

Sanierung Deponie Feldreben, Muttenz Technischer Bericht zur Grundwassermodellierung

1. Einleitung

Der vorliegende Bericht dokumentiert die durchgeführten Schritte und Grundlagen des Grundwassermodells, welches für das Sanierungsprojekt in der Umgebung der Deponie Feldreben mittels der Software GMS Version 9.1 (Groundwater Modeling System) erarbeitet wurde.

Mit dem GMS wird das Grundwasser mit MODFLOW modelliert. MODFLOW ist ein Simulator, welcher den gesättigten Grundwasserfluss mittels einer 3-dimensionalen Finite-Element-Methode simuliert. MODFLOW wurde vom United States Geologic Survey (USGS) entwickelt.

Ziel des Grundwassermodells war es, einerseits die vorgesehene Grundwasserbehandlung (Modul A) für die Dimensionierung zu simulieren und andererseits die Auswirkungen der Grundwasseranreicherung / Trinkwasserbrunnen und des Florin-Brunnens auf die vorgesehene Grundwassersanierung abzuschätzen. Zusätzlich waren damit verlässlichere Aussagen zur mutmasslichen Sanierungsdauer möglich.

Dieser Bericht ist integrierende Beilage (B1) zum Sanierungsprojekt.

2. Modellierung des geologischen Untergrundes („Solids“)

In der verwendeten Software können die geologischen Verhältnisse über Bohrungen und geologische Schnitte, welche aus den Bohrungen im Programm erstellt werden, nachmodelliert werden. Alle in und im Umfeld der Deponie Feldreben abgeteufte Bohrungen der verschiedenen Altlastenuntersuchungen wurden in das Modell übertragen und aus diesen verschiedene geologische Schnitte mit folgenden geologischen Einheiten (werden in der Software als „solids“ bezeichnet) erstellt:

Lockergestein:

künstliche Auffüllung
Bern Niederterrassenschotter
Übergangsschicht / Ältere Schotter
Störungszone

Felsgestein:

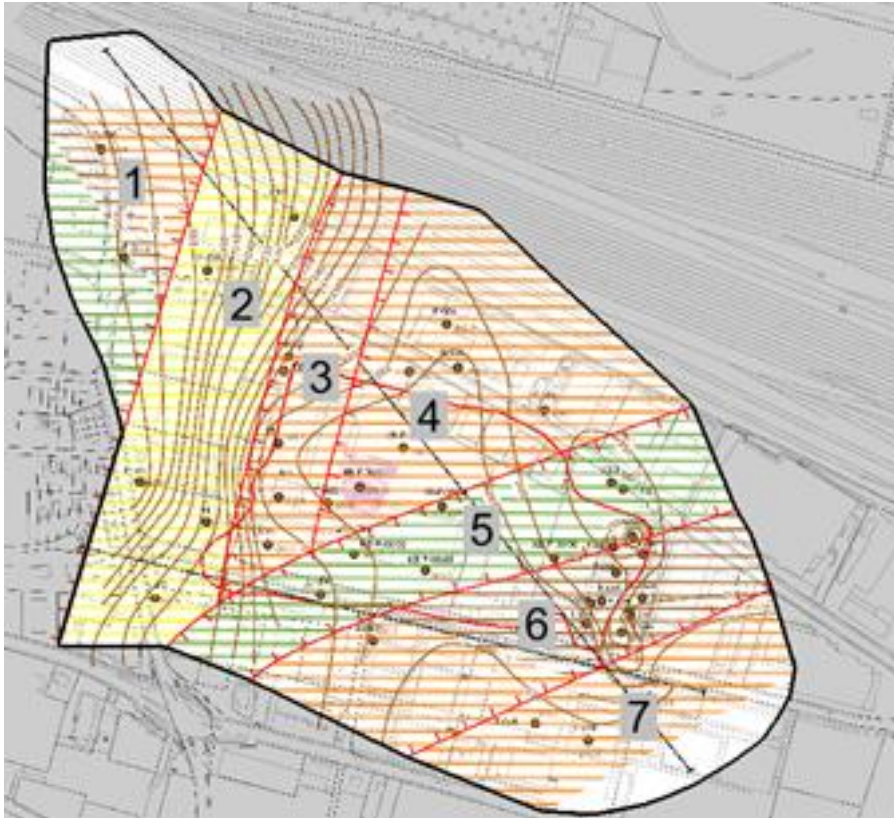
Gipskeuper
Lettenkohle
Trigonodusdolomit
Hauptmuschelkalk
Anhydrit

