d	TDI	WHO, 2006 (DWGL)	Basis nicht-karzerogene Effekte

Tabelle 6-38: Tolerierbare Körperdosis 1,2,4-Trichlorbenzol (verwendete Werte in Fettdruck hervorgehoben)

6.10.4. Grundwasser

Das Äquivalent zu dem oben angegebenen TDI-Wert als Konzentrationswert für das Grundwasser beträgt 270 µg/l. Dementsprechend basiert der in der Schweizer Altlastenverordnung ausgewiesene Konzentrationswert von 400 µg/l auf einer anderen (marginal höheren) Ausgangsbasis.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
400 g/l	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz)	
270 µg/l	Analog: Konzentrationswert-Analog	Berechnet FoBiG (dieses Gutachten) aus TDI-Wert der WHO	

Tabelle 6-39: Beurteilungswerte 1,2,4-Trichlorbenzol (Grundwasser)

6.10.5. Trinkwasser

Die WHO berechnete auf Basis des oben genannten TDI-Werts einen Trinkwasserwert für Trichlorbenzole (für alle Isomeren gültig), der bei 20 µg/l liegt (10% Quotierung), der Wert wurde jedoch nicht formal ausgewiesen. Bei diesem Wert soll bereits eine geruchliche Wahrnehmung der Substanz möglich sein.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
20 µg/l	Trinkwasserwert nach WHO, 10% Quotierung	WHO, 2006	Der Wert wurde berechnet, jedoch nicht ausgewiesen, da er von der WHO als unkritisch in seiner Höhe eingeschätzt wurde

Tabelle 6-40: Beurteilungswerte 1,2,4-Trichlorbenzol (Trinkwasser)



6.10.6. Boden

Es liegt ein „Soil screening level“ für 1,2,4-Trichlorbenzol aus den USA in Höhe von 610 mg/kg vor. Messwerte zur vorliegenden Altlast im Oberboden sind uns nicht bekannt. Es gibt keinen Hinweis auf entsprechende Gefährdungen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
610 mg/kg	Soil screening level	EPA, 2004 (Superfund)	orale/dermale Exposition

Tabelle 6-41: Beurteilungswerte 1,2,4-Trichlorbenzol (Boden)

6.10.7. Bodenluft

Es ist kein Arbeitsplatzgrenzwert aus der Schweiz für 1,2,4-Trichlorbenzol bekannt. Der entsprechende Wert in Deutschland liegt bei 3,8 mg/m³ (BGIA, 2007). Messwerte zur Bodenluft liegen nicht vor. Es wird nicht davon ausgegangen, dass dieser Expositionspfad bei den betrachteten Altlasten Bedeutung gewinnt.

6.10.8. Ökotoxizität

Als Bewertungsmaßstab für die Ökotoxizität wird die „predicted no effect concentration“ (PNEC) im aquatischen Kompartiment herangezogen. Hierfür wurde im jüngsten „risk assessment report“ der Europäischen Union ein Wert von 4 µg/l ermittelt (Tabelle 6-42). Damit liegt dieser Referenzwert unter den humantoxikologisch relevanten Konzentrations- und Trinkwasserwerten.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
4 µg/l	PNEC (Wasser)	ECB, 2003 (RAR)	Basis Fische

Tabelle 6-42: Beurteilungswerte 1,2,4-Trichlorbenzol (Ökotoxizität)

6.10.9. Repräsentativität

1,2,4-Trichlorbenzol wird auch zur Bewertung für Monochlorbenzol, Dichlorbenzole und andere Trichlorbenzole herangezogen.

Die international abgeleiteten Richtwerte für Chlorbenzol und Dichlorbenzole sind entsprechend einer geringen Toxizität durchwegs höher als für 1,2,4-Trichlorbenzol. Die 3 Isomere des Trichlorbenzols zeigten in Kurz- und Langzeitstudien an Nagern eine vergleichbare Toxizität (TDI und Wasserrichtwert der WHO in gleicher Höhe). Der Arbeitsplatzgrenzwert für 1,2,4-Trichlorbenzol ist um eine Größenordnung niedriger als derjenige für andere Trichlorbenzol-Isomere.

Auch die PNECs der niedriger chlorierten Benzole sind durchgängig höher als die für die Trichlorbenzole (z.B. INERIS, 2004; UBA, 2005). Die PNEC der



anderen beiden Isomere (1,2,3- und 1,3,5-Trichlorbenzol) liegen praktisch in gleicher Höhe wie für das 1,2,4-Isomer (3 und 3 vs. 4 µg/l, INERIS).

6.10.10. Zusammenfassung

Die in den bewertungsrelevanten Grundwasserleitern vorgefundenen Konzentrationen von 1,2,4-Trichlorbenzol und anderen Vertretern der Gruppe liegen unter 0,1 µg/l. Die humantoxikologischen Daten sprechen für einen Konzentrationswert von 270 µg/l (und dementsprechend einen halben Konzentrationswert von 135 µg/l oder einen Wert mit 10% Quotierung von abgerundet 20 µg/l entsprechend dem Trinkwasserwert der WHO). Der offizielle Konzentrationswert in der Schweizer Altlastenverordnung liegt mit 400 µg/l leicht über diesen Werten. Diese humantoxikologischen Werte sind bei den genannten Expositionsdaten deutlich unterschritten.

Die Beurteilungswerte und die gegenüberzustellenden Expositionen sind in folgender Graphik (Abbildung 6-8) zusammengefasst:

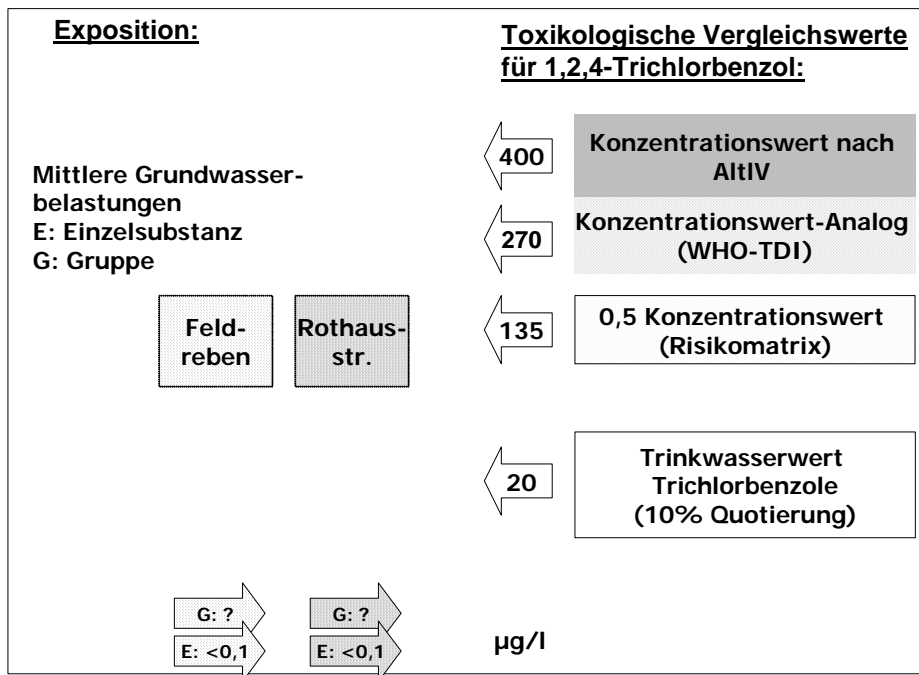


Abbildung 6-8: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Di- und Trichlorbenzole in den Grundwasserleitern im Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser (Trichlorbenzol)



6.11. 2,6-Dinitrotoluol

6.11.1. Expositionsdaten

Bei den Untersuchungen der Grundwasserleiter der Deponien Feldreben und Rothausstrasse wurden 2,4- und 2,6-Dinitrotoluole im Mittel nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l nachgewiesen. Werte zur Belastung des Oberbodens und in der Bodenluft liegen nicht vor.

6.11.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Charakteristisch für 2,6-Dinitrotoluol ist bei Mensch und Tier die blutschädigende Wirkung (Methämoglobinbildung, Anämie) mit Sekundäreffekten in anderen Organen, weitere Endpunkte sind Neurotoxizität und (bei Tieren) Hepato- und Nephrotoxizität sowie Testeschädigung mit reduzierter Fertilität. 2,6-Dinitrotoluol war im Tier leicht sensibilisierend.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Die Substanz zeigte in vitro und in vivo gentoxische Wirkung. Humanstudien ergaben Verdachtsmomente für kanzerogene Wirkung in Leber und Gallenblase. Tierversuche zeigten massive kanzerogene Wirkung in der Leber von Ratten. 2,6-Dinitrotoluol wirkte auch tumorpromovierend. Verlässliche Risikoabschätzungen für die kanzerogene Wirkung liegen nicht vor.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Die kanzerogene Wirkung wird als bewertungsrelevant angesehen, wobei keine verlässlichen quantitativen Risikoabschätzungen vorliegen. Dieser Endpunkt sollte dennoch bei der Wahl massgeblicher Richtwerte mit berücksichtigt werden.

Einstufungen

EU: Carc Cat 2

IARC: 2B

DFG: 2 (Gemisch)

EPA: B2 (Gemisch)

R-Sätze: R45, R68, R62, R23/24/25, R48/22, R52-53

6.11.3. Tolerable Körperdosis

Es liegen keine Angaben der Weltgesundheitsorganisation oder der amerikanischen Umweltbehörde zu einer tolerierbaren Körperdosis für 2,6-Dinitrotoluol vor. Von FoBiG wurde im Rahmen der Arbeiten für das Deutsche Bundesbodenschutzgesetz eine noch tolerierbare Körperdosis („tolerierbare resorbierte Dosis“; TRD) von 1 µg/kg • d ermittelt. Diese Abschätzung liegt nur



leicht unter der entsprechenden Bewertung der U.S. Altlastenbehörde ATSDR, die ein „minimal risk level“ (MRL) von 4 µg/kg • d ausweisen (**Tabelle 6-43**). Es ist eine Minimierung der Exposition auch unterhalb des TRD-Wertes vorzunehmen, um der Einstufung als Kanzerogen Rechnung zu tragen. Wenn ein Risiko von 1:100000 als akzeptabel unterstellt wird, lässt sich auf Basis der Krebsrisikoabschätzung der EPA (IRIS, 2007) für DNT-Gemische mit einem slope factor von $6,8 \cdot 10^{-1}$ pro mg/kg • d linear ein Krebsrisiko von 1:100.000 bei einer Körperdosis von 0,015 µg/kg • d ableiten.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
4 µg/kg • d	MRL	ATSDR, 1998	minimal risk level für subchronische Exposition, Basis nicht-kanzerogene Effekte
1 µg/kg • d	TRD	GVU, 2004	Basis nicht-kanzerogene Effekte
$6,8 \cdot 10^{-1}$ pro mg/kg • d	slope factor, oral	EPA, 2007 (IRIS)	Lineare Risikoabschätzung

Tabelle 6-43:
Beurteilungswerte 2,6-Dinitrotoluol (tolerierbare Körperdosis)

6.11.4. Grundwasser

Der toxikologische Hintergrund für den Konzentrationswert von 0,5 µg/l für Dinitrotoluole in der Schweiz ist uns nicht bekannt. Jedoch ist der Wert identisch mit dem auf Basis der Krebsrisikoabschätzung der EPA (bei einem Risiko von 1:100.000) abgeleiteten Wert (Tabelle 6-44).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,5 µg/l	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz)	für alle Dinitrotoluole
0,5 µg/l	Konzentrationswert-Analog	EPA, 2007 (IRIS)	Basis lineare Krebsrisikoabschätzung, Risiko 1:100.000

Tabelle 6-44: Beurteilungswerte 2,6-Dinitrotoluol (Grundwasser)

6.11.5. Trinkwasser

Der von der U.S. EPA vorgeschlagenen Wert von 0,1 µg/l für das Trinkwasser beinhaltet noch einen zusätzlichen Sicherheitsabstand zu dem Wert von 0,5 µg/l, welcher sich aus der Krebsrisikoabschätzung bei einem Risikoniveau von 1:100.000 ergibt. (Tabelle 6-45)

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,5 µg/l	Konzentrationswert-Analog	EPA, 2007 (IRIS)	Basis lineare Krebsrisikoabschätzung, Risiko 1:100.000
0,1 µg/l	Water Health Based Limit	EPA, 2004 (Superfund)	toxikologisch basierter Wert

Tabelle 6-45: Beurteilungswerte 2,6-Dinitrotoluol (Trinkwasser)



6.11.6. Boden

Es liegt ein „Soil screening level“ für 2,6-Dinitrotoluol aus den USA in Höhe von 0,7 mg/kg vor (Tabelle 6-46). Messwerte zur vorliegenden Altlast im Oberboden sind uns nicht bekannt. Es gibt keinen Hinweis auf entsprechende Gefährdungen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,7 mg/kg	Soil screening level	EPA, 2004 (Superfund)	orale/dermale Exposition

Tabelle 6-46: Beurteilungswerte 2,6-Dinitrotoluol (Boden)

6.11.7. Bodenluft

Der Arbeitsplatzgrenzwert für 2,6-Dinitrotoluol in der Schweiz liegt bei 50 µg/m³ (SUVA, 2007). Messwerte zur Bodenluft liegen nicht vor. Es wird nicht davon ausgegangen, dass dieser Expositionspfad bei den betrachteten Altlasten Bedeutung gewinnt.

6.11.8. Ökotoxizität

Als Bewertungsmaßstab für die Ökotoxizität wird die „predicted no effect concentration“ (PNEC) im aquatischen Kompartiment herangezogen. Hierfür wurde im jüngsten „risk assessment report“ der Europäischen Union ein Wert von 2 µg/l ermittelt (Tabelle 6-47). Damit liegt dieser Referenzwert oberhalb von den humantoxikologisch relevanten Konzentrations- und Trinkwasserwerten und ist für die folgenden Betrachtungen nicht kritisch.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
2 µg/l	PNEC (Wasser)	EU, 2005 (RAR)	Basis Daphnien

Tabelle 6-47: Beurteilungswerte 2,6-Dinitrotoluol (Ökotoxizität)

6.11.9. Zusammenfassung

Die in den Grundwasserleitern vorgefundenen Konzentrationen von 2,6-Dinitrotoluol liegen unter 20 ng/l. Die humantoxikologischen Daten sprechen für einen Konzentrationswert von 0,5 µg/l auf Basis der Krebsrisikoabschätzung (bei einem zu Grunde gelegten Risiko von 1:100.000). Die Überschreitung dieses Werts erfordert langfristig Massnahmen und ist zu überwachen. Der derzeit gültige Konzentrationswert der Altlastenverordnung in Höhe von 0,5 µg/l scheint die krebserzeugende Wirkung als kritischen Endpunkt einzuschliessen. Damit ist bereits ein so niedriges Risikoniveau für krebserzeugende Wirkung verknüpft, dass (entgegen der üblichen Systematik) dieser Konzentrationswert auch als Massstab für mögliche Überwachung (üblicherweise Konzentrationswert/2) herangezogen wird. Dieser Wert ist bei den ge-



nannten Expositionsdaten deutlich unterschritten. Die Beurteilungswerte und die gegenüberzustellenden Expositionen sind in folgender Graphik () zusammengefasst:

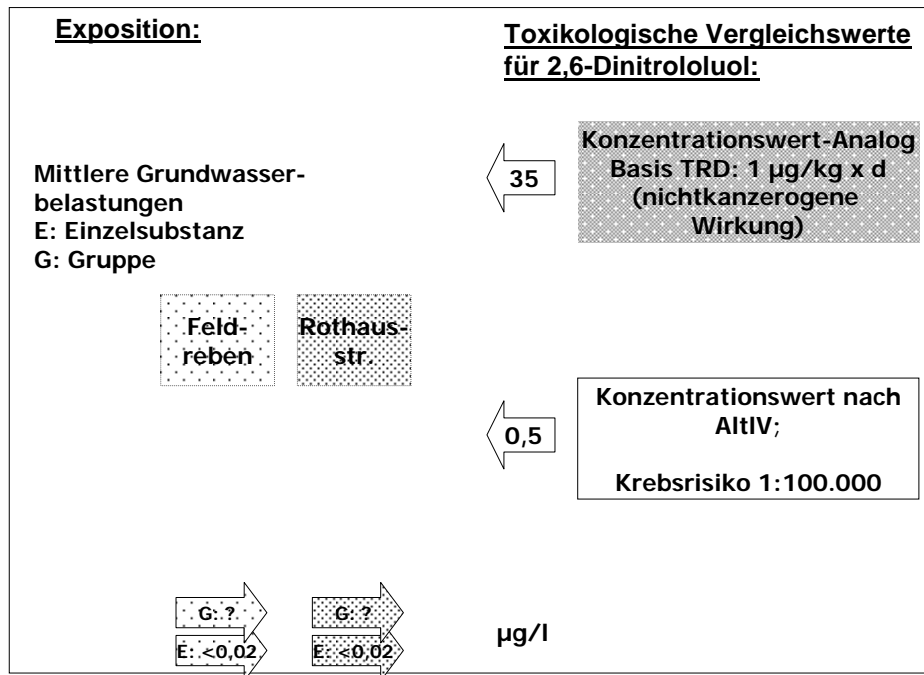


Abbildung 6-9: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration 2,6-Dinitrotoluol in den Grundwasserleitern im Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser

Die berichtete PNEC für das aquatische Kompartiment in Höhe von 2 µg/l liegt oberhalb der humantoxikologisch ausgewiesenen kritischen Konzentration und ist somit für die Gefährdungsabschätzung von 2,6-Dinitrotoluol nicht massgeblich.

6.12. Arsen

6.12.1. Expositionsdaten

Die mittleren Arsenkonzentrationen lagen in den bewertungsrelevanten Grundwasserleitern der beiden Deponien bei 0,7 µg/l (Feldreben) und 0,6 µg/l (Rothausstrasse, HMK). Im nicht bewertungsrelevanten Grundwasserleiter Rothausstrasse, Lockergestein lag die mittlere Belastung mit 0,9 µg/l in ähnlicher Höhe. Werte zur Belastung des Oberbodens liegen nicht vor.

6.12.2. Toxizität

Kurzcharakterisierung der Humantoxizität

Arsenverbindungen sind akut hochtoxisch und bei inhalativer Exposition reizend. Möglicherweise können Arsenverbindungen als Kontaktallergene wirken. Nichtkanzerogene Effekte infolge von inhalativer Exposition waren beim Menschen periphere Neuropathien und Schädigungen der Gefäße und der Haut. Nach oraler Exposition wurden Hautläsionen, Gefässerkrankungen, gastrointestinale Beschwerden, Hepato-, Nephro- und Neurotoxizität beschrieben. Es liegen Verdachtsmomente auf fruchtschädigende Wirkung beim Menschen vor, in Tierstudien wurden fetotoxische Effekte beobachtet. In Tieren zeigten sich auch immuntoxische Effekte.

Gentoxizität/Kanzerogenität: Arsenverbindungen verursachten keine Punktmutationen, aber Chromosomenmutationen. Bei längerfristiger Exposition des Menschen wurden kanzerogene Effekte sowohl nach inhalativer (vor allem Lunge) als auch oraler Exposition (vor allem Haut) berichtet. Weitere mögliche Zielorgane sind Leber, Niere und Harnblase.

Vorliegende Richtwerte werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und die Ableitungsbasis, soweit in den entsprechenden Quellen erläutert, mit aufgeführt. Die kanzerogene Wirkung wird als bewertungsrelevant angesehen.

Einstufungen

EU: nicht eingestuft (Metall), 1 (Arsentri- und pentoxid)

IARC: 1 (Arsen und Verbindungen)

DFG: 1 (Arsen und Verbindungen)

EPA: A

R-Sätze: Arsen und Verbindungen: R23/25, R50-53, ausserdem: Arsentrioxid R45, R28, R34, R50-53, Arsensäure und ihre Salze, Arsenpentoxid: R45, R23/25, R50-53

6.12.3. Tolerable Körperdosis

Für nichtkanzerogene Wirkung wird international einheitlich eine noch tolerierbare Körperdosis von $0,3 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ abgeleitet („minimal risk level“ MRL der U.S. Altlastenbehörde ATSDR, „tolerable resorbierte Dosis“ TRD von FoBiG, „Referenzdosis“ der U.S. Umweltbehörde EPA) (Tabelle 6-48). Eine Quantifizierung des Krebsrisikos ist mit hohen Unsicherheiten verbunden, da unklar ist, welche Rolle die Gentoxizität im Niedrigdosisbereich spielt. Die Spanne der vorliegenden Risikoabschätzungen umfasst etwa den Faktor 20 („slope factors“ $1,15\text{-}23 \text{ pro } \text{mg}/\text{kg} \cdot \text{d}$; FoBiG, 2007, Forschungsprojekt, FKZ Nr. 206 61 201, im Auftrag des deutschen Umweltbundesamtes, Veröffentlichung in Vorbereitung), wobei die nachfolgend aufgeführte Abschätzung der U.S. EPA (IRIS) am unteren Ende dieser Spanne angesiedelt ist. Auf Basis des ausge-



wiesenen „slope factors“ der U.S. EPA würde ein Risiko für Krebserkrankungen von 1:100000 einer Körperdosis von 6,7 ng/kg • d entsprechen (diese Dosis würde einer tolerablen Trinkwasserkonzentration von ca. 230 ng/l entsprechen). Auf Basis des abgeschätzten „slope factor“ von 23 pro mg/kg • d (oberes Ende der Spanne der Risikoabschätzungen) entspräche Risiko für Krebserkrankungen von 1:100000 einer Trinkwasserkonzentration von ca. 15 ng/l.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,3 µg/kg • d	MRL	ATSDR, 2005	minimal risk level für chronische Exposition, Basis nicht-karzinogene Effekte
0,3 µg/kg • d	TRD	Hassauer und Kalberlah, 1999	Basis nicht-karzinogene Effekte
0,3 µg/kg • d	RfD	EPA, 2007 (IRIS)	Basis nicht-karzinogene Effekte
1,5 pro mg/kg • d	slope factor, oral	EPA, 2007 (IRIS)	lineare Risikoabschätzung

Tabelle 6-48: Beurteilungswerte 2,6-Arsen (tolerierbare Aufnahme)

6.12.4. Grundwasser

Die Orientierung eines Konzentrationswerts an dem Krebsrisiko von 1:100000 scheint nicht sinnvoll, da dieser Wert unter ubiquitär üblichen Konzentrationen liegt. Dennoch sollte eine Minimierung deutlich unter den Konzentrationswert-Analog angestrebt werden, der sich auf Basis der nicht karzinogenen Wirkung ergibt. Dieser liegt bei einer tolerablen Körperdosis von 0,3 µg/kg • d bei 10 µg/l. Der halbe Konzentrationswert-Analog liegt somit bei 5 µg/l. Der derzeitige Konzentrationswert der Schweizer Altlastenverordnung liegt bei 50 µg/l.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
50 µg/l	Konzentrationswert	Altlastenverordnung, 2000 (Schweiz)	
10 µg/l	Konzentrationswert-Analog	Errechnet für eine tolerable Aufnahmedosis von 0,3 µg/kg • d. FoBiG (dieses Gutachten)	
5 µg/l	(1/2) Konzentrationswert-Analog	Basis: nicht karzinogene Wirkung	

Tabelle 6-49: Beurteilungswerte Arsen (Grundwasser)

6.12.5. Trinkwasser

Wie oben ausgeführt, ist eine angemessene Abdeckung des Krebsrisikos bei den ubiquitären Umweltkonzentrationen nicht möglich. Es sollten die international üblichen Trinkwasserkonzentrationen eingehalten oder unterschritten werden. Die Weltgesundheitsorganisation etablierte einen „provisional guide-



line level“ für das Trinkwasser von 10 µg/l. Dieser Wert findet sich auch in der Deutschen Trinkwasserverordnung (in Umsetzung der europäischen Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, welche sich am Richtwert der WHO orientiert) und entspricht dem von uns kalkulierten Konzentrationswert-Analog für das Grundwasser (Basis: nicht-karzinogene Effekte, tolerable Körperdosis: 0,3 µg/kg • d, keine Quotierung). Dem gegenüber liegt ein fünffach höherer Trinkwasserwert der FIV vor, der möglicherweise zu überprüfen wäre. In dem o.g. Forschungsprojekt von FoBiG wurde eine Absenkung des TRD-Wertes auf 0,1 µg/kg • d entsprechend einer Wasserkonzentration von 3,5 µg/l vorgeschlagen. (Tabelle 6-50).