Wollerau

Das geologische Modell wurde zusätzlich mit „fiktiven“ Bohrungen verfeinert, um den „tatsächlichen“ Untergrundsverhältnisse möglichst nahe zu kommen. Der geologische Untergrund ist jedoch sehr komplex aufgebaut und weist verschiedene Verwerfungen und Störungszonen auf. Um diese im Modell abbilden zu können, wurde die Deponie Feldreben und das unmittelbare Umfeld in sieben Zonen unterteilt (vgl. Abb. 1)

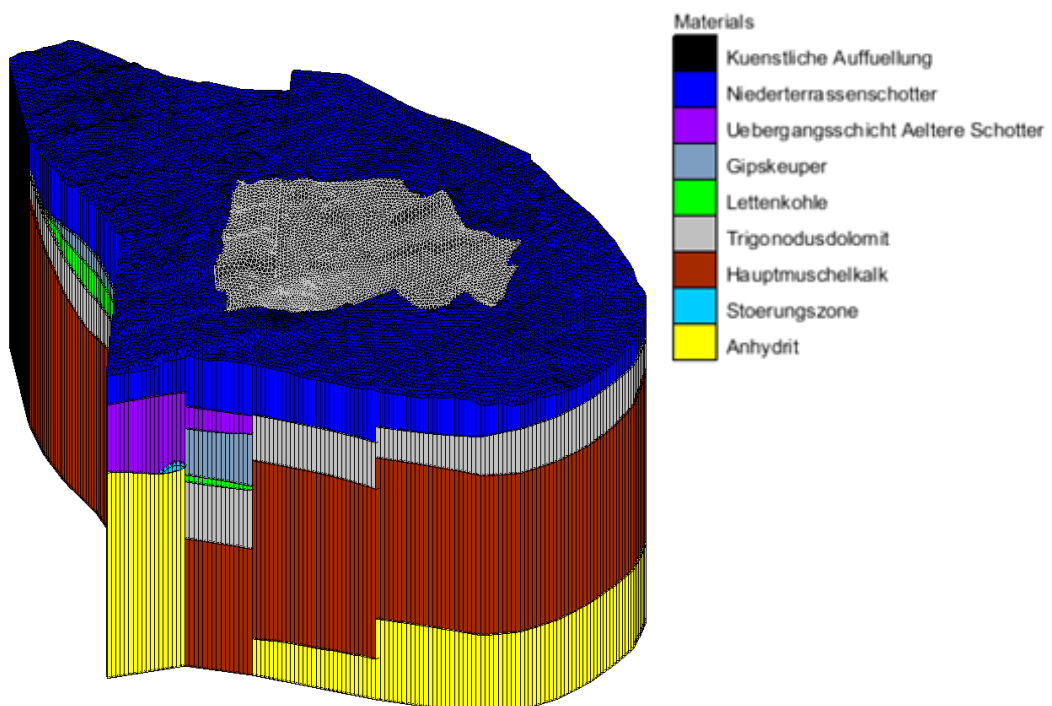
Zürich

Abbildung 1: Zonenunterteilung des Deponiebereiches (inkl. Nahgebiet)



Mittels dieser Unterscheidung der sieben Zonen konnten die Verwerfungen nachmodelliert werden (vgl. Veranschaulichung in Abb. 2)

Abbildung 2: Blockmodell der geologischen Einheiten im MODFLOW



Um den Einfluss der Grundwasseranreicherung bzw. der Trinkwasserfassungen auf die Grundwassersanierung abschätzen zu können, musste das Modellgebiet bis nach Norden erweitert werden. Da die Datendichte ausserhalb der Deponie weitaus geringer ist, wurden im Modellgebiet ausserhalb der Deponie lediglich zwei Schichten eingeführt.