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
50 µg/l	Grenzwert Trinkwasser	FIV, Schweiz, EDI, 1998/2005 http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/817.021.23.de.pdf	kein Toleranzwert angegeben
10 µg/l	Grenzwert Trinkwasser (Deutschland)	Grohmann et al., 2003	
10 µg/l	Provisional Guideline Value	WHO, 2006 (DWGL)	Basis: Kanzerogenität und technische Machbarkeit

Tabelle 6-50: Beurteilungswerte Arsen (Trinkwasser)

6.12.6. Boden

Es liegt ein „Soil screening level“ für Arsen aus den USA in Höhe von 0,4 mg/kg vor (Tabelle 6-51). Messwerte zur vorliegenden Altlast im Oberboden sind uns nicht bekannt. Es gibt keinen Hinweis auf entsprechende Gefährdungen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
0,4 mg/kg	Soil screening level	EPA, 2004 (Superfund)	orale/dermale Exposition

Tabelle 6-51: Beurteilungswerte Arsen (Boden)

6.12.7. Bodenluft

Es ist nicht zu erwarten, dass flüchtige Arsenverbindungen bei der Bewertung eine Rolle spielen.

6.12.8. Ökotoxizität

Als Bewertungsmaßstab für die Ökotoxizität wird die „predicted no effect concentration“ (PNEC) im aquatischen Kompartiment herangezogen. Hierfür wurde durch ein französisches Bewertungsinstitut (INERIS) ein Wert von 4,4



µg/l ermittelt. Damit liegt dieser Referenzwert in ähnlicher Höhe wie der humantoxikologisch begründete Konzentrations- und Trinkwasserwert für Arsen.

Wert	Begriff	Quelle	Bemerkung
4,4 µg/l	PNEC (Wasser)	INERIS, 2004 (FR)	

Tabelle 6-52: Ökotoxikologische Beurteilungswerte Arsen (Ökotoxizität)

6.12.9. Repräsentativität

Anorganische Arsenverbindungen: Die Toxizität wurde auf Basis der Studien von Exposition gegenüber anorganischen Arsenverbindungen bestimmt, welche eine in etwa vergleichbare Toxizität aufweisen. Die häufig geäußerte Vermutung, dass dreiwertige Arsenverbindungen toxischer wirken als fünfwertige Verbindungen, basiert auf in vitro-Studien. Im Organismus finden Redoxvorgänge und somit Umwandlungen dieser Wertigkeitsstufen statt. Schwerlösliche Arsenverbindungen weisen aber geringere Resorptionsquoten auf als gut lösliche Spezies.

6.12.10. Zusammenfassung

Die in den bewertungsrelevanten Grundwasserleitern vorgefundenen Konzentration von Arsen liegen bei 0,6-0,7 µg/l. Die humantoxikologischen Befunde sprechen je nach Risikoabschätzung für eine um den Faktor ca. 2-40 niedrigere tolerierbare Konzentration unter dem Blickwinkel möglicher krebs-erzeugender Wirkung, wobei die zugrunde liegenden Abschätzungen mit Unsicherheiten behaftet sind.. Allerdings wurde wegen erhöhter ubiquitärer Konzentrationen und der Unsicherheit in der Krebsrisikoquantifizierung international ein Trinkwasserwert von 10 µg/l etabliert, der deutlich höher liegt und der vor nichtkanzerogener Wirkung schützt. Dieser Wert ist demnach als Massstab für eine Gefährdungsbeurteilung heranzuziehen. Der derzeit gültige Konzentrationswert der Altlastenverordnung in Höhe von 50 µg/l scheint überprüfungsbedürftig. Der Konzentrationswert und der halbe Konzentrationswert sind bei den genannten Expositionsdaten unterschritten. Die Beurteilungswerte und die gegenüberzustellenden Expositionen sind in folgender Graphik (Abbildung 6-10) zusammengefasst.



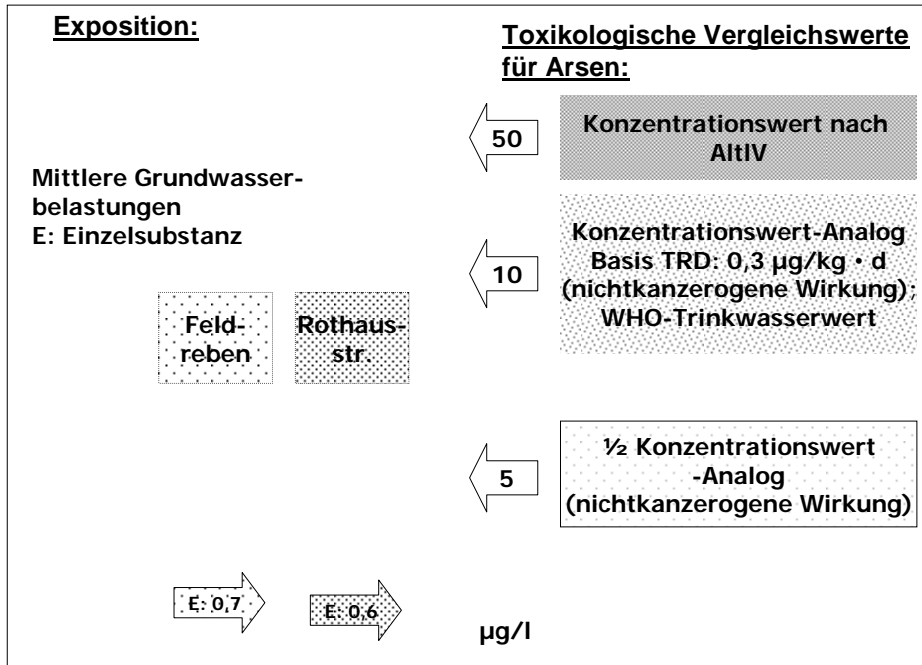


Abbildung 6-10: Schematische Gegenüberstellung – Konzentration Arsen in den Grundwasserleitern im Verhältnis zu toxikologischen Beurteilungswerten für das Grundwasser

Der berichtete PNEC für das aquatische Kompartiment in Höhe von 4,4 µg/l liegt auch ohne Berücksichtigung von Abreicherungsfaktoren oberhalb der vorgefundenen Konzentrationen.

6.13. Kombinationswirkungen

6.13.1. Regulative Praxis

Bei gleichzeitiger Exposition gegenüber mehreren nicht krebserzeugenden Schadstoffen können die toxischen Wirkungen der gleichzeitig einwirkenden Substanzen prinzipiell

- voneinander unbeeinflusst bleiben,
- sich gegenseitig abschwächen,
- sich gegenseitig verstärken.

Eine verlässliche Abschätzung möglicher Kombinationseffekte kann nur unter detaillierter Kenntnis der jeweiligen Mechanismen der toxischen Wirkung erfolgen und ist auch dann bei komplexen Gemischen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Insbesondere in Konzentrationsbereichen unterhalb des Einzelstoffschwellenwerts sind abgesicherte Aussagen zu Kombinationswirkungen von Vielstoffgemischen kaum möglich. Ein gängiges Prinzip ist es, dann von einer Dosisaddition auszugehen, wenn bei mehreren Schadstoffen der identische Endpunkt die kritische Toxizität darstellt (z.B. mehrere Stoffe mit reizender Wirkung oder mehrere Stoffe mit nierentoxischer Wirkung). Divergieren die kritischen Endpunkte (ein reizender und ein nierentoxischer Stoff treten zusammen auf), so wird keine Addition durchgeführt.

Eine noch etwas konservativere Regelung geht grundsätzlich (unabhängig vom kritischen Endpunkt) von einer Addition der Wirkung aus und fordert:

$$A = \frac{\textit{fraction}_a}{TDI_a} + \frac{\textit{fraction}_b}{TDI_b} + \dots + \frac{\textit{fraction}_n}{TDI_n}$$

Dabei weisen Werte für A über 1 auf eine Gefährdung hin. Bei dieser Regel wird üblicherweise eine Schranke berücksichtigt (nur Faktoren mit einem Faktorwert über 0,1 (10% des Grenzwerts) werden einbezogen).

Bei krebserzeugenden Substanzen wird in der Regel von Risikoaddition ausgegangen, auch wenn die Krebslokalisierung und der Krebsmechanismus für den einzelnen Schadstoff unterschiedlich sein kann. Während oben ein Zusatzrisiko von 1:100.000 für den Einzelstoff zugrunde gelegt wurde, wird für die Summe der krebserzeugenden Risiken üblicherweise ein höheres akzeptables Risiko herangezogen. Es handelt sich dabei um gesellschaftliche Konventionen, die nicht mit wissenschaftlichen Kriterien abzusichern sind. Wir legen im Folgenden ein maximal noch zu akzeptierendes Zusatzgesamtrisiko von 5:100.000 fest, wobei wir uns an ähnlichen Konventionen bei der Altlastenbewertung in Deutschland orientieren.



6.13.2. Vorgehensweise für die zu betrachtende Situation

Die Annahme einer additiven Wirkung hinsichtlich nicht krebserzeugender Wirkung wurde im vorliegenden Gutachten bereits bei der Festlegung von Vertretern für strukturverwandte Gruppen von Schadstoffen berücksichtigt. Da nicht in jedem Fall von gleicher Toxizität wie beim Hauptvertreter der Gruppe auszugehen ist (bereits sehr konservatives Vorgehen), wird dieser Massstab auch dann als ausreichend betrachtet, wenn zugleich andere Stoffe aus anderen Stoffgruppen anwesend sind. Aber auch die erweiterte Summenformel in Verbindung mit der 10%-Regel (siehe Abschnitt 6.13.1) führt nicht zu einer kritischeren Bewertung: in jedem Fall ist nur bei den leichtflüchtigen chlorierten Verbindungen (Gruppe Trichlorethylen) der Summenwert knapp überschritten ($A \text{ etwa} = 1$). Beiträge aus anderen Stoffgruppen erfolgen nicht, so dass bei diesem Massstab insgesamt von einer tolerablen Situation auszugehen ist.

Es wurde zudem überprüft, ob die Substanzen, die zu einer Methämoglobinbildung beitragen können (Chloranilin und Dinitrotoluol) in einem Bereich wären, wo durch kombinierte Exposition bedenkliche Konzentrationen erreicht würden. Dies ist nicht der Fall.

Bei krebserzeugender Wirkung wurden die Risiken über alle Schadstoffgruppen hinweg aufaddiert, wobei vereinfachend unterstellt wurde, dass alle Vertreter der jeweiligen Gruppe eine ähnliche krebserzeugende Wirkungsstärke hätten, wie deren Hauptvertreter. Aus dieser Analyse ergibt sich das in Tabelle 6-53 und Tabelle 6-54 auf das jeweilige Altlast differenzierte Gesamtzusatzrisiko durch die Altlast. Dieses ist deutlich unter dem in Abschnitt 6.13.1 angegebenen tolerablen Zusatzkrebsrisiko. Das ubiquitär auftretende Arsen wird hierbei nicht berücksichtigt.

Substanz	Konzentrationsanalog für ein Risiko von 1:100.000 ($\mu\text{g/l}$)	Expositions-konzentration	Resultierendes Zusatzrisiko
Trichlorethylen-Gruppe	875	25,5	$2,9 \cdot 10^{-7}$
4-Chloranilin-Gruppe	8	0,073	$9,1 \cdot 10^{-8}$
2,6-Dinitrotoluol-Gruppe	0,5	< 0,02	$< 4 \cdot 10^{-7}$
Summe			$< 7,8 \cdot 10^{-7}$

Tabelle 6-53: Ermittlung der zusätzlichen Krebsrisiken für die Deponie Feldreben



Substanz	Konzentrations- analog für ein Risi- ko von 1:100.000 (µg/l)	Expositions- konzentration	Resultierendes Zusatzrisiko
Trichlorethylen-Gruppe	875	2,5	$2,9 \cdot 10^{-8}$
4-Chloranilin-Gruppe	8	0,140	$1,8 \cdot 10^{-7}$
2,6-Dinitrotoluol-Gruppe	0,5	< 0,02	$< 4 \cdot 10^{-7}$
Summe			$< 6,09 \cdot 10^{-7}$

Tabelle 6-54: Ermittlung der zusätzlichen Krebsrisiken für die Deponie Rothausstrasse (HMK-Grundwasserleiter)

Für beide Deponien ergeben sich also in der Summe Krebsrisiken $< 1 \cdot 10^{-6}$, was erheblich unterhalb des angenommenen tolerablen Risikos von $5 \cdot 10^{-5}$ für Altlasten liegt.

In der Schlussfolgerung ergibt sich auch unter Berücksichtigung einer angenommenen kombinierten Einwirkung der verschiedenen Schadstoffe der jeweiligen Altlast kein Hinweis auf ein erhöhtes Risiko für nicht krebserzeugende oder für krebserzeugende Wirkung.

Bern, 04.10.2007

Sachbearbeiter: SC+P Sieber Cassina + Partner AG

Tecova AG

FoBiG Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrenstoffe GmbH



Einwohnergemeinde MuttENZ



Gefährdungsabschätzung



Deponie Feldreben und Rothausstrasse

Anhänge zum Schlussbericht

- A1 Beschreibung Auslaugmodell
- A2 Beschreibung Adsorptions- und Desorptionsmodell
- A3 Fehlerbaum für die probabilistische Analyse: „Zunahme der Schadstofffreisetzung im Sickerwasser der Deponie Feldreben“
- A4 Zusammenfassung der Ergebnisse des Ereignisbaumes
- A5 Literatur
- A6 Situation 1 : 10'000, Hydrogeologische Verhältnisse
- A7 Deponien in MuttENZ: Risikomatrix

SC+P Sieber Cassina + Partner AG

Fliederweg 10, 3007 Bern
Tel. 031 382 35 35, e-mail: scpberne@scpag.ch

FoBiG Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH

Werderring 16, D-79098 Freiburg
Tel. 0049 761 386 08 11, e-mail: fritz.kalberlah@fobig.de

Tecova AG

Litzibuechstrasse 8, 5756 Wohlen
Tel. 056 622 79 31, e-mail: tecova@bluewin.ch

Projektangaben

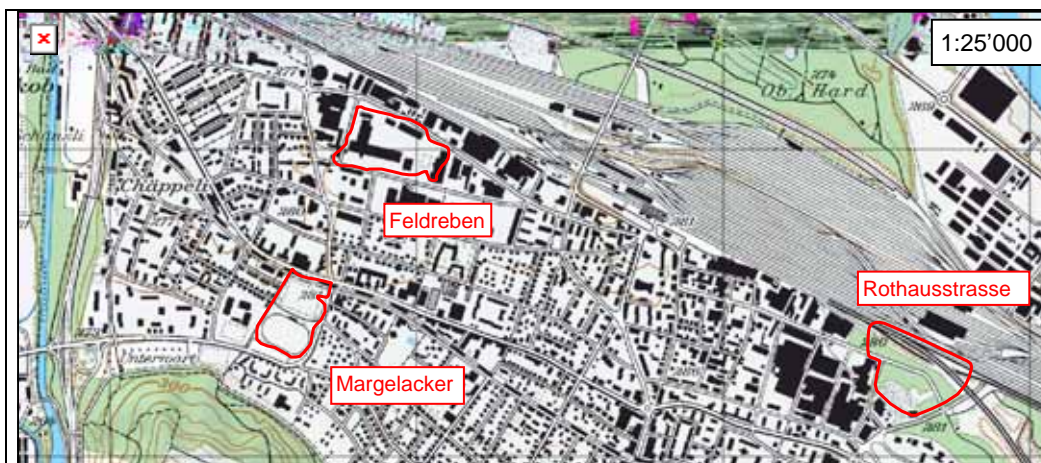
Auftraggeber: Einwohnergemeinde Muttenz
Kirchplatz 3
4132 Muttenz

Projektleitung: Laube & Klein AG
Allmendweg 35
4450 Sissach

Involvierte Gremien: Begleitgruppe Gefährdungsabschätzung

Koordinaten: 615'000 / 265'000

Auftrag: Durchführung einer Gefährdungsabschätzung für die Deponien Feldreben und Rothausstrasse.



Filename / Version	Korreferat	Korrekturen	Schlusskontrolle	Versand an	Datum
SO966H2_GFA_Anhang zum Schlussbericht_v1.12.doc			08.08.07	Ca 1, 2, 3, 4	08.08.07
SO966H2_GFA_Anhang zum Schlussbericht_v3.1.doc		04.10.07	Ca 04.10.07	Ca 1, 2, 3, 4	04.10.07
SO966H2_GFA_Anhang zum Schlussbericht_def.doc		08.10.07	Ca 08.10.07	Ca 5	08.10.07

Empfänger (Firma / Name)

- 1 FoBiG, F. Kalberlah
- 2 Tecova, B. Covelli
- 3 Alle Mitglieder des Projektteams
- 4 Präsident des Lenkungsremiums
- 5 Externe Experten

Anhang A1 : Beschreibung Auslaugmodell

1. Durchströmung des Deponiekörpers

Grundsätzlich lässt sich der Druckverlust bei der Durchströmung eines Festbettes mit geeignet definierten Kennzahlen darstellen. Eine Auswertung der Navier-Stokes-Gleichungen liefert für den Bereich der Laminarströmung bei sehr kleinen Reynoldszahlen den Zusammenhang (6).

$$Eu \cdot Re = \frac{K}{\Delta p} \cdot \frac{d_p}{z} \cdot \frac{\varepsilon^2}{1 - \varepsilon} \quad (1.1)$$

$$Eu = \frac{\rho \cdot u_0^2}{\Delta p} \cdot \frac{d_p}{z} \cdot \frac{\varepsilon^2}{1 - \varepsilon}$$

$$Re = \frac{u_0 \cdot d_p \cdot \rho}{\varepsilon \cdot \mu} < 1$$

$$K = f(\varepsilon)$$

Dieser wichtige strömungsmechanische Zusammenhang wird bei der Berechnung von Filtern und Festbettreaktoren benützt. Dementsprechend wird im VDI-Wärmeatlas (7) folgendes empfohlen:

$$P = \varphi \cdot \frac{\rho}{2} \cdot u^2 \cdot \frac{z_K}{d_K} \quad (1.2)$$

Mit z_K wird dabei der effektive Strömungsweg bezeichnet. Bei einer Schütthöhe von z , lässt sich z_K auch als

$$z_K = z \cdot f_z$$

$$f_z = \text{Wegfaktor} \quad (\text{Verteilungsfunktion})$$

darstellen. In der Verteilungsfunktion f_z können auch präferenzielle Fließwege berücksichtigt werden.

Die effektive Strömungsgeschwindigkeit u im Strömungspfad kann mit der Porosität in die über den gesamten Strömungsquerschnitt gemittelte Geschwindigkeit u_0 umgerechnet werden

$$u = \frac{u_0}{\varepsilon}$$

Der charakteristische Durchmesser des Strömungspfades d_K kann gemäss dem hydraulischen Vergleichsansatz dargestellt werden als:

$$d_K = \frac{2}{3} \cdot \frac{\varepsilon}{1 - \varepsilon} \cdot d_{KH} \quad (1.3)$$

$$d_{KH} = \frac{6 \cdot V_K}{A_K}$$

V_K = Volumen der Teilchen im Haufwerk

A_K = Oberfläche der Teilchen im Haufwerk

d_{KH} = Äquivalenter Korndurchmesser

Bei Mehrkornschüttungen ist d_{KH} aus dem volumengewichteten Anteil einer Fraktion zu ermitteln. Der Widerstandsbeiwert lässt analog zum Druckabfall in Röhren und Kanälen als Funktion der Reynoldszahlen ausdrücken

$$\varphi = f(\text{Re}) , \text{Re} = \frac{u_0 \cdot \rho \cdot d_K}{\mu \cdot \varepsilon}$$

Für die nachfolgenden Betrachtungen wird Gleichung (1.2) als Basis für die Ermittlung der lokalen Strömungsgeschwindigkeit verwendet. Dieses Vorgehen hat gegenüber den bisherigen Methoden folgende Vorteile:

- Die lokale Strömungsgeschwindigkeit ist bekannt
- Der Widerstandsbeiwert lässt sich analog dem Durchlässigkeitsbeiwert k experimentell leicht ermitteln
- Die in Realität feststellbare Verweilzeit-Verteilung kann mit einer Verteilungsfunktion für den Wegfaktor f_z nachvollzogen werden
- Der Stoffaustausch zwischen dem strömenden Wasser und der Feststoff-Matrix ist direkt abhängig von der benetzten Oberfläche auf dem Fließweg. Mit der Weglänge z_K und dem charakteristischen Durchmesser d_K ist diese Oberfläche bestimmt.

Hinweis:

Bei laminarer Strömung wird der Widerstand umgekehrt proportional zur Reynoldszahl. In diesem Fall wird der Druckabfall über das Festbett proportional zur Strömungsgeschwindigkeit u_0 , wie es auch die Darcy-Beziehung und die Carman-Kozeny-Gleichung verlangen.

Bei einem Widerstandsbeiwert von

$$\varphi = \frac{a}{Re}, \quad 1 < a < 100$$

findet man bei einem idealen Kugelhauwerk für den mittleren Wegfaktor den Ausdruck:

$$f_z = \frac{160}{a} \quad (1.4)$$

2. Stoffaustausch mit dem Sickerwasser

Das wesentliche beim vorliegenden Stoffaustausch besteht darin, dass eine oder mehrere Komponenten von einer Phase in eine andere übergehen, wobei mindestens eine der Phasen ein Mehrstoffgemisch ist. Im vorliegenden Fall treten Stoffe (Minerale) von der festen Phase in die gelöste flüssige Phase über. Betrachtet man den Lösungsvorgang eines Feststoffes in einer wässrigen Phase, so kann die Reaktionskinetik durch die Reaktionsraten eines Ions beschrieben werden:

$$\frac{dx}{dt} = R \cdot (x_{SK} - x) \quad (1.5)$$

Die Reaktionsrate dx/dt wird von einem kinetischen Faktor R beherrscht. Dieser Ansatz entspricht zugleich dem Fick'schen Ansatz, bei dem der Phasenwechsel mit dem Diffusionsverhalten gekoppelt ist. Im sogenannten Stoffübergangsansatz werden beide Modelle verschmolzen, wobei der diffusionsähnliche Transport-Koeffizient als Stoffübergangskoeffizient β bezeichnet wird.

Mit Hilfe des Stoffübergangskoeffizienten lässt sich der Massenfluss einer Komponente (z.B.: Metallion) von der Feststoff-Oberfläche in die flüssige Phase darstellen als:

$$m_K^* = \beta_K \cdot \rho_H \cdot (x_{FOK} - x_K) \quad (1.6)$$

Die Änderung der Komponente K im Sickerwasser auf dem Strömungspfad-Abschnitt dz ist demnach:

$$dM_K^* = \beta_K \cdot \rho_H \cdot dA \cdot (x_{FOK} - x_K) \quad (1.7)$$

$$\text{mit } dA = \pi \cdot d_K \cdot dz_K$$

In diesen Beziehungen entspricht x_K der Massenkonzentration der Komponente K im Sickerwasser am Ort z_K zur Zeit t und x_{FOK} ist die entsprechende Massenkonzentration an der Oberfläche des Festkörpers (z.B: Feststoffmatrix)

Falls die Feststoffmatrix aus verschiedenen Stoffen (Mineralien) mit gleichen Komponenten zusammengesetzt ist, so kann jeder der Stoffe eine andere Oberflächenkonzentration x_{FOKn} für die Komponenten K aufweisen. In diesem Fall ist die Massenstromänderung auf alle Stoffe n zu erweitern:

$$dM_K^* = \beta_K \cdot \rho_H \cdot dA \cdot \sum_n^N (x_{FOKn} - x_K) \quad (1.8)$$

Diese Gleichung beschreibt für die Komponente K gleichzeitig die Anreicherung des Sickerwassers K und die Ausfällung auf der Oberfläche dA , je nach Richtung des Konzentrationsgradienten zwischen Sickerwasser und Feststoffoberfläche

$$\text{Ausfällung: } \sum_n^N (x_{FOKn} - x_K) < 0$$

$$\text{Lösung: } \sum_n^N (x_{\text{FOKn}} - x_K) > 0$$

Zur Berechnung des Stoffübergangskoeffizienten β sind in den letzten Jahren verschiedene Methoden entwickelt worden, die alle erfolgreich in der Chemieingenieurtechnik angewendet werden. (8),(9)

Für den Stoffübergang beim Auflösen oder Ausfällen (Kristallisieren) einer Komponente in einer wässrigen Phase wird, entsprechend dem Analogieprinzip, in den meisten technischen Anwendungen die Beziehung

$$\text{Sh} = a + b \cdot \text{Re}^c \cdot \text{Sc}^d \quad (1.9)$$

$$\text{mit } a = 2 \quad c \sim 0,5 \\ b \sim 1 \quad d \sim 0,33$$

verwendet, wobei in vielen Fällen eine turbulente Kernströmung vorliegt.