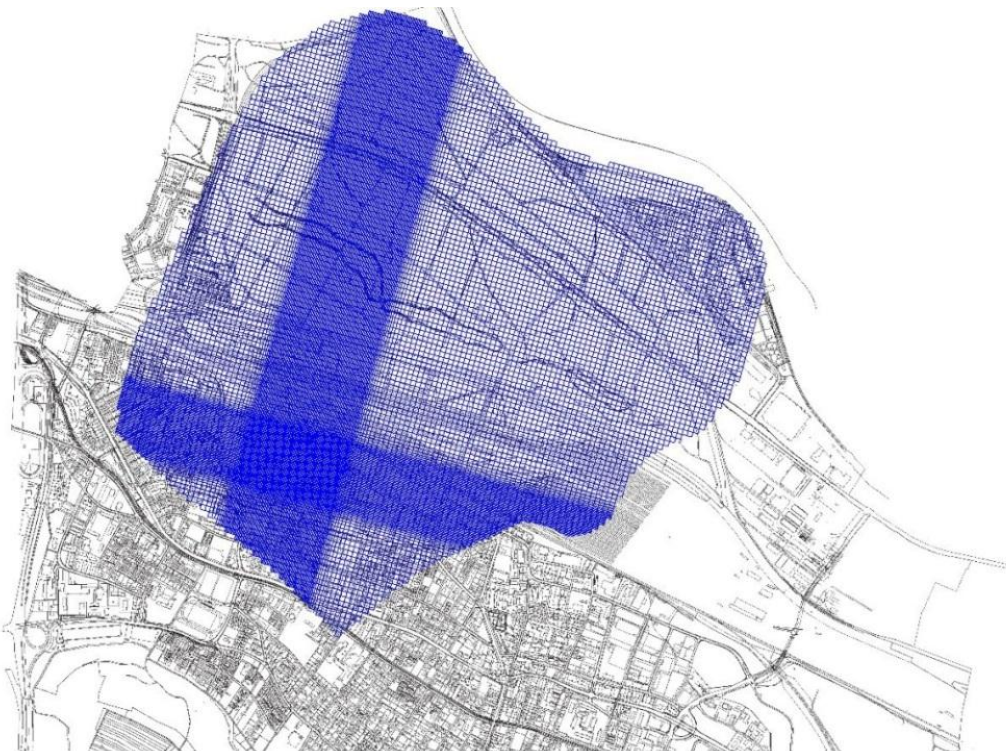
3. Hydraulische Modellierung

3.1. Modellgeometrie

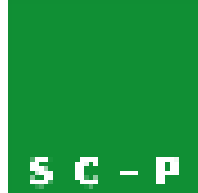
Im MODFLOW werden den geologischen Einheiten („solids“) unterschiedliche hydrogeologische Eigenschaften zugeordnet. Dies sind in erster Linie die hydraulische Leitfähigkeit und die Porosität. Die Porosität wurde auf 0.3 gesetzt. Die Herleitung der hydraulischen Leitfähigkeiten wird im Kapitel 3.2 beschrieben. Durch diese Übertragung im ganzen Modellgebiet konnte der komplexe geologische Untergrund in das MODFLOW übertragen werden.

Das finale MODFLOW-Modell weist ein 3-dimensionales Netz mit 10 Schichten, bestehend aus 244680 Zellen, auf. Im Bereich der Deponie wurde eine Zellenfläche von 5x5 m definiert, um die Genauigkeit des Modells in diesem Bereich zu erhöhen. Ausserhalb des Deponiebereiches wurde die Zellenfläche auf 20x20 m erhöht (vgl. Abb. 3).

Abbildung 3: MODFLOW-Netz



Zusammen mit den neun verwendeten geologischen Schichten („solids“, vgl. Kap. 2) und den beiden für das Umfeld definierten Schichten wurden dem 3D-Netz insgesamt elf Schichten zugewiesen.



Die Oberfläche des Modells wurde einerseits aus der topografischen Karte und andererseits aus dem ASTER GDEM Worldwide Elevation Dataset interpoliert. Die Untergrenzen der Schichten 1 bis 10 (1 oberste Schicht, 10 unterste Schicht) wurden auf konstante Niveaus von 250, 240, 235, 230, 225, 220, 215, 210, 200 und 185 m ü.M. gesetzt. Die 10 Schichten und ihre Mächtigkeiten wurden so ausgewählt, sodass das MODFLOW-Modell eine genügende Auflösung aufweist, um die komplexen geologischen Einheiten so gut als möglich abzubilden. Damit konnte das 3D-Netz so klein als möglich gehalten werden, um eine effiziente Modellierung zu gewährleisten (Minimierung der Rechenzeit). Die Untergrenze der Schicht 1 wurden auf 250 m ü.M. gesetzt, sodass diese unterhalb des Grundwasserspiegels liegt. Auf diese Weise kann immer ein gesättigter Grundwasserfluss gewährleistet werden.

3.2. Modellparameter

Für das hydraulische Grundwasser-Modell (MODFLOW) sind folgende Modellparameter notwendig:

- Eigenschaften der geolog. Einheiten: horizontale und vertikale Durchlässigkeiten
- Randbedingungen für den Wasserfluss in und aus dem System:
 - Grundwasserneubildungsraten
 - hydraulische Durchlässigkeiten¹ der Grundwasseranreicherung (modelliert als Flussbett)
 - Pumpraten der Brunnen
 - hydraulische Randbedingungen des Grundwassergebiets

Die *horizontale und vertikale Durchlässigkeiten der geologischen Einheiten*, die *Grundwasserneubildungsraten* und die *hydraulischen Durchlässigkeiten des Flussbettes* wurden bei den früheren Altlastenuntersuchungen mit Feldversuchen ermittelt oder aus Erfahrungswerten übernommen. Bei diesen Werten wurde jeweils eine Bandbreite in die Software eingegeben (Anfangswerte für die Kalibrierung, vgl. Tabellen 1 bis 3). Mit der anschliessend durchgeführten Kalibrierung (vgl. Kapitel 3.3) wurden diese Werte automatisch iterativ angepasst, bis der modellierte Grundwasserspiegel mit dem Gemessenen übereinstimmte.