Beim Stoffübergang in einer laminaren Grenzschicht wird der Diffusionswiderstand gemäss dem Fick'schen Gesetz durch die Dicke der Grenzschicht bestimmt, die sich mit wachsender Strömungsgeschwindigkeit verkleinert. Für den Stoffübergangskoeffizienten kann daher gesetzt werden

$$\beta_K = \frac{D_{KW}}{d_z} \quad (1.10)$$

d_z = Dicke der Grenzschicht am Ort z (m)

Beim Durchströmen eines Deponiekörpers sind die hydraulischen Durchmesser der Strömungspfade oft im Bereich der Grenzschichtdicken, sodass in solchen Fällen die Grenzschichtdicke d_z dem hydraulischen Durchmesser d_K gleichgesetzt werden kann.

Im vorliegenden Modell empfiehlt es sich, vor allem mit der Beziehung (1.10) zu arbeiten. Falls die Einlagerungstechnik oder die Körnung der Schlacken (Feststoffe) so grob ist, dass Strömungspfade mit hydraulischen Durchmessern grösser als 5 mm entstehen, sollte vor allem die Beziehung (1.9) zum Einsatz kommen.

3. Stofftransport aus dem Feststoff

Beim Stoffübergang von der Feststoffoberfläche an das Sickerwasser nach Gleichung (1.4) muss die lokale Konzentration x_{FOK} der Komponente K an der Oberfläche aller Stoffe (Mineralien) bekannt sein. Beim Lösen von Ionen aus einer Feststoff-Matrix ist zu unterscheiden, ob die betreffende Komponente als Teil der Matrix direkt in Lösung geht oder ob die Komponente von der Matrix umhüllt ist und zuerst durch die Matrix diffundieren muss.

In beiden Fällen kann die Oberflächenkonzentration in der wässrigen Phase nie höher als die Sättigungskonzentration der Komponente K in der lokalen wässrigen Umgebung sein.

$$x_{FOK} < x_{SK}$$

Im vorliegenden Fall werden die in der Feststoffmatrix homogen verteilten Komponenten mit dem Auflösen der Matrix kontinuierlich freigesetzt

$$x_{FOK} = y_K \quad (1.11)$$

mit y_K als Anteil der Komponenten K aus der Feststoffmatrix.

4. Beladung des Sickerwassers

Die Beladung des Sickerwassers während dem Durchströmen eines Deponiekörpers, der t_{DEP} Jahre alt ist, lässt sich mit den Gleichungen (1.7) und (1.11) berechnen. Der Massenstrom dM_K^* muss bei beiden Gleichungstypen aufgrund der Massenerhaltung gleich sein. Die Konzentration x_K der Komponente K im Sickerwasser ist dabei eine Funktion des zurückgelegten Strömungspfades und dem Alter dieses Strömungspfades.

$$x_K = x_K(t_{DEP}, z)$$

Mit dem Massenstrom dM_K^* (Gleichung 1.8) aus der benetzten Oberfläche

$$dA = \pi \cdot d_K \cdot dz_K, \quad z_K = f_K \cdot z$$

lässt sich die Konzentration x_K im Abstand z von der Deponieoberfläche berechnen

$$x_K(t_{DEP}, z) = \frac{1}{M_{TOT}^*} \int_0^z dM_K^* dz \quad (1.12)$$

$$M^*_{TOT} = M^*_W + \sum_K M^*_K$$

Das Alter t_{Dep} der Deponie, respektive des Strömungspfad, wird durch die Verarmung der Komponente K ausgedrückt.

Symbolverzeichnis

A	= Oberfläche	(m ²)
a	= Konstante	(-)
d	= Durchmesser	(m)
d*	= Auflösungsrate	(m/s)
D	= Diffusions	(m/s ²)
f	= Verteilungsfunktion	(-)
g	= Erdbeschleunigung	(m/s ²)
K	= Konstante	(-)
M*	= Massenstrom	(kg/s)
m*	= Massenfluss	(kg/m ² /s)
p	= Druck	(Pa)
R	= Kinetische Konstante	(1/s)
Re	= Reynoldzahl	(-)
T	= Temperatur	(K)
t	= Zeit	(J)
u	= Geschwindigkeit	(m/s)
x	= Massenanteil in Sickerwasser	(-)
y	= Massanteil im Feststoff	(-)
z	= Strömungsweg	(m)
β	= Stoffübergangskoeffizient	(m/s)

Δ	= Differenz	(-)
ε	= Porosität	(-)
ρ	= Dichte	(kg/m ³)
μ	= Viskosität	(kg/m.)
φ	= Widerstandsbeiwert (Strömungspfad)	(-)

Indizes

o	=	Mittlung über Gesamtquerschnitt
p	=	Partikel
K	=	Kugel /tatsächlicher Weg
k	=	Komponente
H	=	Homogen
FO	=	Oberfläche
FM	=	Feststoff-Matrix
N	=	Anzahl Stoffe mit gleichen Komponenten
V	=	Verweilzeit
W	=	Wasser
SK	=	Sättigung der Komponente k
Dep.	=	Deponie

Anhang 2: Beschreibung Adsorptions- und Desorptionsmodell

Beim so genannten Sorptionsmodell entspricht der treibende Konzentrationsgradient der Differenz zwischen der lokalen Schadstoffkonzentration in der Feststoffmatrix und der Gleichgewichtskonzentration zwischen der wässrigen Phase und der lokalen Schadstoffkonzentration in der Feststoffmatrix. Da die Sorptionsprozesse von verschiedenen Umgebungsbedingungen abhängig sind, werden dementsprechend verschiedene Modelle (so genannte Sorptionsisotherme) verwendet. Im vorliegenden Fall mit sehr kleinen Schadstoffkonzentrationen bietet sich die Freundlich-Isotherme als Berechnungsmodell an.

$$Y_K = K_F \times X^N$$

Y_K = Massenanteil von Stoff K in der Feststoffmatrix

X_K = Massenanteil von Stoff K im Sickerwasser

K_F = Freundlich-Koeffizient

N = Freundlich-Exponent

Der Freundlich-Koeffizient K_F für einen Schadstoff K in der Feststoffmatrix mit dem Anteil an organischem Kohlenstoff X_{ORG} lässt sich in erster Näherung aus dem Sorptions-Koeffizienten K_{OC} bestimmen