Die *Pumpraten* und die *hydraulischen Randbedingungen am Rand des Grundwassergebiets* sind konstant und wurden in der Modellkalibrierung nicht angepasst.

Horizontale und vertikale Durchlässigkeiten

Die horizontalen Durchlässigkeiten der einzelnen Lithologien wurden anhand der bei den verschiedenen Untersuchungen durchgeführten Pumpversuchen bzw. aus Literaturangaben abgeschätzt. Die vertikalen Durchlässigkeiten wurden jeweils als 10% der horizontalen Durchlässigkeiten berechnet. Im MODFLOW wurden diese Durchlässigkeiten über die erstellten „solids“ den einzelnen Zellen zugeordnet. Aufgrund der gros-

¹ Die hydraulischen Durchlässigkeiten werden in der Software als leakage factor bezeichnet.



sen Unsicherheit der Verteilung der Durchlässigkeiten im Untergrund wurden die eingegebenen Werte später bei der Modellkalibrierung automatisch soweit angepasst, so dass die Grundwasserspiegelkoten mit den gemessenen möglichst gut übereinstimmen (vgl. Kapitel 3.3). Die eingegeben minimalen und maximalen Werte für die hydraulischen Durchlässigkeiten sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Werte der horizontalen Durchlässigkeiten „solids“

„solids“	minimale horizontale Durchlässigkeit	maximale horizontale Durchlässigkeit
	[m/d]	[m/d]
künstliche Auffüllung	0.01	25.92
Niederterrassenschotter	20	370
Übergangsschicht / Ältere Schotter	1	50
Gipskeuper	0.00003	0.0027
Lettenkohle	0.003	20
Trigonodusdolomit	2	50
Hauptmuschelkalk	0.5	50
Störungszone	0.3	4
Anhydrit	$1.00 \cdot 10^{-8}$	1
outside_top	0.01	360
outside_bot	0.01	360

Grundwasserneubildungsraten

Für die Grundwasserneubildungsrate im Deponieperimeter wurden die Messwerte aus der ergänzenden Standortuntersuchung übernommen (Abbildung 4). Die restlichen Bereiche ausserhalb der Deponie wurden in drei Teile unterteilt (überbaut, nicht bebaut, Wasseroberfläche der Grundwasseranreicherung, vgl. Abbildung 5). Die Anfangswerte der Kalibrierung sind in der Tabelle 2 aufgelistet.

Tabelle 2: Grundwasserneubildung

Grundwasserneubildungsgebiete		minimale Grundwasserneubildungsrate	maximale Grundwasserneubildungsrate
		[m/d]	[m/d]
RCH_501	A	0.00095	0.0057
RCH_502	B	0.0000435	0.000361
RCH_503	C	0.0000435	0.000461
RCH_504	D	0.000865	0.0015
RCH_505	E	0.000325	0.00295
RCH_506	F	0.000165	0.00099
RCH_507	G	0.000385	0.0015
RCH_509	H	0.0002	0.0015
RCH_510	I	0.0000435	0.000361
RCH_511	J	0.00001	0.001

Abbildung 4: Grundwasserneubildungsgebiete über Deponiekörper
(Schwarz: Gebäude ohne Neubildung,)