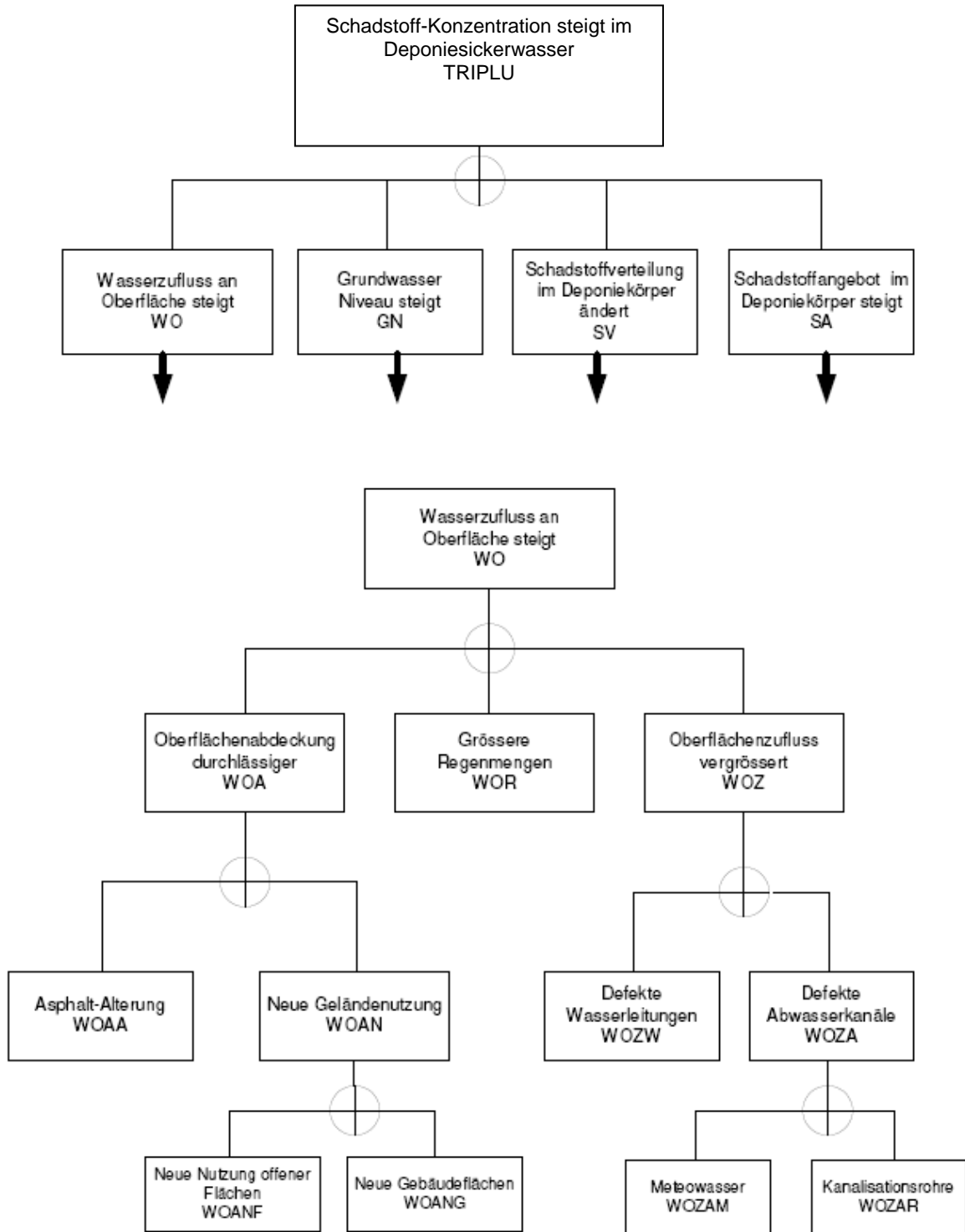
$$K_F = K_{OC} \times X_{ORG}$$

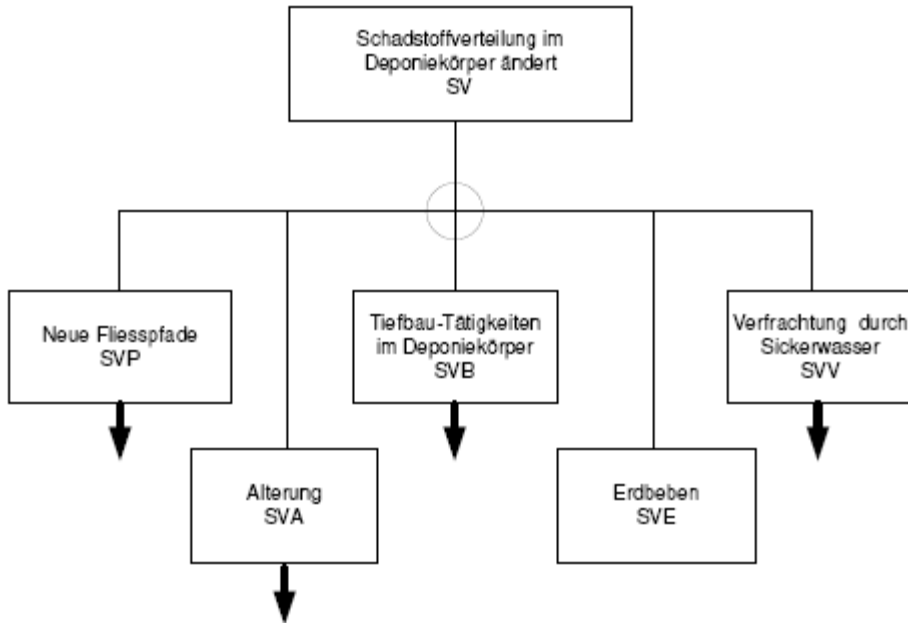
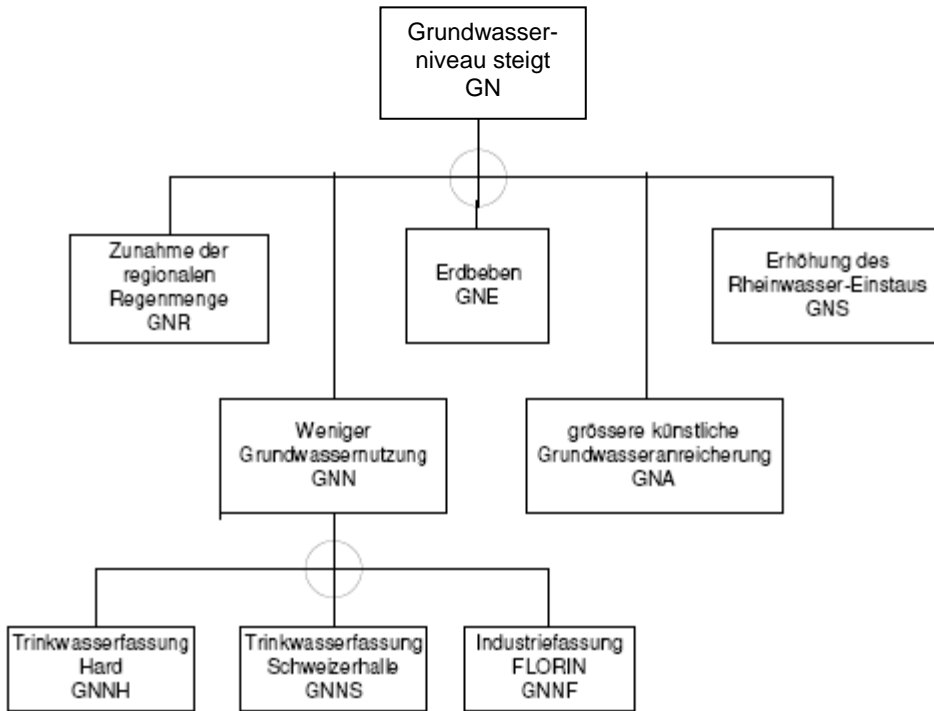
Für den Freundlich-Exponenten N findet man in den Stoffdatenbanken nur spärliche Angaben. In der Regel liegt der Wert nahe bei 1, was bei niedrigen Schadstoffkonzentrationen einer linearen Isotherme ähnlich einem Porenaustauschmodell entspricht.

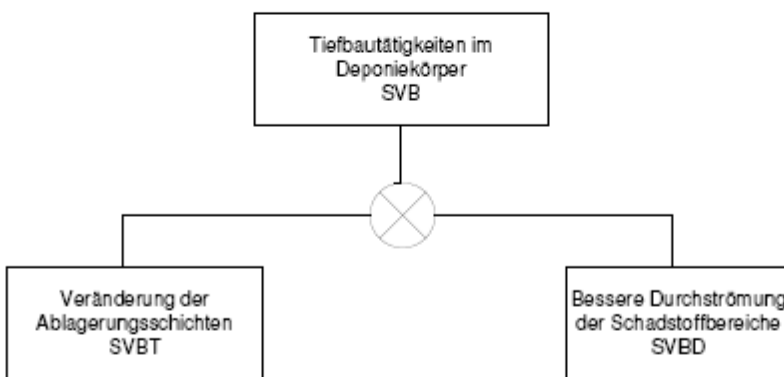
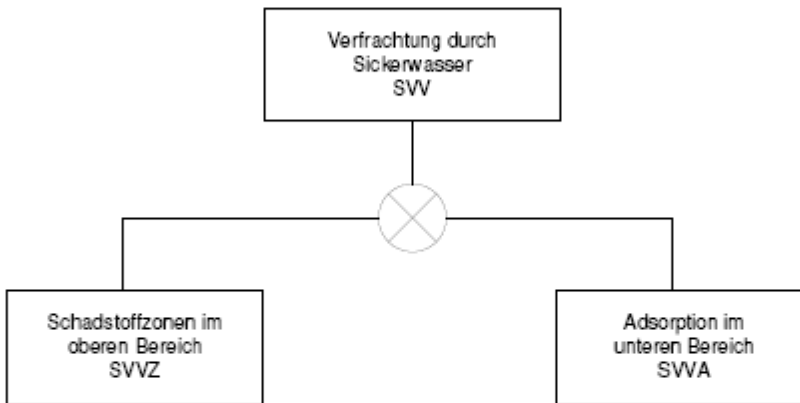
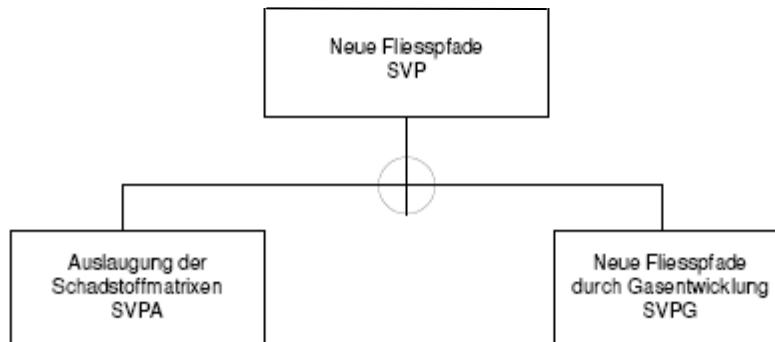
Im vorliegenden Fall wird aufgrund der Bodenproben der Anteil von organischem Kohlenstoff im Deponiekörper auf 1% festgelegt und der Freundlich-Exponent 1 gesetzt

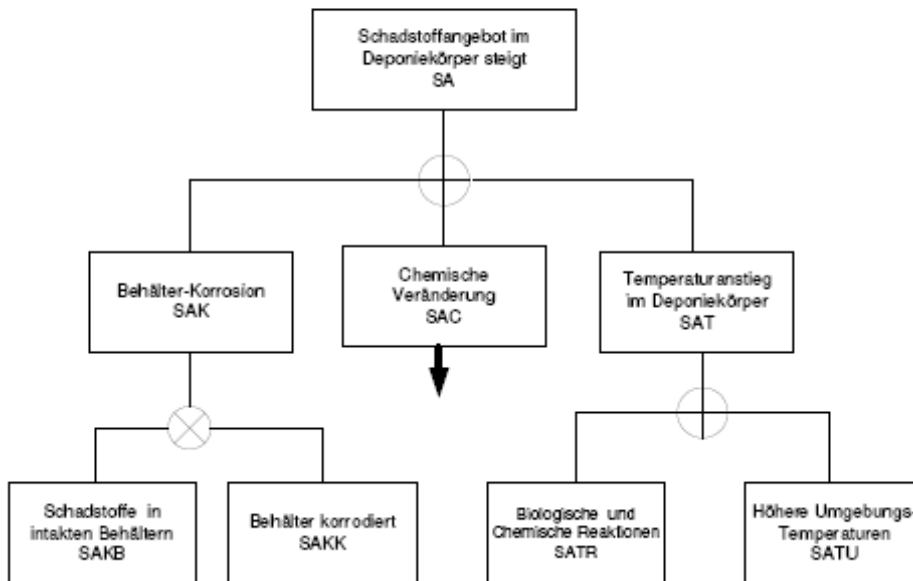
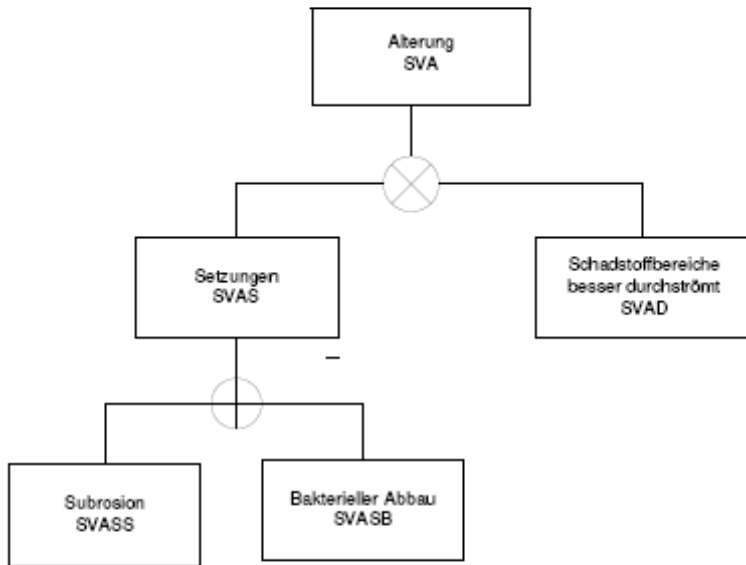
Anhang A3 : Fehlerbaum für die probabilistische Analyse:

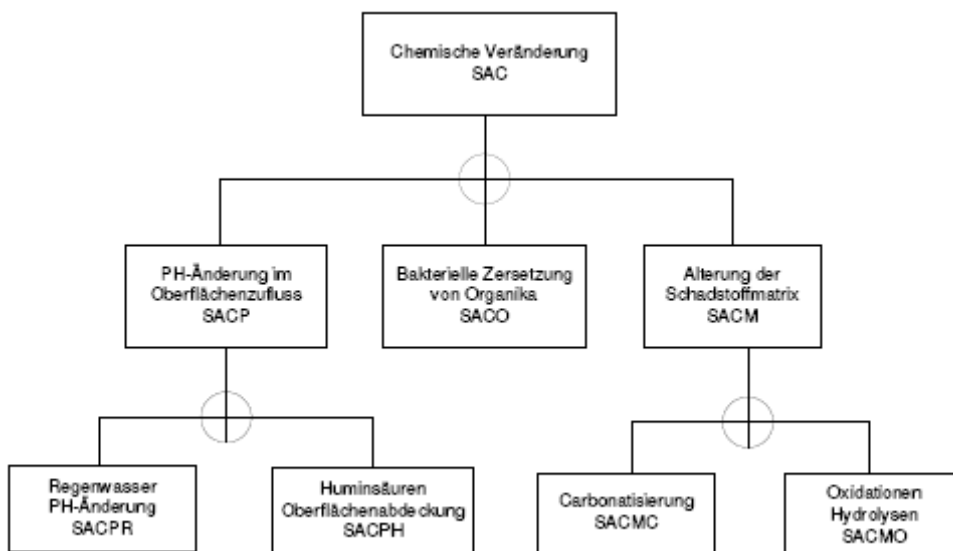
**„Zunahme der Schadstofffreisetzung im Sickerwasser
der Deponie Feldreben“**











Anhang A4 : Zusammenfassung der Ergebnisse des Ereignisbaumes

Als Worst-Case Verdünnungsverhältnis eine Verdünnung des gesamten Depo-
niesickerwassers in der aktuellen Entnahmemenge der Fassungsbrunnen
angenommen. Die Tatsache, dass je nach Szenario nur ein Teil des Depo-
niesickerwassers den Weg in den jeweiligen Fassungsbrunnen findet, wurde
vernachlässigt.