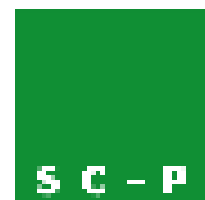
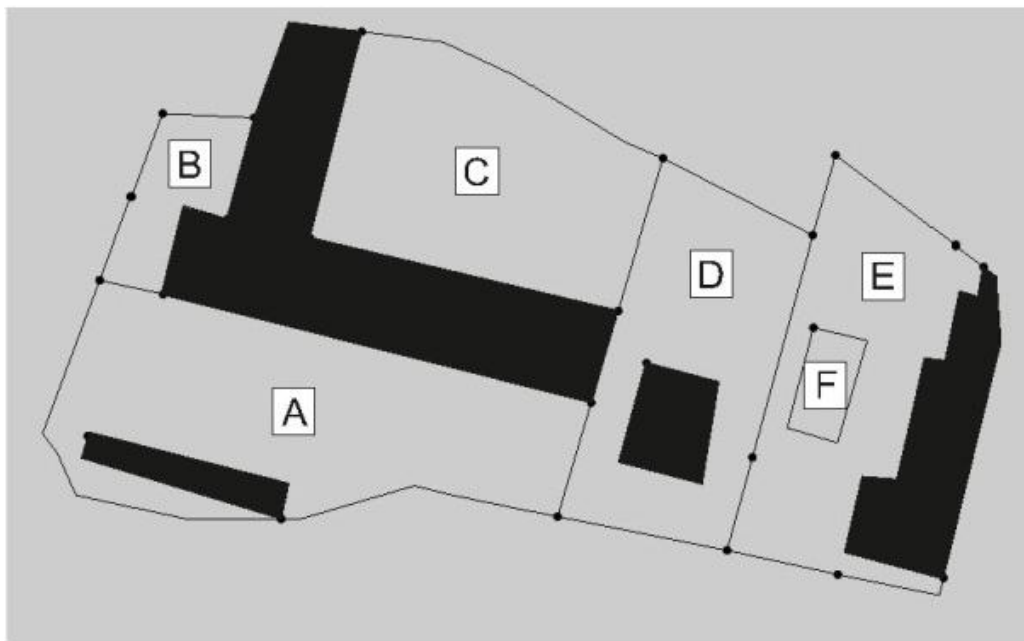
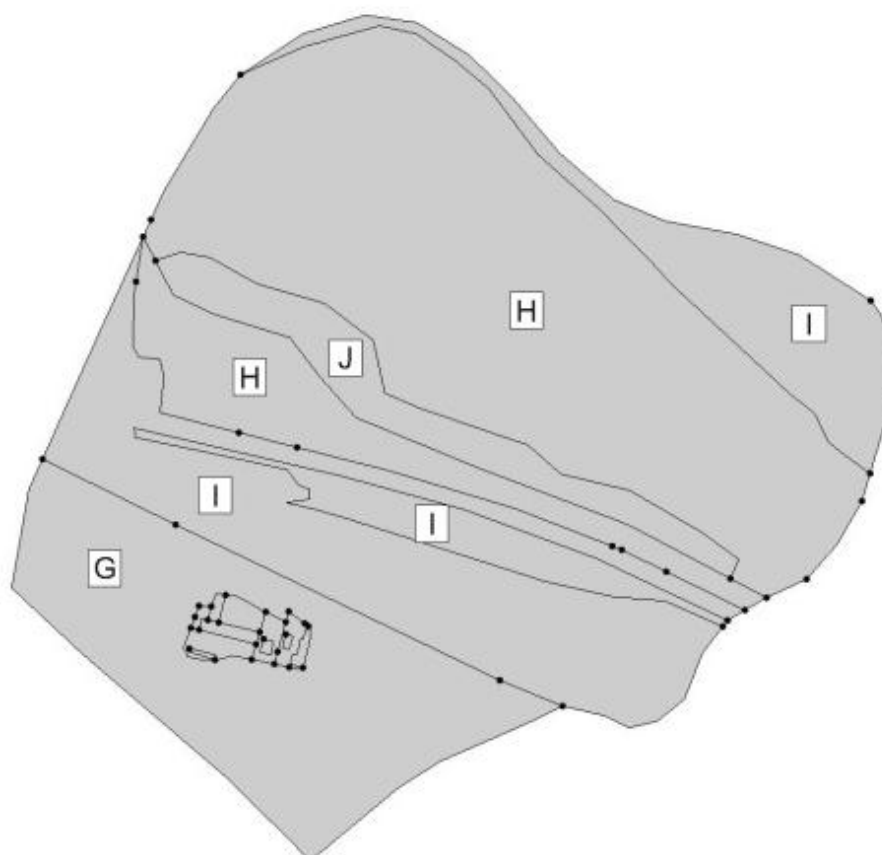


Abbildung 5: Grundwasserneubildungsgebiete



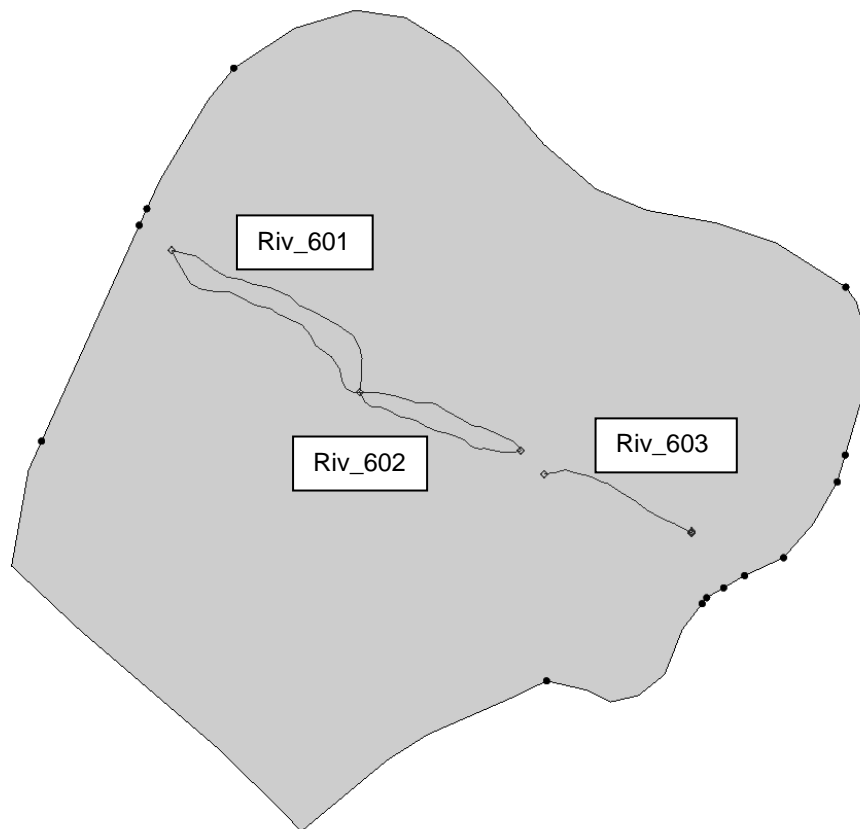
Durchlässigkeit der Grundwasseranreicherung

Die Grundwasseranreicherung wurde in drei Teile unterteilt (modellert als Flussbette). Diese sind in der Abbildung 6 sichtbar. Als Anfangswerte für die Kalibrierung wurden folgende Werte eingesetzt.

Tabelle 3: Werte der hydraulischen Durchlässigkeiten der Grundwasseranreicherung

Bezeichnung (vgl. Abb. 6)	minimale hydraulische Durchlässigkeit des Flussbettes	maximale hydraulische Durchlässigkeit des Flussbettes
	[m/d]	[m/d]
Riv_601 (Westen)	0.01	20
Riv_602 (Zentral)	0.01	30
Riv_603 (Osten)	0.01	30

Abbildung 6: Bereiche des Flussbettes



Entnahmebrunnen (Pumpraten)

Insgesamt wurden 31 Entnahmebrunnen in das Modell eingebaut. Es handelt sich dabei um 30 Trinkwasserfassungen der Hardwasser AG zwischen Grundwasseranreicherung und dem Rhein sowie um den Florin-Brunnen. Die Pumprate der Trinkwasserfassungen wurde mit je 50 l/s bzw. 4'320 m³/Tag (gemäss www.hardwasser.ch) eingesetzt. Für den Florin-Brunnen wurde eine durchschnittliche Pumprate von 5'000 m³/Tag verwendet.

Hydraulische Randbedingungen des Grundwassergebiets

Im Westen, Norden und Osten wurde als Randbedingungen für die erste Schicht gemäss der Stichtagsmessung vom 03.05.2010 ein konstanter Grundwasserspiegel auf einer Kote (Grundwasserisohypse) von 254 m ü.M. definiert. Die südliche Grenze stellt eine sogenannte No-Flow-Boundary dar, d.h. ein Grundwasserfluss ist nur parallel zur Grenze möglich.

3.3. Modellkalibrierung

Nachdem das Basismodell erstellt und eine stabile MODFLOW Simulation ausgeführt werden konnte, wurde das Modell durch die systematische Anpassung der ungenauen Eingabeparameter gemäss den Tabellen 1 bis 3 kalibriert, sodass der im MODFLOW berechnete Grundwasserspiegel weitgehend dem gemessenen bzw. der verwendeten Stichtagsmessung vom 3.5.2010 entsprach. Für die Kalibration wurde der Softwarealgorithmus PEST (Parameter Estimation) verwendet. PEST variiert die Parameter iterativ soweit, bis die berechneten Werte mit den gemessenen bis auf ein akzeptables Mass übereinstimmen (vgl. Kap. 3.3.2).

3.3.1. Aufbau und Durchführung der Kalibration

Für die Kalibration wurden im Modell wurden 73 Beobachtungspunkte eingegeben, bei welchen der Grundwasserspiegel durch Messungen bekannt war. Hierzu wurde hauptsächlich auf die Stichtagsmessung vom 03.05.2010 abgestützt.