- Pfad A B C :**
- Entnahme Florin in Betrieb (Abzweigung nach oben)
 - Anreicherung Hard in Funktion (Abzweigung nach oben)
 - Rund 80% des Sickerwassers wird von der Pumpe Florin abgepumpt
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 73.7 %
 - Worst-Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasseranteil Feldreben) : 960

- Pfad A B C E:**
- Entnahme Florin in Betrieb (Abzweigung nach oben)
 - Anreicherung Hard in Funktion (Abzweigung nach oben)
 - Rund 15 % des Sickerwassers fliesst zur Entnahme Schweizerhalle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 13.1 %
 - Worst-Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasseranteil Feldreben) : 10'700

- Pfad A B C E:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Entnahme Schweizerhalle ausser Betrieb
 - 15 % des Sickerwassers strömt in keine Entnahmestelle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0,69 %

- Pfad A B C F:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Rund 5% des Sickerwassers strömt zur Entnahme Muttenz Schanz
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 4,5%
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 370

- Pfad A B C F:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Entnahme Muttenz Schanz ausser Betrieb
 - 5 % des Sickerwasser strömt in keine Entnahmestelle
 - 5 % des Sickerwasser strömt in keine Entnahmestelle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0,092 %
- Pfad A B C:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Rund 80 % des Sickerwassers wird von der Entnahme Florin abgepumpt
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 3.9 %
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 962
- Pfad A B C D:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Entnahme Hard in Betrieb
 - Rund 20 % des Sickerwassers fliesst zur Entnahme Hard (und Muttenz OH)
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0.95 %
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 10'190
- Pfad A B C D E:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Entnahme Hard ausser Betrieb
 - Rund 20 % des Sickerwassers fliesst zur Entnahme Schweizerhalle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0.018 %
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 10'700
- Pfad A B C D E:**
- Entnahme Florin in Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Entnahme Hard ausser Betrieb
 - Entnahme Schweizerhalle ausser Betrieb
 - 20 % des Sickerwassers fliesst zu keiner Entnahmestelle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: $9,5 \times 10^{-4}$ %

- Pfad A B C E:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Entnahme Schweizerhalle in Betrieb
 - Rund 75 % des Sickerwassers fliesst zur Entnahme Schweizerhalle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 2.03 %
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 10'700
- Pfad A B C E:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Entnahme Schweizerhalle ausser Betrieb
 - 75 % des Sickerwassers fliesst zu keiner Entnahmestelle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0.11 %
- Pfad A B C F:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Entnahme Muttenz Schanz in Betrieb
 - Rund 25 % des Sickerwassers fliesst zur Entnahme Muttenz Schanz
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0.7 %
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 370
- Pfad A B C F:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard in Funktion
 - Entnahme Muttenz Schanz ausser Betrieb
 - 25 % des Sickerwassers fliesst zu keiner Entnahmestelle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0.14 %
- Pfad A B C D:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Entnahme Hard in Betrieb
 - Das Sickerwassers fliesst zur Entnahme Hard (und Muttenz OH)
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: 0.15 %
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 10'190

- Pfad A B C D E:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Entnahme Hard ausser Betrieb
 - Entnahme Schweizerhalle in Betrieb
 - Das Sickerwassers fliesst zur Entnahme Schweizerhalle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: $2.9 \times 10^{-3} \%$
 - Worst Case Verdünnungsverhältnis (Entnahmemenge / Sickerwasser) : 10'700

- Pfad A B C D E:**
- Entnahme Florin ausser Betrieb
 - Anreicherung Hard ausser Funktion
 - Entnahme Hard ausser Betrieb
 - Entnahme Schweizerhalle ausser Betrieb
 - Das Sickerwassers fliesst zu keiner Entnahmestelle
 - Wahrscheinlichkeit des Szenarios: $1.5 \times 10^{-4} \%$

Anhang A5 : Literaturangaben

Literatur zu Kapitel 1 bis 5

- [1] Sieber Cassina + Partner AG. Deponie Feldreben, Muttenz, Schlussbericht Technische Untersuchung, 1. Etappe, 31.01.2005
- [2] Sieber Cassina + Partner AG. Deponie Margelacher, Muttenz, Schlussbericht Technische Untersuchung, 2. Etappe, Abschliessende Beurteilung nach AltIV, Entwurf vom 09.03.2007
- [3] Dr. Erich Zechner, Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Basel, Schlussbericht zu den Grundwassermodellen erstellt im Rahmen der Technischen Untersuchung Deponie Feldreben, Muttenz, erweiterte Version, Juli 2006
- [4] Sieber Cassina + Partner AG. Deponie Feldreben, Muttenz, Schlussbericht Markierversuch vom April / Mai 2004, 01.12.2004
- [5] Arbeitsgruppe „Konzept Gefährdungsabschätzung Deponien Muttenz“, Grundlagen für die Gefährdungsabschätzung, 15.11.2005
- [6] MBT / EAWAG Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacken, Projekt E-KESA
- [7] Geotechnisches Institut, Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse, Historische Untersuchung und Ist-Zustandsaufnahme des Grundwassers, 29.01.2002
- [8] Sieber Cassina + Partner AG, Deponie Margelacker, Schlussbericht Technische Untersuchung 2. Etappe, Abschliessende Beurteilung nach AltIV, Entwurf vom 09.03.2007.
- [9] Johnson, A; et al Grobevaluation umweltrelevanter Stoffflüsse am Beispiel einer geplanten Deponie Oberholz, Interne Studie AUS Kanton Aargau 1995
- [10] Johnson, A, Das Langzeitverhalten von Müllschlacke im Hinblick auf die Mobilität von Schwermetallen und Salzen, Müll und Abfall Beiheft Nr. 31 1994 p 92
- [11] Traber, D; et al Phasenchemische Studie an Rückständen des VS-Kombi Reaktors (Küpat AG), Bericht Schwerpunktprojekt Umwelt IP Abfall 1998



- [12] Depmeier, L; et al Elutionsverhalten von Reststoffen aus der thermischen Abfallbehandlung, Müll und Abfall Nr. 9 1997 p 528
- [13] Covelli, B; Baumann, W; Die Auslaugung eines Deponiekörpers durch Sickerwasser, Bericht Schwerpunktsprojekt Umwelt IP Abfall 1997
- [14] VDI – Wärmeatlas, VDI-Verlag Düsseldorf
- [15] Grassmann, P; Physikalische Grundlagen der Verfahrenstechnik, Sauerländer Verlag Aarau 1970
- [16] Brinkmann, M: et al Modellierung reaktiver Stoffaustauschprozesse, Chem.- Ing.-Tech 68 (Nr. 3) 1996 p 239
- [17] Sieber Cassina + Partner AG, FoBiG, Tecova AG, Gefährdungsabschätzung, Zwischenbericht zur Testphase Deponie Feldreben / Auswirkungen von Trichlorethylen, SO966H vom 15.05.2007
- [18] Sieber Cassina + Partner AG, Deponie Rothausstrasse, Schlussbericht Technische Untersuchung, 2. Etappe, Abschliessende Beurteilung nach AltIV, 2. Entwurf vom 17.09.2007
- [19] Sieber Cassina + Partner AG, Deponie Feldreben, Schlussbericht Technische Untersuchung, 2. Etappe, Abschliessende Beurteilung nach AltIV, 2. Entwurf vom 17.09.2007

Literatur zu Kapitel 6

ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1994, Toxicological Profile for Hexachlorobutadiene, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 1994

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1997
Toxicological Profile for Hexachloroethane
U.S. Department of Health and Human Services; Public Health Service, 1997

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1998
Toxicological Profile for 2,4-Dinitrotoluene and 2,6-Dinitrotoluene. Update
U.S. Department of Health and Human Services; Public Health Service, 1998

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2003
Toxicological Profile for Atrazine
U.S. Department of Health and Human Services; Public Health Service, 2003

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005
Toxicological Profile for Arsenic. Draft for Public Comment. Update
U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2005

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2006
Toxicological Profile for 1,1,2,2-Tetrachloroethane. Update. Draft for Public Com-



ment

U.S. Department of Health and Human Services; Public Health Service, 2006

Bachmann, G.; Oltmanns, J.; Konietzka, R.; Schneider, K.; Rück, F.; Albrecht, E.,
2007

Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten
ergänzbare Handbuch, 4. Erg.Lfg. IV/07, hrsg. vom Umweltbundesamt Berlin, E-
rich Schmidt Verlag Berlin, 2007

Barlow, S., 2005

Threshold of Toxicological Concern (TTC). A Tool for Assessing Substances of
Unknown Toxicity Present at Low Levels in the Diet. ILSil Europe Concise Mono-
graph Series

ILSI Europe, Brussels, Belgium, 2005

BGIA, Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz, 2007

GESTIS - Internationale Grenzwerte für chemische Substanzen
http://www.hvbg.de/d/bia/gestis/limit_values/index.html

Clewell, H.; Andersen, M., 2004

Applying mode-of-action and pharmacokinetic considerations in contemporary
cancer risk assessments: an example with trichloroethylene
Critical Reviews in Toxicology, **34**, 2004, 385-445

Dawson, B.V.; Johnson, P.D.; Goldberg, S.J.; Ulreich, J.B., 1993

Cardiac teratogenesis of halogenated hydrocarbon-contaminated drinking water
Journal of the American College of Cardiology, **21**, 1993, 1466-1472

Dieter, H.H., 2003

Kommentar zur Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im
Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht
Bundesgesundheitsblatt, **46**, 2003, 245-248

ECB, European Chemicals Bureau, 2003

Technical Guidance Document on Risk Assessment
<http://ecb.jrc.it/tgd/>

ECB, European Chemicals Bureau, 2003

European Union Risk Assessment Report: 1,2,4-Trichlorobenzene. 2nd Priority
List, Vol. 26

EUR 20540 EN. European Commission. Joint Research Centre, 2003

ECB, European Chemicals Bureau, 2004

European Union Risk Assessment Report: Trichloroethylene. 1st Priority List, Vol.
31

EUR 21057 EN. European Commission. Joint Research Centre, 2004



- ECB, European Chemicals Bureau, 2006
European Union Risk Assessment Report: Phenol. 1st Priority List, Vol. 64
EUR 22229 EN. European Commission. Joint Research Centre, 2006
- EDI, Eidgenössisches Department des Inneren, 1995/2006
Verordnung des EDI über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und
Inhaltsstoffverordnung, FIV) vom 26. Juni 1995 (Stand am 10. Oktober 2006)
<http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/817.021.23.de.pdf>
- EPA, Environmental Protection Agency, Superfund, 2004
Generic SSLs for the Residential and Commercial/Industrial Scenarios
http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/ssg_appa-c.pdf
- EPA, Environmental Protection Agency, 2007
Integrated Risk Information System (IRIS)
online: <http://www.epa.gov/iris/index.html>; Druckdatum: Januar, 2007
- EU, European Union, 2005
Identification of Priority Hazardous Substances. Review of 14 substances listed in
Decision 2455/2001/EC to be evaluated in the framework of article 16(3) of Direc-
tive 2000/60/EC (Water Framework Directive)
[http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/i-
priority_substances/supporting_background/identificationpdf/_EN_1.0_&a=d](http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/i-priority_substances/supporting_background/identificationpdf/_EN_1.0_&a=d)
- Green, T.; Dow, J.; Ong, C.N.; Ng, V.; Ong, H.Y.; Zhuang, Z.X.; Yang, X.F.; Bloem-
men, L., 2004
Biological monitoring of kidney function among workers occupationally exposed to
trichloroethylene
Occupational and Environmental Medicine, **61**, 2004, 312-317
- Gold, L.S., Zeiger, E., (eds.), 1997
Handbook of Carcinogenic Potency and Genotoxicity Databases
CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1997, online:
<http://potency.berkeley.edu/CRCbook.html>
- Gorzinski, S.J.; Nolan, R.J.; McCollister, S.B.; Kociba, R.J.; Mattsson, J.L., 1985
Subchronic oral toxicity, tissue distribution and clearance of hexachloroethane in
the rat
Drug and Chemical Toxicology, **8**, 1985, 155-169
- Grohmann, A.; Hässelbarth, U.; Schwerdtfeger, W., 2003
Die Trinkwasserverordnung
4. neu bearb. Aufl., Erich Schmidt Verlag Berlin, 2003
- Hardin, B.D.; Kelman, B.J.; Brent, R.L., 2005
Trichloroethylene and dichloroethylene: a critical review of teratogenicity
Birth Defects Research. Part A: Clinical and Molecular Teratology, **73**, 2005, 931-
955



Hassauer, M.; Kalberlah, F., 1999

Arsen und Verbindungen

In: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R., Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 095. Gw. 2/99, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999

INERIS, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2004
Action Nationale de Recherche et de Réduction des Rejets de Substances Dangereuses dans les Eaux, 2004

http://rsde.ineris.fr/document/PNECrsde_29012004.pdf

Junghans, M., 2004

Studies on Combination Effects of Environmentally Relevant Toxicants
Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften
vorgelegt dem Fachbereich 2 der Universität Bremen

[http://deposit.ddb.de/cgi-](http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=975465317&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=975465317.pdf)

[bin/dokserv?idn=975465317&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=975465317.pdf](http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=975465317&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=975465317.pdf)

Kalberlah, F.; Hassauer, M.; Schneider, K.; Konietzka, R., 1999

Methodische Beschreibung des F+E-Vorhabens Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten

In: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R., Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer B 010. Gw. 2/99, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1999

Kroes, R.; Renwick, A.G.; Cheeseman, M.; Kleiner, J.; Mangelsdorf, I.; Piersma, A.; Schilter, B.; Schlatter, J.; van Schothorst, F.; Vos, J.G.; Würtzen, G., 2004
Structure-based thresholds of toxicological concern (TTC): guidance for application to substances present at low levels in the diet
Food and Chemical Toxicology, **42**, 2004, 65-83

Kroes, R.; Kleiner, J.; Renwick, A., 2005

The threshold of toxicological concern concept in risk assessment
Toxicological Sciences, **86**, 2005, 226-230