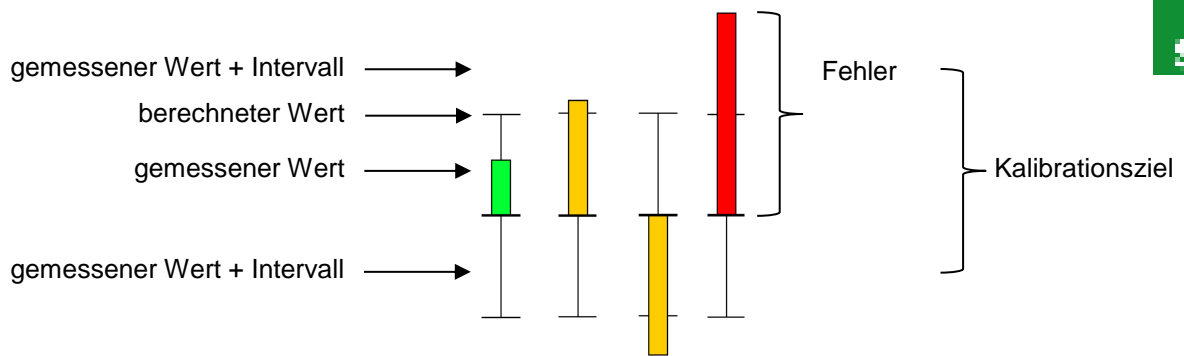
Während der automatischen Kalibration wurde in PEST vorgegeben, dass die Parameter horizontale und vertikale Durchlässigkeit der geologischen Einheiten, die Grundwasserneubildungsraten und die Durchlässigkeiten des Flussbettes variiert werden konnten, um die berechneten und die gemessenen Grundwasserspiegel bestmöglich in Übereinstimmung zu bringen. Die Anfangswerte für die Kalibrierung sind im Kapitel 3.2 aufgelistet.

3.3.2. Resultate der Kalibration

Für die Darstellung, wie gut sich der modellierte Grundwasserspiegel mit dem Gemessenen übereinstimmt, werden sogenannte Kalibrationsziele verwendet. GMS kann Karten mit diesen Kalibrationszielen erstellen (vgl. Darstellung der Kalibration in Anhang A2.1 des Berichts zum Sanierungsprojekt). Der farbige Balken repräsentiert den Fehler zwischen dem berechneten und dem gemessenen Wert (vgl. Abb. 7). Wenn der Fehler innerhalb einer definierten Toleranz liegt, ist der Balken grün, liegt er ausserhalb der Toleranz aber innerhalb der 2-fachen Toleranz, ist der Balken gelb. Bei einem Fehler

von mehr als des 2-fachen Toleranzwerts wird der Balken rot eingefärbt. Für dieses Modell wurde eine Toleranz von 0.5 m definiert.

Abbildung 7: Illustration Kalibrationsziel

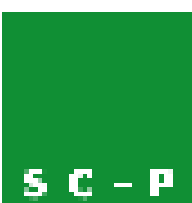


Nach der Kalibration mittels PEST lag der maximale Fehler im Bereich der Deponie Feldreben bei ca. 0.2 – 0.4 m. In der Tabelle 4 sind die gemessenen und berechneten Grundwasserspiegelkoten an ausgewählten Messstellen im unmittelbaren Umfeld der Deponie aufgelistet.

Tabelle 4: Gemessene und berechnete Grundwasserspiegel im Bereich der Deponie

Piezometer	gemessener Grundwasserspiegel	berechneter Grundwasserspiegel	Differenzen
	[m ü.M.]	[m ü.M.]	[m]
F-0601	257.66	257.55	0.11
F-0603	257.63	257.61	0.02
F1	257.73	257.46	0.27
F10	257.77	258.01	-0.24
F2.1	257.82	257.62	0.20
F2.2	257.90	257.69	0.21
F3.1	257.80	257.83	-0.03
F3.2	257.83	257.84	-0.01
F4	257.72	257.48	0.24
F6	257.62	257.55	0.07
F7	257.81	257.42	0.39
F8	257.74	257.50	0.24
F9	257.77	257.55	0.22
R.237	257.86	257.85	0.01
KB7	257.60	257.54	0.06





4. Modellierung der Schadstoffkonzentrationen

Nach der hydraulischen Kalibrierung des Modells wurde die Schadstoffverteilung modelliert. Die Modellierung wurde auf die beiden Hauptschadstoffe PER und TRI fokussiert und berücksichtigte die Prozesse Advektion, Dispersion, und Sorption (vgl. unten).