Lee-Son, S.; Waud, B.E.; Waud, D.R., 1975

A comparison of the potencies of a series of barbiturates at the neuromuscular junction and on the central nervous system
Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics, **195**, 1975, 251-256

Lock, E.A.; Reed, C.J., 2006

Trichloroethylene: mechanisms of renal toxicity and renal cancer and relevance to risk assessment
Toxicological Sciences, **91**, 2006, 313-331



LUBW (LFU Ba-Wü, von der Trenck, K.T.; Röder, R.; Slama, H.; Markard, C.; Kühl, C.), 1999a
Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen
Umweltmedizin in Forschung und Praxis, **4**, 1999, 168-183

LUBW (LFU Ba-Wü, von der Trenck, K.T.; Röder, R.; Slama, H.; Markard, C.; Kühl, C.), 1999b
Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen. Teil II: Organische Parameter
Umweltmedizin in Forschung und Praxis, **4**, 1999, 335-346

RIVM, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Netherlands, 2001
Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM report 711701 023
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701023.pdf>

Schneider, K.; Oltmanns, J., 2004
1,2,4-Trichlorbenzol
In: Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R., Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung, Kennziffer D 927. 9. Erg.-Lfg. 8/04, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2004

Seldén, A.; Hultberg, B.; Ulander, A.; Ahlberg, G., 1993
Trichloroethylene exposure in vapour degreasing and the urinary excretion of N-acetyl-s-s-d -glucosaminidase
Archives of Toxicology, **67**, 1993, 224-226

UBA, (Böhm et al.), 2002
Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. UBA Texte 68/02
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2243.pdf>

UBA, Umweltbundesamt, 2005
Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. BVT-Merkblatt zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten
Dessau, 2005
<http://www.bvt.umweltbundesamt.de/archiv/ECM.pdf>

UBA, Umweltbundesamt (Kommission Innenraumlufthygiene), 2006a
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/gesundheit/irk.htm>

UBA, Umweltbundesamt, 2006b
Übersicht über Qualitätsanforderungen der EG, der internationalen Flussgebietsgemeinschaften und der LAWA
http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_2.htm



Watson, R.E.; Jacobson, C.F.; Williams, A.L.; Howard, W.B.; DeSesso, J.M., 2006
Trichloroethylene-contaminated drinking water and congenital heart defects: a
critical analysis of the literature
Reproductive Toxicology, **21**, 2006, 117-147

WHO, World Health Organization, 1994a
Environmental Health Criteria 156, Hexachlorobutadiene
IPCS, International Programme on Chemical Safety; World Health Organization,
Geneva, 1994

WHO, World Health Organization, 1994b
Environmental Health Criteria 161, Phenol
IPCS, International Programme on Chemical Safety; World Health Organization,
Geneva, 1994

WHO, World Health Organization, 1996
Guidelines for Drinking-Water Quality. Vol. 2 - Health Criteria and Other Support-
ing Information
Geneva, 2nd ed., 1996

WHO, World Health Organization, 2003
Concise International Chemical Assessment Document No. 48. 4-Chloroaniline
Geneva, 2003
<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad48.htm>

WHO, World Health Organization, 2006
WHO Guidelines for drinking-water quality
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/index.html

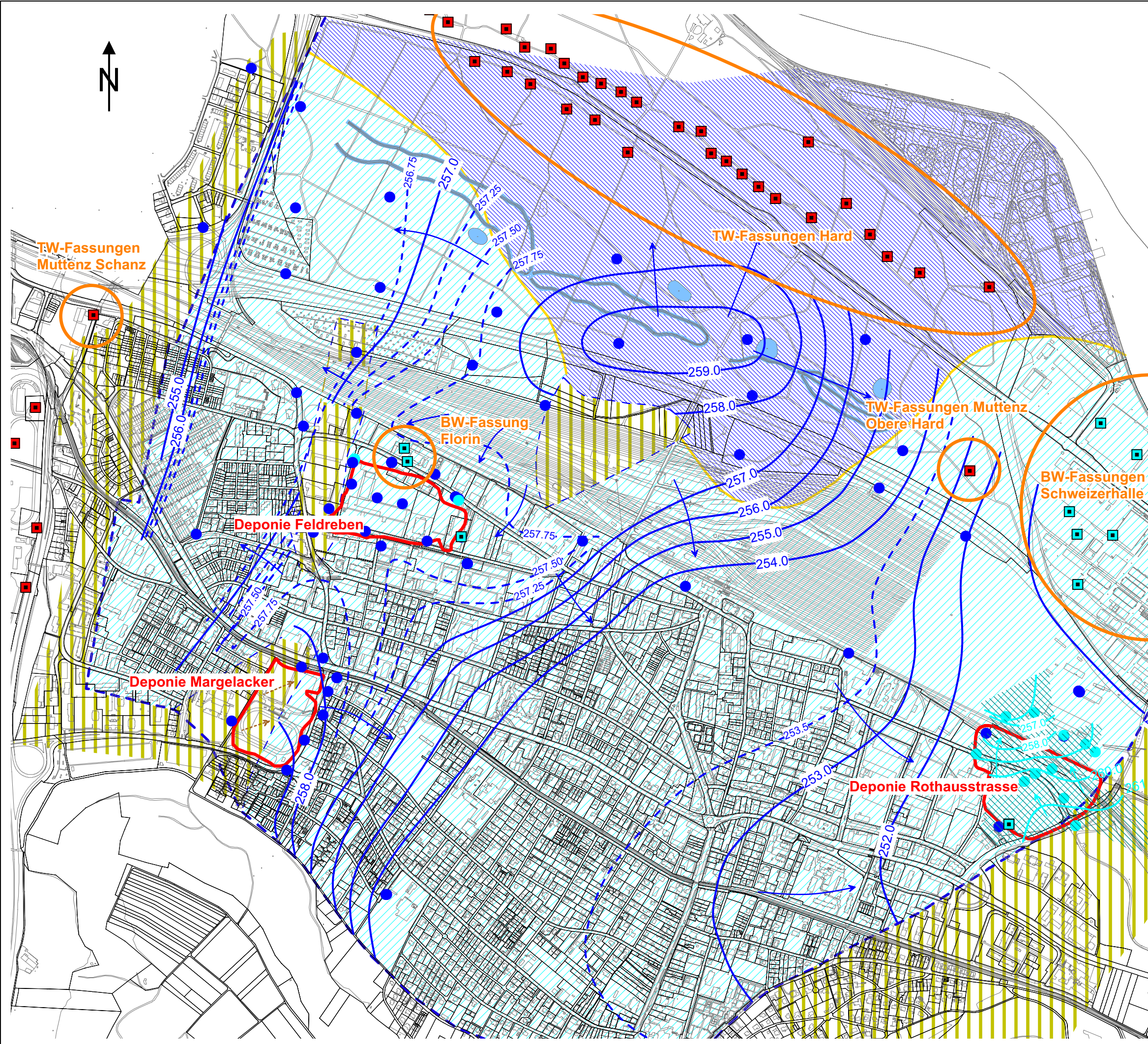


Deponien MuttENZ
Gefährdungsabschätzung

Situation 1:10'000

Hydrogeologische Verhältnisse

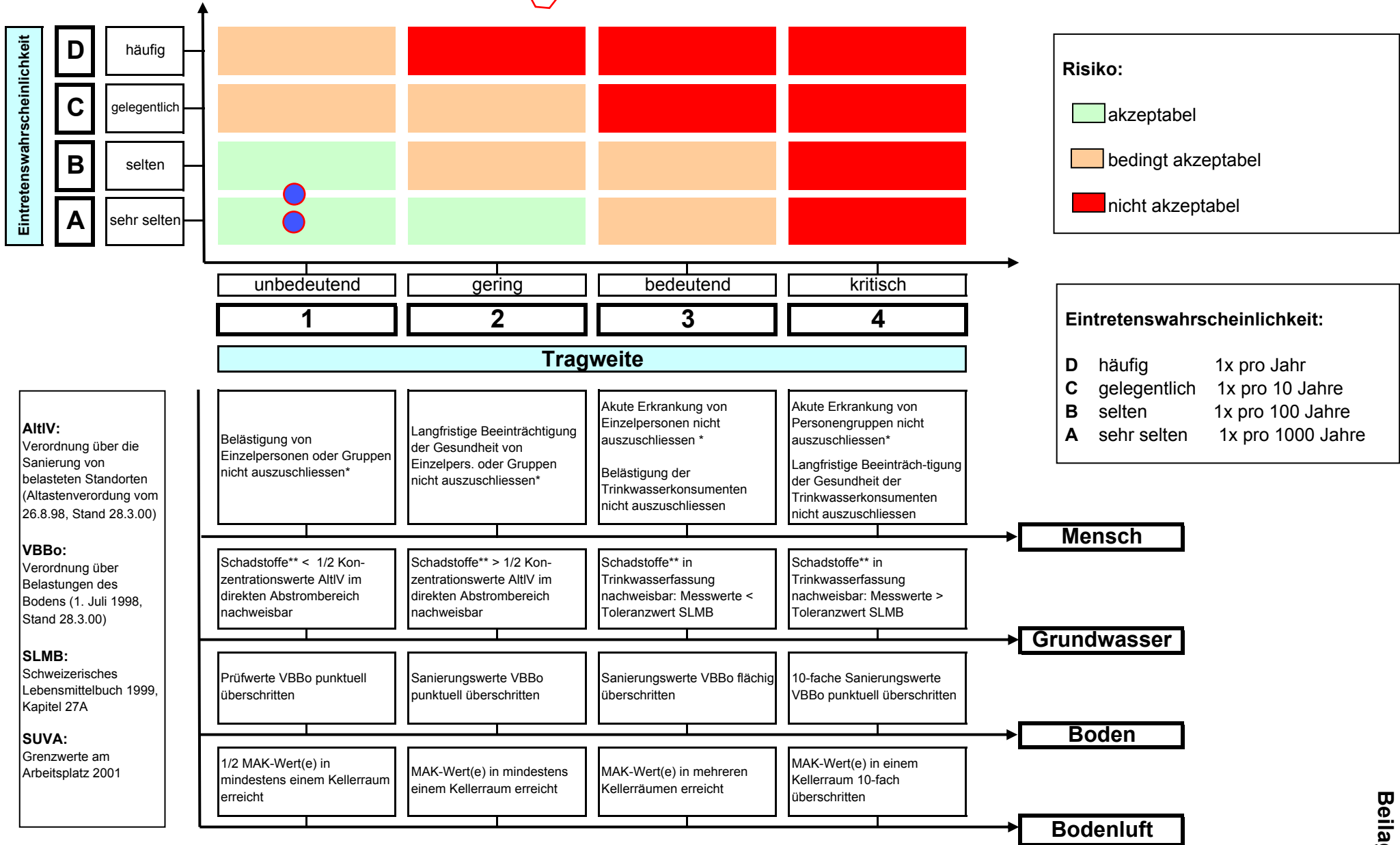
SO966H_Messstellen_GWS.dsf V1 A3 02.05.2007 PS, Da



Legende:

- Deponieperimeter
- Messstelle tieferes Grundwasserstockwerk mit Grundwasserstand am 18.12.2006
245.94
- Messstelle höheres Grundwasserstockwerk mit Grundwasserstand am 18.12.2006
245.94
- Brauchwasserfassung
- Trinkwasserfassung
- Grundwasser-Anreicherung Hard
- Rand des nutzbaren Grundwassergebietes
- Grundwasser im Lockergestein (Schotter)
- Höheres Grundwasserstockwerk (Schotter)
- Grundwasser im Hauptmuschelkalk (HMK)
- Gebiet ohne Hauptmuschelkalk-Grundwasser
- ← Grundwasserisohypse im Hauptaquifer mit Fließrichtung
257.0
- ← Grundwasserisohypse höheres Stockwerk mit Fließrichtung
260.0
- ← Gefälle der Felsoberfläche

Deponien in Muttenz: Risikomatrix: Deponiespezifisch anzupassender Vorschlag



AltIV:
Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlastenverordnung vom 26.8.98, Stand 28.3.00)

VBBo:
Verordnung über Belastungen des Bodens (1. Juli 1998, Stand 28.3.00)

SLMB:
Schweizerisches Lebensmittelbuch 1999, Kapitel 27A

SUVA:
Grenzwerte am Arbeitsplatz 2001

*durch Kontakt mit schadstoffbelastetem Erdmaterial oder durch Einatmen von belasteter Luft in Kellerräumen
**nachweislich aus dem Deponiekörper stammend