Advektion

Für die Modellierung der Advektion wurden folgende sehr guten Standardeinstellungen der Software verwendet.

Parameter	Value	Unit
Max cells particles allowed to move per transport step (PERCEL):	1.0	
Max. number of total particles allowed (MXPART):	75000	
Threshold relative conc. gradient (DCEPS):	0.00001	(kg/m ³)
Initial particle placement (NPLANE):	(0) Random	
Number of planes (NPLANE):	2	
Initial particles/cell where conc. gradient < DCEPS (NPL):	0	
Initial particles/cell where conc. gradient > DCEPS (NPH):	16	
Min. number of particles per cell (NPMIN):	2	
Max. number of particles per cell (NPMAX):	32	
Mult. for particles number's at source cells:	1.0	
Initial particle placement (NLSINK):	(0) Random	
Number of planes (NLSINK):	2	
Number of particles (NPSINK):	16	
Rel. conc. gradient for controlling use of MOC or MMOC (DCHMOC):	0.001	(kg/m ³)

Dispersion

Bei der Dispersion sind die Verhältnisse zwischen den transversalen und der longitudinalen Dispersität eingegeben worden. Diese ist im Modell überall konstant und beträgt 1:10 (horizontal transversal : longitudinal) bzw. 1:100 (vertikal transversal : longitudinal).

Sorption

Die effektiven Schadstoffbelastungen im kontaminierten Felsbereich konnten in keiner der bisherigen Untersuchungen unmittelbar nachgewiesen werden. Sie werden aufgrund der sehr hohen Schadstoffbelastungen im Grundwasser im belasteten Felsbereich innerhalb des Kluft- und Porenvolumens propagiert. Es ist daher nicht direkt möglich, zuverlässige Feststoffbelastungen abzuschätzen und in das Modell einzugeben. Um dies zu umgehen und diese Feststoffbelastung trotzdem modellieren zu können, wurde der Retardationsfaktor (Verzögerung) im kontaminierten Felsbereich sukzessive erhöht, bis eine plausible Nachmodellierung der durchgeführten Pumpversuche möglich



war. Zudem wurde eine Sensitivitätsanalyse der Sanierungsdauer mit verschiedenen Retardationsfaktoren durchgeführt. Hierfür wurden folgende Werte für die beiden Zonen A und B verwendet (vgl. Abbildung 8).

- Retardationsfaktor 4: Sanierungsdauer 3 bis 4 Jahre
- Retardationsfaktor 6: Sanierungsdauer 4 bis 6 Jahre
- Retardationsfaktor 10: Sanierungsdauer 12 bis 13 Jahre

Für die Zonen C bis I wurde der ein Wert von 2 gewählt. Dies entspricht einerseits der überschlagsmässigen Berechnung und andererseits einem üblichen Erfahrungswert.

Startkonzentrationen

Als Ausgangszustand der Modellierung wurden unterschiedlich stark belastete Zonen in und ausserhalb der Deponie abgebildet (Ist-Situation). In der Abbildung 8 sind die Bereiche mit unterschiedlichen Startkonzentrationen eingezeichnet. Die zeigt die gewählten Startkonzentrationen.

Als erste Näherung wurde die Schadstoffbelastung in den Bereichen, wo keine Belastungsverteilung mit der Tiefe bekannt war, über die gesamte Wassersäule als konstant angenommen (Bereiche C, E, G, H, I, vgl. Tab. 5). In den zentralen Zonen A und B, welche dem schadstoffbelastetem „Fels“ entsprechen sind die Schadstoffgehalte in der Tiefe grösser als direkt unter der Grundwasseroberfläche. Demgegenüber wurden im kontaminierten Lockergestein im SW und NE (Zonen D und F) die Schadstoffkonzentrationen im obersten Grundwasserbereich grösser als in der Tiefe angenommen.

Tabelle 5: Startkonzentrationen von PER und TRI ($\mu\text{g/l}$)

Schadstoff	PER			TRI		
	Layer 1	Layer 2-7	Layer 8-10*	Layer 1	Layer 2-7	Layer 8-10*
A	500	1'000	0	1'000	5'000	0
B	100	200	0	50	100	0
C	25	25	0	10	10	0
D	110	25	0	10	10	0
E	10	10	0	5	5	0
F	10	10	0	75	5	0
G	2	2	0	1	1	0
H	20	20	0	2	2	0
I	25	25	0	1.5	1.5	0

* In den Layern 8 bis 10 wurde die Startkonzentration als 0 gesetzt, da diese hauptsächlich aus undurchlässigem Anhydrit aufgebaut sind.

Abbildung 8: Zonen verschiedener Startkonzentrationen

